MINISTERIO DE INDUSTRIA, COMERCIO Y TURISMO

CUADERNOS ECONÓMICOS ICE INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA

CUADERNOS ECONÓMICOS

Número 101 • 2021/I

Indicadores macroeconómicos ambientales. El caso español

Environmental Macroeconomic Indicators. The Spanish Record

EDITORA
María del Carmen Díaz Roldán
Universidad de Castilla-La Mancha

CONSEJO CIENTÍFICO
Michelle Boldrin, Washington University in St Louis
Mariam Camarero Olivas, Universitat Jaume I
Juan José Dolado, U. Carlos III de Madrid
Álvaro Escribano, U. Carlos III de Madrid
María Paz Espinosa, U. del País Vasco
Jesús Gonzalo Muñoz, U. Carlos III de Madrid
Andrew Jones, University of York
Timothy J. Kehoe, University of Minnesota
José María Labeaga, UNED
Inés Macho Stadler, U. Autònoma de Barcelona
Inmaculada Martínez Zarzoso, Universitat Jaume I
Matilde Mas Ivars, Universitat de València
Franco Peracchi, Georgetown University
Marta Rey García, Universidade da Coruña
Joan Enric Ricart, IESE, U. de Navarra

CONSEJO EDITORIAL
Carmen Arguedas Tomás, U. Autónoma de Madrid
Luis Ayala Cañón, U. Rey Juan Carlos
Hugo Benítez-Silva, Stony Brook University N.Y.
Florentino Felgueroso, U. de Oviedo
Ángel López Nicolás, U. Politécnica de Cartagena
Ana Lozano Vivas, U. de Málaga
Javier Salinas Jiménez, U. Autónoma de Madrid
Javier Suárez Pandiello, U. de Oviedo

DIRECCIÓN EJECUTIVA
Bernardo Hernández San Juan

JEFE DE REDACCIÓN
Antonio Alonso González

REDACCIÓN
Ana Belén Rodríguez Rodríguez

EDICIÓN Y REDACCIÓN
Ministerio de Industria, Comercio y Turismo
Secretaría de Estado de Comercio
Paseo de la Castellana, 162. Planta 12. 28046 Madrid
Teléfonos 91 349 6053 / 91 349 2548

DISTRIBUCIÓN
Ministerio de Industria, Comercio y Turismo
Centro de Publicaciones
Calle Panamá, 1. Planta 0, despacho 3. 28036 Madrid
Teléfonos: 91 349 5129 / 91 349 5133 / 91 349 4335
CentroPublicaciones@mincotur.es
www.revistasice.com

Esta publicación se encuentra en las siguientes bases de datos bibliográficas:
REBIUN, ECONLIT, DIALNET, LATINDEX, DICE, InDICES CSIC e ISOC.
Sus índices de impacto aparecen en IN-RECS.

Los análisis, opiniones y conclusiones expuestos en los artículos de esta publicación son los de los autores y no representan opiniones oficiales de la Secretaría de Estado de Comercio, con las que no tienen por qué coincidir necesariamente.

Editor: S.G. de Estudios y Evaluación de Instrumentos de Política Comercial. Secretaría de Estado de Comercio
Diseño de cubierta: TexTec
Composición y maquetación: TexTec
Impresión y encuadernación: Centro de Impresión Digital y Diseño de la Secretaría de Estado de Comercio
Papel:
Exterior: estucado mate ecológico (250 g)
Interior: offset ecológico FSC/TCF (80 g)
ECPMINCOTUR: 1.ª ed./200/0521
PVP: 18 € + IVA
DL: M 22392-1977
NIPO: 112-19-008-4
e-NIPO: 112-19-009-X
ISSN: 0210-2633
e-ISSN: 2340-9037

Catálogo general de publicaciones oficiales:
https://cpage.mpr.gob.es/

CUADERNOS ECONÓMICOS DE ICE

MINISTERIO DE INDUSTRIA, COMERCIO Y TURISMO

NÚMERO 101 • 2021/I

SUMARIO

• Presentación: Indicadores macroeconómicos ambientales. El caso español	Ramón Barberán, Iñaki Iriarte Goñi	5
• Las cuentas ambientales del INE: visión general, logros y retos futuros	Antonio Martínez Serrano, Ana Luisa Solera Carnicero	15
• Las cuentas medioambientales físicas en el INE: situación actual y perspectivas futuras	Fernando Celestino, Julia Maestro, Luis Martín	37
• Cuentas medioambientales monetarias	María Luisa Egido, José Antonio Fuentes	77
• Medición de la relevancia y evolución de la bioeconomía en España	Encarna Esteban, Alexia Sanz-Hernández	105
• Genuine Saving and Weak Sustainability: A Critical Approach to the Spanish Case in the Long Run (1955-2010)	Iñaki Iriarte Goñi	131
• Spain's Index of Sustainable Economic Welfare. Are welfare and sustainability compatible?	Tadhg O'Mahony	159
• Las bases materiales del desarrollo económico en España (1860-2016). Un estudio desde el metabolismo social	Juan Infante-Amate, Eduardo Aguilera, Jaume Vila, Ángel Sanjuán, Felipe Oropesa, Manuel González de Molina	185
• La huella ecológica, un indicador clave hacia la sostenibilidad territorial: el caso de España	Antonio Cano Orellana	215
• Indicadores de agua incorporada y actividad económica desde la perspectiva de la producción y el consumo: un análisis temporal para la economía española	Rosa Duarte, Vicente Pinilla, Ana Serrano	249
• The Sustainable Society Index: Analysis of the Recent Situation of the Sustainability Worldwide	Miguel Rodríguez-Rosa, M. Purificación Galindo-Villardón, Isabel Gallego-Álvarez	277

Presentación
Indicadores macroeconómicos ambientales. El caso español*

Ramón Barberán
Iñaki Iriarte Goñi
Universidad de Zaragoza

La complicada situación ambiental que vive el planeta se hace cada vez más evidente. El calentamiento global asociado al cambio climático, el impresionante incremento de los vertidos de residuos a la tierra y a los océanos, o la preocupante pérdida de biodiversidad, son algunos de los acuciantes problemas que nos afectan en la actualidad (UN Environment, 2019). No faltan trabajos que, en ese contexto, relacionan la reducción de los ecosistemas naturales, en combinación con la globalización creciente, con la expansión del virus que en este momento está asolando a la humanidad. Parece obvio que, frente a este panorama, el análisis económico no puede seguir pegado en exclusiva a paradigmas tradicionales, que pese a ser muy útiles en muchos aspectos, no prestan atención a las complejas relaciones entre actividad económica y ecosistemas y, en consecuencia, dejan fuera de foco los problemas ambientales generados por los procesos de crecimiento económico.

Como señaló en su momento José Manuel Naredo (1987), Economía y Ecología comparten la misma raíz lingüística (eco, del griego *oikos-casa)* que en lo básico se refiere al espacio físico en el que se desarrolla la vida y en el que los humanos llevan a cabo sus actividades con los recursos que obtienen obligatoriamente de los ecosistemas. Es lógico por tanto que algunas corrientes de pensamiento económico hayan estado ligadas desde siempre a la problemática del uso de los recursos. Pese a ello, conforme el pensamiento económico de corte neoclásico fue convirtiéndose ya a finales del siglo XIX en la corriente teórica predominante, el análisis económico fue separándose casi completamente del marco biofísico. Al poner el foco principal en el funcionamiento del mercado, el interés por el crecimiento a largo plazo pasó a un segundo plano, y eso ayudó a que el interés por las bases materiales de la economía se diluyera (Cuerdo & Ramos, 2000). Además, la búsqueda de leyes universales formalizadas matemáticamente en las que se buscaba una validez universal más allá de la historia y del territorio, contribuyeron también a dejar los efectos ambientales de la actividad económica en la sombra.

* La coordinación de este monográfico se ha realizado en el marco del proyecto del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades, PGC2018-096640-B-I00, titulado «Transiciones ecológicas en la historia contemporánea. Aproximación al desarrollo económico y social en clave ambiental (siglos XIX y XX)».

Pese a ello, esos efectos ambientales se fueron haciendo cada vez más evidentes, especialmente tras las décadas de fuerte crecimiento económico que tuvieron lugar entre el final de la Segunda Guerra Mundial y la primera crisis del petróleo de principios de los setenta. El informe *Los límites del crecimiento* elaborado para el Club de Roma en 1972 (Meadows *et al*., 1972) y el informe *Nuestro futuro común* (también conocido como informe Brundtland) publicado por la Comisión de medioambiente y desarrollo de Naciones Unidas (UN WCED, 1987), donde se dio por primera vez una definición de desarrollo sostenible, se consideran habitualmente como las primeras llamadas de atención. A partir de ahí, la percepción cada vez más clara de los problemas ambientales del crecimiento han ido generando toda una serie de movimientos tanto sociales como institucionales. Las sucesivas conferencias internacionales que se han ido convocando desde la primera Cumbre de la Tierra celebrada en Río de Janeiro en 1992 hasta la vigésima quinta Conferencia de las Partes (COP25) celebrada en Madrid en 2019 bajo presidencia chilena, en las que se llegaron a una serie de acuerdos y recomendaciones, las estrategias de desarrollo patrocinadas por Naciones Unidas con la Agenda 21, los Objetivos del Milenio o los Objetivos de Desarrollo Sostenible (Agenda 2030), son sólo algunos de los jalones que han ido situando la cuestión ambiental cada vez en un lugar más central de la agenda política y social. En este contexto, aunque lamentablemente el grueso de la ciencia económica se ha mantenido prácticamente al margen de esta problemática, han sido muchos los economistas que han reconocido la enorme importancia de integrar la naturaleza y los recursos ambientales en el análisis económico y que han propuesto métodos para hacerlo.

En ese sentido, desde los años ochenta del siglo XX se han ido consolidando dos corrientes principales. Una de de ellas es la denominada Economía Ambiental, que bebiendo de los planteamientos de autores como Pigou o Solow, se ha interesado principalmente por los problemas de las externalidades ambientales y de la asignación intergeneracional de los recursos agotables. Entre las contribuciones de esta corriente de pensamiento destacan la valoración económica del medioambiente, con el consiguiente desarrollo de métodos de estimación del valor económico de aquellas de sus funciones para las que no existe mercado, así como el diseño y evaluación de políticas ambientales para contribuir a la sostenibilidad del desarrollo. Su preocupación principal es el bienestar social, tanto de la generación actual como de las generaciones futuras, y sus herramientas de análisis son las propias de la economía neoclásica, por lo que asume la lógica del mercado al tiempo que la necesidad de la intervención pública correctora.

La segunda corriente es la Economía Ecológica, que parte de un planteamiento más holístico de la naturaleza, y siguiendo a autores como Georgescu-Roegen o Daly, considera la economía como un sistema abierto que mantiene constantes interrelaciones dinámicas con los sistemas biofísicos y sociales. Esto implica una visión mucho más interdisciplinar de la ciencia económica, que en esta corriente utiliza para sus análisis conceptos tomados de la Física o de la Ecología para explicar las constantes interacciones entre economía y naturaleza. Por otra parte, más que el

concepto «recurso natural» o «recurso ambiental» como elemento aislado, la Economía Ecológica prefiere utilizar el de ecosistema como conjunto integrado que se puede ver afectado en muchos sentidos cuando se actúa sobre él. Partiendo de esta percepción, se defiende que las decisiones sobre la utilización de los recursos no sólo (ni principalmente) deben guiarse por la lógica del mercado, sino que se deben considerar otras cuestiones importantes como la biocapacidad de los ecosistemas y los límites planetarios, evitando superar determinados umbrales críticos irreversibles.

Así pues, las formas de integrar los aspectos medioambientales en el análisis económico son variadas, pero todas ellas coinciden en la necesidad de ir construyendo indicadores económicos que representen de una u otra forma las cuestiones ambientales, y que complementen las mediciones tradicionales, especialmente el producto interior bruto (PIB), que por la manera en que fueron concebidas no tienen capacidad para integrar esas variables.

En este contexto general, el objetivo de este monográfico es precisamente reunir en un solo volumen una serie de trabajos originales que tratan, precisamente, sobre la compleja problemática de la medición de aspectos ambientales clave. Y lo hace buscando conscientemente tres rasgos, a saber, ser concreto, práctico y ecléctico. El carácter concreto viene dado porque, ante las innumerables posibilidades entre las que se puede optar en los análisis económico-ambientales, se ha preferido centrar este volumen, exclusivamente, en textos que presentan y analizan indicadores macroeconómicos y que en consecuencia sirven para aportar información ambiental complementaria que no se recoge en las cuentas nacionales estándar. El foco se ha puesto, además, preferentemente en la economía española, con nueve de los diez trabajos centrados en indicadores referidos al caso español.

Con el carácter práctico se ha buscado dar a conocer algunas de las principales métricas ambientales a un público que no necesariamente tiene que estar familiarizado con ellas, y que puede ir descubriendo en cada texto la metodología básica que se sigue en su construcción, y también las posibilidades de análisis que ofrecen. Es precisamente esa practicidad la que nos ha llevado a invitar a escribir en el monográfico a los estadísticos del Instituto Nacional de Estadística (INE) encargados de elaborar las cuentas satélites ambientales, que contextualizan primero, y explican después en detalle, en los tres primeros textos. Creemos que estas aportaciones pueden ser muy útiles, ya que, además de contribuir a la divulgación de las propias cuentas ambientales, ofrecen a los investigadores interesados las claves de su construcción y pueden facilitar así su comprensión y su utilización en trabajos posteriores. También los demás indicadores que se recogen en el monográfico incluyen una sección metodológica en la que se explica su construcción y los problemas asociados a la misma.

Finalmente, el carácter ecléctico viene dado porque el volumen no se limita a recoger indicadores de un enfoque económico determinado, sino que incluye aproximaciones diversas en varios sentidos. Por un lado, se toman en consideración tanto indicadores calculados en términos monetarios, como indicadores construidos sólo en términos físicos, ya que ambos aportan información relevante sobre aspectos ambientales de interés. Por otro lado, también los planteamientos teóricos que guían los

diferentes indicadores son diversos, y mientras algunos se refieren a los postulados de la Economía Ambiental, otros lo hacen utilizando principios más ligados a la Economía Ecológica.

Si pasamos a presentar brevemente los diferentes artículos, cabe decir que los tres primeros constituyen la parte más técnica, ya que son los artículos escritos por los estadísticos del INE a los que nos acabamos de referir. En primer lugar, **José Antonio Martínez Serrano y Ana Luisa Solera Carnicero** hacen una presentación general de las cuentas satélites ambientales que se calculan oficialmente en España desde hace unos años, en sintonía con los demás países de la Unión Europea. En la actualidad esas cuentas abarcan siete ámbitos que son: las emisiones a la atmósfera, los impuestos ambientales, los flujos de materiales, el gasto en protección ambiental, la energía, los bienes y servicios ambientales y los residuos. Los autores resumen en su trabajo el proceso de configuración de esas cuentas en el ámbito internacional, que se puede rastrear desde la década de los ochenta, cuando algunas instituciones internacionales comenzaron a mostrar su preocupación por las cuestiones ambientales relacionadas con la economía. El Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica (SCAE o SEEA por sus siglas en inglés) comenzó a perfilarse por parte de Naciones Unidas en los años noventa y se fue sistematizando con el tiempo hasta acabar consolidándose el actual Marco Central (SCAE-MC) en 2012. La ventaja del sistema es que mantiene los conceptos contables, estructuras, reglas y principios del Sistema de Cuentas Nacionales (SCN), agregando información sobre cuestiones ambientales que pueden resultar claves para conocer las relaciones entre economía y ecosistemas, y poder tomar sobre esa base decisiones políticas. Los avances en esa dirección en España, siempre en el marco de la UE, han sido muchos, pero sigue habiendo retos para mejorar la calidad y puntualidad de las cuentas, así como para ampliarlas a nuevos ámbitos que permitan un mejor conocimiento de cuestiones ambientales clave.

El segundo texto del monográfico, a cargo de **Fernando Celestino Rey, Julia Maestro López y Luis Martín Salvador** se adentra en la descripción de las cuentas ambientales calculadas por el INE en términos físicos. Se tratan de unas cuentas esenciales, que contabilizan las entradas y salidas de materiales de diverso tipo del sistema económico y que, por tanto, constituyen una información imprescindible para realizar análisis de las relaciones entre economía y medioambiente previos a la valoración monetaria de los recursos. En el artículo se describen cuatro cuentas que son la de flujo de materiales, la de los flujos físicos de energía, la de emisiones a la atmósfera y la de residuos. No son todas las cuentas disponibles, ya que otros organismos ajenos al INE calculan cuentas complementarias como la de los bosques o la del agua, pero sí constituyen la parte esencial desde un punto de vista macroeconómico. Para cada una de esas cuatro cuentas, los autores nos presentan un breve marco conceptual, una descripción de la metodología básica empleada en cada caso y del proceso de elaboración y, finalmente, un resumen de los indicadores que se pueden calcular con la información que proporcionan. Las cuentas físicas aportan datos estandarizados en el marco de Eurostat, que resultan esenciales para avanzar en debates económico-ambientales de vital importancia. La relación entre actividad

económica y emisiones de gases de efecto invernadero o la relación entre crecimiento económico, cambio tecnológico y las posibilidades de desmaterialización de la economía, pueden analizarse sobre la base de esos datos.

Continuando con las cuentas satélite ambientales, **María Luisa Egido y José Antonio Fuentes** presentan las cuentas ambientales monetarias que también se elaboran para España por el INE, dentro de la estrategia europea de cuentas de Eurostat. En concreto, presentan la cuenta de gasto en protección ambiental, la cuenta de impuestos ambientales y la cuenta de bienes y servicios ambientales. Para cada una de ellas, los autores exponen de forma resumida las características y metodología, así como los principales resultados obtenidos. La finalidad de estas cuentas es reflejar los comportamientos con efectos ambientales de productores y consumidores, permitiendo valorar la relevancia y características del esfuerzo realizado en un momento dado y su evolución, así como efectuar comparaciones internacionales. Los resultados muestran que el gasto nacional en protección ambiental en 2019 en España representó el 1,54 % del PIB, claramente por debajo de la media de la Unión Europea (UE), principalmente para la gestión de residuos, a cargo de los sectores de sociedades y administraciones públicas, y en forma de consumo final e intermedio. Los impuestos ambientales en ese mismo año representaron el 1,8 % del PIB (de nuevo por debajo de la media de la UE), con un protagonismo muy destacado de los impuestos sobre la energía, corriendo principalmente a cargo del sector de hogares. Las actividades económicas cuya finalidad es la protección ambiental o una gestión más eficiente de los recursos naturales, también conocidas como el sector ambiental de la economía, aportaban en el año de referencia el 2,11 % del PIB (coincidiendo con la media de la UE) y el 1,78 % del empleo de la economía española.

Después de estos trabajos de carácter eminentemente técnico, el trabajo de **Encarna Esteban y Alexia Sanz-Hernández** se centra precisamente en la explotación de la información macroeconómica que tradicionalmente han venido elaborando los institutos oficiales de estadística, para aproximarse, al menos parcialmente, a la medición de algunos conceptos o fenómenos relevantes desde la perspectiva ambiental como es el de la bioeconomía. La bioeconomía puede definirse como el conjunto de actividades económicas ligadas al aprovechamiento de productos o procesos biológicos y biotecnológicos que, dado su carácter de recursos renovables, deberían contribuir a garantizar un desarrollo sostenible. Partiendo de ese concepto, las autoras miden la relevancia de las actividades productivas que pueden encuadrarse en el ámbito de la bioeconomía en España en el periodo 2008-2017 a través, principalmente, de su contribución al valor añadido, el empleo y la inversión en I+D+i. Los resultados muestran que la bioeconomía aporta a la economía española el 6 % del Valor Añadido Bruto (VAB) y el 8 % del empleo, y que la inversión anual en I+D+i está próxima a los 1.800 millones de euros, siendo los principales sectores, atendiendo a su contribución al VAB bioeconómico, la agricultura (46 %) y comida, bebida y tabaco (32 %). De la comparación con los principales países de la UE se desprende que el peso global de los sectores bioeconómicos es mayor en España, pero el peso de las actividades de mayor valor añadido (como la bioenergía y los productos químicos,

farmacéuticos y plásticos de origen biológico) es claramente menor y, además, su evolución a lo largo de los años analizados ha sido peor. No obstante, las autoras dejan constancia de las dificultades a las que se enfrenta la delimitación precisa de los sectores y subsectores englobados dentro de la bioeconomía, que dificulta su cuantificación y las comparaciones internacionales e interregionales.

Los dos siguientes trabajos que se incluyen en el monográfico se centran en presentar varios macroindicadores monetarios más específicos, que incorporan datos referidos al medioambiente y que se han propuesto a escala internacional como alternativa a la contabilidad tradicional basada en el PIB. En esa línea, el trabajo de **Iñaki Iriarte Goñi** realiza una aproximación crítica al Ahorro Genuino (GS por sus siglas en inglés) de la economía española, utilizando la metodología estándar que propone el Banco Mundial y alargando la serie hacia atrás hasta 1955, para cubrir un periodo histórico más amplio que el que ofrecen los datos del propio Banco Mundial. Antes de analizar datos concretos, el texto hace una presentación sucinta de los conceptos de sostenibilidad fuerte y débil y enmarca en ese debate indicadores monetarios como el de la Riqueza Comprensiva (CWI), la Riqueza Inclusiva (IWI) o el propio Ahorro Genuino. Una vez enmarcado este indicador en su contexto teórico, el texto analiza su metodología y se pregunta en qué medida los datos que resultan de su aplicación sirven para conocer mejor el proceso de crecimiento económico español de la segunda mitad del siglo XX, y en qué medida puede ser útil para medir la sostenibilidad en el sentido débil del término. La respuesta que ofrece a estos dos interrogantes es en cierto sentido ambivalente. Por una parte, el cálculo del Ahorro Genuino introduce variables que las mediciones de PIB no consideran, y en ese sentido ofrece una visión complementaria del crecimiento que permite ver aspectos habitualmente poco destacados y lanzar algunas hipótesis de trabajo para profundizar en ellas. Por otra parte, sin embargo, el trabajo defiende que la valoración que el cálculo estándar del Ahorro Genuino hace de los recursos naturales y de los daños ambientales está sujeto a un alto margen de error dependiendo de los supuestos de los que se parta, y ello hace difícil llegar a conclusiones claras sobre la sostenibilidad de la economía ni siquiera en el sentido débil del término.

El trabajo de **Tadgh O'Mahony,** por su parte, realiza una presentación de otro indicador que ha sido propuesto como alternativa al PIB desde la corriente teórica de la Ecología Económica, y que se denomina Índice de Bienestar Económico Sostenible (ISEW por sus siglas en inglés), conocido también como Índice de Progreso Genuino (GPI). Hace aproximadamente tres años, O´Mahony, junto con Paula Escardó-Serra y Javier Dufour, calcularon y publicaron por primera vez los datos del ISEW para el caso español entre 1970 y 2012. Partiendo de esa base cuantitativa, en el nuevo artículo que incluimos en este monográfico el autor presenta brevemente la metodología del índice en cuestión y a partir de ahí realiza una aportación novedosa, consistente en comparar, para el caso español, los resultados del ISEW con los que ofrecen otros índices alternativos de bienestar. Otra novedad del texto es que introduce una amplia discusión sobre el bienestar y el progreso, basándose en los resultados del índice. Una de las principales diferencias del ISEW respecto de otros indicadores

alternativos de bienestar es que, partiendo de una medición del consumo, introduce un ajuste en función de la desigualdad existente en una sociedad. Por otra parte, además de contabilizar los daños ambientales, trata de aproximar también daños sociales generados por el crecimiento que restan bienestar general a la sociedad. Desde todas estas perspectivas este indicador puede considerarse aún como una propuesta abierta sujeta a mejoras en función de las discusiones que la literatura va manteniendo. El artículo de O'Mahony resume algunos de estos puntos de discusión y ofrece una idea de la enorme complejidad que reviste la creación de este tipo de mediciones.

Los dos artículos siguientes del monográfico utilizan dos indicadores que miden, en términos físicos, algunos de los efectos ambientales del crecimiento económico, y que resultan en muchos aspectos complementarios. El trabajo de **Juan Infante-Amate, Jaume Vila, Eduardo Aguilera, Ángel Sanjuán, Felipe Oropesa y Manuel González de Molina**, calcula, para el caso español, la Contabilidad del Flujo de Materiales (CFM), siguiendo un sistema internacionalmente armonizado que permite cuantificar la extracción, el comercio y el consumo de materiales y energía en una unidad territorial determinada. La forma de contabilización se basa en criterios muy similares a los que ya se han presentado en el artículo dedicado a las cuentas ambientales físicas que calcula el INE, pero este trabajo presenta dos aportaciones fundamentales respecto a aquel. Por una parte, la contabilización se realiza en el muy largo plazo, reconstruyendo los flujos para un periodo de más de 150 años. Por otra parte, esa contabilización se analiza en el marco teórico del «metabolismo social» y ello permite ir interpretando las grandes líneas de transformación en el uso de energía y materiales y sus implicaciones económicas y sociales. En este contexto el artículo detecta perfectamente el impresionante incremento en el uso de materiales por habitante a lo largo del tiempo, el cambio en el tipo de materiales utilizados (de los bióticos a los abióticos) y también el cambio en la posición internacional de España, que ha pasado de exportador a importador neto de materiales en los últimos sesenta años aproximadamente. En conjunto se detecta la transición socioecológica que estos cambios en los flujos han supuesto y ello permite discutir también acerca de la dependencia material que representa el crecimiento entrando en el debate sobre la desmaterialización o rematerialización de la economía.

Por su parte, el trabajo de **Antonio Cano Orellana** puede considerarse, en cierto sentido, complementario con el anterior, aunque se centra en la descripción y el cálculo de un indicador diferente, como es la «huella ecológica». También en este caso, ese indicador sigue una metodología internacional estándar que ha sido aplicada a la práctica totalidad de los países del mundo al menos desde los años noventa del siglo XX. Con la medición de la huella se trata de realizar una aproximación a la sostenibilidad de una economía, poniendo en relación el consumo que realiza la población de un país y las emisiones que el país genera, con el territorio necesario para cubrir ese consumo y para absorber esas emisiones. Dicho de otra manera, la huella ecológica toma en consideración el territorio como un elemento clave en las relaciones entre economía y medioambiente. En este contexto, el texto de Cano después de describir la metodología básica que permite calcular el indicador, presenta la evolución

de la huella ecológica de la economía española desagregada en sus componentes desde 1961 hasta 2017, mostrando cómo el crecimiento durante ese periodo ha ido acompañado de un déficit ecológico creciente que sólo se ha frenado con la crisis iniciada en 2008. La otra gran aportación del texto es que ha calculado la huella a escala municipal, lo cual permite profundizar en la desagregación territorial de la misma. Según esta aproximación, 187 de los 8.131 municipios españoles (es decir, el 2,2 % de los municipios) acaparan el 99 % de la huella del país, lo cual da una idea de los profundos desequilibrios territoriales asociados al consumo, a las emisiones y a sus efectos ambientales.

El siguiente trabajo se centra en un recurso concreto como el agua, que posee una especial relevancia para la sostenibilidad del desarrollo económico y para los ecosistemas naturales. La gravedad de los retos a los que se enfrenta la gestión de este recurso como consecuencia del impacto combinado del crecimiento de la población, del consumo y del cambio climático, hacen que resulte ineludible la toma en consideración en este monográfico de los indicadores que muestran el impacto de la economía sobre los recursos hídricos. **Rosa Duarte, Vicente Pinilla y Ana Serrano** abordan este tema. Empiezan presentando los conceptos de agua virtual y huella hídrica, así como las dos perspectivas con que se puede abordar su cálculo, las denominadas *bottom-up* y *top-down*. Los autores optan por la segunda perspectiva y, sirviéndose de la modelización *input-output* multirregional extendida ambientalmente, calculan el consumo de agua en la economía española tanto desde la perspectiva de la producción como del consumo. Los resultados, referidos al periodo 1995 a 2016 para España, muestran cómo la evolución de la economía condiciona el agua incorporada en la producción y la demanda final, destacando especialmente la influencia de la evolución de la agricultura de regadío, y constatan la existencia de dos etapas: la primera, hasta 2003, de incremento de la presión sobre el recurso, y la segunda de reducción de esa presión, siendo el balance global del periodo estudiado de incremento. También muestran que los bienes y servicios que se producen y consumen en el país son los principales responsables del consumo de agua, aunque su protagonismo ha disminuido progresivamente ante el aumento de la participación del consumo de agua asociado a los flujos comerciales, que ya representaban en torno al 43 % en el periodo 2016-2017. Al respecto, España aparece como exportadora neta de agua, principalmente a los países de la Unión Europea, aunque es importadora neta de los países en desarrollo.

Se cierra el monográfico con el artículo de **Miguel Rodríguez-Rosa**, **María Purificación Galindo-Villardón** e **Isabel Gallego-Álvarez** sobre el Índice de Sostenibilidad Social (SSI por sus siglas en inglés) y la situación de la sostenibilidad en el mundo. El SSI es un índice compuesto de veintiún indicadores que abarcan las tres dimensiones principales en que descansa el desarrollo sostenible (la sostenibilidad social, la sostenibilidad ambiental y la sostenibilidad económica) y que, por tanto, pretende medir de forma integral la salud de los sistemas humanos y ambientales a nivel global. En concreto, el artículo analiza los datos de los índices integrantes del SSI para 154 países en los bienios de 2006 a 2016 mediante el Análisis Tiádico Par-

cial, una generalización del Análisis de Componentes Principales para un conjunto de datos tridimensionales. Los resultados muestran que los indicadores sociales y económicos están correlacionados positivamente entre ellos y de forma negativa con los indicadores ambientales. En general, se obtiene que cuando un país toma valores altos en los indicadores sociales, también toma valores altos en los indicadores económicos, pero toma valores bajos en los indicadores ambientales, y viceversa. Así, los países de rentas altas y medias-altas tienen buenos resultados en los indicadores sociales y económicos y peores resultados en los medioambientales, mientras que en los países de rentas bajas y medias-bajas ocurre lo contrario, de modo que el nivel de renta aparece como determinante de la separación entre países. Además, se obtiene que los países presentan una mayor variabilidad en los valores de los indicadores ambientales que en los sociales y económicos, aunque es el indicador de deuda pública el que presenta una mayor variabilidad y el que en mayor medida determina la evolución de la sostenibilidad a lo largo del tiempo.

En 2009, en el informe de la Comisión para la Medición del Comportamiento Económico y el Progreso Social, firmado entre otros por los premios Nobel de Economía Joseph Stiglitz y Amartya Sen, se decía literalmente: «Lo que medimos afecta a lo que hacemos. Y si nuestras medidas son deficientes, podemos tomar decisiones equivocadas». La situación ambiental dramática en muchos aspectos que vivimos en la actualidad es el resultado, entre otras cosas, del escaso interés que los economistas han mostrado durante mucho tiempo en medir los efectos ambientales de las actividades económicas. La realización de esas mediciones es algo que por sí sólo no va a solucionar la situación, pero aproximarnos a esos efectos a través de metodologías variadas y rigurosas sirve para detectar y sacar a la luz las fallas, y puede contribuir de manera sustancial a establecer políticas que les pongan remedio. La función de este monográfico es, precisamente, contribuir modestamente a difundir la existencia de indicadores macroeconómicos ambientales que puedan ayudar a ello.

Referencias bibliográficas

Cuerdo, M., & Ramos, J. L. (2000). *Economía y naturaleza. Una historia de las ideas*. Editorial Síntesis.

Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J., & Behrens, W. W (1972). *The Limits to Growth*. Universe Books.

Naredo, J. M. (1987). *La economía en evolución*. Siglo XXI.

Stiglitz, J. E., Sen, A., & Fitoussi, J. P. (2009). *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress*. https://www.economie.gouv.fr/files/finances/presse/dossiers_de_presse/090914mesure_perf_eco_progres_social/synthese_ang.pdf

UN Environment (2019). *Global Environment Outlook – GEO-6: Healthy Planet, Healthy People*. Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/9781108627146

UN WCED (1987). *Our Common Future*. Oxford University press.

CUADERNOS ECONÓMICOS ICE INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA

Las cuentas ambientales del INE: visión general, logros y retos futuros

The Environmental Accounts of the Spanish Statistical Office: General Overview, Achievements Made and Future Challenges

Antonio Martínez Serrano
Ana Luisa Solera Carnicero
Instituto Nacional de Estadística

Resumen

El Instituto Nacional de Estadística (INE) de España ha realizado un importante esfuerzo en los últimos años para desarrollar un sistema integrado de cuentas ambientales en línea con lo dispuesto en el Reglamento (UE) 691/2011 del Parlamento Europeo y del Consejo. En la actualidad se difunden anualmente siete cuentas ambientales en los ámbitos de las emisiones a la atmósfera, impuestos ambientales, flujos de materiales, gasto en protección ambiental, energía, bienes y servicios ambientales y residuos. El artículo pretende ofrecer al lector una visión global del origen de las cuentas ambientales, el marco contable donde se enmarcan los trabajos desarrollados en la Unión Europea y España en los últimos años y los importantes retos futuros que se deben afrontar.

***Palabras clave**: medioambiente, contabilidad ambiental, estadísticas de síntesis, cuentas satélites, flujos físicos, origen-destino, ajustes de residencia.*

***Clasificación JEL**: JQ56.*

Abstract

The National Statistical Institute of Spain has made an important effort in recent years to develop an integrated system of environmental accounts in line with the Regulation (EU) 691/2011 of the European Parliament and of the Council. Currently, seven environmental accounts are elaborated on an annual basis in the areas of emissions into the atmosphere, environmental taxes, material flows, expenditure on environmental protection, energy, environmental goods and services and waste. The article aims to provide the reader with a global view of the origin of environmental accounts, the accounting framework where they are developed, the work carried out in the European Union and Spain in recent years and the important future challenges to be faced.

***Keywords**: environment, environmental account, synthesis statistics, satellite accounts, physical flows, supply-use, resident adjustments.*

DOI: https://doi.org/10.32796/cice.2021.101.7188
Recibido: Marzo 2021 · Aceptado: Abril 2021

1. Introducción

El desarrollo de las sociedades ha ido unido a un incremento de la preocupación por el cuidado del entorno en el que vivimos. La necesidad de tomar decisiones adecuadas en ámbitos tan relevantes como la reducción de la contaminación, la gestión y tratamiento de los residuos generados, la disponibilidad y el uso de recursos naturales, las inversiones que realizan las empresas para conseguir procesos productivos menos agresivos con el medioambiente o el tipo de producto o actividad que va a sufrir mayor presión fiscal por el hecho de ser más contaminante, ha ocasionado en los últimos años un crecimiento exponencial de la demanda de más y mejores estadísticas relacionadas con el medioambiente.

De hecho, la mayoría de los organismos internacionales han destinado importantes recursos a la elaboración de sistemas de cuentas ambientales y económicas integrados.

La «Contabilidad Ambiental» es una operación estadística de síntesis, cuyo objetivo general es la integración de la información medioambiental de manera coherente con el Sistema de Cuentas Nacionales, siguiendo la metodología del Sistema de Contabilidad Económica y Ambiental, Marco Central (SCAE-MC) desarrollado por Naciones Unidas.

El conjunto de cuentas medioambientales permite analizar la contribución del medioambiente a la economía, así como el impacto de la economía en el medioambiente, constituyendo una herramienta para la planificación estratégica y el análisis sobre el desarrollo sostenible.

El Instituto Nacional de Estadística (INE) no ha sido ajeno a este importante incremento de la demanda de estadísticas y cuentas ambientales. Actualmente, el INE dispone de estadísticas sobre generación y tratamiento de residuos, agua y gasto en protección ambiental. Adicionalmente, elabora cuentas ambientales sobre emisiones a la atmósfera, impuestos, flujos de materiales, gasto en protección ambiental, energía, residuos y bienes y servicios medioambientales.

En el artículo se expondrá el origen del sistema de cuentas ambientales, las principales características del sistema de contabilidad ambiental y económica, la situación de las cuentas ambientales en la Unión Europea y en España para finalizar exponiendo los principales logros alcanzados en los últimos años y los retos futuros a los que nos enfrentaremos.

2. Origen del sistema de cuentas ambientales

A finales de los años ochenta del pasado siglo, se percibió que la contabilidad económica tradicional y los indicadores basados en ella no eran suficientes para medir el impacto que la economía y el ser humano tienen sobre el medioambiente y viceversa. Los diferentes agentes sociales y económicos empiezan a cuestionarse

si nuestro patrón de producción y consumo era sostenible para las generaciones futuras.

Así, en el año 1987, el informe de la Comisión Brundtland titulado «Nuestro futuro común» (Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y Desarrollo, Brundtland, 1987), puso de manifiesto estas preocupaciones sobre el desarrollo sostenible de forma explícita.

En junio de 1992, la Conferencia de Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo realizada en Río de Janeiro, se hace eco de esta preocupación e introduce la «Agenda 21» (Naciones Unidas, 1993), en el que se sientan las bases de lo que serían todos los trabajos posteriores de implementación de las cuentas ambientales y económicas.

En 1993, la División de Estadística de Naciones Unidas de la ONU publica con carácter provisional el *Manual de Contabilidad Nacional, Ambiental y Económica Integrada* (Naciones Unidas, 1993), más conocido como SCAEI.

En 1994, se crea el Grupo de Londres sobre Contabilidad Ambiental, a modo de foro de debate en donde los expertos compartan sus experiencias en el desarrollo e implementación de las cuentas ambientales, en aras de la convergencia de métodos y conceptos contenidos en el SCAEI.

En 2000, la División de Estadística de la ONU y el Programa para el Medio Ambiente de la misma entidad publican *Contabilidad ambiental y económica integrada: Manual de operaciones* (Naciones Unidas, 2000), con base en el material preparado por el Grupo de Nairobi (grupo de expertos establecido en 1995 integrado por agencias nacionales e internacionales y organizaciones no gubernamentales). Esta publicación reflejó la discusión permanente que se dio a raíz de la publicación del SCAEI en 1993, proponiendo formas de aplicar la contabilidad ambiental y económica integrada en la formulación de políticas. En paralelo a este trabajo, organismos internacionales, en cooperación con el Grupo de Londres, trabajaron en la revisión del SCAE versión 1993. El proceso se llevó a cabo a través de una serie de encuentros de expertos y bajo un amplio proceso de consulta.

En 2003, fruto de este trabajo conjunto fue la publicación del *Manual de Contabilidad Nacional: contabilidad ambiental y económica integrada 2003* (SCAI-2003), de forma conjunta por Naciones Unidas, la Comisión Europea, el Fondo Monetario Internacional, la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico y el Banco Mundial (Naciones Unidas *et al.,* 2003). Sin embargo, el hecho de que el SCAEI-2003 presentara diversas opciones metodológicas hizo que nunca se aceptara formalmente como un estándar estadístico internacional. No obstante, proporcionó un marco aceptable para la compilación de cuentas ambientales económicas que fue utilizado por muchos países en el mundo.

En 2005, en respuesta a la solicitud de los países de elevar el perfil de las cuentas ambientales, la ONU crea el Comité de Expertos de las Naciones Unidas sobre Contabilidad Ambiental y Económica (UNCEEA, por sus siglas en inglés). Se inicia así una nueva revisión del SCAEI, centrada en aquellas áreas en las que el sistema necesitaba reforzarse, tales como el registro de los flujos físicos de los recursos na-

turales y el gasto en protección ambiental, así como el de la integración de la valoración de los servicios de los ecosistemas en la contabilidad nacional

En 2007, reconociendo que cada vez es más importante la información sobre el medioambiente y la necesidad de poner esta información en un contexto económico comprensible, para quienes toman las decisiones centrales sobre políticas, la Comisión Estadística, acordó en su 38.º periodo de sesiones, comenzar un segundo proceso de revisión con el objeto de adoptar el SCAEI como un estándar internacional para cuentas ambientales económicas dentro de los cinco años siguientes. En este proceso participaron el Grupo de Londres y el Grupo de Oslo.

En 2012, como resultado de los trabajos llevados a cabo, la Comisión de Estadística de la ONU presentó el Marco Central del SCAE (SEEA Central Framework, en inglés) (Naciones Unidas *et al*., 2012), el cual fue adoptado como un estándar internacional de estadística.

3. ¿Qué es el marco central del sistema de contabilidad ambiental y económica?

El marco central del sistema de contabilidad ambiental y económica (SCAE-MC), es un marco conceptual de objetivos múltiples que intenta describir las interacciones entre la economía y el medioambiente, así como el *stock* de activos ambientales y sus variaciones.

El SCAE-MC, mediante su estructura y utilizando un amplio conjunto de informaciones, permite la comparación y el cotejo entre los datos de origen y el desarrollo de agregados, indicadores y tendencias en un amplio conjunto de cuestiones ambientales y económicas.

El SCAE-MC intenta ofrecer de una forma sistemática y organizada toda la información ambiental y económica existente. Para ello utiliza los conceptos contables, estructuras, reglas y principios del Sistema de Cuentas Nacionales (SCN), ampliando los ámbitos específicos no recogidos por el sistema de medición contable tradicional, aportando un mayor grado de detalle, bien ofreciendo información adicional o reorganizando la ya existente, guardando la coherencia con el mismo. En ese sentido se puede llegar a hablar de un sistema satélite y a su vez totalmente coherente con los sistemas de cuentas nacionales.

Al mismo tiempo, el SCAE-MC representa una fusión de múltiples disciplinas (como la economía, la estadística, la energía, la hidrología, las ciencias ambientales, entre otras), cada una con sus propios conceptos y estructuras. Por tanto, aunque la estructura básica es la misma que la usada en el SCN, el SCAE-MC procura integrar las perspectivas de otras disciplinas para ofrecer un mejor sistema de información para el análisis económico y ambiental. Por este motivo, aparecen diferencias entre ellos que principalmente afectan al registro de los flujos físicos y monetarios y a la valoración del *stock* de activos ambientales y sus variaciones.

Algunos ejemplos de estas diferencias metodológicas pueden ayudar a comprender el carácter de satélite que se le atribuye a este sistema.

Así, en el SCN solo se registran los flujos internos de las empresas, tales como la producción de bienes cuando son para uso final propio, mientras que en el SCAE se podrán registran todos los flujos internos de las empresas.

En el SCN solo se registran los bienes importados o exportados cuando existe cambio de titularidad en la propiedad de los bienes; en el SCAE siempre se han de registrar los flujos entre distintas unidades residentes, aunque no exista transferencia de la propiedad del bien importado/exportado.

En relación al *stock* y flujos de activos en términos monetarios, el SCAE al igual que el SCN solo incluye aquellos activos que tienen valor económico. En cambio, en términos físicos la frontera del SCAE es más amplia, ya que se incluye la tierra y todos los recursos naturales de un territorio económico que puedan suministrar recursos y espacio para las actividades económicas, siendo su valoración también más compleja que en el SCN.

Una de las características que definen al SCAE es la fuerte presencia de datos físicos, junto con los datos monetarios y de forma coherente entre sí. Sin duda ofrece ventajas, no solo por la facilidad de encontrar la información en un solo sistema, sino a la hora de realizar análisis de las interacciones entre la economía y el medioambiente. También permite calcular indicadores combinados, como por ejemplo el indicador de desacoplamiento que establece la relación entre el uso de recursos y el crecimiento del producto interior bruto de un país.

Por tanto, el SCAE es un sistema global, interdisciplinar, estructurado, pero a la vez dinámico y flexible.

Global porque los conceptos y definiciones que constituyen el SCAE-MC están elaborados de modo que puedan aplicarse en todos los países, cualquiera que sea su nivel de desarrollo económico y estadístico, su estructura económica y la composición de su medioambiente.

Interdisciplinar, dado que la integración de la información referente a la economía y al medioambiente exige un método que abarca muchas disciplinas. El SCAE-MC reúne en un sistema de medición único informaciones sobre el agua, minerales, la energía, la madera, los recursos pesqueros, el suelo, la tierra y los ecosistemas, la contaminación y los desechos, la producción, el consumo y la acumulación. Para cada una de esas esferas se establecen criterios de medición detallados y específicos que están integrados en el SCAE-MC de tal forma que permitan una perspectiva general.

Estructurado, porque en la práctica, la contabilidad ambiental y económica incluye la compilación de cuadros de suministro y utilización físicos, cuentas funcionales y cuentas de activos para los recursos naturales, con una estructura definida y coherente entre sí.

Es dinámico, ya que ofrece las bases para el desarrollo de publicaciones estadísticas conexas sobre temas y asuntos específicos. El SCAE-MC se complementa con dos publicaciones: SCAE para la contabilidad experimental de los ecosistemas y SCAE Aplicaciones y Extensiones.

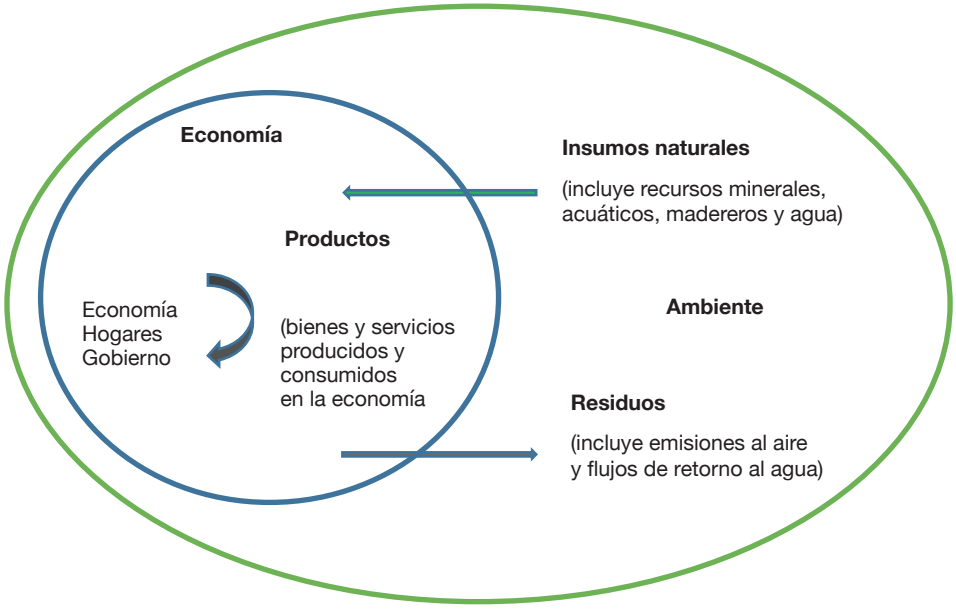
Por último, es también un sistema flexible en su aplicación. El SCAE-MC está concebido como una serie de cuentas internamente consistentes e integradas, diseñadas para permitir su implementación total o por partes. Según las cuestiones ambientales concretas que se planteen, cada país puede optar por aplicar únicamente una selección de las cuentas que integran en el SCAE-MC. Como se verá más adelante, esta estrategia de aplicación flexible es por la que se ha adoptado a nivel europeo.

4. ¿Qué mide el SCAE-MC?

Como ya se ha comentado anteriormente, el Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica, Marco Central (SCAE) describe de un modo más amplio las interacciones entre la economía y el ambiente, esto es, todos los flujos que aparecen en el Gráfico 1.

Como se observa en dicho gráfico, en el caso de los flujos físicos el Sistema permite medir los insumos naturales (flujos del ambiente a la economía), los productos (flujos producidos dentro de la economía) y los residuos (flujos de la economía hacia el ambiente). Los flujos físicos se registran utilizando el esquema de tablas de oferta y utilización, que se constituyen como tablas satélites de las tablas de origen y destino monetarias del SCN.

GRÁFICO 1
FLUJOS FÍSICOS DE INSUMOS NATURALES, PRODUCTOS Y RESIDUOS



FUENTE: Naciones Unidas *et al*. (2016). *Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica, Marco Central*.

En relación a la actividad económica, el SCAE registra no solo el efecto que la actividad económica tiene sobre el medioambiente, sino también los flujos relacionados con las actividades económicas consideradas ambientales, tales como los gastos en protección ambiental, la producción de bienes y servicios ambientales, entre otros. Partiendo de los sistemas de cuentas tradicionales, se pueden identificar las actividades económicas realizadas con fines ambientales y presentarlas en cuentas por separado.

El uso de insumos naturales por la economía, se refleja en los cambios en el *stock* de activos ambientales que generan esos usos. Los activos ambientales son transformados en diferentes grados por las actividades económicas. Desde el punto de vista del SCAE se aborda la medición de los beneficios que de una forma directa e indirecta tienen los activos ambientales sobre la economía y el ambiente. Dada la complejidad de estas mediciones, se ha desarrollado el SCAE experimental de los ecosistemas que profundiza en este tipo de análisis[1].

5. Principales cuentas y cuadros del Marco Central del SCAE

El SCAE-MC organiza e integra información sobre el *stock* y los diversos flujos de la economía y el ambiente en una serie de cuadros y cuentas, que se pueden agrupar en cuatro grandes grupos:

1. *Cuadros de oferta y demanda (origen/destino, oferta/utilización)*, en unidades físicas y monetarias. Describen los flujos de insumos naturales, productos y residuos.
2. *Cuentas de activos*, en unidades físicas y monetarias. Muestran el *stock* de activos ambientales al comienzo y al final de cada periodo contable y sus variaciones.
3. *Secuencia económica de cuentas*, en el que destaca los agregados económicos ajustados por agotamiento. Se compilan únicamente en términos monetarios y siguen la estructura general y los mismos principios de valoración del SCN. Permiten el cálculo de saldos contables, como el valor añadido bruto, el excedente bruto de explotación, así como agregados económicos de gran relevancia como es el producto interior bruto, ajustado por agotamiento, esto es, teniendo en cuenta la disminución de las reservas de recursos naturales durante un periodo contable, debido a su extracción por parte de unidades económicas a un ritmo superior al de su regeneración. En el SCAE-MC, el valor del agotamiento se considera un coste que resta valor añadido bruto a las unidades de actividad económica extractoras de recursos naturales.

[1] Para una mayor información, puede consultarse la página web de Naciones Unidas relativa a la medición de los ecosistemas: https://seea.un.org/es/ecosystem-accounting

4. *Cuentas por función*. Registran las transacciones y otras informaciones sobre actividades económicas realizadas con propósitos ambientales. Algunos ejemplos de interés son los flujos de producción de bienes y servicios ambientales, los gastos en protección ambiental y gestión de recursos, así como los impuestos y subsidios ambientales.

La información ambiental presentada por las distintas cuentas y cuadros puede verse enriquecida y ser de mayor utilidad si se relaciona con datos demográficos, sociales y de empleo. Un ejemplo puede ser la estimación del empleo generado por las actividades de producción de bienes y servicios ambientales, denominado con frecuencia «el empleo verde».

Dada la vinculación que las cuentas ambientales desarrolladas a nivel europeo, y más concretamente en nuestro país, han tenido a los cuadros de oferta y destino de los sistemas de cuentas nacionales, se describen con algo más de detalle a continuación.

5.1 Cuadros de oferta y demanda monetarias

Los cuadros o tablas de oferta y demanda (origen/destino) monetarias registran los flujos de productos en valores monetarios entre las diferentes unidades económicas. Se compilan para describir la estructura de la economía y el nivel de la actividad económica, si bien el SCAE-MC analiza y desagrega los más relevantes para el análisis de temas específicos ambientales.

Al igual que en el SCN, los flujos se «originan/ofertan» en la economía cuando:

- Son producidos por las industrias de la economía nacional (producción).
- Son introducidos desde el resto del mundo (importación).

Todos los productos ofertados tienen un uso o destino:

- Se pueden utilizar por otras industrias para elaborar productos diferentes (consumo intermedio).
- Consumir por los hogares (gasto en consumo final de los hogares).
- Consumir por las Administraciones públicas (gasto en consumo final de las Administraciones públicas).
- Vender al resto del mundo (exportaciones).
- Conservar como existencias para su uso posterior.
- Usar como activos durante un periodo de tiempo superior para producir otros productos (formación bruta de capital fijo).

Como se indica en el Cuadro 1, en las filas estos flujos se clasifican según el tipo de producto y en las columnas según el tipo de unidad económica (industrias, hogares, Administraciones públicas) y el resto del mundo. Las industrias se clasifican según su actividad principal, siguiendo el principio de residencia.

CUADRO 1
CUADRO DE OFERTA Y DEMANDA EN UNIDADES MONETARIAS

Cuadro de oferta				**Cuadro de demanda**						
	Industrias	**Resto del mundo**	**Total**		**Industrias**	**Hogares**	**Adminis-traciones públicas**	**Acumulación**	**Resto del mundo**	**Total**
Productos	Producción	Importaciones	Oferta total	Productos	Consumo intermedio	Gasto de consumo final de los hogares	Gasto de consumo final de las Admi-nidtraciones Públicas	Formación bruta de capi-tal (incluye la variación de existencias)	Exportaciones	Demanda total

FUENTE: Naciones Unidas *et al*. (2016): *Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica, Marco Central* y elaboración propia.

Entre las columnas consta la denominada *Acumulación*, que refleja los flujos ofertados en el periodo contable que no se usan durante ese periodo, sino que se acumulan en forma de existencias o de activos fijos para su uso futuro o venta a otras unidades económicas y al resto del mundo. Para una comprensión sencilla del análisis, no se han incluido las transacciones correspondientes a los impuestos y subvenciones.

En los cuadros de oferta y demanda (origen/destino) tanto monetarias como físicas se cumplen las siguientes identidades:

Oferta total = Demanda total

Oferta total = Producción + Importaciones

Demanda total = Consumo intermedio + Gasto en consumo final de los hogares + Gasto en consumo final de las Administraciones públicas + + Formación bruta de capital + Exportaciones

A partir de las tablas se puede calcular el valor añadido bruto por industria, como la diferencia entre la producción y los consumos intermedios. La agregación de los valores añadidos nos permite obtener el producto interior bruto de la economía (PIB) desde la óptica de la oferta.

Sustituyendo en las identidades anteriores los componentes de oferta y demanda totales, obtenemos a su vez el PIB desde la óptica de la demanda:

PIB = Gasto en consumo final de los hogares + Gasto en consumo final de las Administraciones públicas + Formación bruta de capital + + Exportaciones – Importaciones

5.2 Cuadros de oferta y demanda en unidades físicas

Estos cuadros permiten evaluar la forma en la que una economía oferta y utiliza los materiales, así como examinar los cambios registrados a lo largo del tiempo en los patrones de producción y consumo. En combinación con los datos de los cuadros de oferta y demanda en unidades monetarias, se puede examinar los cambios en la productividad, entendida como la variación en el output en relación al uso de insumos naturales y de descargas de residuos.

La estructura de los cuadros de oferta y demanda en unidades físicas es similar a los compilados en unidades monetarias, si bien presentan algunas diferencias, tal y como se refleja en el Cuadro 2:

– Incorporan una columna para el ambiente y filas para los insumos naturales y las descargas de residuos.
– No figura la columna correspondiente a las Administraciones públicas, puesto que el consumo que realiza de bienes físicos está incorporado como consumo intermedio de su actividad dentro de las industrias.
– La columna de hogares también registrará la generación de residuos sólidos y otros residuos como consecuencia de su actividad de consumo.

CUADRO 2
CUADROS DE OFERTA Y DEMANDA EN UNIDADES FÍSICAS

Cuadro de oferta en unidades físicas							Cuadro de demanda en unidades físicas						
	Industrias	**Hogares**	**Acumulación**	**Resto del mundo**	**Ambiente**	**Total**		**Industrias**	**Hogares**	**Acumulación**	**Resto del mundo**	**Ambiente**	**Total**
Insumos naturales					Flujos procedentes del ambiente	Oferta total de insumos naturales	**Insumos naturales**	Extracción de insumos naturales					Demanda total de insumos naturales
Productos	Producción			Importaciones		Oferta total	**Productos**	Consumo intermedio	Consumo final de los hogares	Formación bruta de capital	Exportaciones		Demanda total de productos
Residuos	Residuos generados por las industrias	Residuos generados por el consumo final de los hogares	Residuos de la fragmentación y demolición de activos producidos			Oferta total de residuos	**Residuos**	Recolección y tratamiento de residuos		Acumulación de residuos en vertederos controlados		Flujos directos de residuos al ambiente	Demanda total de residuos

FUENTE: Naciones Unidas *et al*. (2016), *Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica, Marco Central* y elaboración propia.

En los cuadros oferta-demanda (utilización) físicos se cumple, además de las identidades citadas en el apartado anterior para los cuadros oferta-demanda monetarios, un equilibrio adicional para los flujos entre el ambiente y la economía conocido como identidad insumo-producto. Esta identidad exige que el total de flujos hacia la economía, una empresa o un hogar, durante un periodo contable, sean acumulados en la economía o devueltos al ambiente. Se basan en la ley de conservación de la materia y la energía, que establece que en un sistema cerrado la materia y la energía permanecen constantes.

La consecuencia de esto a efectos contables consiste en que, en teoría, los flujos de materiales y de energía deben equilibrarse entre insumos naturales, productos y residuos.

Por ejemplo, los flujos de energía hacia una empresa en forma de electricidad y productos del petróleo deben liberarse en el ambiente después de ser utilizados (en forma de pérdidas por calor residual), o almacenarse (como existencias para usos futuros), o incorporarse en productos no energéticos (como los productos del petróleo utilizados para fabricar plásticos).

Los cuadros de oferta y demanda físicas se pueden centrar para analizar distintos ámbitos, como, por ejemplo, los flujos físicos de la energía o los de emisiones de gases. A diferencia de los flujos monetarios, los flujos físicos se miden en diferentes unidades según el tipo de material, lo que complica su compilación.

Las clasificaciones utilizadas para las actividades y los productos definidos en los cuadros de oferta y utilización, tanto en términos monetarios como físicos, han de ser consistentes. Así, a nivel internacional las clasificaciones utilizadas son:

– La Clasificación Industrial Uniforme de todas las actividades económicas (CIIU), para las industrias residentes en la economía nacional.
– La Clasificación Central de Productos (CPC), para los productos.

Estas clasificaciones tienen sus adaptaciones específicas tanto a nivel europeo como a nivel nacional. Así, a nivel europeo la clasificación de actividades utilizada es la Clasificación Europea de Actividades Económicas (CAE, o NACE en su versión en inglés), y para los productos se utiliza la Clasificación Europea de Productos por Actividades (CPA), que tienen su adaptación a nivel nacional a la Clasificación Nacional de Actividades Económicas (CNAE) y a la Clasificación Nacional de Productos por Actividades (CNPA) respectivamente.

No obstante, los análisis ambientales requieren la utilización de otras clasificaciones específicas, tales como la Clasificación de Actividades de Protección Ambiental (CEPA en inglés) o la Clasificación de Actividades de Gestión de los Recursos (CReMA en inglés).

6. Las cuentas ambientales en la Unión Europea

Como se ha comentado al principio, la necesidad de tomar decisiones adecuadas en todos los ámbitos relacionados con la presión que el ser humano ejerce sobre el medioambiente ha hecho que la mayoría de los organismos internacionales hayan destinado importantes recursos a la elaboración de sistemas de cuentas ambientales y económicas integrados que permitan disponer de indicadores comparables.

Son muchos los ejemplos que pueden mencionarse. Así, Naciones Unidas incluyó la sostenibilidad del medioambiente dentro de los ocho principales Objetivos de Desarrollo del Milenio (Naciones Unidas, 2000). El logro de este objetivo, medido a través de distintas metas e indicadores, facilita la disponibilidad de estadísticas básicas en los distintos países.

En el caso de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico se han llevado a cabo varios foros mundiales sobre la medición del progreso de las sociedades, en los que la sostenibilidad ambiental ha sido uno de los ámbitos más relevantes.

En la Unión Europea, siete de los cuarenta y dos principales indicadores estructurales de la Estrategia de Lisboa estaban vinculados al medioambiente. El objetivo de la Estrategia de Europa 2020 (Comisión Europea, 2010) para el logro de un crecimiento inteligente y sostenible recogía, entre sus ocho principales indicadores, la reducción de un 20 % de los gases de efecto invernadero, el incremento de un 20 % en el uso de las energías renovables y el incremento de un 20 % en la eficiencia energética. Estos objetivos han dejado paso a los recogidos en la Agenda 2030 (Naciones Unidas, 2015) para el Desarrollo Sostenible.

La Agenda plantea diecisiete objetivos con ciento sesenta y nueve metas de carácter integrado e indivisible que abarcan las esferas económica, social y ambiental. La nueva estrategia regirá los programas de desarrollo mundiales hasta 2030 y pretende, entre otros objetivos, garantizar la protección duradera del planeta y sus recursos naturales. En concreto, en el ámbito ambiental se incluyen objetivos y metas para asegurar el acceso al agua y la energía; promover el crecimiento económico sostenido y adoptar medidas urgentes contra el cambio climático.

En abril de 2008 se crea la Comisión Stiglitz-Sen-Fitoussi (Stiglitz *et al*., 2009) por la necesidad de ir más allá de la medición estándar del crecimiento del PIB, introduciendo alguna medida adicional que permitiera recoger el grado de progreso y bienestar alcanzado por la sociedad. Entre las recomendaciones específicas de esta Comisión figuraba la necesidad de disponer de indicadores físicos para evaluar los aspectos medioambientales de la sostenibilidad.

A raíz de estas recomendaciones, la oficina de Estadística de la Unión Europea (Eurostat) decidió crear un grupo de alto nivel para estudiar la puesta en marcha de las estadísticas y cuentas ambientales. En el marco de los trabajos que se llevaron a cabo, se consideró necesario complementar el PIB con indicadores sociales y medioambientales, así como elaborar una relación de indicadores de desarrollo sostenible, ampliando las cuentas nacionales a los ámbitos sociales y medioambientales, a través de cuentas satélites del marco central de las cuentas nacionales.

A nivel europeo, el Sistema Europeo de Cuentas (SEC) es el principal instrumento de las estadísticas e indicadores económicos de la Unión Europea. El SEC, que es coherente con el Sistema de Cuentas Nacionales (SCN) adoptado por la División Estadística de las Naciones Unidas, es el mejor marco para analizar y evaluar distintos aspectos de la economía; sin embargo, para analizar las interacciones entre el medioambiente y la economía, el Consejo Europeo, ya en 2006, en línea con las iniciativas que se iban desarrollando en el plano de las instituciones internacionales, solicitó a sus Estados miembros que estudiaran la forma de ampliar las cuentas nacionales elaborando cuentas medioambientales, sin perder la coherencia con sistema central.

En noviembre de 2008, el Comité del Programa Estadístico, actualmente Comité del Sistema Estadístico Europeo (Eurostat, 2008) aprobó la Estrategia Europea revisada de cuentas ambientales (ESEA 2008), estableciendo las prioridades en materia ambiental, con un desarrollo progresivo y flexible de las cuentas ambientales con el fin de que todos los países europeos dispusieran de estimaciones con suficiente calidad de las cuentas medioambientales consideradas prioritarias. Fruto de esta estrategia es el Reglamento sobre cuentas económicas europeas medioambientales.

De forma paralela, la última revisión del Sistema Europeo de Cuentas (SEC 2010), se hace eco de la importancia que está adquiriendo el medioambiente e incluye un capítulo entero (el 22) dedicado a las cuentas satélites, mencionando explícitamente las cuentas ambientales y vinculándolas al aspecto funcional de la economía, esto es, al marco *input-output*.

Así, las cuentas ambientales europeas se establecen en el Reglamento (UE) 691/2011 del Parlamento Europeo y del Consejo, en adelante Reglamento.

El Reglamento constituye el marco jurídico para una recopilación armonizada de datos comparables de todos los Estados miembros de la UE. El Reglamento establece un marco común para la recogida, la compilación, la transmisión y la evaluación de las cuentas económicas medioambientales como cuentas satélite del SEC, proporcionando la metodología, las normas comunes, las definiciones, las clasificaciones y las normas contables destinadas a utilizarse en la compilación de estas cuentas.

Las cuentas medioambientales europeas se articulan a través de un conjunto de cuentas satélite que permiten ampliar de forma flexible la capacidad analítica de la contabilidad nacional de manera coherente con ella y sin sobrecargar el sistema central. Además, son coherentes con el SCAE-MC 2012, que ha sido adoptado como estándar estadístico internacional por los Estados miembros de la UE.

El Reglamento está estructurado en módulos (cuentas) que se han ido incorporando de forma progresiva. De hecho, en la actualidad ya se está trabajando en la ampliación del Reglamento a otros nuevos módulos.

El Reglamento entró en vigor en el año 2011 e incluía tres cuentas ambientales, referidas a emisiones a la atmósfera, flujos físicos de materiales e impuestos ambientales. En el año 2014 se aprobó la segunda fase del mismo con la incorporación de otros tres módulos: cuenta de gasto en protección ambiental, cuenta de bienes y servicios ambientales y la cuenta de flujos físicos de la energía.

Además de estas cuentas, los países de la Unión Europea han desarrollado otras cuentas ambientales en forma de estudios piloto, que no están sometidas a un Reglamento, pero que son de interés y que posiblemente puedan incluirse en una fase posterior en el Reglamento actual. Es el caso de las cuentas de las subvenciones ambientales, las cuentas de los bosques, las cuentas del agua, las de los residuos o las cuentas de los ecosistemas entre otras.

De forma resumida, las cuentas medioambientales o módulos incluidos en el Reglamento son los siguientes:

Las cuentas de emisiones a la atmósfera (CEA) registran las emisiones a la atmósfera de seis gases de efecto invernadero incluyendo CO_2 y siete contaminantes del aire, desglosadas por industrias emisoras más hogares como consumidores finales, consistente con el principio de residencia de las cuentas nacionales[2].

Las cuentas de flujos de materiales para el total de la economía (CFM-TE) muestran los inputs físicos de materiales que entran en el sistema económico nacional y los outputs a otras economías o al medio natural en unidades físicas (toneladas). Esta cuenta se utiliza para estimar, entre otras cosas, las extracciones de recursos por parte de las economías, el consumo de materiales, y al relacionarlo con indicadores tales como el PIB, la productividad de los recursos y el desacoplamiento entre el crecimiento económico y la extracción de recursos. La cuenta de flujos de materiales ofrece datos tanto de la extracción nacional, como de importaciones y exportaciones de materiales.

La cuenta de impuestos ambientales presenta la desagregación por ramas de actividad y los hogares como consumidores finales, de los impuestos ambientales cuya base imponible consiste en una unidad física (o similar) de algún material que tiene un impacto negativo, comprobado y específico, sobre el medioambiente.

Las cuentas de los flujos físicos de la energía (PEFA) recogen los flujos físicos de energía (incluidos los insumos naturales utilizados para fabricar productos energéticos y residuos energéticos) del medioambiente a la economía, dentro de la economía y de la economía al medioambiente, desglosados por actividad económica y medidos en terajulios. Presentan el origen y el destino de los recursos energéticos naturales, los productos energéticos y los residuos energéticos.

Las cuentas de gastos de protección ambiental (CGPA) presentan los gastos realizados por las unidades económicas con la finalidad de proteger el medioambiente. La CGPA recoge la producción, el consumo intermedio, las importaciones y exportaciones, la inversión (formación bruta de capital fijo) y las transferencias con un desglose por cuatro sectores y por las clasificaciones funcionales de protección ambiental (CEPA).

[2] Los gases contaminantes considerados son: monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NOx), dióxido de azufre (SO_2), amoniaco (NH_3), compuestos orgánicos volátiles distintos del metano (COVNM), partículas de diámetro menor o igual a 10 µm (PM10), partículas de diámetro menor o igual a 2,5 µm (PM2.5)

Las cuentas del sector de bienes y servicios ambientales (CBSA) informan sobre la producción de bienes y servicios específicamente diseñados y producidos con el propósito de proteger el medioambiente o la gestión de los recursos naturales. La CBSA cubren las siguientes características: producción, exportaciones de los productos producidos, valor añadido bruto y empleo. Las cuentas tienen un desglose por industrias y por clasificaciones funcionales de protección ambiental y gestión de los recursos (CEPA y CReMA). CBSA puede ser usada para hacer un seguimiento del crecimiento de la economía y el empleo ambiental.

Para la compilación de cada una de estas cuentas, la Oficina Estadística de la Unión Europea (Eurostat) ha elaborado manuales y guías prácticas, a través de grupos de trabajo creados a tal efecto. Cada manual contiene la metodología específica para la cuenta objeto de estudio, sin perder la coherencia con el Sistema Europeo de Cuentas (SEC) y con el SCAE-MC[3].

7. Desarrollo de las cuentas ambientales en España

Nuestro país, siendo consciente del incremento de la demanda de estadísticas y cuentas medioambientales, ha hecho un gran esfuerzo en los últimos años para la implantación de un Sistema de Estadísticas del Medio Ambiente que sirva de base al sistema de cuentas ambientales.

El Instituto Nacional de Estadística (INE) puso en marcha un área de nueva creación, a partir de los recursos disponibles en ese momento, con el objetivo de dar respuesta a las demandas de los distintos usuarios de información ambiental, tanto nacionales como internacionales, principalmente Eurostat.

Desde el principio ha sido consciente de la necesidad de formar un equipo multidisciplinar, en el que además de expertos en estadística, matemáticas y economía, se incorporaran algunos técnicos con conocimientos en otras áreas como los residuos, emisiones, agua, etc. Esto no siempre ha sido fácil, dada la escasez de recursos a la que tradicionalmente deben enfrentarse los servicios públicos. A pesar de todo, este equipo, aunque reducido en número, consiguió construir los cimientos de las estadísticas y cuentas ambientales que actualmente se elaboran en el INE.

Conviene mencionar que para la elaboración de las cuentas ambientales el INE cuenta con la colaboración de otros ministerios. Sirva como ejemplo la cuenta de emisiones a la atmósfera, construida a partir del Inventario de emisiones que elabora el Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico (MITERD), o la cuenta de los residuos en la que parte de la información es proporcionada también por este ministerio.

Como se ha mencionado a lo largo de este artículo, las cuentas ambientales se han configurado como estadísticas de síntesis, lo que significa que intentan utilizar al máxi-

[3] Todos los manuales pueden consultarse en la web de Eurostat: https://ec.europa.eu/eurostat/web/environment/methodology

mo toda la información disponible, tanto de la Contabilidad Nacional de España como del resto de encuestas/registros administrativos existentes, adaptándolos a los criterios específicos de las cuentas medioambientales. Se trata de no sobrecargar ni al sistema de contabilidad nacional ni a los informantes con nuevas encuestas específicas.

Desde la década de los noventa y de forma gradual, se han ido elaborando estudios piloto de las distintas cuentas ambientales, en línea con los trabajos y el interés expresado por Eurostat. Estos trabajos han permitido dar cumplimiento al Reglamento.

En el año 2013 se difundieron las tres primeras cuentas del Reglamento: Cuenta de impuestos ambientales, Cuenta de emisiones a la atmósfera y Cuenta de flujos de materiales.

En el año 2017 se difundieron dos cuentas ambientales nuevas: Cuenta de Gasto en protección ambiental (CGPA) y Cuenta de flujos físicos de la energía (CFFE).

En el año 2018 se publicó la Cuenta del sector de bienes y servicios ambientales (CBSA), para la que España tenía concedida una derogación.

Las nuevas cuentas ambientales han sido presentadas al dictamen del Consejo superior de estadística (CSE), obteniendo un informe favorable. Además, están incluidas en el Plan Estadístico Nacional (PEN) y en el Inventario de Operaciones estadísticas del INE (IOE).

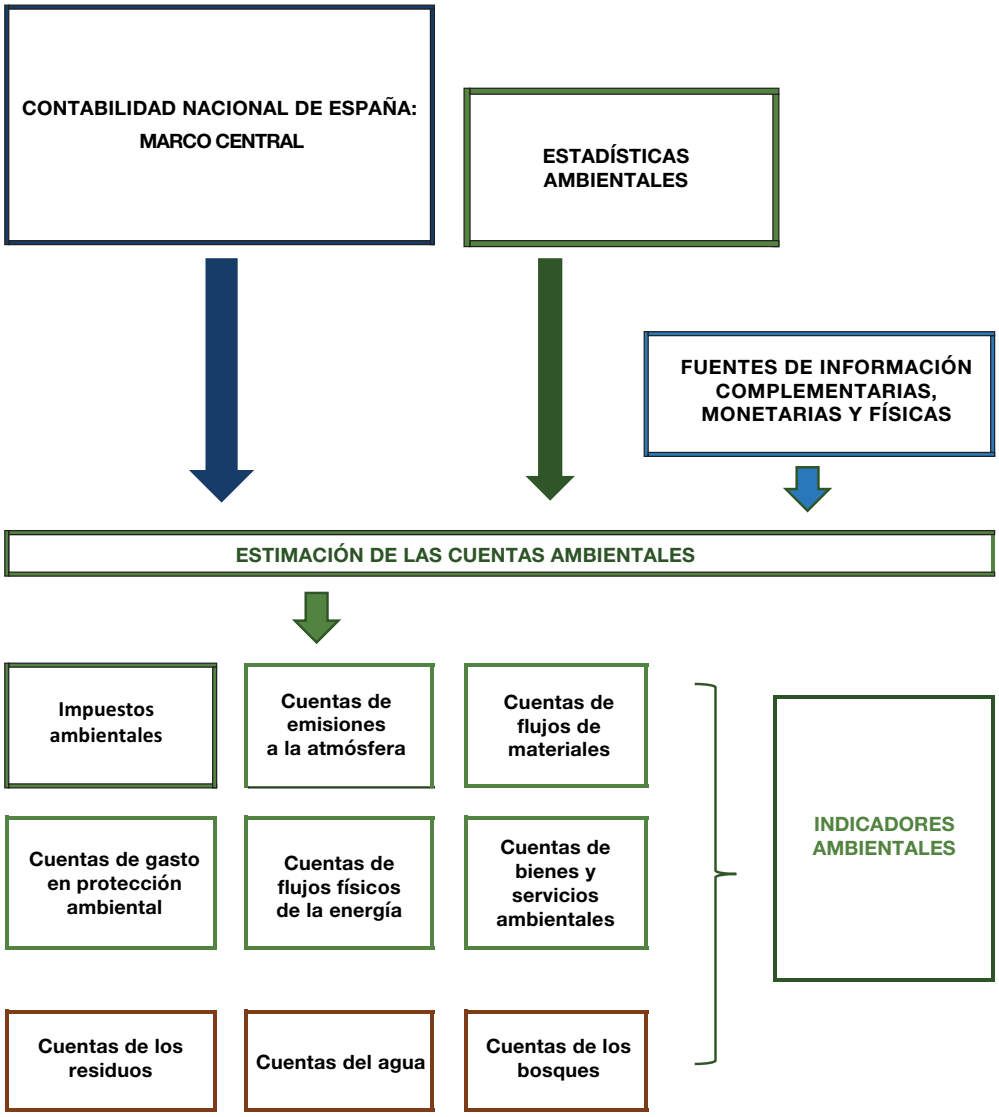
En la actualidad, se elaboran y difunden anualmente las seis cuentas recogidas en el Reglamento, junto con la cuenta de los residuos para el total de la economía, no estando previsto por el momento su desglose a nivel regional.

El Gráfico 2 pretende reflejar el componente satélite y de síntesis que posee la contabilidad ambiental. En el caso específico de España, además de las cuentas recogidas en el Reglamento, y dado el interés que tienen los ámbitos del agua y los bosques, se han compilado para algunos años cuentas ambientales a modo de estudios piloto que puedan servir de base para los desarrollos metodológicos de las mismas que ya se están llevando a cabo en el seno de la UE. En el caso de las cuentas de los residuos, se elaboran anualmente desde el año 2017. A partir de la información ofrecida por estas cuentas y de las cuentas nacionales, principalmente con agregados tales como el PIB, el VAB y empleo por actividades de la economía, se pueden calcular importantes indicadores ambientales.

Toda la información contenida en las cuentas ambientales se difunde en la web del INE[4], por lo que ha sido necesario un trabajo adicional para dar visibilidad a estos productos nuevos, rediseñando los apartados en los que iban a estar incluidos y haciéndolos más accesibles a los usuarios de esta información. En la web se incorporan no solo los resultados actualizados, sino el informe metodológico estandarizado y una nota de prensa con las principales novedades. En los últimos años se ha hecho un importante esfuerzo para que la información sea más amigable para los distintos usuarios, elaborando infografías sobre los distintos ámbitos investigados.

[4] En la siguiente dirección se puede encontrar toda la información difundida por el INE en materia ambiental: https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/categoria.htm?c=Estadistica_P&cid=1254735570567

GRÁFICO 2
LAS CUENTAS AMBIENTALES EN ESPAÑA: ESTADÍSTICAS SATÉLITE DE SÍNTESIS



FUENTE: Elaboración propia.

Conviene mencionar que los usuarios han valorado positivamente las importantes mejoras que se han llevado a cabo en los productos ambientales que difunde en la actualidad el INE. Según la última Encuesta de Satisfacción de Usuarios (INE, 2019)[5], la valoración de los productos ambientales mejora sensiblemente respecto a encuestas anteriores.

Sin embargo, este sendero no acaba aquí, la nueva Estrategia Europea sobre cuentas ambientales ya está pensando en los desarrollos futuros del sistema de cuentas ambientales.

8. Logros y retos futuros en el marco de la nueva Estrategia Europea sobre cuentas ambientales

Como se ha puesto de manifiesto con anterioridad, España y los países de la Unión Europea han realizado un gran esfuerzo por implantar un nuevo sistema integrado de cuentas ambientales que ha permitido mejorar sensiblemente la cantidad y calidad de la información disponible. En concreto, en la actualidad todos los países de la UE disponen de información contable con datos comparables, completos, oportunos y transparentes en los ámbitos de emisiones a la atmósfera, impuestos ambientales, flujos de materiales, gasto en protección ambiental, energía y bienes y servicios ambientales. En los últimos años, la calidad de las seis cuentas ambientales mencionadas con anterioridad ha incrementado considerablemente debido a múltiples factores. A modo de ejemplo, merece la pena destacar los siguientes:

– La concesión de subvenciones para estudios piloto y mejoras de la calidad.
– La elaboración de estimaciones tempranas para reducir los retrasos en la disponibilidad de los datos.
– La publicación de manuales y aportación de orientación metodológica.
– El establecimiento de normas relativas a la transmisión de datos y la calidad de los informes.
– La mejora de las clasificaciones a través de grupos de trabajo específicos.
– La utilización de herramientas comunes a escala de la Unión Europea para la elaboración de resultados. Por ejemplo, la herramienta informática de uso oficial denominada PEFA-Builder, ha sido desarrollada por Eurostat para compilar las cuentas de flujos físicos de la energía sobre la base de las estadísticas sobre energía que elaboran los países de la Unión Europea siguiendo una metodología común.
– La promoción de cursos de formación en el marco del Programa Europeo de Formación Estadística.
– El fomento del intercambio de experiencias entre los distintos países.

[5] En el siguiente enlace se puede consultar la última Encuesta de satisfacción de los usuarios realizada por el INE: https://www.ine.es/ss/Satellite?c=Page&cid=1259944133654&pagename=MetodologiaYEstandares%2FINELayout&L=0

Además, no solo son importantes las cuentas en sí, sino los indicadores que se derivan de ellas. En base a la información contable, se pueden construir indicadores útiles para la toma de decisiones en materia de economía circular y eficiencia de los recursos. Estos indicadores permiten dar seguimiento a aspectos estratégicos a escala de la Unión Europea tan relevantes como la construcción de una economía sostenible y circular, el crecimiento verde, el cambio climático o la fiscalidad ambiental. En este sentido, podemos decir que se ha conseguido que las cuentas ambientales sean una herramienta útil para proporcionar información relevante para la toma de decisiones en aspectos vinculados al cambio climático, la contaminación del aire, energía, transporte, fiscalidad o empleo.

Sin embargo, a pesar de los logros alcanzados, existen enormes retos de cara al futuro próximo. A escala de la Unión Europea, es fundamental poder ofrecer información que permita evaluar los importantes retos que se deben enfrentar en el futuro en materia de economía circular, cambio climático o crecimiento sostenible. En concreto, en el marco del Pacto Verde (Comisión Europea, 2020), la UE aspira a elevar el nivel de ambición climática de la UE para conseguir la neutralidad climática en 2050, suministrar energía limpia, lograr una economía circular, hacer un uso eficiente de la energía y los recursos en la construcción, alcanzar una contaminación cero para un entorno sin sustancias tóxicas, preservar y restablecer los ecosistemas y la biodiversidad, garantizar un sistema alimentario sostenible y saludable y promover una movilidad sostenible e inteligente.

A escala mundial, no debemos olvidar los retos que plantea la Agenda 2030 para el desarrollo sostenible o los acuerdos existentes para la lucha contra el cambio climático. Para dar respuesta a estos retos, en febrero de 2019 el Comité del Sistema Estadístico Europeo aprobó la nueva Estrategia Europea para las cuentas ambientales (Eurostat 2019), que estará en vigor hasta 2023[6]. En la Estrategia se plantean importantes objetivos para el periodo 2019-2023. En concreto, se plantean los siguientes:

– Continuar mejorando la calidad de las cuentas europeas medioambientales actuales, incluidas las series cronológicas a largo plazo, la construcción de series más largas y la puntualidad.
– Comunicar mejor la pertinencia y el contenido de las cuentas europeas medioambientales, incluida la comunicación de los módulos medioambientales como un sistema completo. Para el logro de este objetivo, se considera fundamental la colaboración de la Unión Europea con otras Instituciones, el fomento del diálogo con los usuarios, la mejora en la accesibilidad de los usuarios a la información, la elaboración de indicadores teniendo en cuenta los distintos tipos de usuarios o la mejora en la interpretación y análisis de los resultados.

[6] En el siguiente enlace se puede consultar la Estrategia Europea para las cuentas ambientales para el periodo 2019-2023: https://ec.europa.eu/eurostat/documents/1798247/6191525/European+Strategy+for+Environmental+Accounts/

– Satisfacer las necesidades de los usuarios ofreciendo más extensiones, aplicaciones e indicadores, incluidas las huellas ecológicas o el residuo alimentario.
– Evaluar la necesidad de ajustar las cuentas europeas medioambientales a las nuevas prioridades y ámbitos. En concreto, se menciona la elaboración de nuevas cuentas ambientales en otros ámbitos como los ecosistemas, las transferencias ambientales, la gestión de recursos ambientales, las cuentas de la tierra, las cuentas de los bosques o las cuentas del agua.
– Apoyar a quienes elaboran las cuentas en los Estados miembros con recursos financieros, formación, manuales y herramientas de compilación.
– Contribuir al desarrollo de las normas internacionales del Sistema de Contabilidad Económica y Ambiental y de iniciativas mundiales como el seguimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas.

Con seguridad, de cara al futuro será necesario modificar de nuevo el Reglamento europeo para ampliar su ámbito de cobertura y poder desarrollar nuevas cuentas ambientales en la Unión Europea, y por consiguiente en España. Para ello, será necesario dotar a las Oficinas de Estadística y Ministerios competentes de recursos adecuados, mejorar la formación en la materia y continuar trabajando en los desarrollos metodológicos. En los próximos años el Instituto Nacional de Estadística continuará realizando un importante esfuerzo para afrontar los retos descritos y posicionar a España como uno de los países con mejores sistemas de cuentas ambientales de la Unión Europea y del mundo.

Referencias bibliográficas

European Statistical System Committee (2019). *European Strategy for Environmental Accounts 2019-2023*. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/1798247/6191525/European+Strategy+for+Environmental+Accounts/

Eurostat (2002). *European System for the Collection of economic information on the environment 1994 version*. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/5859717/KS-BE-02-002-EN.PDF/468a0ed9-bdf2-4772-aa21-e04ed45c2f74?version=1.0

Eurostat (2013). *European system of accounts*. http://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/5925693/KS-02-13-269- EN.PDF/44cd9d01-bc64-40e5-bd40-d17df0c69334

Eurostat, Clasificación de actividades y gastos de protección del medio ambiente (CEPA 2000). Mayo 2002. https://www.ec.europa.eu/eurostat/ramon/nomenclatures/index.cfm?TargetUrl=LST_NOM_DTL&StrNom=CEPA_2000&StrLanguageCode=ES&IntPcKey=&StrLayoutCode=HIERARCHIC&IntCurrentPage=1

Eurostat. Clasificación de Actividades Económicas (NACE Rev. 2). Recuperado de: https://www.ec.europa.eu/eurostat/ramon/nomenclatures/index.cfm?TargetUrl=LST_NOM_DTL&StrNom=NACE_REV2&StrLanguageCode=ES&IntPcKey=&StrLayoutCode=HIERARCHIC&IntCurrentPage=1

Martínez-Serrano, A., & Solera-Carnicero, A. (2013). Las cuentas medioambientales en España: logros y retos futuros. *Revista Actuarios, 33,* 42-44.

Martínez-Serrano, A., Solera-Carnicero, A., & Celestino-Rey, F. (2018). Las cuentas medioambientales y la cuenta de los flujos físicos de la energía. *Economía Industrial, 408,* 143-152.

Martínez-Serrano, A., & Solera-Carnicero, A. (2019). Las cuentas medioambientales y la medición de las emisiones a la atmósfera. *Revista Índice, 72,* 16-19.

Naciones Unidas (1987). *Informe de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo «Nuestro futuro común»*. https://undocs.org/es/A/42/427

Naciones Unidas, Comisión Europea, Fondo Monetario Internacional, Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico & Banco Mundial (2009). *Sistema de Cuentas Nacionales 2008*. https://unstats.un.org/unsd/nationalaccount/docs/SNA2008Spanish.pdf

Naciones Unidas (2016). *Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica, Marco Central*. https://www.unstats.un.org/unsd/envaccounting/seearev/CF_trans/SEEA_CF_Final_sp.pdf

Reglamento (UE) 691/2011, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 6 de julio de 2011, relativo a las cuentas económicas europeas medioambientales. https://www.eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32011R0691&from=EN

Reglamento (UE) 538/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de abril de 2014, por el que se modifica el Reglamento (UE) n.° 691/2011, relativo a las cuentas económicas europeas medioambientales. https://www.eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/ALL/?uri=CELEX:32014R0538

Tribunal de Cuentas Europeo (2019). *Informe especial n.º 16/2019. Cuentas económicas europeas medioambientales: es posible aumentar su utilidad para los legisladores*. https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR19_16/SR_EEEA_ES.pdf

CUADERNOS ECONÓMICOS ICE INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA

Las cuentas medioambientales físicas en el INE: situación actual y perspectivas futuras

Physical Environmental Accounts of the Spanish Statistical Office: Current and Future Prospects

Fernando Celestino
Julia Maestro
Luis Martín
Instituto Nacional de Estadística

Resumen

Las cuentas medioambientales físicas muestran, en términos físicos, como el medioambiente contribuye al desarrollo económico (por ejemplo, por medio de la extracción de recursos naturales), los impactos que la economía tiene sobre el medioambiente (por ejemplo, consumo de energía, emisiones a la atmósfera, generación de residuos, contaminación, pérdida de biodiversidad), así como el agotamiento del capital natural (recursos energéticos naturales, agua, bosques y tierra). En este artículo se presentan las cuatro cuentas medioambientales físicas que el INE lleva a cabo en la actualidad (materiales físicos, flujos físicos de la energía, emisiones a la atmósfera y residuos) por mandato de los respectivos reglamentos comunitarios y en aplicación de las normas metodológicas emanadas de la Oficina de Estadística de la Unión Europea (Eurostat). De cada una de ellas, se presenta el marco conceptual, la metodología y estructura, el proceso de elaboración, los principales resultados y, finalmente, los indicadores que pueden derivarse de las cuentas.

Palabras clave: *medioambiente, flujos físicos, residuos energéticos, residuo, emisiones, ajustes de residencia.*

Clasificación JEL: *Q56.*

Abstract

Physical Environmental Accounts show in physical terms, how the environment contributes to economic development (for example, through the extraction of raw materials), the impacts that the economy has on the environment (for example, energy consumption, air emissions, generation of waste, pollution and loss of biodiversity), as well as the depletion of the natural capital (energy natural materials, water, forests and land). This article presents the four physical environmental accounts currently carried out by INE (physical materials, physical energy flows, air emissions and waste) as mandated by the respective Community regulation and following the methodological standards issued by Statistical Office of the European Union (Eurostat). For each of these accounts, the article describes the conceptual framework, the methodology, the development process, the main results and finally, the indicators that can come from them.

Keywords**:** *environment, physical flows, energy residuals, waste, emissions, resident adjustments.*

DOI: https://doi.org/10.32796/cice.2021.101.7189
Recibido: Marzo 2021 · Aceptado: Abril 2021

1. Introducción

Las cuentas medioambientales físicas tienen por objeto el estudio de las interrelaciones entre el sistema económico y el medioambiente, cuantificando en magnitudes físicas el impacto y en su caso deterioro, que sufre el medio natural por efecto de la actividad humana y económica (consumo de recursos naturales, extinción de la biodiversidad, contaminación, calentamiento de la atmósfera, etc.). Por tanto, al proporcionar dichas cuentas información en cantidades físicas, es posible llevar a cabo estudios y balances de recursos naturales que permiten identificar las variables y los parámetros que conforman las citadas interrelaciones.

Conceptualmente, las presiones que sufre el medioambiente por la actividad económica pueden considerarse como el «efecto acción» de esta problemática, siendo el de «reacción» las medidas que el sistema económico, las autoridades administrativas y la propia sociedad toman para anular o paliar estos efectos (gastos en protección medioambiental, subvenciones e impuestos medioambientales, etc.), medidas que tienen su concreción en las cuentas medioambientales monetarias.

Seguidamente, se presentarán las cuatro cuentas ambientales físicas que actualmente lleva a cabo por mandato de Eurostat el Instituto Nacional de Estadística (INE). Esta relación no es exhaustiva ya que existen otras cuentas que bien están a cargo de otros organismos (como por ejemplo la Cuenta de los Bosques), que bien no tienen un reglamento de la UE que obligue a su realización (Cuentas del Agua) o que bien se encuentran aún en un estadio experimental (como podrían ser la Cuenta de los Ecosistemas –biodiversidad–) y la Cuenta del Capital Natural.

La periodicidad de las cuentas que aquí se presentan es anual y el plazo de transmisión a Eurostat, establecido por el pertinente Reglamento, es de 24 meses después del año de referencia de los datos. Así, los datos de referencia temporal 2018 se han transmitido a dicho organismo y se publican en la web del INE a lo largo del tercer y cuarto trimestre de 2020.

Estas cuatro cuentas físicas medioambientales tienen los mismos límites conceptuales que el Sistema Europeo de Cuentas Económicas (SEC), el cual se basa en el denominado «principio de residencia». Conforme se establece en el SEC[1], una unidad económica es residente en un país cuando tiene un centro de interés económico en el territorio geográfico de ese país, es decir, cuando se dedica por un periodo prolongado (un año o más) a realizar actividades económicas en ese territorio, independientemente de su nacionalidad, de su forma jurídica o de su presencia física. Así, las cuentas registran las actividades de las unidades económicas residentes en el país objeto de estudio, con independencia de la localización geográfica dónde se generan estos flujos.

En este contexto metodológico es preciso señalar que las estadísticas de energía, así como los inventarios nacionales de emisiones se basan en el «principio de territorialidad», es decir, que miden las actividades que se llevan a cabo dentro de los

[1] https://unstats.un.org/unsd/nationalaccount/docs/SNA2008Spanish.pdf

límites geográficos y administrativos de un país, tanto por las unidades residentes como no residentes. Por el contrario, las cuentas se basan en el principio de residencia anteriormente definido que es la base para el estudio de la actividad económica de un país.

2. Cuenta de Flujos de Materiales

2.1. Marco conceptual

Durante las últimas décadas se ha reforzado de forma drástica el foco social y mediático sobre el uso sostenible de los recursos naturales. En este sentido, en «Nuestro futuro común» (Brundtland, 1987), se define el desarrollo sostenible como la satisfacción de «las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades». Este movimiento ha ido ganando inercia durante los últimos años con el Acuerdo de París sobre el cambio climático y la Agenda 2030 de la ONU para el Desarrollo Sostenible en 2015. En especial, dentro de la Unión Europea cabe destacar el Pacto Verde Europeo que establece el ambicioso objetivo de convertir Europa en el primer continente climáticamente neutral en 2050.

Así, se trata de lograr, de manera equilibrada, los siguientes objetivos: desarrollo económico, desarrollo social, la protección del medioambiente y la conservación del capital natural. Conseguir ese equilibrio implica necesariamente racionalizar el uso de los recursos naturales.

Normalmente, encontramos asociado al crecimiento de la actividad económica, un incremento de la necesidad de diversos tipos de materiales y de recursos energéticos, y a menudo se necesita importar de otros países gran parte de los mismos. Cabe destacar en este aspecto que en España en 2019 se consumieron 356,9 toneladas de materiales por cada millón de euros de PIB y que las importaciones supusieron un 42,5 % de esos *inputs* de materiales (Instituto Nacional de Estadística [INE], 2020). Racionalizando el uso de los recursos naturales, se otorga un mayor valor económico a cada unidad empleada. De esta manera, uno de los factores fundamentales a monitorizar, es si la utilización de los recursos naturales directamente extraídos del medioambiente tiende o no a decrecer, ya que con ello obtendremos información que nos permita evaluar las presiones sobre los recursos, como parte del conjunto de información necesario para medir el desacoplamiento del crecimiento económico y el medioambiente (European Commission, 2019).

El primer paso para poder tomar medidas encaminadas a disminuir la intensidad en el uso de los recursos, es contar con unas fuentes de información fiables. Resulta por tanto crucial medir los siguientes aspectos:

– Recursos naturales de los que dependen nuestra producción y nuestro consumo, midiendo tanto la cantidad como la naturaleza de los mismos.

– Cuántos y cuáles de esos recursos extraemos de nuestro propio medio natural y cuántos y cuáles son importados.
– Qué recursos perdemos en forma de desechos o cuáles abandonan nuestra economía mediante las exportaciones.

La Cuenta de Flujo de Materiales (en adelante CFM) se elabora para cubrir esos objetivos y muestra los *inputs* físicos de materiales que entran en el sistema económico nacional y los *outputs* que salen a otras economías o al medio natural en unidades físicas. Los principales aspectos de la CFM vienen recogidos en el Reglamento (UE) 691/2011 del Parlamento Europeo y del Consejo de 6 de julio de 2011 relativo a las cuentas económicas medioambientales. Entre otros aspectos se recoge que la CFM se elaborará en términos físicos (toneladas) y se transmitirá anualmente. El plazo de transmisión establecido por el Reglamento es de 24 meses después del año de referencia de los datos, aunque en la práctica se elaboran indicadores avanzados para las principales categorías 12 meses después del último año de referencia de los datos.

Con esto conseguimos obtener un conjunto de indicadores agregados del uso de los recursos naturales. Como veremos más adelante, relacionando los resultados de estas mediciones con datos monetarios en términos de PIB y con otros datos económicos y de empleo, se pueden derivar indicadores de productividad o de eficiencia en el uso de los recursos naturales, e indicadores de intensidad (o necesidad de materiales), y analizar así las tendencias de todos ellos. También, se pueden utilizar para calcular otros indicadores como el consumo de materiales per cápita, considerando el tamaño de la población, u otros indicadores demográficos (INE, 2020).

2.2. Metodología y estructura

Esta cuenta nos ofrece información sobre los *inputs* físicos de materiales que entran en el sistema económico nacional (extracción nacional e importaciones) y los *outputs* a otras economías (exportaciones) o al medio natural, clasificados en función de su naturaleza.

La distinción entre *stocks* y flujos constituye un principio fundamental de un sistema de flujos de materiales. En general, un flujo es una variable que mide una cantidad en un periodo de tiempo, mientras que un *stock* es una variable que mide una cantidad en un momento dado. Las CFM miden los flujos de entradas, salidas y las variaciones de *stocks* de materiales en la economía, en unidades de masa por año.

Las CFM son coherentes con el Sistema Europeo de Cuentas (SEC), y al igual que las Cuentas Nacionales, siguen el principio de residencia.

En estas cuentas son relevantes dos tipos de flujos de materiales que cruzan los límites del sistema:

1. *Flujos de materiales entre la economía nacional y su medioambiente natural*. Consisten en la extracción de materiales (en bruto, crudo o virgen) del

medioambiente natural y en el vertido de otros (llamados a menudo «residuos») y emisiones.

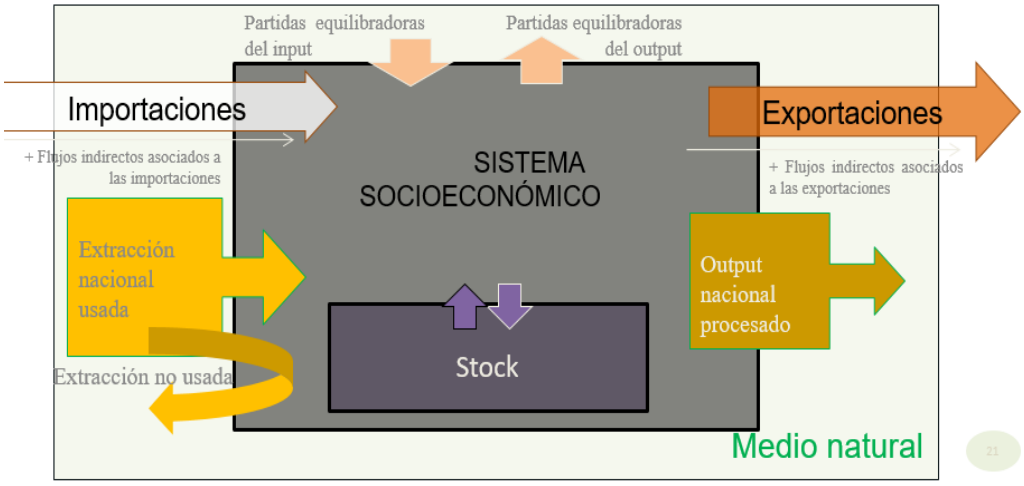
2. *Flujos de materiales entre la economía nacional y la economía del resto del mundo*. Comprenden las importaciones y exportaciones.

Todos los flujos que cruzan estos límites del sistema se incluyen en las CFM, así como las acumulaciones de *stocks* producidos. Los denominados flujos ocultos o extracción nacional no usada (materiales que se movilizan de forma intencionada y por medios tecnológicos pero que no se consideran apropiados o no están destinados a ser utilizados en la economía) no cruzan esas fronteras y, por tanto, no se representan en las CFM. La economía nacional se trata globalmente en las CFM, y no se describen las entregas de productos entre ramas de actividad. Asimismo, se excluyen los flujos naturales en el interior del medioambiente natural. (INE, 2002) (Gráfico 1).

La *extracción nacional* (usada) comprende la cantidad anual de materiales sólidos, líquidos y gaseosos (sin incluir el aire y el agua) extraídos del medio natural para ser usados como *inputs* en la economía. Las variables que describen la extracción nacional se clasifican en función del tipo de material que se extrae, de acuerdo a la clasificación de materiales establecida por el Anexo III del Reglamento y se agrupan en las siguientes categorías principales:

1. *Biomasa*. Engloba toda la biomasa de origen vegetal extraída y la consumida directamente por la cabaña ganadera, así como la captura de peces y la caza de animales. La biomasa constituida por la cabaña ganadera y sus productos derivados se consideran productos secundarios y por tanto no se contabilizan.

GRÁFICO 1
ESQUEMA GENERAL DEL BALANCE DE MATERIALES



Fuente: Elaboración propia.

2. *Minerales metálicos*. En este tipo de minerales se considera pro memoria el contenido neto en minerales metálicos, pero se contabiliza todo el material extraído que contiene el metal (mineral en bruto).
3. *Minerales no metálicos*. En el caso de los minerales no metálicos se supone que las diferencias entre el mineral en bruto y la producción mineral reportada generalmente no son relevantes.
4. *Combustibles fósiles*. Incluye carbones y otros recursos sólidos, así como recursos líquidos y gaseosos como el petróleo y el gas natural.

Las *importaciones y exportaciones* físicas comprenden todas las mercancías importadas o exportadas, contabilizadas en unidades de masa según el peso que tienen en el momento de cruzar las fronteras. Al contrario de lo que ocurre en la extracción nacional, donde los recursos son siempre materias primas, las mercancías intercambiadas en el comercio exterior incluyen bienes en todas sus etapas de transformación, desde productos básicos a bienes acabados y se clasifican, de forma coherente con la clasificación de la extracción nacional, en cerca de 60 categorías descritas en el Anexo III del Reglamento, atendiendo a la materia principal que los compone. La inclusión en uno u otro agregado se lleva a cabo según el nivel más detallado (8 dígitos) del sistema de codificación INTRASTAT CN8 o nomenclatura combinada (European Commission, 2020), que es la clasificación usada en la Unión Europea para recoger y procesar datos de comercio exterior.

En virtud del principio de residencia, tanto importaciones como exportaciones incluyen una partida de ajuste por el combustible proporcionado para el transporte internacional: en el exterior el comprado por unidades residentes (importaciones), y en el interior el comprado por unidades no residentes (exportaciones).

Las principales agrupaciones en importaciones y exportaciones son:

1. *Biomasa y productos de biomasa*.
2. *Minerales metálicos* (materias primas y productos terminados).
3. *Minerales no metálic*os (materias primas y productos terminados).
4. *Combustibles fósiles*.
5. *Otros productos* (demasiado complejos en su composición para poder ser asignados a otras categorías).
6. *Residuos* (importados o exportados) *para su tratamiento o su eliminación final*.

El *output nacional procesado* a la naturaleza se define como la cantidad total de materiales liberados al medioambiente después de haber sido utilizados en la economía nacional. Estos flujos tienen lugar durante el procesamiento, fabricación, uso y etapas de eliminación final de la cadena de producción y consumo y se clasifican en emisiones a la atmósfera, residuos depositados en vertederos, vertidos a las aguas, disipación de productos y pérdidas disipadas de materiales. El reglamento actual no obliga a la recopilación de estos datos, puesto que gran parte de esta información se

puede encontrar de forma mucho más detallada en otras cuentas ambientales, pero las partidas correspondientes se recogen para su envío de forma voluntaria y pronto serán incorporadas a la publicación anual del INE.

Completando el sistema de cuentas tendríamos las *partidas equilibradoras del input y el output* (estimaciones de los flujos de agua y aire que tienen lugar en determinados procesos y que afectan significativamente al balance de masas, como pueden ser la demanda de oxígeno o las emisiones de CO_2 y de vapor de agua en los procesos de combustión y en la respiración humana y del ganado, requerimientos de agua para la producción de bebidas exportadas, agua procedente de la deshidratación de productos de biomasa, etc.). Estas partidas se reportan en tablas específicas y no se incluyen en los indicadores agregados ni son requerimiento del Reglamento que regula esta cuenta; sin embargo, es precisa una buena estimación de estas partidas cuando se calculan las acumulaciones netas de *stocks* como diferencia entre el total de *inputs* y el total de *outputs* en el balance de flujos de materiales.

La clave a la hora de entender la CFM es el manual de Eurostat (Eurostat, 2018) que presenta los fundamentos teóricos y conceptuales de la cuenta y aporta guías de ayuda para la correcta recopilación de los datos requeridos por el reglamento. Cabe destacar que este manual se ha revisado recientemente para adaptar los conceptos a los cambios efectuados en los sistemas de Contabilidad Nacional y para relacionar cada dimensión estudiada en la cuenta con los indicadores derivados correspondientes.

2.3. Elaboración

Al tratarse de estadísticas de síntesis, las CFM combinan y concilian, anualmente, datos procedentes de diversas fuentes estadísticas, siendo las principales para esta operación las Cuentas Nacionales y otras cuentas ambientales elaboradas por el INE, las Estadísticas de Comercio Exterior de la Agencia Tributaria, las Estadísticas mineras y energéticas del Ministerio para la Transición Ecológica y las Estadísticas Agrarias, Forestales y Pesqueras del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Una vez recopilada la información referente a los flujos de entrada y salida del sistema, considerando como recursos aquellos flujos que añaden alguna cantidad de materiales a la economía y como empleos los flujos que reducen la cantidad de materiales, esta cuenta permite la obtención de distintos indicadores. La elección de uno u otro dependerá del enfoque político y de la utilidad y aplicabilidad probada para cada indicador, siendo los fundamentales los siguientes:

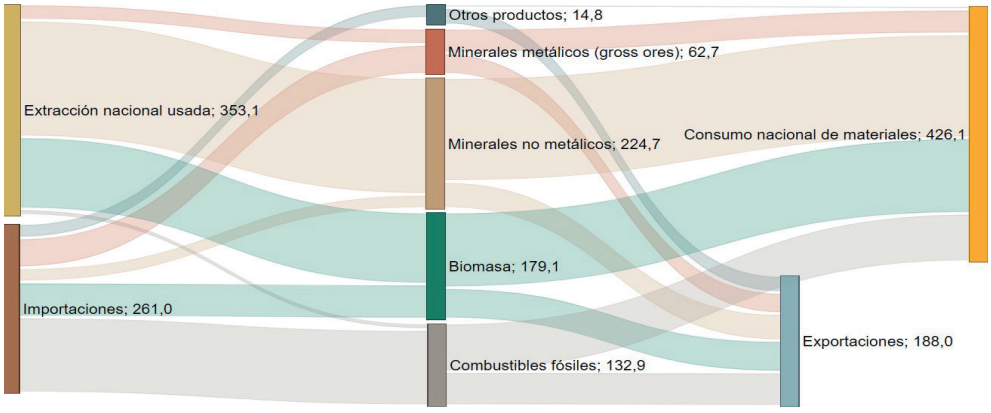
– Registrando, como total de recursos disponibles, la entrada directa de materiales en el sistema económico procedentes del medio natural nacional y del resto del mundo, es decir, extracción nacional e importaciones, obtenemos el *input directo de materiales* (IDM).

– Cuando detraemos del total de recursos disponibles los empleados en las exportaciones, obtenemos el *consumo nacional de materiales* (CNM), que mide la cantidad total de materiales usados directamente en la economía.
– El *balance comercial físico* mide el excedente o déficit del comercio físico de la economía, es decir las importaciones menos las exportaciones. Este indicador se utiliza como aproximación a la dependencia de recursos del exterior.
– Se estima que en 2017 un tercio de los 92 billones de toneladas de materiales extraídos en la economía global fueron empleados para producir los productos destinados a la exportación (UNEP, 2020). Si calculamos las importaciones y las exportaciones en términos de materias primas equivalentes (teniendo en cuenta los flujos indirectos), podremos calcular también el indicador de *consumo nacional de materias primas* (RMC, por sus siglas en inglés), que muestra el total de materias primas extraídas del medioambiente que son necesarias para satisfacer la demanda de un país, independientemente del lugar del mundo donde tuvo lugar la extracción de esas materias primas.

Como referencia, en el Gráfico 2, se pueden ver los datos de la economía española en el año 2019. Así, mediante la suma de la extracción nacional y las importaciones, obtenemos el dato del IDM. La parte central del Gráfico 2 muestra la desagregación del IDM por tipo de recurso. En la parte derecha del Gráfico 2 podemos calcular, por diferencia con los materiales exportados, el CNM. En el avance del 2019, los datos reflejan que el consumo nacional de materiales alcanzó los 426,1 millones de toneladas, lo que supone una disminución del 3 % respecto del año anterior.

Los últimos indicadores que se calculan con esta información son los denominados indicadores relativos. Estos nos permiten entender el funcionamiento de la eco-

GRÁFICO 2
BALANCE DEL CONSUMO NACIONAL DE MATERIALES (2019)



NOTA: Unidades: millones de toneladas.
FUENTE: Elaboración propia.

nomía desde una visión holística, es decir, analizando las interacciones entre factores económicos, materiales y humanos. Así, mediante la relación de los indicadores físicos anteriormente mencionados con los monetarios, se permite:

– Calcular *indicadores de productividad* (eficiencia) de los recursos, siendo el más utilizado, la ratio entre el PIB producido y el consumo nacional de materiales.
– Calcular *indicadores de intensidad* en el uso de los recursos naturales. Para este fin suele emplearse el inverso de la productividad, es decir la ratio entre el consumo nacional de materiales y el PIB o la ratio entre IDM/PIB.
– Analizar las tendencias y patrones de evolución.

En ocasiones se relacionan también los indicadores absolutos con el número de habitantes, siendo el más relevante el CNM per cápita (toneladas de materiales consumidas por habitante).

Uno de los mayores retos que afrontaremos durante las próximas décadas es el establecimiento de la denominada economía circular. Este modelo se basa en el mantenimiento de los recursos materiales dentro del proceso productivo y consuntivo durante el mayor plazo posible, a la vez que se minimiza la generación de residuos (Eurostat, 2020). Este cambio de paradigma plantea también nuevos retos desde el punto de vista de desarrollo de indicadores para ofrecer datos sobre:

– El flujo de determinados recursos por tipo de material y uso final de los mismos.
– Importación y exportación en materias primas equivalentes.
– Importación y exportación en materias primas equivalentes por uso final de los productos.
– Tasas de uso de materiales secundarios en relación con la cantidad total utilizada en la economía.
– Tasas de uso de materiales secundarios desagregada por tipo de material.

2.4. Situación actual. Principales indicadores[2]

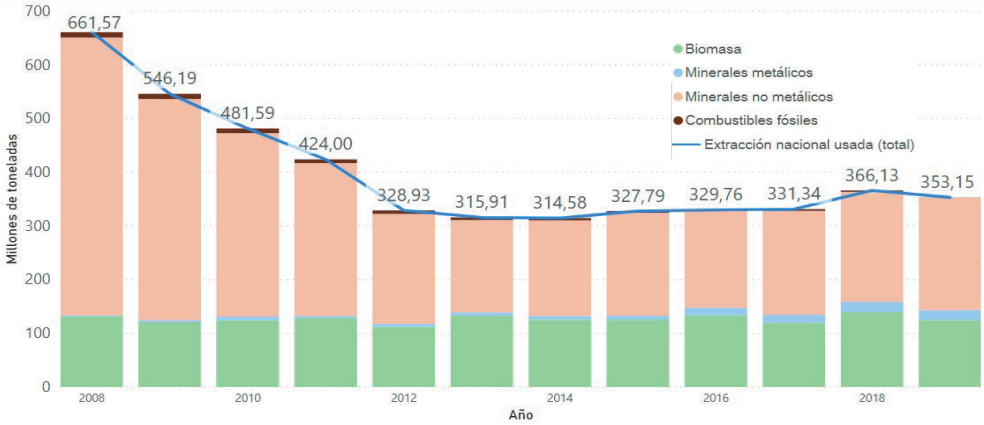
Los primeros estudios piloto de la CFM en España recogen la serie contable 1996-2000. Se realizaron en el año 2002, a fin de preparar el Sistema Estadístico español a los futuros requerimientos del Sistema Estadístico Europeo. Posteriormente se continuó con las estimaciones en las bases 2008 y 2010 de forma paralela a las sucesivas estimaciones de las Cuentas Nacionales. Las últimas estimaciones de la CFM, acordes al Reglamento y base de Cuentas Nacionales actuales, corresponden a la serie 2008-2019.

Los gráficos mostrados a continuación pretenden dar una visión actual de los indicadores que se pueden obtener a partir de esta cuenta.

[2] Este apartado está basado en la nota de prensa del Instituto Nacional de Estadística «Cuentas medioambientales: Cuenta de flujos de materiales. Datos avance 2019» (2020, 16 de diciembre).

Observando la evolución del total de materiales extraídos del medio natural, desagregado por sus componentes principales (Gráfico 3), se puede apreciar la fuerte reducción de la extracción de toneladas de recursos naturales en los primeros años de la serie. En particular, muestra un desplome de la obtención de minerales no metálicos ligada al fuerte descenso de la actividad de la construcción.

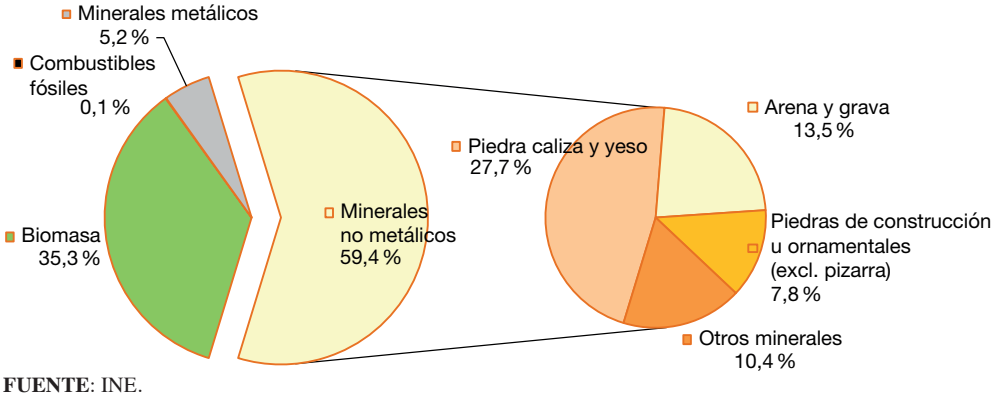
GRÁFICO 3
EVOLUCIÓN DE LA EXTRACCIÓN NACIONAL DE MATERIALES (SERIE 2008-2019)



FUENTE: Elaboración propia.

Un análisis más detallado de los componentes de la extracción nacional usada, en particular de los minerales no metálicos (Gráfico 4), nos permite apreciar claramente la preponderancia de los materiales relacionados con la construcción con respecto al total de materiales extraídos.

GRÁFICO 4
COMPONENTES DE LA EXTRACCIÓN DE MATERIALES EN ESPAÑA (2019)

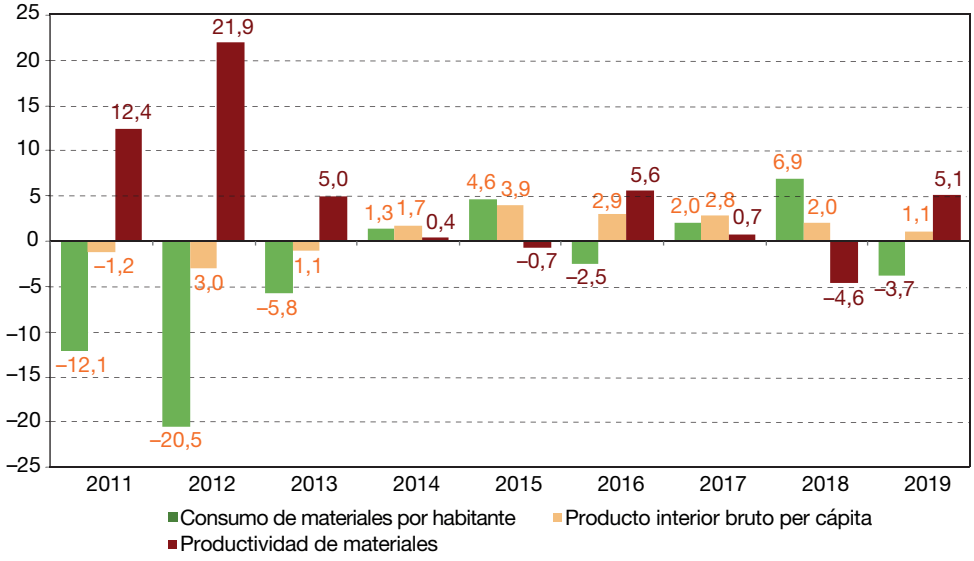


FUENTE: INE.

El balance comercial físico en el avance del año 2019 (INE, 2020) pone en relevancia, al igual que en años anteriores, la gran dependencia exterior en lo que a combustibles fósiles se refiere (carbón, crudos del petróleo, gas natural y derivados). Por el contrario, España en 2019 fue exportadora neta de minerales no metálicos, una tendencia al alza en los últimos años de la serie.

GRÁFICO 5

CONSUMO NACIONAL DE MATERIALES POR HABITANTE, PRODUCTO INTERIOR BRUTO Y PRODUCTIVIDAD DEL CONSUMO DE MATERIALES



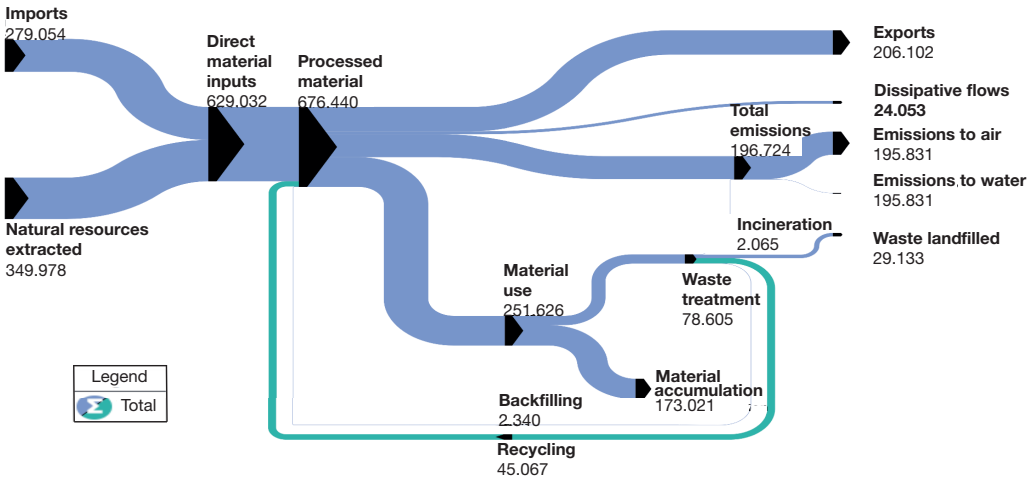
NOTA: Unidad: Tasas de variación anuales.
FUENTE: Elaboración propia.

Los datos de la CFM nos permiten también analizar las tendencias de los principales indicadores de consumo y productividad de materiales (Gráfico 5). En términos per cápita, el consumo de materiales por habitante alcanzó las 9 toneladas, lo que supone un 3,7% menos que en el periodo anterior. Los datos de productividad, medida en cantidad de producto interior bruto (PIB) por tonelada de materiales consumida, indican un incremento del 5,1% respecto al año anterior, situándose en 2.801,8 euros por tonelada.

Se puede ver que en 2016 se dio un aumento del crecimiento económico no vinculado al aumento del consumo de materiales. En otras ocasiones como en 2014 o en 2017 el incremento en la tasa interanual del PIB llevó aparejado un incremento incluso mayor en la tasa interanual del consumo de materiales por habitante, lo que repercutió negativamente en el dato de la productividad. El análisis de estas tendencias en el tiempo puede aportar también información sobre el desacoplamiento del uso de materiales y el crecimiento económico.

Los datos actuales de la CFM junto con el resto de cuentas físicas elaboradas por el INE, permiten estimar el balance completo de materiales, únicamente para las toneladas totales (Gráfico 6). El reto futuro de estas cuentas es, por tanto, poder estimar la mayor cantidad posible de estos flujos por tipo de recurso, con una especial atención a los considerados recursos críticos.

GRÁFICO 6
DIAGRAMA DE FLUJO DE MATERIALES ESPAÑA (2018)



FUENTE: Eurostat.

3. Cuenta de Flujos Físicos de la Energía[3]

3.1. Marco conceptual

La preocupación sobre la sostenibilidad de la extracción de los recursos naturales de carácter energético, llevó a que los indicadores sobre el uso de esos recursos formaran parte de los diecisiete objetivos de la Agenda 2030 para el Desarrollo

[3] Este epígrafe está basado en el artículo «Las cuentas medioambientales y la cuenta de los flujos físicos de la energía», *Energía Industrial, 408* (Celestino Rey *et al*., 2019).

Sostenible, aprobada por la Asamblea General de Naciones Unidas en septiembre de 2015. Por otra parte, la Cuenta de flujos físicos de la energía ha venido a complementar la Cuenta de emisiones a la atmósfera que venía llevándose a cabo desde los inicios de la década de 2000, en tanto en cuanto más del 90 % de dichas emisiones son producidas por el uso de combustibles fósiles

El INE lleva a cabo con periodicidad anual y desde el año 2014 (referencia temporal de los datos) la Cuenta de flujos físicos de la energía (CFFE), mandatado por el Reglamento (UE) 538/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo, que incorporó tres nuevas cuentas medioambientales que vinieron a sumarse a las que ya había establecido el Reglamento (UE) 691/2011.

La CFFE (en inglés *Physical Energy Flows Accounts* –PEFA–) registra la interrelación con el medioambiente de los flujos de energía producidos y usados en las actividades económicas llevadas a cabo por las unidades residentes (y los hogares) de las economías nacionales. La cuenta tiene los mismos límites conceptuales que el Sistema Europeo de Cuentas Económicas (SEC), que se basa también en el principio de residencia ya enunciado.

Cabe señalar que la elaboración de la cuenta se basa en la ley de conservación de la energía, la cual establece que la energía no se crea, ni se destruye, solo se transforma. Por otra parte, al igual que en otras cuentas medioambientales físicas, en esta cuenta se incorpora el medioambiente como un sector de actividad económica más, en razón de que es el origen de los flujos de recursos energéticos y el destino de los residuos energéticos. Con el fin de permitir la comparación entre los valores de las estadísticas energéticas que están expresados en unidades de masa, volumen o energía, todas las magnitudes de la cuenta vienen referidas en terajulios (TJ).

La cuenta objeto de estudio registra los flujos físicos de energía que tienen lugar:

– *Del medioambiente al sistema económico*.
– *En el ámbito del sistema económico*.
– *Del sistema económico (incluyendo los hogares) al medioambiente*.
– *Entre el sistema económico y el resto del mundo (importaciones y exportaciones)*.

Estos tipos de flujos físicos de energía están conformados respectivamente por las siguientes categorías de materiales energéticos:

– *Recursos naturales energéticos:* son aquéllos que son extraídos del medioambiente para ser usados en los procesos económicos de producción.
– *Productos energéticos:* son materiales que resultan del proceso de producción llevado a cabo por las unidades de actividad económica.
– *Residuos energéticos:* son materiales (sólidos, líquidos o gaseosos) descargados, vertidos o emitidos al medioambiente. En particular, los gases de combustión de productos energéticos se consideran residuos vertidos (emitidos) al medioambiente.

En los flujos energéticos con el resto del mundo, los tres materiales energéticos citados pueden hacer acto de presencia tanto en las exportaciones como en las importaciones.

Los flujos físicos de energía, tanto en su origen (suministro/oferta) como en su destino (uso/demanda) pueden ser generados por cinco tipos de unidades contables:

– *Ramas de actividad económica*.
– *Hogares como consumidores finales*.
– *Acumulación* (variación de *stocks* de productos y de residuos en el sistema económico).
– *Medioambiente*.
– *Resto del mundo*.

Las Estadísticas Energéticas son la principal fuente de información para la elaboración de la CFFE. En el año 2004 se promulgó en el ámbito de la Unión Europea una Directiva obligando a sus Estados miembros a recopilar datos cuantitativos sobre la energía. Posteriormente, el Reglamento (CE) 1099/2008 estableció un marco común para la elaboración, transmisión, evaluación y difusión de estadísticas comparables sobre energía en armonía con lo establecido por la Agencia Internacional de la Energía. En España, las estadísticas energéticas son confeccionadas en la actualidad por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, y son el resultado de la obtención y registro de datos administrativos sobre producción, importación, exportación y uso de productos energéticos. Sus principales fuentes son encuestas específicas al sector de la energía, estadísticas empresariales y del comercio internacional. Las estadísticas energéticas están conformadas por cinco bloques: *carbón*; *petróleo; gas; electricidad; energías renovables*.

Es importante señalar que para la elaboración de las Estadísticas Energéticas se sigue el principio de territorialidad**,** es decir que las estadísticas de la energía recopilan información sobre la energía producida y usada en un territorio nacional dado (definido por unas fronteras administrativas), tanto por las unidades residentes como por las no residentes. Por tanto, para pasar de estas estadísticas a la CFFE que se rige por el principio de residencia habrá que sumarles el uso de energía en el extranjero de las unidades residentes y restarles el uso de energía en el territorio nacional de las unidades no residentes.

Los materiales energéticos se pueden clasificar en productos primarios o secundarios. Se definen los primarios como aquéllos que se producen directamente mediante la extracción de recursos naturales energéticos del medioambiente, como pueden ser el petróleo crudo, el carbón mineral y el gas natural.

A su vez, los productos primarios pueden dividirse en combustibles de origen fósil y productos energéticos renovables. Los combustibles fósiles se extraen de los recursos naturales (carbón, petróleo crudo, gas natural, combustibles nucleares, etc.). Los productos energéticos renovables, a excepción de la energía geotérmica, se obtienen de los flujos de energía solar, eólica o gravitacional (mareas y olas).

Por su parte, los productos secundarios resultan de la transformación de productos energéticos primarios u otros secundarios, en otros tipos de productos energéticos. La generación de electricidad quemando combustibles es un ejemplo de producto secundario. Otros ejemplos pueden ser los productos derivados del refino del petróleo bruto (gasolinas, fueloil, etc.), el coque obtenido a partir del carbón, el carbón vegetal a partir de la leña, etc.

Pueden existir usos no energéticos de productos energéticos (producción de plásticos, lubricantes, disolventes, asfaltos, parafinas, betún, etc.)

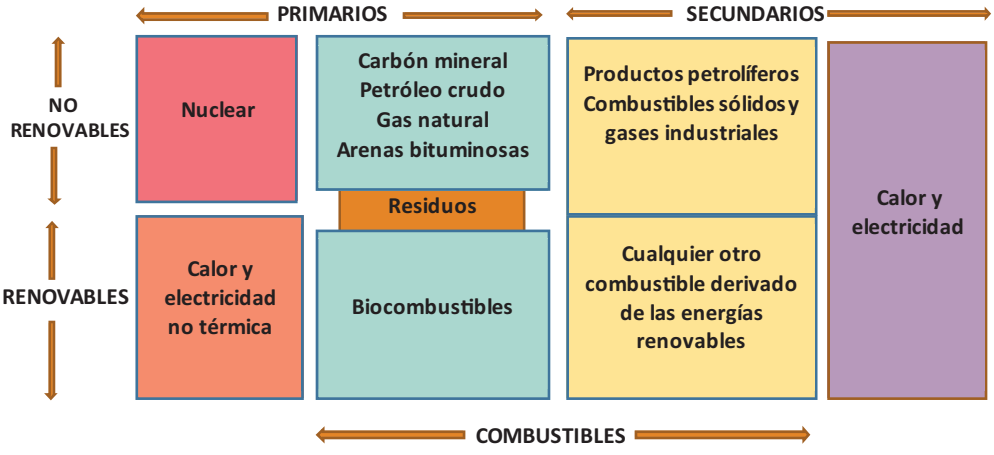
Los residuos energéticos pueden tener diversos orígenes:

– Residuos urbanos reciclables.
– Residuos urbanos e industriales no reciclables.
– Pérdidas de producto y energía durante la extracción, distribución, almacenamiento, transformación y disipación del calor, producidas por el uso final de la energía.
– Energía contenida en los productos de uso no energético (lubricantes, asfaltos, parafinas, betún, disolventes, etc.).

Las pérdidas de energía pueden producirse durante los procesos de transformación de productos primarios a partir de recursos naturales (refino del petróleo, quemas y fugas de gas natural, etc.) o por procesos de uso final (por ejemplo, calor disipado durante la quema de un combustible). También pueden producirse en la distribución de productos energéticos, como resultado de la evaporación y fuga de combustibles líquidos, pérdidas de calor durante el transporte de vapor o pérdidas durante la distribución de gas, transmisión de electricidad o transporte por tuberías.

GRÁFICO 7

SÍNTESIS DE LA CLASIFICACIÓN DE LOS PRODUCTOS ENERGÉTICOS



FUENTE: Elaboración propia a partir del Manual de Estadísticas Energéticas (Agencia Internacional de la Energía).

En Cuadro 1 se especifican las identidades contables que deben cumplirse para convertir la información de las Estadísticas energéticas (principio de territorialidad) al formato de la Cuenta de los flujos físicos de energía (principio de residencia). Estos ajustes intervienen únicamente en las actividades de transporte, por ser las que pueden realizarse tanto en el país de residencia de la unidad económica como en el extranjero.

CUADRO 1
PASO DE LAS ESTADÍSTICAS ENERGÉTICAS A LA CUENTA DE FLUJOS FÍSICOS DE LA ENERGÍA

1		**Uso de energía por las unidades residentes y no residentes en el territorio nacional (uso interior) (estadísticas energéticas)**
2	**más**	**Uso de energía en el extranjero de las unidades residentes**
2.1		PESCA EN AGUAS INTERNACIONALES*
2.2		TRANSPORTE TERRESTRE INTERNACIONAL**
2.3		TRANSPORTE MARÍTIMO INTERNACIONAL
2.4		TRANSPORTE AÉREO INTERNACIONAL
3	**menos**	**Uso de energía en el territorio nacional de las unidades no residentes***
3.1		TRANSPORTE TERRESTRE NACIONAL***
3.2		TRANSPORTE MARÍTIMO NACIONAL
3.3		TRANSPORTE AÉREO NACIONAL
4	**igual a**	**Uso de energía por las unidades residentes tanto en el territorio nacional como en el extranjero (Cuenta de los flujos físicos de la energía)**

NOTA: * Se considera que, en el sector de la pesca, el consumo de las unidades no residentes en territorio nacional no es significativo. ** Por «transporte internacional» se entiende el llevado a cabo en el extranjero, o entre un puerto o aeropuerto nacional y uno extranjero (y viceversa). *** Por «transporte nacional» se entiende el llevado a cabo en el ámbito territorial del país.

FUENTE: Elaboración propia a partir del *Manual de la Cuenta de Flujos Físicos de la Energía* (Eurostat).

3.2. Metodología y estructura

La cuenta se estructura en cuatro tablas principales que son un *output* directo de la macro «PEFA-builder»:

– Tabla A. *Suministro de flujos de energía*.
– Tabla B. *Uso de flujos de energía*.
– Tabla C. *Flujos energéticos más relevantes para las emisiones*.
– Tabla D. *Vectores de indicadores energéticos clave*.

Las dos primeras constituyen el núcleo central de la cuenta mientras que los dos restantes son tablas auxiliares que sirven tanto para visualizar los ajustes de residencia, como para calcular las magnitudes e indicadores derivados de la cuenta.

Las Tablas A y B tienen el mismo formato matricial, y siguen el diseño de las tablas origen/destino del marco *input/output* registradas en el SEC. En filas figuran los flujos de materiales energéticos, y en columnas los diferentes tipos de operación de dichos flujos: producción y consumos intermedios *(unidades económicas)*, consumo final *(hogares)*, variación de activos/*stocks (acumulación)*, resto del mundo *(importaciones/exportaciones)*, flujos de suministro de recursos naturales y destino de los residuos *(medioambiente)*.

TABLAS A Y B DE LA CUENTA DE FLUJOS FÍSICOS DE ENERGÍA

TABLA A. SUMINISTRO DE FLUJOS DE ENERGÍA

	Ramas de actividad económica	**Hogares**	**Acumulación**	**Resto del mundo (Importaciones)**	**Medioambiente**	**Total**
Recursos naturales					A	
Productos	C			D		
Residuos	I	J	K	L	M	

TABLA B. USO DE FLUJOS DE ENERGÍA

	Ramas de actividad económica	**Hogares**	**Acumulación**	**Resto del mundo (Exportaciones)**	**Medioambiente**	**Total**
Recursos naturales	B					
Productos	E	F	G	H		
Residuos	N		O	P	Q	

FUENTE: Elaboración propia a partir del *Manual de la Cuenta de Flujos Físicos de la Energía* (Eurostat).

En esta cuenta, el desglose estadístico de las unidades económicas se establece en 21 ramas de actividad económica, según las divisiones a dos dígitos de la Clasificación Nacional de Actividades Económicas CNAE-2009. La intersección de las columnas con las filas conforma las submatrices que asocian los flujos de productos a un suministrador o usuario dado.

La metodología de la cuenta establece una serie de convenios de tal manera que algunas de las submatrices (fondo de color grisáceo) de las Tablas A y B, no pueden contener valor alguno, es decir, que la combinación de las dos dimensiones (filas y columnas) no son conceptualmente factibles. Los convenios más relevantes establecidos por el *Manual Physical Energy Flow Accounts* (Eurostat, 2014) son:

– Los recursos naturales energéticos solo pueden ser suministrados por el medioambiente y usados por las ramas de actividad económica.
– Las actividades económicas que los hogares lleven a cabo se asignarán a la rama de actividad económica que corresponda y no a los hogares.
– El medioambiente no puede suministrar ni usar productos energéticos, y no puede usar otros residuos energéticos que no sean las pérdidas de energía.

La Tabla A establece el suministro de recursos naturales, productos y residuos energéticos (filas) según su origen (columnas). Por otra parte, y desde la perspectiva de las unidades contables (columnas), estos flujos pueden considerarse como las «salidas» de flujos de energía desde dichas unidades. La Tabla B por su parte establece el uso de los recursos naturales, productos y residuos energéticos (filas) según su destino (columnas), es decir su usuario. Por otra parte, y desde la perspectiva de las unidades contables (columnas), estos flujos pueden considerarse como las «entradas» de flujos de energía en dichas unidades. Cabe señalar que, en el caso del medioambiente, el vocablo «uso» puede no ser el más adecuado ya que la naturaleza no «usa» residuos energéticos, sino que los recibe haciendo las veces de sumidero.

Las submatrices de las Tablas A y B se pueden estructurar en cuatro bloques según los tipos de flujos energéticos y de suministrador/usuario.

– Cómo se extraen y se usan los recursos naturales energéticos y como se suministran los productos energéticos):
  A. Recursos naturales suministrados por el medioambiente.
  B. Recursos naturales extraídos por las ramas de actividad.
  C. Suministro de productos por las unidades económicas.
  D. Suministro de materiales provenientes del resto del mundo (importaciones).
– Cómo se usan los productos energéticos:
  E. Consumos intermedios de productos de las ramas de actividad.
  F. Uso de productos por los hogares.
  G. Incrementos y cambios netos de *stocks* de activos producidos.
  H. Uso de materiales por el resto del mundo (exportaciones).
– Cómo se generan los residuos energéticos:
  I. Residuos generados por las ramas de actividad.
  J. Residuos generados por los hogares.
  K. Disminuciones de activos producidos o de energía de los *stocks* (activos o existencias) (demoliciones, desguaces, achatarramiento).
  L. Residuos provenientes del resto del mundo (importaciones).
  M. Suministro de residuos desde el medioambiente (ej. recogida de vertidos de hidrocarburos).
– Cómo se usan los residuos energéticos:
  N. Recogida y tratamiento de residuos por las ramas de actividad.

O. Incrementos /acumulación de residuos (ej. vertederos o energía incorporada a los residuos).
P. Residuos enviados al resto del mundo (exportaciones).
Q. Recepción de residuos por el medioambiente.

3.3. Elaboración

En la medida de sus posibilidades técnicas y del estadio de su información estadística, cada país puede implantar las herramientas informáticas para, a partir de las estadísticas energéticas, elaborar la CFFE. No obstante, Eurostat ha puesto a disposición de sus países miembros una macro –«PEFA-builder»– que permite elaborar la CFFE de una manera secuencial y que es utilizada a dichos efectos por el INE.

Para aplicar los ajustes de residencia, es decir para pasar del principio de territorialidad (estadísticas energéticas) al de residencia (cuenta), se utiliza información estadística auxiliar, como datos de origen administrativo sobre trayectos de las compañías aéreas y número de pasajeros por kilómetro, tonelaje de los buques, encuestas sobre la actividad pesquera, parque de vehículos, etc. También se puede utilizar la información que sobre consumos, importaciones y exportaciones de combustibles figura en las tablas de origen-destino (*input-output*) que se elaboran en el marco del SEC, estadísticas de comercio exterior, etc.

Ahora bien, el *output* del «PEFA-builder» presenta la información según agregaciones de ramas de Clasificación Nacional de Actividades Económicas (CNAE-2009), por lo que es necesario efectuar algunas desagregaciones de los mismos. Para ello, se suelen utilizar operaciones estadísticas que lleva a cabo la Oficina Central de Estadística del país (encuestas de empresas y de productos industriales, encuestas de consumos energéticos, estadísticas sobre generación, recogida y tratamiento de residuos, encuestas de presupuestos familiares, tablas origen-destino de la Contabilidad Nacional, etc.).

Por otra parte, en el caso del transporte por carretera, muchos establecimientos (industriales o del sector servicios) consumen combustibles en actividades de transporte que tienen el carácter de servicios auxiliares. En ese caso, dichos consumos de energía (así como las cantidades de residuos generadas) deben ser asignados a la división de la CNAE que corresponde a la actividad principal del establecimiento.

3.4. Estimaciones e indicadores

Seguidamente, en los Cuadros 2, 3 y 4 se presentan las estimaciones de la CFFE con referencia temporal de los datos 2018. Como ya se ha indicado, la unidad de medida que se utiliza en la cuenta es el terajulio (TJ), debiéndose de aplicar coeficientes de conversión estandarizados a las unidades que se utilizan en cada uno de los cinco bloques de productos energéticos que conforman las Estadísticas Energéticas. Así

en lo que respecta al carbón, un TJ equivale a 34,121 toneladas equivalentes en carbón, en el caso del petróleo, un TJ equivale a 23,884 toneladas equivalentes de petróleo; en el caso la electricidad y de las energías renovables, un TJ equivale a 0,2777 gigavatios hora; en el caso del gas, la equivalencia depende del calor calorífico del gas considerado.

La energía que suministran las ramas económicas y las importaciones representa el 66,1 % del total (productos energéticos primarios o secundarios); los hogares y las ramas económicas generan el 27,0 % del total en forma de residuos energéticos y el 6,9 % son recursos naturales provenientes del medioambiente.

CUADRO 2
ORIGEN DE LA ENERGÍA (2018)
(En miles de terajulios)

	Total	**% sobre el total**	**% variación anual**
Recursos naturales energéticos	1.384,70	6,9	–0,3
Productos energéticos	13.263,00	66,1	–0,8
Residuos energéticos	5.421,40	27,0	2,2
TOTAL	**20.069,10**	**100,0**	**0,0**

FUENTE: INE.

En lo que respecta al destino de la energía, se observa que más de la mitad de los flujos (58,0 %) son usados por las ramas de actividad económica, el 6,6 % por los hogares y el 9,0 % por las exportaciones. El medioambiente usa (recibe) el 25,7 % en su mayor parte en forma de calor disipado por la combustión de productos energéticos.

CUADRO 3
DESTINO DE LA ENERGÍA (2018)
(En miles de terajulios)

	Total	**% sobre el total**	**% variación anual**
Ramas de actividad	11.637,2	58,0	0,6
Hogares	1.323,6	6,6	0,4
Exportaciones	1.809,6	9,0	–2,0
Medioambiente (pérdidas de energía)	5.158,5	25,7	0,7
V.E y ajustes*	140,2	0,7	_
TOTAL	**20.069,1**	**100,0**	**0,0**

NOTA: * V.E (variación de existencias) y ajustes estadísticos.
FUENTE: INE.

La Cuenta de Flujos Físicos de la Energía posibilita también establecer un balance comercial físico (importaciones menos exportaciones) de productos energéticos. En el Cuadro 4 se observa que el balance para España es negativo, aunque en los epígrafes de productos del petróleo y de combustibles es positivo.

CUADRO 4
COMPONENTES DEL BALANCE COMERCIAL FÍSICO DE PRODUCTOS ENERGÉTICOS (2018)
(En miles de terajulios)

	Balance comercial físico	Importaciones	% sobre el total	Exportaciones	% sobre el total
Productos de la industria extractiva	–4.401,0	4.526,0	80,0	124,9	6,9
Coque y productos del refino del petróleo	569,8	978,9	17,3	1.548,7	85,6
Biocombustibles	19,4	70,1	1,2	89,5	4,9
Energía eléctrica y calor	–40,0	86,4	1,5	46,5	2,6
TOTAL	**–3.851,8**	**5.661,4**	**100.0**	**1.809,6**	**100,0**

FUENTE: INE.

En lo que respecta la elaboración de indicadores energéticos, en base a la información de las tablas A y B se pueden calcular siete indicadores clave que, si bien tienen un carácter complementario, resultan muy útiles para seguimiento de ciertos aspectos como puede ser el de la medición de las emisiones de gases procedentes del uso de la energía, asignando a cada producto energético un volumen de emisiones por unidad de energía usada. Estos factores de emisión (o coeficientes técnicos de emisión) por unidad de producto, dependen también de la rama de actividad económica que consuma el recurso o producto energético. Los siete indicadores clave de uso de la energía que la CFFE permite elaborar son:

– *Extracción de recursos energéticos naturales por las ramas de actividad económica* (columna de totales en la submatriz B).
– *Producción de productos energéticos por las ramas de actividad económica* (columna de totales en la submatriz C).
– *Consumo intermedio total de productos energéticos por ramas de actividad económica* (columna de totales de la submatriz E).
– *Uso total de productos energéticos por los hogares* (total de la submatriz F).
– *Uso total de los residuos con fines energéticos* (columna de totales de la submatriz N).
– *Uso neto de energía* (suma de las columnas de las submatrices I, J, y O).
– *Input / output energético total* (columna de totales de las submatrices C, I y J de la Tabla A que es igual a la columna de totales de las submatrices B, E, F y N de la Tabla B).

4. Cuenta de emisiones a la atmósfera

4.1. Marco conceptual

Las Cuentas de Emisiones a la Atmósfera (CEA) –Air Emission Accounts– (AEA, en sus siglas en inglés) son unas cuentas ambientales que forman parte del Sistema de Contabilidad Económica y Medioambiental (System of Environmental Economic Accounting, SEEA, en sus siglas en inglés). Son uno de los seis módulos del Reglamento (UE) 691/2011del Parlamento Europeo y del Consejo[4], de 6 de julio de 2011, relativo a las cuentas económicas europeas medioambientales, y su objetivo principal es proporcionar importante información a la Unión Europea para poder tomar decisiones en materia de políticas de cambio climático, crecimiento verde y productividad de los recursos.

Las CEA presentan los datos sobre las emisiones contaminantes a la atmósfera desglosados por la actividad económica emisora y el sector hogares como consumidores finales, de acuerdo con la metodología para las Cuentas Nacionales del Sistema Europeo de Cuentas Nacionales y Regionales (ESA), siendo compatible con el Sistema Internacional de Cuentas Nacionales de las Naciones Unidas (SNA).

En las CEA cuando se habla de «emisiones a la atmósfera» se hace referencia a los flujos físicos de materiales gaseosos o a las partículas que se originan en el sistema económico (procesos productivos y/o de consumo), que son liberados a la atmósfera y que permanecen suspendidos en el aire durante un periodo sustancial. Como todos los residuos, las emisiones a la atmósfera son producciones secundarias y no deseadas, generadas en los procesos productivos y de consumo por los elementos del sistema económico. La mayoría de estos residuos se encuentran en un estado gaseoso, pero las partículas pequeñas ($PM_{2.5}$ y PM_{10}) y los metales pesados son sólidos que permanecen en suspensión en la atmósfera durante periodos sustanciales y tienen ciertos comportamientos similares a los gases.

La lista de gases y de partículas que podrían ser registradas es enorme, pero en las CEA solo se solicita una limitada parte de estos. Se incluyen tanto las emisiones de los gases de efecto invernadero (CO_2, dióxido de carbono; CH_4, metano; N_2O, óxido nitroso; HFC, hidrofluorocarbonos; PFC, perfluorocarbonos; y SF_6, hexafluoruro de azufre), como las emisiones de contaminantes del aire y responsables de la lluvia ácida (SOx, óxidos de azufre; NO_x, óxidos de nitrógeno; NH_3, amoniaco), así como las de los precursores de la capa de ozono (CO, monóxido de carbono, y los ya mencionados HFC, PFC y SF_6), las de los gases responsables de la contaminación fotoquímica (COVNM, compuestos orgánicos volátiles –excepto metano–; y NO_x), y las emisiones de las partículas (PM_{10}, partículas de diámetro aerodinámico inferior a 10 micras; y $PM_{2.5}$, partículas de diámetro aerodinámico inferior a 2,5 micras).

[4] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32011R0691&from=EN

4.2. Metodología y estructura

El total de residuos procedentes de las actividades económicas se denomina flujo bruto. Parte de este flujo es capturado, procesado y transformado por otras actividades económicas, reutilizándose como un recurso. Así pues, el flujo neto es la cantidad de emisiones atmosféricas que realmente atraviesan el límite del sistema, es decir, que terminan en el sistema ambiental.

Las CEA registran los flujos netos de materiales residuales gaseosos y de partículas en el aire que proceden de la economía nacional, es decir, de las actividades de producción y de consumo de unidades residentes, cruzan la frontera del sistema funcional entre economía y medioambiente, y pueden acabar en la atmósfera del territorio nacional o en la del resto del mundo. Esto implica que no todas las emisiones atmosféricas se tienen en consideración para incluirlas en las CEA.

En las Cuentas de emisiones a la atmósfera la frontera del sistema se define funcionalmente (sistema económico versus sistema ambiental) y no geográficamente (sistema nacional versus sistema del resto del mundo).

Después de haber cruzado esta frontera del sistema, las sustancias emitidas están fuera de cualquier control humano y se convierten en parte de los ciclos de materiales naturales y pueden generar diversos tipos de impactos ambientales. Si bien, en la práctica, existen algunos casos en los que el trazado de esta frontera del sistema funcional no es sencillo de definir y donde se deben adoptar ciertos acuerdos teóricos y técnicos. Eso ocurre, por ejemplo, con las emisiones a la atmósfera procedentes de plantas y bosques cultivados (y con su captación de las emisiones) o con las emisiones atmosféricas de vertederos, entre otros. Estos casos tienen en común que se refieren a las emisiones a la atmósfera procedentes de determinados orígenes (suelos agrícolas, humanos, plantas cultivadas y bosques, animales y vertederos) para las que se debe responder a la pregunta: ¿se consideran parte del sistema económico o parte del sistema ambiental? Si son parte del sistema económico, deben registrarse de acuerdo con las reglas generales de las Cuentas Nacionales, ahora bien, si son parte del sistema ambiental, no deben registrarse en las CEA. La solución a esta cuestión consiste en la aplicación de dos reglas: en primer lugar aplicar los principios de las Cuentas Nacionales, lo que implica que cualquier emisión neta de gases y de partículas procedente de alguna actividad económica o humana debe ser registrada e incluida en las CEA (conforme a esta regla se debería incluir la respiración humana y la evapotranspiración); y en segundo lugar, y debido a consideraciones prácticas, sólo se consideran las emisiones netas a la atmósfera medibles que realmente se registran en los inventarios de emisiones y que se toman en consideración para calcular los totales de emisiones nacionales.

CUADRO 5
ESTRUCTURA DE LAS CUENTAS DE EMISIONES A LA ATMÓSFERA

Emisiones a la atmósfera	1995	1996	…	2014	2015
Ramas de actividad económica	**Emisiones a la atmósfera por actividad económica**				
Clasificación CNAE (64 ramas)					
Hogares (como consumidores finales), Total	**Emisiones a la atmósfera de los hogares**				
Transporte					
Calefacción					
Otros					
Totales (CEA)	**TOTAL CEA**				
(–) Uds. residentes en el extranjero	**Tabla puente**				
(+) Unidades NO residentes en el territorio nacional					
(+/–) Otros					
Total nacional conforme a UNFCCC o CLRTAP excluyendo LULUCF	**TOTAL INVENTARIO EMISIONES**				

FUENTE: Elaboración propia.

En las columnas se incluyen los años de referencia para los cuales se reportan las emisiones a la atmósfera, comenzando en el año 1995 y hasta $n - 2$ (siendo n el año en que se realiza la recopilación de datos). Así, en 2021 se deben publicar los datos disponibles hasta 2019. El cuestionario de las CEA incluye toda la serie temporal, ya que una de las principales fuentes de información, los inventarios nacionales de emisiones, pueden ser revisados y modificados todos los años, y estos cambios pueden afectar a todo el periodo registrado.

En las filas se incluyen las actividades económicas responsables de las emisiones contaminantes, en concreto las 64 ramas de actividad económica conforme a la clasificación CNAE-2009[5] y los hogares como consumidores finales. Las emisiones se desglosan en tres subclases, las emisiones del transporte, las emisiones procedentes de la calefacción y una tercera categoría que incluye el resto de emisiones bajo el epígrafe de otros, para terminar con los totales de las CEA, los elementos de la tabla puente y los totales nacionales procedentes de los inventarios de emisiones y de otras publicaciones oficiales de emisiones, principal fuente de información para la elaboración de las CEA.

[5] https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736177032&menu=ultiDatos&idp=1254735976614

4.3. Elaboración

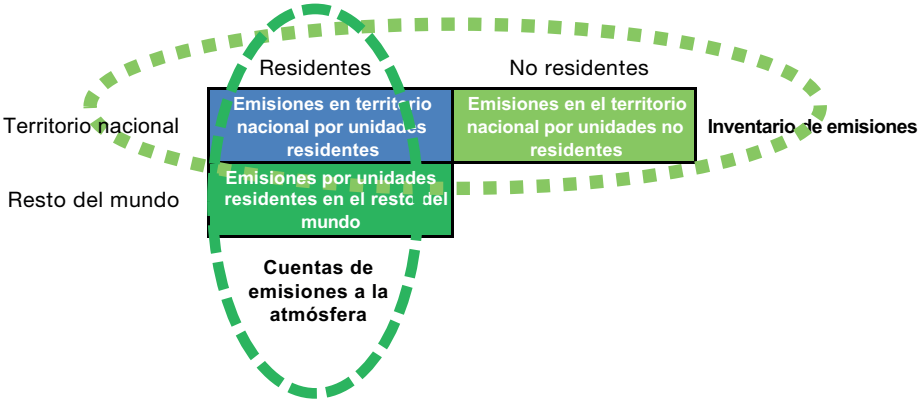
La elaboración de las CEA, como ya hemos indicado, se desarrolla a partir de una extensa variedad de fuentes de información existentes. La fuente de información más importante de todas es el Inventario Nacional de Emisiones, pero también se utilizan otras fuentes de información, como por ejemplo los datos sobre el uso de la energía procedentes de las estadísticas y de los balances energéticos, los Cuentas Nacionales publicadas por el INE, estadísticas del agua, estadísticas y registros de aviación, estadísticas de flota pesquera, estadísticas de tráfico rodado, registro de vehículos y matriculaciones, estadísticas de transporte de mercancías y pasajeros, etc. Los datos procedentes de las distintas fuentes de información deben ser adaptados y reorganizados de acuerdo con los principios y clasificaciones contables de las Cuentas Nacionales; este proceso incluye la reorganización de los datos de acuerdo con las actividades económicas de las Cuentas Nacionales (industrias y hogares), la eliminación de cualquier doble contabilización y la suma o la resta (según corresponda) de datos en las tablas puente para que los límites del sistema se correspondan con los límites del sistema de las Cuentas Nacionales.

Como ya se comentó en la introducción a las cuentas ambientales físicas, una de las principales diferencias entre las estadísticas y los balances de energía y los inventarios de emisiones, por una parte, y las Cuentas Nacionales, por otra, está relacionada con la diferencia entre la definición geográfica y la definición económica de un país. Las estadísticas y los balances de energía, así como los inventarios nacionales de emisiones utilizan una definición geográfica o de territorio nacional, mientras que las Cuentas Nacionales se basan en el principio de residencia. Básicamente, para convertir un sistema de emisiones geográfico en un sistema económico, las cantidades de contaminantes emitidas por las unidades no residentes que operan en el territorio nacional necesitan ser eliminadas, y es necesario añadir las emisiones de las unidades residentes que operan en el resto del mundo (Gráfico 8).

Para elaborar las CEA se pueden distinguir dos enfoques distintos, el enfoque del inventario de emisiones y el enfoque de la energía. El «enfoque del inventario de emisiones» es aquel en el que se parte de la información disponible en los inventarios nacionales de emisiones existentes y conlleva reorganizar esos datos para adoptarlos a un formato compatible con el de las Cuentas Nacionales. Es importante señalar que los totales de las CEA de la economía nacional probablemente diferirán de los totales de los inventarios nacionales de emisiones debido a los distintos principios de medición utilizados en cada uno de ellos (principio de emisión geográfico en los inventarios y principio de residencia en las CEA). De existir estas diferencias, las mismas se registran y se presentan en las denominadas «tablas puente». El «enfoque de la energía», es aquel en el que se parte de las estadísticas y saldos de energía que se remiten a las Cuentas de la energía, a partir de las cuales se calculan las emisiones atmosféricas utilizando determinados factores de emisión. Las Cuentas de emisiones a la atmósfera elaboradas por el INE, siguen el enfoque del inventario de emisiones.

GRÁFICO 8

INTERRELACIÓN ENTRE EL PRINCIPIO DE RESIDENCIA Y EL DE TERRITORIALIDAD



FUENTE: Elaboración propia.

A la hora de elaborar las CEA utilizando los inventarios hay que tener en cuenta alguna de sus características más relevantes como, por ejemplo, que los datos de emisiones se refieren al territorio geográfico del país de referencia y que los datos de emisiones se desglosan conforme a clasificaciones técnicas orientadas al proceso que genera la emisión. Por el contrario, una característica básica de las CEA es que las emisiones deben relacionarse con las actividades de las unidades económicas residentes que forman parte de la economía nacional (principio de residencia) y el desglose de los datos debe ser coherente con las clasificaciones adoptadas para las actividades económicas (CNAE). Por tanto, cuando se elaboran las CEA siguiendo el «enfoque del inventario» se necesita llevar a cabo dos ajustes, la reclasificación y adaptación de los datos del inventario a una clasificación de actividad económica (CNAE-2009) y la estimación de las emisiones generadas por las unidades económicas residentes a partir de las emisiones generadas por todas las fuentes de emisión (económicas y no económicas) en el territorio geográfico nacional.

Los datos de las CEA se desglosan por actividades económicas, en concreto, y como ya se ha indicado, en 64 ramas de actividad conforme a la clasificación CNAE-2009 y además se incluyen las emisiones de las actividades de consumo final de los hogares. Al utilizar como fuente de información primaria los inventarios nacionales de emisiones y las estadísticas energéticas, aparece el problema de que esta información se encuentra organizada en base a otros tipos de clasificación diferentes, por lo que es imprescindible asignar y distribuir los datos originales entre las actividades económicas de las CEA. Así pues, para asignar las emisiones a las actividades económicas se deben seguir tres pasos. En primer lugar, se debe entender la clasificación de los datos de las fuentes primarias (inventario de emisiones y estadísticas de la energía). En segundo lugar, se debe comprender cómo

se delimitan y cómo se registran las actividades de producción y consumo de las unidades residentes en las tablas las CEA conforme a la clasificación CNAE-2009. Y finalmente, es imprescindible desarrollar unas tablas de correspondencia específica con los ajustes necesarios para asignar y estimar los valores de las emisiones de las CEA, para lo que se puede utilizar de información auxiliar. El objetivo es desarrollar las tablas que establezcan las correspondencias para poder asignar y distribuir los datos de las fuentes de información primarias, organizados conforme a sus propias clasificaciones, a las categorías de actividad de la CNAE y a los hogares como consumidores finales. En general, se pueden distinguir dos tipos de correspondencias, bien una correspondencia de uno a uno entre una categoría de la fuente de datos original y la categoría CNAE o bien una correspondencia de uno a varios entre una categoría de origen de datos original y varias categorías NACE.

Para muchas de las categorías de los datos de las fuentes de información original puede haber una correspondencia directa entre la categoría original y las categorías de la CNAE. Sin embargo, para varias de las categorías de datos originales existe una correspondencia de una a varias actividades económicas, siendo necesario hacer uso de información auxiliar para poder estimar la distribución de los datos. Los datos auxiliares pueden comprender datos físicos (por ejemplo, uso de energía o propiedad del vehículo), datos de empleo y/o datos monetarios que proporcionen información adicional que ayude a estimar la correspondencia. También se pueden utilizar agregados de Cuentas Nacionales, tales como la producción y el valor añadido.

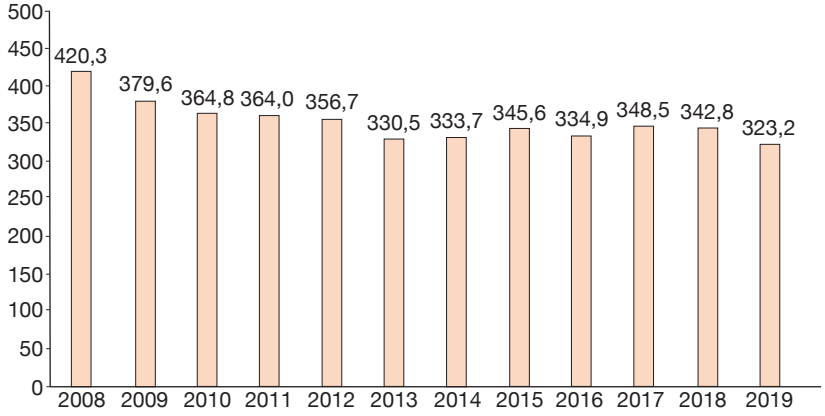
4.4. Estimaciones e indicadores

En 2019 la economía española emitió 323,2 millones de toneladas de gases de efecto invernadero, un 5,7 % menos que en 2018. En el Gráfico 9 se incluye el total de emisiones desde el año 2008, donde se observa un marcado descenso de las mismas hasta 2013 y una estabilización con ligeras variaciones al alza o a la baja desde entonces y hasta 2019.

Del total de emisiones de gases de efecto invernadero en 2019, la *industria manufacturera* concentró el 25,0 % del total, emitiendo 80,8 millones de toneladas de CO_2e equivalentes. Los *hogares* emitieron 68,4 millones de toneladas de CO_2e, un 21,2 % del total de la economía, y el *suministro de energía eléctrica, gas, vapor, aire acondicionado y agua* emitió 58,2 millones de toneladas de CO_2, un 18 % (Cuadro 6).

Las mayores cantidades de dióxido de carbono emitidas correspondieron a la *industria manufacturera* (75,0 millones de toneladas), a los *hogares* (65,6 millones) y al *suministro de energía eléctrica, gas, vapor, aire acondicionado y agua* (45,4 millones). En conjunto, estos tres sectores representaron el 71,5 % del total de las emisiones de dióxido de carbono a la atmósfera (Gráfico 10).

GRÁFICO 9
EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO
(En tCO_2e)*



NOTA: * Para realizar la comparación de las emisiones a la atmósfera de los gases de efecto invernadero distintos del dióxido de carbono, todos son convertidos a su valor de dióxido de carbono equivalente (CO_2e) multiplicando la masa del gas en cuestión por su potencial de calentamiento global.

FUENTE: INE.

CUADRO 6
EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO POR RAMAS DE ACTIVIDAD Y HOGARES (2019)
(En tCO_2e)

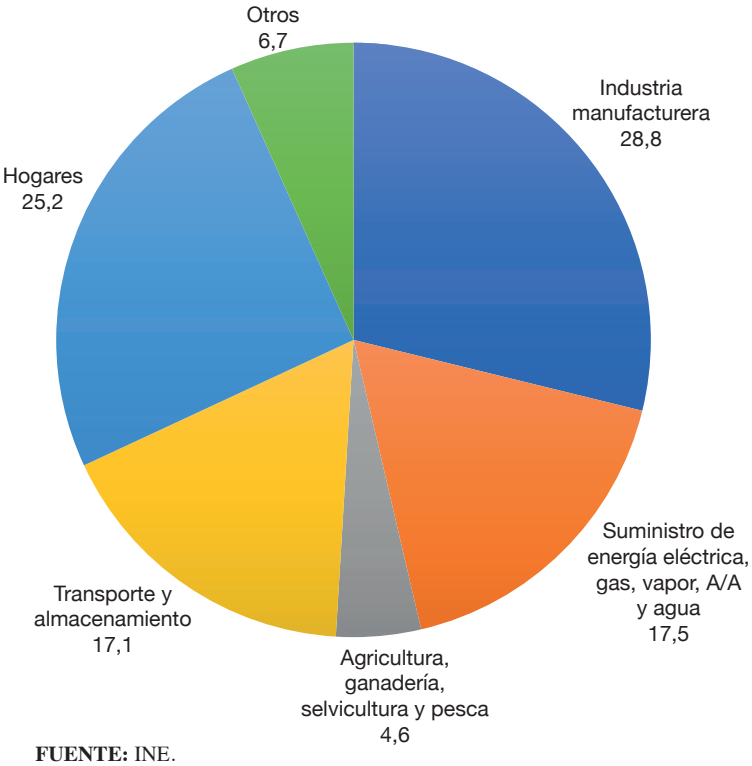
	Total GEI	Variación anual (%)	Dióxido de carbono (CO_2)	Metano (CH_4)	Óxido nitroso (N_2O)	Otros GEI
Industria manufacturera	80.785,3	–5,8	74.961,8	2.407,2	619,3	2.797,0
Suministro de energía eléctrica, gas, vapor, aire acondicionado y agua	58.215,9	–19,4	45.384,4	10.862,8	1.566,8	401,9
Agricultura, ganadería, selvicultura y pesca	50.971,0	–1,6	12.080,6	25.306,7	13.562,5	21,2
Transporte y almacenamiento	45.261,0	2,1	44.580,4	39,9	525,6	115,1
Resto de ramas de actividad	19.554,0	–2,5	17.378,3	294,9	483,3	1.397,5
Hogares	68.433,7	–0,2	65.602,8	899,9	627,5	1.303,5
TOTAL	**323.220,9**	**–5,7**	**259.988,3**	**39.811,4**	**17.385,0**	**6.036,2**

FUENTE: INE.

GRÁFICO 10

EMISIONES DE DIÓXIDO DE CARBONO POR RAMAS DE ACTIVIDAD Y HOGARES (2019)

(En %)



FUENTE: INE.

Por su parte, *agricultura, ganadería, selvicultura y pesca* emitió las mayores cantidades de metano y óxido nitroso. En concreto, el 63,6% del total de dióxido de carbono equivalente de metano y el 78,0% de óxido nitroso.

A partir de los datos recogidos en las Cuentas de emisiones a la atmósfera se pueden elaborar varios indicadores de desarrollo sostenible correspondientes a la Agenda 2030.

Para la consecución del objetivo 9.4, consistente en que para 2030 se debe modernizar la infraestructura y reconvertir las industrias para que sean sostenibles, utilizando los recursos con mayor eficacia, se obtiene el indicador 9.4.1, consistente en medir las emisiones de CO_2 por unidad de valor añadido.

Para la consecución del objetivo 13.2, consistente en incorporar medidas relativas al cambio climático en las políticas, estrategias y planes nacionales, del cual a partir de las Cuentas de emisiones se puede obtener una aproximación para el indicador 13.2.1. Este indicador pretende medir el número de países que han comunicado el

establecimiento o la puesta en funcionamiento de una estrategia/plan/política integrada que aumenta su capacidad para adaptarse a los efectos adversos del cambio climático y fomenta la resiliencia al cambio climático de bajas emisiones de gases efecto invernadero de una manera que no amenace la producción de comida, si bien al ser este un indicador de nivel III, se calcula un *proxy* siguiendo las recomendaciones de Naciones Unidas. El indicador usa como dato de total de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) a la atmósfera el publicado por la Cuenta de Emisiones a la Atmósfera.

5. Cuenta de los residuos

5.1. Marco conceptual

Desde el año 1996, el INE elabora estadísticas sobre los residuos y, actualmente, lo hace conforme a las pautas establecidas en el Reglamento (CE) 2150/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 25 de noviembre, sobre estadísticas de residuos, modificado en virtud del Reglamento (UE) 849/2010.

Anualmente el INE elabora las Estadísticas de Generación, Recogida y Tratamiento de Residuos con el objetivo de cuantificar tanto el origen como el tratamiento de los mismos. Esta información, junto con la procedente de otros organismos, en especial la proporcionada por el Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico, constituye la base para la elaboración de la Cuenta de los residuos.

La Cuenta de los residuos es útil para organizar la información sobre la generación de residuos y la gestión de sus flujos hacia instalaciones de reciclado, operaciones de relleno, incineración y vertederos controlados. A partir de ella se pueden obtener importantes indicadores para medir la presión que la economía ejerce sobre el medioambiente. También permite monitorizar los objetivos de las políticas de reducción de residuos y evaluar las mejoras en la gestión para la recuperación de materiales.

La estructura que a nivel europeo ha llevado al desarrollo normativo que ha resultado en la Cuenta de los residuos se asienta sobre los objetivos de la Política Europea de Residuos (PER), recogidos en la legislación europea, los cuales consistían en romper el vínculo entre el crecimiento económico y los impactos medioambientales asociados a la generación de residuos, mejorar la puesta en práctica de la legislación sobre los residuos, la prevención y gestión de los residuos (jerarquía de residuos), el movimiento hacia una «sociedad del reciclado» (este objetivo persigue eliminar la generación de residuos y usar los residuos como recursos) y, finalmente, impulsar la utilización de residuos para la producción de energía.

Sobre la base de estos objetivos, en 2013, se elaboró el 7º Programa de acción ambiental para la Unión Europea, cuyos objetivos consistían en reducir la cantidad de residuos generados en los Estados miembros, maximizar el reciclaje y la reutilización, limitar la incineración a materiales no reciclables, eliminar gradualmente los

vertidos de residuos no reciclables y no recuperables y garantizar la plena aplicación de los objetivos de la política de residuos en todos los Estados miembros[6].

Para lograr varios de estos objetivos de la Política Europea de Residuos y posteriormente del 7º Programa de acción ambiental, en 2008 se aprobó el marco jurídico para el tratamiento de los residuos en la Unión Europea, la Directiva Marco de Residuos , y en concreto, para lograr los objetivos de prevención y gestión de los residuos, y la utilización de residuos para la producción de energía, en la Directiva se incluyen normas concretas que afectan a la recogida separada de residuos, que buscan el impulso del reciclado mediante el establecimiento de objetivos y que establecen los criterios de «fin de residuo» o *end of waste* [7].

Para cuantificar y poder comparar a nivel europeo los resultados de las políticas de residuos y el cumplimento de la Directiva, en 2002 se aprobó el Reglamento sobre Estadísticas de Residuos, entre cuyos objetivos se encuentran la armonización de datos de residuos en los Estados miembros a fin de que puedan compararse y agregarse, y proporcionar herramientas para las políticas públicas medioambientales, de desarrollo sostenible y de salud pública[8]. Este Reglamento establece una serie de elementos básicos a nivel estadístico para permitir la comparabilidad entre los datos publicados por los distintos Estados miembros, así como la definición de residuo, el uso de una nomenclatura estadística específica para las categorías de residuos, la Clasificación Estadística de Residuos (CER), la identificación de los flujos de generación de residuos estableciendo el origen de los mismos (en ámbito CNAE 2009 a partir de 2008), y la descripción de las operaciones de tratamiento (el destino final de los residuos).

Si bien la definición de residuo recogida en el Reglamento de residuos y en la Directiva de residuos es la misma en su literalidad[9], a efectos del cómputo estadístico de los mismos existen diferencias, ya que conforme establece el Reglamento aquellos residuos que son reciclados internamente en las empresas o establecimientos que los generan o durante el proceso de tratamiento no se consideran como tales, sino como subproductos. Estas diferencias metodológicas conllevan discrepancias entre los datos recogidos conforme a una u otra norma.

5.2. Metodología y estructura

El Reglamento de residuos establece la diferencia entre la generación y el tratamiento. Los residuos generados pueden proceder de los procesos productivos, aunque no son un objetivo de los mismos. Aparecen principalmente en la industria, minería,

[6] Decision 1386/2013/EU of the European Parliament and of the Council of 20 November 2013 on a General Union Environment Action Programme to 2020 «Living well, within the limits of our planet».

[7] Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo del 19 de noviembre de 2008 sobre residuos (DMR).

[8] Reglamento (UE) 2150/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo y de 25 de noviembre de 2002 sobre Estadísticas de Residuos modificado en 2010 por el Reglamento (UE) 849/2010 de la Comisión de 27 de septiembre de 2010.

[9] Residuo: cualquier sustancia u objeto cuyo poseedor deseche o tenga la intención u obligación de desechar.

agricultura, etc. Pueden considerarse fracciones de los flujos de salida de materiales y no son productos ni subproductos del proceso productivo. También hay generación de residuos en las actividades de consumo, principalmente del consumo privado, e incluyen los resultantes de la preparación de alimentos y de los trabajos domésticos. Pueden también generarse en empresas como, por ejemplo, las dedicadas a la hostelería. Y, finalmente, también se pueden generar en las instalaciones de tratamiento de residuos durante los propios procesos de tratamiento, que no producen bienes materiales, sino que cambian las características físicoquimicas de los residuos de entrada. Estos residuos generados deben ser tratados, y el Reglamento establece que solo deben considerarse las operaciones de tratamiento final. Estas operaciones vienen identificadas con los códigos D/R de la DMR, siendo D las operaciones de incineración sin recuperación de energía y vertido, y R las operaciones de recuperación (reciclado, compostaje, incineración con recuperación de energía, etc.).

A través de la metodología establecida en el Reglamento se recogen los datos de la generación de residuos en origen, incluyendo las cantidades generadas de cada categoría dentro de las fronteras del país por sectores de actividad y de los hogares como consumidores finales, descontando los residuos exportados. También se recogen los tratados en las operaciones de tratamiento final, recopilando los datos de las cantidades de residuos tratadas en el interior del país (tanto generadas en el país como importadas) de las distintas categorías, por operaciones de tratamiento y a nivel nacional.

Para poder compatibilizar los datos de generación con los de tratamiento se requiere información sobre exportaciones e importaciones, de tal forma que:

$$(\text{Generación} - \text{Tratamiento})_{\text{Residuo i}} = (\text{Exportaciones} - \text{Importaciones})_{\text{Residuo i}}$$

Estos residuos se recogen, tal y como establece el Reglamento, conforme a la Clasificación estadística de los residuos o clasificación CER[10]. Esta nomenclatura es específica para elaborar las estadísticas y Cuentas de residuos, está orientada a sustancias, incluye cuatro niveles de codificación o agregación y consta de 117 categorías a 4 dígitos, siendo excluyentes entre sí a igual nivel de agregación. Esta clasificación es diferente de la Lista Europea de Residuos (LER) que recoge la Directiva de residuos, que, con fines administrativos, constituye una relación de residuos armonizada a nivel europeo clasificados con hasta 6 dígitos, definiendo tanto el residuo como la fuente que lo genera, e identificando el status de peligrosidad de los mismos[11]. En el anexo III del Reglamento[12] se incluye una tabla de equivalencias donde a cada categoría LER a 6 dígitos se le asigna una única categoría CER a 4 dígitos, de tal forma que para poder calcular el total de una categoría CER se agregan las cantidades de residuos de los distintos códigos LER que la componen.

[10] Cer-Stat Ver.4 - https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2010-81762
[11] Establecida por la Decisión 2000/532/CE de la Comisión.
[12] https://www.ine.es/daco/daco42/resiurba/reglamento.pdf

La Cuenta de los residuos recoge los datos del flujo de estos mediante la elaboración de dos matrices, una de generación y otra de tratamiento. Las filas de las matrices recogen las cantidades respectivas de residuos generados repartidas en las 51 categorías establecidas en la clasificación CER, siendo 30 categorías de residuos no peligrosos y el resto de peligrosos[13]. Las columnas de las matrices diferencian entre el origen o generación de los residuos y el destino o tratamiento de los mismos. El origen incluye todas las actividades económicas agrupadas en 20 rúbricas de la Clasificación Nacional de Actividades Económicas (CNAE 2009[14]) y también incluye a los hogares como consumidores finales y los residuos generados en las operaciones de recuperación o eliminación. El destino solo tiene en cuenta las operaciones de tratamiento final agrupadas en 6 bloques (recuperación de energía, incineración, valorización, *backflling*, vertido, otros vertidos).

5.3. Elaboración

Para poder elaborar la Cuenta de residuos, es necesario obtener información completa y precisa tanto de la generación como de los procesos de tratamiento. Esta información se obtiene mediante encuestas, mediante fuentes administrativas o fuentes relacionadas con obligaciones de información bajo legislación comunitaria relativa a la gestión de residuos, mediante la información recogida en el Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (PRTR)[15], y mediante modelos de estimación basados en la vinculación de los residuos con variables auxiliares. Cada una de estas fuentes de información tiene asociados una serie de ventajas e inconvenientes. Así, las fuentes administrativas presentan un coste cero en la obtención de la información, pero requieren de más laboriosidad en cuanto a la adaptación de los datos a los requisitos del Reglamento de residuos. La estimación basada en modelos es apropiada cuando se dispone de variables auxiliares claramente relacionadas con los residuos, pero la elaboración de los modelos no es sencilla y puede conllevar a errores de estimación. Y en cuanto a las encuestas presentan la ventaja de la inmediatez, ya que se realizan con el objetivo de cumplir con los requisitos establecidos en el Reglamento de residuos, pero a cambio presentan el coste económico más elevado.

Los datos de la generación de residuos de las actividades económicas y de los hogares como consumidores finales se obtienen de diversas fuentes. Por un lado, se dispone de información procedente de cinco operaciones estadísticas elaboradas por el INE, a saber, la encuesta de generación de residuos en la agricultura y ganadería

[13] «Residuo peligroso»: un residuo se considera peligroso cuando presenta unas determinadas características de peligrosidad y, por tanto, es necesario someterlo a exigencias adicionales de control para evitar que pueda provocar daños a la salud o al medio ambiente, durante su producción y gestión. Más información acerca de cómo se clasifican los residuos como peligrosos en https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/Residuos_con_caracteristicas_peligrosidad.aspx

[14] https://www.cnae.com.es/

[15] http://www.prtr-es.es/

y el censo agrario para los residuos procedentes de la agricultura y la ganadería, la encuesta de generación de residuos en la pesca y la encuesta de generación de residuos en la acuicultura para los sectores de la pesca y la acuicultura; la encuesta de generación de residuos en los servicios y construcción para los residuos procedente de las actividades de construcción y de las actividades de servicios; y finalmente, la encuesta de generación de residuos en la industria para los que proceden de las actividades industriales. También se obtiene información a partir de la encuesta de recogida y tratamiento de residuos que recoge datos sobre esas actividades y también sobre la generación de los hogares procedentes de los datos de las recogidas municipales. Por otro lado, se dispone de información sobre generación de residuos procedente de registros administrativos, en concreto del Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (PRTR). En combinación con modelos de estimación, esa información proporciona datos de algunas ramas de actividad y sirve de base para estimar las cantidades generadas en aquellos años en que no hay disponibilidad de datos de encuestas.

Los datos del tratamiento de los residuos se obtienen, fundamentalmente, de la encuesta de recogida y tratamiento de residuos que anualmente elabora el INE. Además, se utilizan otras fuentes de información como datos proporcionados por MITERD, datos de importaciones y exportaciones de residuos, etc.

El objetivo de la medición del tratamiento de residuos es cuantificar en unidades físicas los flujos de materiales asociados con las actividades de gestión de residuos en el interior del país, para cada categoría de residuos y por tipo de operación de tratamiento. Estos datos se obtienen de la información proporcionada por las empresas encargadas de los servicios de recogida y transporte de residuos, y de la gestión de centros de transferencia y de tratamiento (reciclado o eliminación) de los mismos.

Dentro de las actividades de tratamiento de residuos se incluyen la recogida por medio de depósitos y envases adecuados, la recogida selectiva de residuos de los centros y emplazamientos especiales y el tratamiento y eliminación de residuos sólidos, por incineración u otros medios de reducción, mediante el vertido o por técnicas de inertización.

5.4. Estimaciones e indicadores

A continuación se presentan algunos de los resultados obtenidos a partir de la Cuenta de residuos (Cuadro 7).

La economía española generó 137,8 millones de residuos en 2018. De estos, 3,2 millones correspondieron a residuos peligrosos y 134,6, millones a residuos no peligrosos.

Como recoge el Cuadro 7, las categorías de residuos generados más relevantes fueron residuos minerales (72,3 millones de toneladas), residuos mezclados (37,8 millones de toneladas) y residuos de animales y vegetales (9,3 millones de toneladas). El 97,6 % de los residuos generados en 2018 fueron residuos no peligrosos y

CUADRO 7
RESIDUOS GENERADOS POR TIPO DE RESIDUO* (2018)
(En miles de toneladas)

	Total	%	No peligrosos	%	Peligrosos	%
Residuos generados	**137.822,9**	**100,0**	**128.884,6**	**100,0**	**3.224,2**	**100,0**
Minerales	72.341,3	52,5	71.756,9	53,4	584,4	18,1
Residuos mezclados	37.849,2	27,5	37.765,2	28,1	84,0	2,6
Animales y vegetales	9.291,7	6,7	9.291,7	6,9	..	..
Metálicos	5.977,3	4,3	5.977,3	4,4	..	..
Papel y Cartón	3.379,3	2,5	3.379,3	2,5	..	..
Químicos	2.325,0	1,7	981,4	0,7	1.343,6	41,7
Lodos comunes	1.603,3	1,2	1.603,3	1,2	..	..
Equipos desechados	1.483,0	1,1	305,7	0,2	1.177,3	36,5
Vidrio	1.170,4	0,8	1.170,4	0,9	0,0	0,0
Madera	1.115,9	0,8	1.114,9	0,8	1,0	0,0
Plásticos	815,3	0,6	815,3	0,6	..	..
Otros	471,2	0,3	437,3	0,3	33,9	1,1

NOTA: * El símbolo .. indica las categorías de residuos no contempladas por el Reglamento CE 2150/2002.
FUENTE: INE.

el 2,4 % residuos peligrosos. Del total de los peligrosos, el 41,7 % correspondieron a residuos químicos, el 36,5 % a equipos desechados y el 18,1 % a residuos minerales. Por tipo de residuos, los generados por los hogares con mayor peso fueron los residuos mezclados (83,8 % del total), papel y cartón (4,7 %) y animales y vegetales (4,4 %).

El Cuadro 8 recoge los residuos generados por los sectores de actividad. Como puede observarse los principales fueron los residuos minerales (62,4 % del total) y los residuos mezclados (16,4 %).

Por sectores, los residuos minerales fueron originados principalmente por la *construcción* (37,6 millones de toneladas) y la *industria* (32,4 millones de toneladas). Y los residuos mezclados por el *suministro de agua, saneamiento, gestión de residuos y descontaminación* (16,4 millones de toneladas).

Por su parte, los residuos animales y vegetales, fueron generados en su mayor parte por la *agricultura, ganadería, silvicultura y pesca* (5,7 millones de toneladas) (Gráfico 11).

Por sectores de actividad, el que más residuos generó fue la *industria*, el 29,5 % del total de los residuos, seguida por la *construcción* con el 27,6 % y por el *suministro de agua, saneamiento, gestión de residuos y descontaminación*, con el 17,6 % del total de los residuos generados.

CUADRO 8

TIPOS DE RESIDUOS GENERADOS POR SECTORES DE ACTIVIDAD Y HOGARES (2018)

(En miles de toneladas)

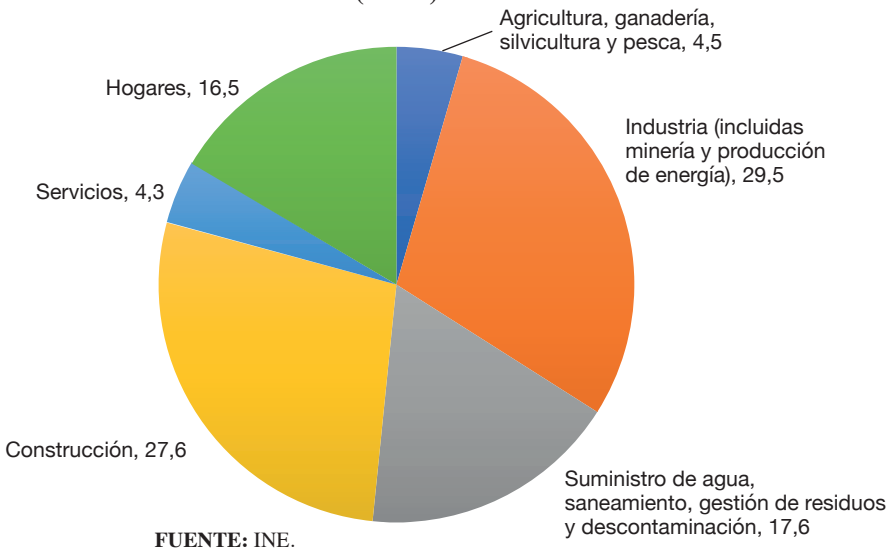
	Total	%	Sectores de actividad	%	Hogares	%
Residuos generados	137.822,9	100,0	115.123,7	100,0	22.699,2	100,0
Minerales	72.341,3	52,5	71.868,8	62,4	472,5	2,1
Residuos mezclados	37.849,2	27,5	18.833,0	16,4	19.016,2	83,8
Animales y vegetales	9.291,7	6,7	8.281,7	7,2	1.010,0	4,4
Metálicos	5.977,3	4,3	5.949,4	5,2	27,9	0,1
Papel y Cartón	3.379,3	2,5	2.311,9	2,0	1.067,4	4,7
Químicos	2.325,0	1,7	2.315,7	2,0	9,3	0,0
Lodos comunes	1.603,3	1,2	1.603,3	1,4	..	..
Equipos desechados	1.483,0	1,1	1.422,4	1,2	60,6	0,3
Vidrio	1.170,4	0,8	335,7	0,3	834,7	3,7
Madera	1.115,9	0,8	979,7	0,8	136,2	0,6
Plásticos	815,3	0,6	791,2	0,7	24,1	0,1
Otros	471,2	0,3	430,9	0,4	40,3	0,2

NOTA: * El símbolo .. indica las categorías de residuos no contempladas por el Reglamento (CE) 2150/2002.
FUENTE: INE.

GRÁFICO 11

RESIDUOS GENERADOS POR SECTORES DE ACTIVIDAD Y HOGARES (2018)

(En %)



FUENTE: INE.

De los 137,8 millones de toneladas de residuos generados en 2018, las empresas de tratamiento final de residuos[16] gestionaron 122,0 millones de toneladas de residuos.

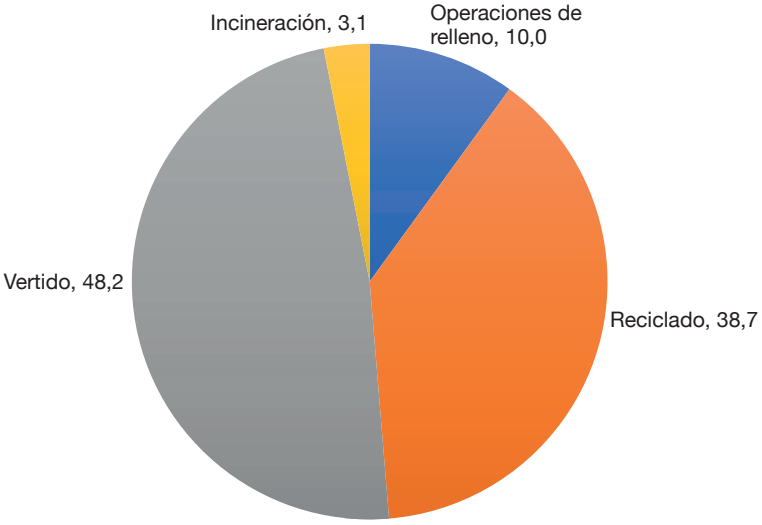
En concreto, trataron 119,6 millones de toneladas de residuos no peligrosos y 2,3 millones de residuos peligrosos.

Del total de residuos tratados, el 48,2 % acabaron en el vertedero, el 38,7 % se reciclaron, el 10,0 % se reutilizaron en operaciones de relleno y el 3,1 % se incineraron (Gráfico 12).

GRÁFICO 12

TRATAMIENTO FINAL DE RESIDUOS (2018)

(En %)



FUENTE: INE.

En 2018 se reciclaron 47,2 millones de toneladas de residuos de las que el 44,8 % correspondió a residuos minerales, el 22,7 % a los metálicos y el 8,3 % a papel y cartón.

A partir de los datos recogidos en la Cuenta de los residuos se pueden elaborar varios indicadores de desarrollo sostenible correspondientes a la Agenda 2030.

Para la consecución del objetivo 11.6, consistente en que para 2030 se debe reducir el impacto ambiental negativo per cápita de las ciudades, incluso prestando especial atención a la calidad del aire y la gestión de los desechos municipales y de otro tipo, se obtiene el indicador 11.6.1, consistente en la proporción de desechos sólidos urbanos recogidos periódicamente y con una descarga final adecuada respecto del total de desechos sólidos urbanos generados, desglosada por ciudad.

[16] Solo se incluyen tratamientos finales. Las principales diferencias entre los residuos generados y tratados publicados en la Cuenta de los residuos se deben, entre otros motivos, a contabilizar exclusivamente los tratamientos finales, al comercio exterior de residuos (importaciones y exportaciones) y a las diferencias de volumen entre el momento en que los residuos son generados y finalmente tratados.

Para la consecución del objetivo 12.4, consistente en lograr la gestión ecológicamente racional de los productos químicos y de todos los desechos a lo largo de su ciclo de vida, de conformidad con los marcos internacionales convenidos, y reducir significativamente su liberación a la atmósfera, el agua y el suelo a fin de minimizar sus efectos adversos en la salud humana y el medioambiente, se obtiene de los datos de la Cuenta de los residuos el indicador 12.4.2, consistente en la cantidad de desechos peligrosos generados per cápita y en la proporción de desechos peligrosos tratados, desglosados por tipo de tratamiento.

6. A modo de conclusión: perspectivas futuras de las cuentas físicas medioambientales

A la vista de los desafíos medioambientales que tienen planteados el planeta Tierra en cuanto a la sostenibilidad del desarrollo económico y social de sus habitantes, las cuentas ambientales físicas van a jugar en los años venideros un importante papel para calibrar y cuantificar la viabilidad de los modelos de desarrollo económico. por su impacto en las variaciones tanto en cantidad como en calidad, del *stock* de activos/recursos naturales/ecosistemas definido dicho *stock* como el inventario de activos/recursos medioambientales renovables y no renovables (minerales, agua, aire, suelo, biodiversidad).

La recogida de datos medioambientales presenta muchas dificultades, no siendo la menor de ellas la ausencia de una «contabilidad física medioambiental» armonizada normativamente y de aplicación a las actividades económicas, especialmente a las que se refieren a los procesos industriales. Otra cuestión ciertamente relevante en el campo de las cuentas físicas medioambientales atañe a los problemas derivados de la multiplicidad de unidades de medida físicas, lo que conlleva la necesidad de reconvertirlas a una sola unidad con los consiguientes sesgos originados por las equivalencias de medidas.

Las perspectivas futuras de este tipo de cuentas pasan, en lo que respecta a las de materiales físicos y de residuos, por integrarse en el marco conceptual de lo que ha venido a denominarse la «economía circular». Para ello es necesario investigar otros aspectos de los procesos industriales como por ejemplo el empleo como *input* en dichos procesos de materiales reciclados. En lo que respecta a la Cuenta de emisiones a la atmósfera y a la de flujos físicos de energía, los trabajos internacionales a corto y medio plazo procuran establecer una mayor coordinación entre ambas cuentas de tal forma que queden identificados los productos energéticos cuyo uso genera más emisiones a la atmósfera.

Carácter complementario pero muy relevante tiene la Cuenta del capital natural cuyo objetivo es valorar económicamente la naturaleza, asignando un valor monetario a todos los servicios que presta, y a partir de ahí, compensar económicamente el impacto que las actividades humanas tienen sobre los ecosistemas. Esta cuenta, a caballo entre lo físico y lo monetario, tiene sus defensores y detractores, argumentando

estos últimos la gran dificultad que supone valorar en términos monetarios activos y servicios que no son de mercado. En cualquier caso, con esta cuenta el impacto se integraría en los cálculos de costes/beneficios de las actividades económicas.

En este contexto, cabe señalar que los intentos metodológicos para desarrollar lo que ha venido en denominarse el «PIB verde», es decir la estimación del crecimiento o disminución del PIB monetario teniendo en cuenta la depreciación de los activos naturales, han puesto en evidencia los problemas que se plantean cuando se intenta valorar en términos monetarios los recursos naturales. Por ello es preciso avanzar en la integración de las cuentas ambientales físicas con las monetarias, todo ello en sintonía con el marco conceptual del SEC.

Referencias bibliográficas

Brundtland, G. H. (1987). Informe de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo: Nuestro futuro común. *Naciones Unidas*. https://undocs.org/es/A/42/427

Celestino Rey, F., Solera Carnicero, A. L. & Martínez Serrano, A. (2018). Las cuentas medioambientales y la cuenta de los flujos físicos de la energía. *Economía Industrial*, 408, 143-152.

Decisión 1386/2013/EU del Parlamento europeo y del Consejo, de 20 de noviembre de 2013, relativa al Programa General de Acción de la Unión en materia de Medio Ambiente hasta 2020 «Vivir bien, respetando los límites de nuestro planeta». *Diario Oficial de la Unión Europea*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013D1386&from=ES

Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo del 19 de noviembre de 2008 sobre residuos y por la que se derogan determinadas Directivas. *Diario Oficial de la Unión Europea*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0098&from=ES

European Commission (2020). *Combined Nomenclature for external trade statistics*. https://ec.europa.eu/taxation_customs/business/calculation-customs-duties/what-is-common-customs-tariff/combined-nomenclature_en

Eurostat (2014). *Physical Energy Flows Accounts (PEFA)*. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/1798247/6191537/PEFA-Manual-2014-v20140515.pdf

Eurostat (2015). *Manual for air emissions accounts*. https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-manuals-and-guidelines/-/KS-GQ-15-009

Eurostat (2018). *Economy-wide material flow accounts. Handbook*. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/9117556/KS-GQ-18-006-EN-N.pdf/b621b8ce-2792-47ff-9d10-067d2b8aac4b

Eurostat (2020). *Material flows in the circular economy*. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Material_flows_in_the_circular_economy

INE, Instituto Nacional de Estadística. (2002). *Balance y cuenta de flujos de materiales*. https://ine.es/daco/daco42/ambiente/aguasatelite/metflujos1.pdf

INE, Instituto Nacional de Estadística. (2020, 16 de diciembre). *Cuentas medioambientales: Cuenta de flujos de materiales. Datos avance 2019*. https://www.ine.es/prensa/cma_2019_fm.pdf

Naciones Unidas, Comisión Europea, Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos, Fondo Monetario Internacional & Grupo del Banco Mundial. (2008). *Sistema de Cuentas Nacionales*.
https://unstats.un.org/unsd/nationalaccount/docs/SNA2008Spanish.pdf

ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2016). *Sistema de contabilidad ambiental y económica 2012. Marco Central*.
https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seearev/CF_trans/SEEA_CF_Final_sp.pdf

Reglamento (CE) nº 2150/2002 del Parlamento europeo y del Consejo, relativo a las estadísticas sobre residuos. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas,* n.º 332, de 9 de diciembre de 2002. https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2002-82232

Reglamento (UE) n.º 691/2011 del Parlamento europeo y del Consejo, relativo a las cuentas económicas europeas medioambientales. *Diario Oficial de la Unión Europea*.
https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32011R0691&from=EN

Reglamento (UE) nº 538/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo de 16 de abril de 2014 por el que se modifica el Reglamento (UE) Nº 691/2011, relativo a las cuentas económicas europeas medioambientales. *Diario oficial de la Unión Europea*.
https://www.boe.es/doue/2014/158/L00113-00124.pdf

Sanyé-Mengual, E., Secchi, M., Corrado, S., Beylot, A., & Sala, S. (2019). Assessing the decoupling of economic growth from environmental impacts in the European Union: A consumption-based approach. *Journal of cleaner production, 236*, 117535.
https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652619323431?via%3Dihub

UN, United Nations. (2018). *International Recommendations for Energy Statistics*.
https://unstats.un.org/unsd/energy/ires/IRES-web.pdf

UNEP, United Nations Environment Programme's. (2020). *Sustainable Trade in Resources: Global Material Flows, Circularity and Trade*.
https://www.resourcepanel.org/reports/sustainable-trade-resources

CUADERNOS ECONÓMICOS ICE INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA

Cuentas medioambientales monetarias

Monetary Environmental Accounts

María Luisa Egido
José Antonio Fuentes
Instituto Nacional de Estadística

Resumen

Las cuentas medioambientales monetarias registran en unidades monetarias las operaciones entre unidades económicas que se consideran ambientales, esto es, las actividades para proteger y preservar el medioambiente, y comprenden la protección ambiental, la gestión de los recursos naturales, así como los instrumentos de política económica destinados a esos fines. Las cuentas de gasto en protección, impuestos y sector de los bienes y servicios ambientales, más consolidadas en estos momentos, que son el objeto de este artículo, en un futuro se completarán con otras áreas, como subvenciones y transferencias similares, subvenciones o medidas de apoyo potencialmente perjudiciales y gasto en gestión de los recursos naturales.

Palabras clave: *medioambiente, unidades monetarias, protección ambiental, impuestos ambientales, bienes y servicios ambientales.*

Clasificación JEL: *Q*56.

Abstract

Monetary environmental accounts record in monetary terms the transactions between economic units that are considered environmental, that is, the activities to protect and preserve the environment, and include environmental protection, natural resources management, as well as the instruments of economic policy intended for those purposes. Protection expenditure accounts, taxes, and the sector of environmental goods and services, currently more consolidated, which are the subject of this article, will be completed in the future with other fields such as subsidies and similar transfers, potentially harmful subsidies or other support measures, and natural resources management expenditure.

Keywords: *environment, monetary terms, environmental protection, environmental taxes, sector of environmental goods and services.*

DOI: https://doi.org/10.32796/cice.2021.101.7190
Recibido: Marzo 2021 · Aceptado: Abril 2021

1. Introducción

Las cuentas ambientales y económicas comprenden un conjunto de cuentas satélite de las cuentas nacionales que permiten analizar la interacción entre el medioambiente y la economía. Siguiendo las denominaciones del Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica 2012 Marco Central (SCAE-MC), en ellas se distinguen las cuentas de flujos en unidades físicas, las cuentas de las actividades ambientales y transacciones asociadas, y las cuentas de activos.

Las cuentas monetarias registran en unidades monetarias las operaciones entre unidades económicas que se consideran ambientales; es decir, las actividades para proteger y preservar el medioambiente. En el marco central del SCAE se recogen bajo el epígrafe de *Cuentas de las actividades ambientales y operaciones asociadas*, que presentan los recursos económicos utilizados, reflejando los comportamientos con efectos ambientales de productores y consumidores.

Las cuentas ambientales monetarias se han ido desarrollando a partir de la metodología del Sistema Europeo para la Recopilación de Informaciones Económicas y Ambientales, (SERIEE)[1] durante los últimos 30 años. A nivel europeo, la Oficina de Estadística de la Unión Europea (Eurostat) ha seguido un enfoque modular, introduciendo sucesivamente las diferentes cuentas de gasto en protección ambiental, los impuestos ambientales, y el sector de los bienes y servicios ambientales. De esta manera, algunos conceptos, definiciones, valoraciones y clasificaciones no resultan idénticos en las distintas metodologías asociadas y se está trabajando en un marco integrado para las mismas, que ya se refleja en los nuevos manuales europeos de las cuentas de gasto y de bienes y servicios.

El proceso continuará con la ampliación de la lista de áreas ambientales cubierta por la estrategia europea de cuentas, con temas como subvenciones y transferencias similares ambientales, subvenciones o medidas de apoyo potencialmente perjudiciales para el medioambiente y la cuenta de gasto en gestión de los recursos naturales.

En estos momentos, tanto a nivel internacional (en la Unión Europea, con la aprobación del Reglamento (UE) 691/2011[2]), como en nuestro país, las cuentas más consolidadas son las de gasto en protección, impuestos, y sector de los bienes y servicios ambientales, y constituyen el tema de este artículo.

Los rasgos más destacables de las mismas van desde la complejidad metodológica y de estimación de la cuenta de gasto en protección hasta la amplitud del sector bienes y servicios, cuyas listas de productos ambientales se van actualizando continuamente a nivel internacional, pasando por las dificultades que conllevan las competencias regionales y locales, en materia de fiscalidad medioambiental, en las estimaciones de la cuenta de impuestos ambientales.

---

[1] El acrónimo proviene del francés Système Européen pour le Rassemblement des Informations Economiques sur l'Environnement.

[2] El Reglamento (UE) 691/2011 relativo a las cuentas económicas europeas medioambientales y sus modificaciones que van ampliando los módulos incluidos, obliga a los países miembros al envío regular de las estimaciones de las tres cuentas monetarias siguiendo parámetros homogéneos que permiten la comparación de los resultados.

Las cuentas ambientales monetarias se encuentran en un proceso de evolución continuado que necesitará, para alcanzar el punto de inflexión, que se completen los desarrollos que en estos momentos se están llevando a cabo tanto con la implantación generalizada de nuevas cuentas en áreas complementarias como con la integración conceptual de todas ellas en un marco común que sea capaz de vincularlas de forma adecuada. En este sentido, se puede citar la revisión de las clasificaciones de actividades ambientales (Clasificación de Actividades de Protección Ambiental –CAPA– y Clasificación de Actividades de Gestión de Recursos –CAGR–), que se está realizando en estos momentos a nivel internacional y en la que el INE participa directamente a través de la correspondiente *Task Force* constituida en Eurostat. Respecto a los desarrollos internacionales, tanto la web de Eurostat[3] como de Naciones Unidas[4] permiten un seguimiento actualizado de los mismos.

Por último, y como consecuencia de lo comentado, se recomienda la consulta de la web del INE[5], en la que se pueden encontrar referencias metodológicas completas, así como resultados de las series de estimaciones disponibles de cada una de las tres cuentas objeto de este artículo.

De todos modos, como resulta indispensable combinar el enfoque metodológico con el práctico, permitiendo tanto la interpretación correcta de lo que suponen las cuentas ambientales monetarias como la ubicación de las mismas en el contexto de la economía nacional, se incorpora al final del apartado dedicado a cada una de ellas un análisis de los resultados recientes con las estimaciones del año 2019, bien sea directamente o a través de indicadores.

2. Cuenta de gasto en protección ambiental

2.1. Marco general

La cuenta de gasto en protección ambiental (CGPA) proporciona información sobre la actividad económica realizada con la finalidad de proteger el medioambiente, lo que permite evaluar las respuestas de la sociedad ante las preocupaciones ambientales a través de la adopción de conductas productivas y de consumo que previenen la degradación del medioambiente.

De acuerdo con las definiciones internacionales, el ámbito de la protección del medioambiente (PA) comprende todas las acciones o actividades cuya finalidad principal es la prevención, reducción y eliminación de la contaminación o cualquier otra degradación del medioambiente. Para delimitar el ámbito de la CGPA, las actividades PA se identifican utilizando el criterio de finalidad principal, reconociéndose que, si bien algunas actividades económicas pueden emprenderse con una sola finalidad, muchas se realizan con diversos fines, medioambientales y no medioambientales. Así, las que producen un impacto positivo sobre el medioambiente, pero que

[3] https://ec.europa.eu/eurostat/web/environment/overview
[4] https://seea.un.org/
[5] https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/categoria.htm?c=Estadistica_P&cid=1254735976603

responden a necesidades técnicas o razones de higiene o seguridad, no entran en el ámbito de la protección ambiental (protección de los trabajadores contra la exposición a contaminantes y el ruido, la protección frente a riesgos naturales y los efectos del cambio climático, y riesgos tecnológicos).

Las actividades que tienen como principal objetivo la protección del medioambiente se denominan actividades características PA. Como ejemplos, se pueden señalar los servicios de gestión de residuos y aguas residuales, control de emisiones, tratamiento de los gases contaminantes en establecimientos industriales, trabajos de aislamiento, control y reducción de emisiones al aire, I+D en PA.

La CGPA, en concreto, sintetizando los elementos que integran, permite responder a las siguientes cuestiones sobre el gasto en protección ambiental (PA):

– Cantidad que gasta un país en PA y características que adopta ese gasto (determinación del gasto nacional en PA).
– Unidades que financian el gasto y mecanismos de financiación (análisis de la financiación del gasto nacional).
– Actividades económicas productoras de PA (análisis de la producción de servicios de PA).

Como consecuencia, la CGPA puede utilizarse para construir indicadores en áreas clave, como gasto en prevención y reducción de la contaminación, contribución de las actividades PA a la economía o cambio a tecnologías que prevengan la contaminación. Asimismo, vinculando el gasto en PA a datos en términos físicos se realizan análisis específicos, con la cantidad de residuos tratados, la extensión de las áreas protegidas o el número de patentes para productos de PA.

El origen de la demanda internacional de información de las estimaciones de la CGPA se encuentra tanto en la Unión Europea como en la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE). El módulo sobre gasto en protección del medioambiente contribuye directamente a las prioridades políticas de la Unión, de crecimiento verde y eficiencia de los recursos, facilitando información importante sobre indicadores como los gastos nacionales en protección del medioambiente.

La CGPA es un subsistema del Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica (SCAE), cuyo principal objetivo es permitir la identificación y medición de la oferta y la demanda de servicios de protección ambiental. El análisis se realiza considerando los diferentes ámbitos ambientales según la Clasificación de Actividades de Protección Ambiental (CAPA-2000). Adoptada como estándar internacional en 2001, es una clasificación funcional, genérica, «multifinalidad» (9 clases), que se utiliza para clasificar actividades y productos considerando dos enfoques diferentes, teniendo en cuenta la naturaleza de la contaminación o el daño al medioambiente y el tipo de actividad realizada, lo que permite incluir distintos tipos de actividades (prevención, reducción de la contaminación, emisiones y residuos, nivel de contaminación del entorno, medición y control, investigación y desarrollo, enseñanza y formación, actividades administrativas, y otras). Se distinguen los siguientes ámbitos medioambientales: contaminación atmosférica y riesgos climáticos asociados; aguas residuales y

contaminación de las aguas superficiales; residuos; contaminación de los suelos y las aguas subterráneas; ruido y vibraciones; degradación de la biodiversidad; radiaciones; investigación y desarrollo; otros ámbitos relacionados con el medioambiente.

A continuación, se hace referencia a la metodología de estimación de la CGPA utilizada en el INE, y se muestran algunos resultados ilustrativos de las estimaciones del año 2019, así como una comparación internacional de los mismos.

2.2. Metodología: aproximación a las estimaciones de la CGPA

La CGPA es una estadística de síntesis, una cuenta medioambiental que se configura como una cuenta satélite del Sistema Europeo de Cuentas (SEC). La metodología utilizada por el INE para su elaboración está basada en el Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica de Naciones Unidas de 2012, adaptándose al Manual de Eurostat en la materia[6]. Frente al marco central completo de Naciones Unidas, el manual de Eurostat propone un marco simplificado que unifica conceptos y terminología de las actividades y productos ambientales y permite atender a los requerimientos europeos.

La CGPA tiene los mismos límites conceptuales que las cuentas nacionales y se basa también en el principio de residencia. En consecuencia, se considera que una unidad institucional es residente en un país, cuando tiene un centro de interés económico en el territorio económico de ese país.

El agregado gasto nacional en protección ambiental (GNPA), resultado fundamental de la cuenta, representa el total de los recursos económicos que una nación dedica a PA, se define como la suma de los empleos de los servicios de protección del medioambiente por unidades residentes, la formación bruta de capital fijo (FBCF) para actividades de protección del medioambiente y las transferencias para la protección del medioambiente que no sean una contrapartida de elementos anteriores, menos la financiación por el resto del mundo.

El proceso de estimación se puede observar de manera esquemática en el Cuadro 1. Partiendo de la estimación de la oferta de servicios de PA se obtienen los empleos de los mismos por los distintos sectores institucionales, se agregan los gastos en FBCF realizados para actividades de PA, y finalmente se toman en consideración las transferencias correspondientes.

Se recogen las siguientes operaciones económicas, definidas con arreglo al SEC: producción de servicios de PA, distinguiendo entre producción de mercado, producción no de mercado y producción de actividades auxiliares; consumo intermedio de servicios de PA por productores especializados; importaciones y exportaciones de servicios de PA; impuesto sobre el valor añadido (IVA) y otros impuestos menos subvenciones sobre los productos destinados a servicios de PA; formación bruta de capital fijo y adquisiciones menos cesiones de activos no financieros no

[6] https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/7903714/KS-GQ-17-004-EN-N.pdf/7ea9c74b-eda4-4c23-b7bd-897358bfc990

CUADRO 1

GNPA: MODELO DE ESTIMACIÓN

1		Producción de servicios PA a precios básicos
2	–	Consumo intermedio de servicios PA por los productores de servicios PA
3	+	Importaciones de servicios PA
4	–	Exportaciones de servicios PA
5	+	Items para ajustar la valoración de servicios PA de precios básicos a precios de adquisición
6	=	Oferta de servicios PA, a precios de adquisición, para consumo por unidades residentes
		⇩
7	=	Empleos de servicios PA, a precios de adquisición, por unidades residentes
8		de los cuales consumo final
9	+	Formación bruta de capital fijo y adquisiciones menos cesiones de activos no producidos para la producción de servicios PA
10	+	Transferencias ambientales pagadas al resto del mundo
11	=	Gasto en PA por unidades residentes
12	–	Transferencias ambientales recibidas del resto del mundo
13	=	Gasto nacional en PA (GNPA)

FUENTE: Eurostat y elaboración propia.

producidos para la producción de servicios de PA; consumo final de servicios de PA; transferencias para PA (cobro/pago).

Para cada operación señalada anteriormente, se realiza el desglose por tipos de productores o consumidores de servicios de PA (Administraciones Públicas y empresas que en calidad de sectores institucionales prestan servicios de PA; hogares, Administraciones Públicas y empresas en calidad de consumidores de servicios de PA; resto del mundo como beneficiario u origen de transferencias para la PA).

La estructura en que se presenta la información permite conocer la contribución de los diferentes sectores institucionales (Administraciones Públicas, sociedades) a la oferta total de servicios ambientales como productores especializados (producción ambiental como producción principal), o de producción secundaria o auxiliar. En cuanto al consumo final de servicios de PA, corresponden al sector Administraciones Públicas y al sector hogares.

Además, se consideran las categorías de la CAPA-2000 con distintas agrupaciones según los sectores institucionales de que se trate, de acuerdo con la información de base disponible.

2.3. Estimaciones de la CGPA

La larga trayectoria del INE en las estimaciones de la CGPA es resultado de la experiencia del trabajo desarrollado en el curso de varios años. Desde la creación de la Unidad de Estadísticas y Cuentas Medioambientales y la subsiguiente implantación de la Encuesta de gasto en protección ambiental en la industria con carácter independiente con los resultados del año de referencia 2000 (en principio, los resultados sobre variables medioambientales requeridos en el Reglamento europeo de estadísticas estructurales se obtenían a través de un módulo asociado a la Encuesta industrial de empresas), el INE ha venido trabajando en las estimaciones de la cuenta, presentando el primer estudio piloto en 2004, con las estimaciones de la serie 1995-2001. A partir de ese momento, se cumplimentó el cuestionario conjunto OCDE/Eurostat de gastos e ingresos en PA (de carácter bienal en principio, y periodicidad anual posteriormente) que sigue una metodología diferente a la de la cuenta, aunque para facilitar la conversión entre las dos metodologías OCDE/Eurostat se elaboró una guía metodológica en su momento.

En el año 2016 se publicaron las estimaciones de la serie 2010-2014 de la CGPA, resultado de la continuación de los trabajos encaminados a posibilitar el cumplimiento de los requerimientos derivados de la entrada en vigor del Reglamento europeo de cuentas ambientales, adaptando las estimaciones a la metodología europea. Frente a las estimaciones anteriores del cuestionario conjunto OCDE/Eurostat, en que se presentaban los resultados de los productores especializados de gestión y tratamiento de aguas residuales y residuos de las Administraciones Públicas conjuntamente con los demás productores de mercado del sector sociedades, en la nueva metodología el sector institucional de las Administraciones Públicas se considera de manera independiente como en la contabilidad nacional.

En cuanto a las fuentes de información para la elaboración de esta cuenta se utilizan las estimaciones ya disponibles en las cuentas nacionales, y la clasificación funcional de los gastos de las Administraciones Públicas (Classification of the Functions of Government –COFOG–) con resultados de la Intervención General de la Administración del Estado (IGAE), que resulta fundamental en las estimaciones de dicho sector institucional, dado que la función 05 recoge los gastos en medioambiente. Adicionalmente, se incorpora información de las estadísticas estructurales de empresas, la encuesta de gasto en protección ambiental en la industria e información de la Unión Europea sobre financiación ambiental (Fondos de la Unión Europea: de garantía agraria y desarrollo rural, así como el Programa LIFE). En cuanto a la citada encuesta de gasto realizada anualmente por el INE, conviene mencionar que mide los gastos que realizan los establecimientos del sector industrial para evitar o reducir la contaminación resultante del desarrollo de su actividad, mientras que en las CGPA se presenta el gasto en PA realizado por el total de la economía nacional.

Análisis de los resultados de las estimaciones del año 2019

A través del análisis de los resultados de 2019 se pueden reflejar las características más relevantes del gasto en PA en España, tanto a nivel de ámbitos ambientales como de los sectores institucionales implicados en el mismo.

En 2019 el GNPA alcanza los 19.154 millones de euros, lo que representa el 1,54 % del producto interior bruto (PIB) a precios de mercado. La distribución del GNPA por ámbitos se observa en el Cuadro 2.

El gasto en gestión de los residuos, ámbito más relevante en el GNPA, corresponde a pagos a gestores de residuos directamente, o a través de entidades del sistema como Ecoembes (Ecoembalajes España, S. A.), inversiones en las plantas de tratamiento de residuos, contenedores, y elementos similares; y el consumo final de Administraciones Públicas y hogares, en este caso tasas de recogida de basuras. Gestión de aguas residuales se distribuye de manera similar, con pagos para su tratamiento, plantas depuradoras, y tasas pagadas por los hogares para este fin, con la diferencia de que en este caso la inversión resulta algo mayor.

En cuanto a la distribución del GNPA por sectores institucionales, aspecto de importancia dado que nos informa sobre el sector que realiza el gasto, se presenta en el Cuadro 3.

Se observa que el sector *Sociedades* realiza el 47,5 % del mismo, seguido del sector *Administraciones Públicas e Instituciones sin fines de lucro al servicio de los hogares* (ISFLSH)[7] con el 35,7 %, mientras que los *Hogares* suponen el 16,8 %. Para interpretar correctamente estos resultados resulta necesario analizar los distintos componentes del gasto nacional por sectores. Como se puede ver en el Cuadro 3, las principales partidas del gasto nacional en 2019 correspondieron al consumo

CUADRO 2
GASTO NACIONAL POR ÁMBITOS DE PROTECCIÓN AMBIENTAL (2019)
(En millones de euros)

	Importe	**% sobre el total**	**% del PIB**
Gestión de residuos	12.230	63,90	0,99
Gestión de aguas residuales	3.399	17,70	0,27
Protección del aire, clima, suelos, radiaciones, disminución del ruido y vibraciones	1.533	8,00	0,12
I+D medioambiental y otras actividades	1.169	6,10	0,09
Protección de la biodiversidad y el paisaje	823	4,30	0,07
TOTAL	**19.154**	**100,00**	**1,54**

FUENTE: INE.

[7] El marco CGPA agrupa las Instituciones sin fines de lucro al servicio de los hogares (ISFLSH) en el sector Administraciones Públicas.

CUADRO 3

COMPONENTES DEL GASTO NACIONAL (2019)

(En millones de euros)

	Total de la economía	Administraciones públicas e ISFLSH	Sociedades	Hogares
Consumo intermedio*	7.640	–	7.640	–
Formación bruta de capital fijo	2.721	1.201	1.520	–
Consumo final	9.006	5.790	–	3.216
Transferencias corrientes y de capital netas del resto del mundo**	–214	–144	–70	–
GNPA	**19.154**	**6.847**	**9.091**	**3.216**

NOTAS: * En consumo intermedio no se incluye el de servicios de protección ambiental por productores especializados de dichos servicios. ** Las transferencias netas registran el saldo de las transferencias pagadas por la economía al resto del mundo menos las recibidas del resto del mundo.

FUENTE: INE.

intermedio y al consumo final, y la FBCF resulta inferior. El gasto en consumo final se realiza en los sectores *Administraciones Públicas* y *Hogares*, frente a la FBCF, que corresponde al sector *Sociedades* y al de *Administraciones Públicas*.

Desde un punto de vista internacional, se pueden comparar los resultados con los del ámbito comunitario UE-27, homogéneos como consecuencia del Reglamento europeo de cuentas ambientales. Como se recoge en la web de Eurostat[8], en 2019, el gasto en protección ambiental de los Estados miembros de la Unión Europea supuso un 1,9 % del PIB. En las estimaciones por sectores institucionales destaca que las *Sociedades* realizaron la mayor contribución al GNPA (57 % del total) mientras que los sectores *Administraciones Públicas* y *Hogares* supusieron respectivamente un 22 % y 21 %.

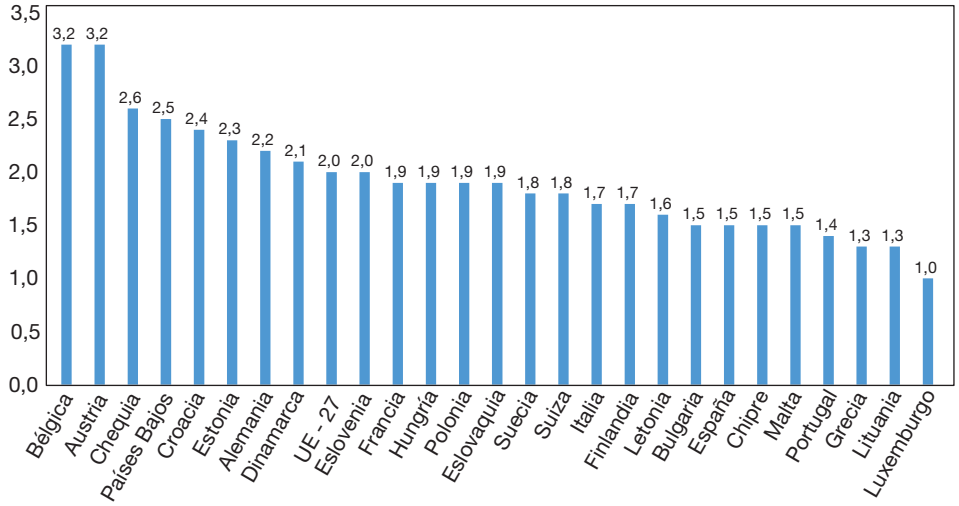
En este sentido, se observa que el comportamiento de los distintos agentes económicos no resulta totalmente similar en cuestiones de gasto en PA, con una mayor importancia en España del sector *Administraciones Públicas*, mientras que nuestro GNPA supone 36 décimas menos del PIB.

El Gráfico 1, basado en la web de Eurostat, presenta los datos de GNPA sobre el PIB para 2017, último incluido, por países miembros (no se dispone de datos para Irlanda y Rumanía), y permite realizar comparaciones.

[8] https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ENV_AC_EPNEIS__custom_518942/default/table?lang=en;

https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Environmental_protection_expenditure_accounts

GRÁFICO 1
GNPA SOBRE PIB EN LA UE-27 (2017)
(En %)



FUENTE: Eurostat y elaboración propia.

3. Cuenta de impuestos ambientales

3.1. Planteamiento inicial

La cuenta de impuestos ambientales (CIA) presenta los impuestos «ambientales» asignados a las ramas de actividad económica y al sector *Hogares* como consumidores finales, desde la perspectiva de los agentes que pagan los impuestos.

En el marco estadístico armonizado (Eurostat, OCDE, Naciones Unidas y Agencia Internacional de la Energía) se definen los impuestos ambientales como aquellos cuya base imponible consiste en una unidad física (o una aproximación a la unidad física) de algún material que tiene un impacto negativo, comprobado y específico, sobre el medioambiente, y que se consideran «impuestos» según la metodología del Sistema de Cuentas Nacionales.

Con esta definición se pone énfasis en el efecto del impuesto, en términos de su repercusión en el coste de las actividades y los precios de los productos con impacto negativo en el medioambiente, a través de las correspondientes elasticidades de precios. A nivel internacional, resulta el único criterio objetivo para identificar los impuestos ambientales que permitirá realizar comparaciones, ya que otros criterios, como el objetivo establecido por el legislador, la denominación del impuesto o el destino de los ingresos a propósitos ambientales son menos adecuados y más difíciles de implementar en la práctica. De esta manera, se considera que el impacto

ambiental de los impuestos procede fundamentalmente de su efecto en los precios relativos, con independencia del motivo (influir en el comportamiento con el incremento del precio de un producto, o simplemente para la generación de ingresos) por el que se implantan, y que, de esta forma, un impuesto sobre los carburantes introducido por razones fiscales tendrá el mismo efecto que uno con la finalidad de reducir las emisiones.

A nivel internacional (Unión europea, OCDE) se ha apoyado el uso de los impuestos ambientales como instrumentos económicos para mitigar el cambio climático y promover un uso sostenible de los recursos, dado que constituyen un medio flexible y económicamente eficiente para reforzar el principio de que «quien contamina paga», y alcanzar los objetivos de la política ambiental. La información sobre los impuestos ambientales resulta importante en diversos campos como la política ambiental y la reforma fiscal, así como para finalidades analíticas, para lo que se debe contar con datos sobre ingresos, que ofrezcan una visión de conjunto de la estructura del sistema fiscal y sus modificaciones, considerando los impuestos ambientales como porcentaje de los ingresos totales por impuestos y contribuciones sociales, y su distribución por bases imponibles.

La CIA es un subsistema del Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica (SCAE), cuyo principal objetivo es presentar, de forma sistemática y comparable, los impuestos ambientales desagregados por ramas de actividad y sector *Hogares* como consumidores finales. Se trata de una estadística de síntesis, una cuenta medioambiental que se configura como una cuenta satélite de las cuentas nacionales, con los mismos límites conceptuales. En consecuencia, los impuestos ambientales, siguiendo la definición general, consisten en pagos obligatorios sin contrapartida, en efectivo o en especie, recaudados por las Administraciones públicas nacionales, y en el caso europeo por las instituciones de la Unión. Debe tenerse presente que la definición de impuesto en la legislación fiscal puede ser diferente de la utilizada en las cuentas nacionales, y la denominación como impuesto en la normativa legal no asegura su carácter de impuesto en términos de las mismas.

3.2. Metodología: Identificación de los impuestos ambientales como base para las estimaciones de la CIA

La definición de impuestos ambientales se completa utilizando una lista de bases imponibles de interés ambiental, que constituye un criterio objetivo válido para realizar comparaciones internacionales.

Con la finalidad de identificar los impuestos ambientales se ha establecido una lista de bases imponibles, que pueden consistir en la cantidad medida o estimada de emisiones de una sustancia contaminante. Sin embargo, puesto que suele resultar difícil y costoso medir las emisiones directamente, muchos impuestos se basan en aproximaciones tales como el uso de combustible. La lista de bases imponibles relaciona las mismas agrupándolas en cuatro categorías de impuestos, sobre la energía,

el transporte, la contaminación y los recursos. En la primera categoría, se consideran los combustibles usados tanto para transporte como para otros fines, así como los gases de efecto invernadero. En los impuestos sobre el transporte se incluyen importaciones, venta, matriculación y uso de vehículos de motor. Los impuestos sobre la contaminación se refieren a emisiones a la atmósfera, efluentes al agua, fuentes difusas, gestión de residuos y ruido, y los impuestos sobre los recursos incluyen la captación de agua, la recogida de recursos biológicos, y la extracción de materias primas.

En lo relativo a las variables de clasificación, la CIA utiliza las clasificaciones de actividades y sectores de las cuentas nacionales: productores, clasificando las actividades económicas según el desglose A*64, resultado de agregar las divisiones de la NACE Rev.2, que se corresponde con la Clasificación Nacional de Actividades Económicas CNAE 2009 en el caso español; consumidores finales: hogares residentes y no residentes.

Además, las distintas figuras impositivas que integran la categoría de impuestos ambientales se encuadran en las tres categorías de impuestos contemplados en el Sistema Europeo de Cuentas (los códigos corresponden a las operaciones de distribución del SEC 2010): 1) Impuestos sobre la producción y las importaciones (D.2); 2) Impuestos corrientes sobre la renta, el patrimonio, etc. (D.5); 3) Impuestos sobre el capital (D.91).

3.3. Estimaciones de la CIA

La serie contable 1995-2010 constituyó el primer estudio piloto de la CIA elaborado por el INE; después se continuó con las estimaciones en las bases anteriores 2008 y 2010 de forma paralela a las sucesivas estimaciones de las cuentas nacionales. La CIA se compila anualmente y la periodicidad de la difusión de los resultados es también anual. Las últimas estimaciones de la CIA corresponden a la serie 2008-2018 y avance 2019.

La metodología europea que, aunque básicamente no ha variado desde el inicio de las estimaciones salvo en la inclusión de algunas figuras impositivas en el marco de los impuestos ambientales, se ha venido actualizando en la serie de Manuales elaborados por Eurostat[9].

Para distribuir los impuestos por actividad económica, en las estimaciones se utiliza la información ya disponible en las cuentas nacionales y, adicionalmente, se integran un gran número de fuentes de información económica y ambiental. En concreto, las principales fuentes de información utilizadas son la Contabilidad Nacional de España y diversas Estadísticas del INE, de la Agencia Tributaria, del Ministerio de Transición Ecológica y del Ministerio de Fomento. Especial importancia reviste la lista nacional de impuestos clasificados por tipo, función económica y categoría específica elaborada por la IGAE, que, dado que identifica los impuestos con el carácter de ambientales, constituye la base de las estimaciones de la cuenta.

[9] Eurostat (2013a). *Environmental Taxes: A Statistical Guide* (2013 edition).

Análisis de los resultados de las estimaciones del año 2019

Los impuestos ambientales alcanzan en 2019 los 22.050 millones de euros, representando el 7,9 % del total de impuestos de la economía española y el 1,8 % del PIB.

En el contexto internacional europeo, y según la información disponible en la web de Eurostat[10], en 2019, el total de impuestos ambientales en la UE-27 representa el 2,4 % del PIB y el 8,8 % del total de impuestos.

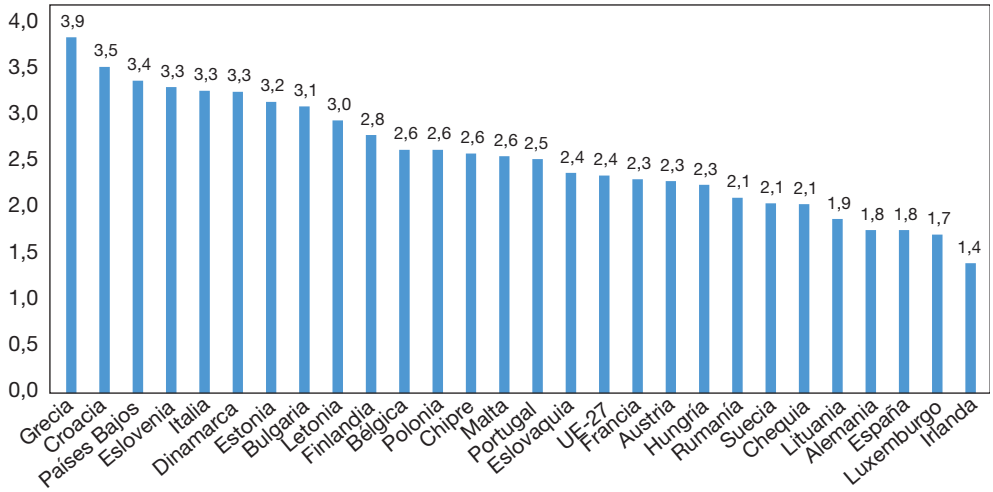
En consecuencia, en comparación con los resultados obtenidos en España, cabe destacar que respecto al conjunto de la UE, el total de impuestos ambientales supone seis décimas menos del PIB y nueve décimas menos del total de impuestos, mientras que la distribución por categoría de impuesto se puede considerar similar. En cuanto a los sectores, en impuestos sobre la energía existe un comportamiento parecido y en impuestos sobre el transporte cabe señalar que en nuestro país la participación de los hogares resulta mayor.

En el Gráfico 2 se presentan los impuestos ambientales como porcentaje sobre el PIB para cada uno de los países miembros en 2019, de manera que resaltan las posiciones relativas, aunque debemos señalar que no se mantienen estables a lo largo de los años.

GRÁFICO 2

IMPUESTOS AMBIENTALES SOBRE EL PIB EN LA UE-27 (2019)

(En %)

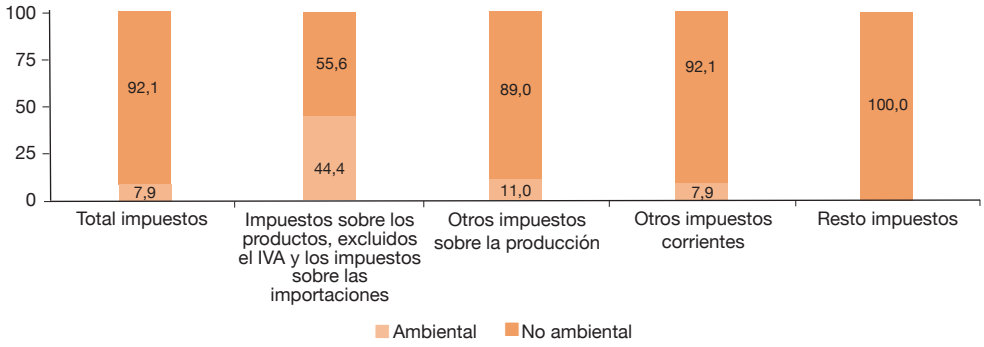


FUENTE: Eurostat y elaboración propia.

[10] https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Archive:Environmental_taxes_-_detailed_analysis

Siguiendo con el análisis nacional, la distribución según la clasificación del Sistema de Cuentas Nacionales se puede observar en el Gráfico 3. En este sentido, en lo que se refiere a los impuestos ambientales, en los impuestos sobre los productos, excluidos el IVA y los impuestos sobre las importaciones, se trata sobre todo de impuestos especiales sobre hidrocarburos, electricidad y determinados medios de transporte; entre los impuestos sobre la producción destacan los derechos de emisión de gases de efecto invernadero y una serie de impuestos percibidos por las comunidades autónomas, mientras que en otros impuestos corrientes la mayor parte corresponde al Impuesto sobre Vehículos de Tracción Mecánica pagado por los hogares.

GRÁFICO 3
DISTRIBUCIÓN DE LOS IMPUESTOS (2019)
(En %)



FUENTE: INE.

Respecto a las cuatro categorías de impuestos ambientales señaladas, los resultados se presentan con agregación de las dos últimas como consecuencia de su pequeña cuantía. Por orden de importancia, se deben resaltar los impuestos sobre la energía que representan el 82,2 % del total, mientras que los impuestos sobre el transporte el 13,4 % y los impuestos sobre la contaminación y los recursos el 4,4 %. La distribución por ramas de actividad y hogares figura en el Cuadro 3, en la que puede observarse que los *Hogares* pagan una cantidad ligeramente superior a las ramas de actividad productoras. Como consecuencia de las figuras impositivas que integran los impuestos ambientales, las ramas de actividad que pagaron más impuestos ambientales en 2019 fueron *Transporte y almacenamiento* e *Industria manufacturera*.

CUADRO 3

IMPUESTOS AMBIENTALES POR CATEGORÍA, RAMAS DE ACTIVIDAD Y HOGARES (2019)

(En millones de euros)

	Total	Impuestos sobre la energía	Impuestos sobre el transporte	Impuestos sobre la contaminación y los recursos
Agricultura, ganadería, selvicultura y pesca	185	175	2	8
Industrias extractivas	186	51	1	134
Industria manufacturera	2.167	2.061	22	85
Suministro de energía eléctrica, gas, vapor y agua	1.517	876	3	638
Construcción	413	405	7	0
Comercio	985	914	12	59
Transporte y almacenamiento	3.414	2.820	594	0
Otros servicios	1.382	1.309	53	21
Hogares	11.801	9.507	2.264	30
TOTAL	**22.050**	**18.252**	**2.859**	**955**

FUENTE: INE.

4. Cuenta de bienes y servicios ambientales

4.1. Principales características

La cuenta de bienes y servicios ambientales (CBSA), la más reciente de todas las cuentas ambientales monetarias, presenta como rasgo característico su enfoque de oferta u origen. Se trata de una estadística cuyo principal objetivo consiste en la delimitación de las actividades económicas que tienen como finalidad la protección ambiental y/o una gestión más eficiente de los recursos naturales. Y dentro de estas actividades, la CBSA está dirigida a aquellas actividades que constituyen un recurso en terminología de la Contabilidad Nacional. Es decir, el núcleo central de la CBSA es la producción, valor añadido bruto y empleo asociado a dichas actividades. No obstante, también se recogen las exportaciones (un destino/empleo), pero incluso esta variable tiene un marcado carácter de «origen», pues solo se mide la parte de la producción que es destinada a exportación.

Que las variables de la CBSA sean fundamentalmente de origen no invalida el uso de datos de empleos/destino, puesto que el origen y el destino, en terminología de Contabilidad Nacional, son dos caras de la misma moneda. Es decir, es posible obtener todo lo que se produce, a partir de los destinos que ha tenido la producción.

Las variables mencionadas anteriormente, que constituyen el instrumento para medir las actividades económicas ambientales, se clasifican en función del sector de actividad económica mediante la CNAE 2009 y por dominios ambientales. Esta última se subdivide en dos: Actividades de protección ambiental (CAPA) y Actividades de gestión de recursos (CAGR[11]).

Las características expuestas para la CBSA y la CGPA permiten observar diferencias en lo concerniente al alcance (protección ambiental y gestión de recursos frente a solo protección ambiental) y enfoque (análisis por actividades económicas frente a sectores institucionales). A ello habría que añadir la inclusión en la CBSA de productos cuya finalidad principal no es ambiental, pero sí han sido adaptados para ser menos contaminantes o más eficientes en el uso de recursos y también algunas cuestiones relativas a los principios de valoración. Véase Eurostat (2016a, p.121 y ss).

En relación con la obtención de los datos, la CBSA se apoya fundamentalmente en estadísticas ya existentes en el INE, de las cuales solo se seleccionan elementos específicos para la CBSA. Ejemplos de fuentes de información para la elaboración de la CBSA son la Encuesta Industrial de Productos, la Estadística Estructural de Empresas o el marco *Input-Output* de la Contabilidad Nacional. Asimismo, en algunas variables y/o sectores específicos se emplean estadísticas no realizadas por el INE, como es el caso del Gasto de las Administraciones Públicas por funciones, COFOG, realizada por la IGAE. Puntualmente, se obtiene información de base mediante la introducción de un módulo en la Encuesta de generación de residuos en la Construcción y Servicios.

4.2. Metodología: Aproximación a las estimaciones de la CBSA

La metodología de la CBSA no es única, sino flexible, para las diferentes características de las variables a medir y los sectores económicos a los que corresponda. Combina un enfoque *top-down,* en el que se estima la actividad ambiental dentro de un agregado, con un enfoque *bottom-up,* en el que se identifican las actividades ambientales que lleva a cabo cada unidad estadística y se agregan para la estimación.

No obstante, que sea flexible no la exime de estar sujeta a criterios homogéneos y armonizados con los del resto de países de la Unión Europea que participan en la compilación de la cuenta. Es decir, la metodología se adapta a las fuentes de información disponibles y a las características intrínsecas de cada sector, pero los elementos de la CBSA y sus principios de valoración están fijados.

Las actividades que forman parte de la CBSA y la clasificación de las mismas, sus principios de valoración e incluso algunas directrices básicas para los países que comienzan a elaborar la CBSA, están recogidas en una serie de documentos divulgados por Eurostat.

---

[11] Clasificación de Actividades de Gestión de Recursos (CREMA por sus siglas en inglés). Esta última es de uso interno, desarrollada por Eurostat para la CBSA, mientras que la CAPA (CEPA por sus siglas en inglés) está adoptada internacionalmente y para todas las cuentas monetarias.

Destacamos a este respecto el manual Eurostat (2016a), donde se recoge el alcance de la cuenta, la clasificación de las actividades y los principios de valoración de cada variable. Este manual es complementado con otro documento, Eurostat (2016b), que ofrece unas directrices básicas sobre las que comenzar a elaborar la cuenta.

El Reglamento de ejecución (UE) 2015/2174 de la Comisión de 24 de noviembre de 2015 ofrece un listado de actividades y productos que han de formar parte de la CBSA (aunque hay margen para que cada país, acorde con sus particularidades, pueda introducir alguno), la cual complementa con una lista concreta de productos y actividades clasificadas por CNAE, dominios ambientales, etc.

Además, todos los materiales mencionados que sirven para establecer una metodología armonizada están basados en los principios generales recogidos en el SCAE-MC de las Naciones Unidas. Por tanto, estando validado a nivel internacional, constituye un lugar al que acudir para ver los principios más generales sobre los que se asienta no solo la CBSA, sino todas las cuentas ambientales.

Por último, Eurostat organiza distintos *Working Groups* y *Task Forces* para debatir y acordar los elementos que sean más problemáticos. España viene teniendo un papel protagonista, poniendo de manifiesto diferentes temas a tratar y también proponiendo diferentes iniciativas para abordar los distintos puntos.

Con todo lo mencionado anteriormente se puede afirmar que la metodología de la CBSA alcanza una buena solución de compromiso entre la flexibilidad necesaria para recoger las características intrínsecas del país, del sector o de las fuentes de información, pero también para hacerlo sobre unos elementos comunes y con unos principios de valoración similares que garanticen que los resultados son comparables.

4.3. Principales indicadores

Las variables a través de las cuales se logra el objetivo de valorar las actividades económicas con finalidad ambiental pueden constituir el elemento para la obtención de una gran diversidad de información, bien sea mediante el uso de indicadores o bien mediante el análisis directo de los propios agregados de la CBSA.

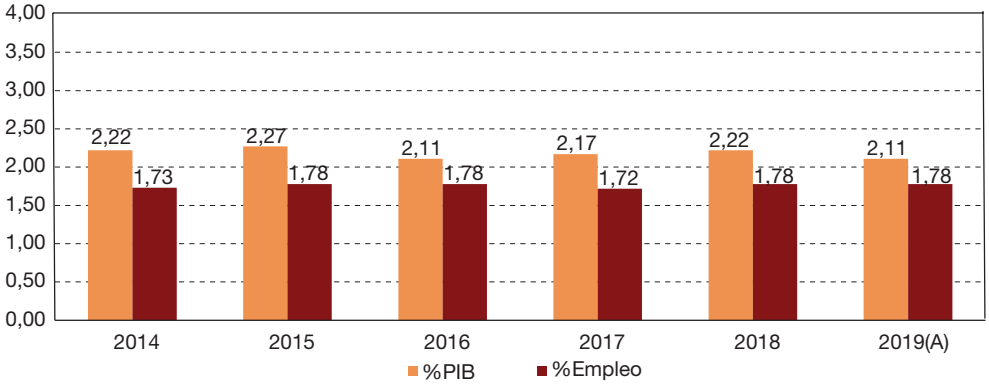
4.3.1. Indicadores elaborados por el INE

Los indicadores más paradigmáticos (y que el INE publica en su web) son el porcentaje del PIB que suponen las actividades ambientales (para el conjunto de la economía y para los distintos sectores) y el porcentaje de empleo (también sobre el total de la economía y por sectores). Nótese que se evita hacer mención al término «verde», puesto que este concepto, aunque ampliamente utilizado, no siempre hace referencia a lo mismo (Eurostat, 2016a, p. 91). Dado el carácter preciso al que se circunscribe la estadística, nos ceñimos a la definición de las actividades ambientales, independientemente de su relación con otros conceptos de la literatura como «economía verde» o «empleos verdes».

GRÁFICO 4

VAB Y EMPLEO AMBIENTAL SOBRE PIB Y EMPLEO TOTAL

(En %)



FUENTE: INE.

El Gráfico 4 ofrece información sobre la dimensión del sector ambiental respecto al conjunto de la economía en términos de empleo equivalente a tiempo completo y valor añadido, y también de la evolución de los mismos.

4.3.2. Otros potenciales indicadores

La CBSA puede constituir la fuente para la construcción de otros muchos indicadores entre los que destacan dos: la productividad del sector ambiental (Valor Añadido Bruto/Empleo), que permite la comparación con la economía en su conjunto y por sectores; y la competitividad exterior del sector ambiental (exportaciones/producción), que también posibilita la comparación con la economía en su conjunto y por sectores.

El Cuadro 4 y el Gráfico 5 permiten obtener algunas conclusiones.

En lo referente a la comparación entre el sector ambiental y el conjunto de la economía, se puede observar que el indicador de productividad, entendido como el valor añadido que genera cada empleado a tiempo completo, es superior en el conjunto de las actividades ambientales.

Sin embargo, se aprecia que, a nivel de cada sector, en ninguno de ellos el indicador obtenido es superior en las actividades ambientales. Este es un fenómeno complejo que solo puede darse bajo ciertas condiciones. En concreto, es el resultado de que los sectores de actividad con mayor indicador agrupan la mayor parte del valor añadido y del empleo en la CBSA, pero muy poco en el conjunto de la economía. Así, por ejemplo, tenemos el *Suministro de energía eléctrica, gas, vapor y aire acondicionado* cuyo elevado valor para el indicador incide altamente en el valor global

CUADRO 4

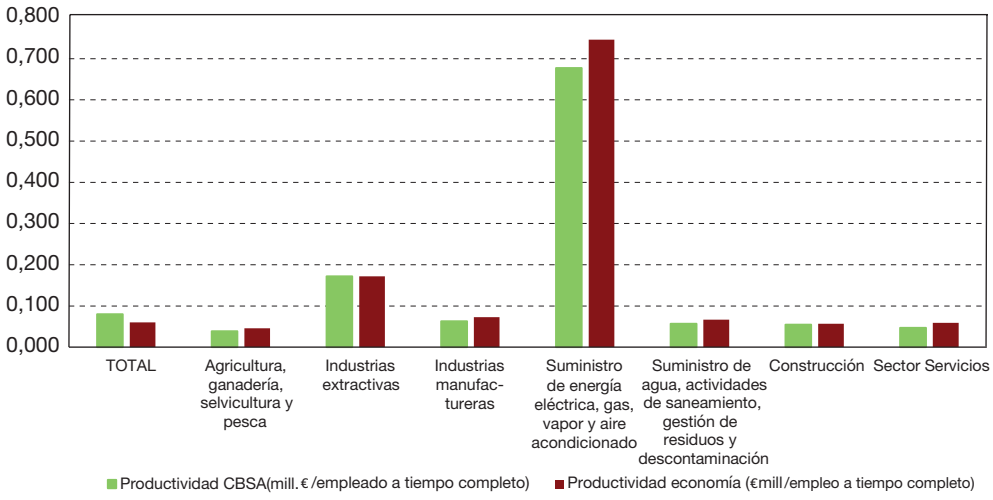
INDICADOR DE PRODUCTIVIDAD (2019)

Sección CNAE	Sector	Productividad CBSA (mill. €/empleo)	Productividad economía (mill. €/empleo)
A	Agricultura, ganadería, selvicultura y pesca	0,039	0,046
B	Industrias extractivas	0,172	0,172
C	Industrias manufacturera	0,063	0,073
D	Suministro de energía eléctrica, gas, vapor y aire acondicionado	0,677	0,746
E	Suministro de agua, actividades de saneamiento, gestión de residuos y descontaminación	0,057	0,067
F	Construcción	0,055	0,057
G-U	Sector servicios	0,047	0,059
	TOTAL	**0,080**	**0,060**

FUENTE: INE y elaboración propia.

GRÁFICO 5

INDICADORES DE PRODUCTIVIDAD POR SECTORES (2019)
VAB/EMPLEO
(En millones de euros)



FUENTE: INE y elaboración propia.

para la CBSA, pero mucho menos en el conjunto de la economía. Por el contrario, el *Sector servicios*, con un indicador bastante bajo, supone un sector muy importante en la economía en su conjunto, pero apenas afecta a la CBSA.

No es este el único resultado llamativo que se desprende del análisis de los últimos datos. Las actividades del sector *Suministro de energía eléctrica, gas, vapor y aire acondicionado,* que forman parte de la CBSA, están vinculadas a la generación de energía de origen renovable. Algunas de las formas de generación de energía renovable son muy poco intensivas en empleo (solar fotovoltaica y eólica principalmente), con lo que es de esperar que, en este sector, el indicador para la CBSA sí fuera mayor. Sin embargo, aunque esta es la tendencia observada en la serie, no ha ocurrido así en el último periodo. Varias son las causas que individualmente o combinadas pueden explicar este fenómeno: (i) apuesta por el sector renovable, que se traduce en mayor personal contratado; (ii) a pesar de aumentar el personal dedicado, por el juego de oferta y demanda, el valor de mercado (€/KwH) generado no aumenta en la proporción deseada; (iii) el valor aumenta pero, por condiciones climáticas u otras circunstancias, no lo hace la producción en unidades físicas, con lo que el valor total generado no se incrementa; (iv) disminución de empleados en energías contaminantes (térmicas convencionales) que el sector *renovables* no absorbe en su totalidad, por requerir menos empleo, dando lugar a que, en el global del sector energético, el empleo disminuya; (v) el empleo asociado a la producción de algunos bienes de equipo[12] para la generación de energía renovable ha aumentado, habiéndolo hecho en menor proporción su valor añadido, impulsando así a la baja el indicador en este sector de la CBSA.

Todas estas causas, individuales o combinadas, conducen a que el indicador de productividad para el sector energético vinculado a las energías renovables sea menor de lo esperado y que sea mayor de lo esperado el indicador para el sector en su conjunto. En última instancia, las causas pueden combinarse de forma que puntualmente, como es el caso de este periodo, el indicador para la CBSA llegue incluso a situarse por debajo.

No obstante, se trata de una situación puntual y la lógica económica indica que los agentes participantes se reajustarán bien sea vía aumento/disminución de precios, de las cantidades en unidades físicas generadas o mediante el ajuste de las plantillas.

Respecto a la competitividad (Cuadro 5 y Gráfico 6), se trata de un concepto que se refleja en varios indicadores. En este caso la CBSA permite medir la proporción de la producción de actividades ambientales que se ha destinado a exportaciones. No es posible generar dicho indicador (proporción de exportaciones) para el conjunto de la economía, aunque existen varias alternativas que pueden servir como aproximación. Se ha optado para este artículo por emplear las exportaciones de la tabla de destino de Contabilidad Nacional (lo cual nos limita a analizar 2017) valoradas a precios básicos[13] y dividirlas entre la producción. Los motivos para emplear este indicador a escala nacional son los siguientes: (i) a pesar de que las exportaciones solo llegan

[12] La producción de algunos de estos bienes de equipos es llevada a cabo por las propias empresas de generación de energía, con lo que su valor y empleo también afecta al sector de la CNAE 35 *Suministro de energía eléctrica, vapor, gas y aire acondicionado*. No obstante, la mayoría sigue vinculada a su CNAE correspondiente (CNAE 28-*Fabricación de maquinaria y equipo n.c.o.p.*).

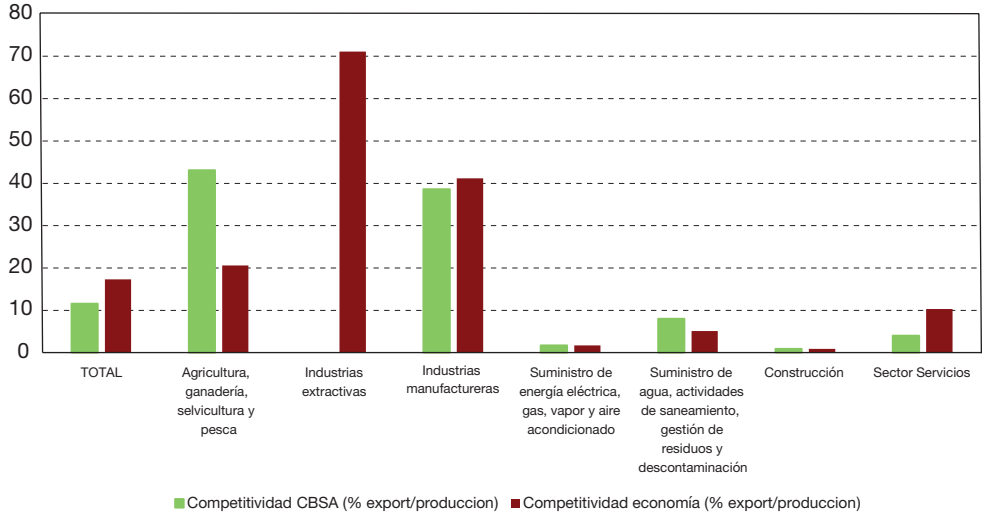
[13] El precio básico es el importe que realmente percibe el productor (ver §3.44 SEC 2010).

CUADRO 5
INDICADOR DE COMPETITIVIDAD (EXPORTACIONES/PRODUCCIÓN) (2017)

Sección CNAE	Sector	Competitividad CBSA (% export./ producción)	Competitividad economía (% export./ producción)
A	Agricultura, ganadería, selvicultura y pesca	43,1	20,6
B	Industrias extractivas	0,0	71,1
C	Industrias manufacturera	38,6	41,2
D	Suministro de energía eléctrica, gas, vapor y aire acondicionado	1,7	1,7
E	Suministro de agua, actividades de saneamiento, gestión de residuos y descontaminación	8,0	5,1
F	Construcción	0,9	0,9
G-U	Sector servicios	4,0	10,3
	TOTAL	**11,6**	**17,3**

FUENTE: INE y elaboración propia.

GRÁFICO 6
INDICADORES DE COMPETITIVIDAD (EXPORTACIONES/PRODUCCIÓN) (2017)



FUENTE: INE y elaboración propia.

a 2017, están valoradas de la misma forma que las exportaciones de la CBSA, a precio básico, lo cual garantiza que los principios de valoración son los mismos y no se distorsiona el resultado; (ii) aunque otras fuentes de información ofrecen a nivel CNAE información más actualizada (tal es el caso de Datacomex), las divergencias[14] son demasiado grandes como para aceptarlas para ganar oportunidad temporal (pruébese a extraer exportaciones de 2017 en Datacomex y comparar con las de Contabilidad Nacional); (iii) el indicador que se pretende construir tiene un carácter estructural, que en un periodo de tiempo tan corto no debería cambiar sustancialmente, por lo que la pérdida sería escasa; (iv) independientemente de lo anterior, la CBSA como cuenta satélite de la Contabilidad Nacional, emplea los mismos principios que esta, por lo que es la fuente de información más adecuada sobre la que hacer comparaciones.

Los resultados muestran, al contrario que el indicador de productividad, que a nivel exterior las actividades ambientales muestran una proporción exportadora inferior a la del conjunto de la economía. Los sectores en los que las actividades ambientales muestran una competitividad exterior superior son *Agricultura, ganadería, selvicultura y pesca* y *Suministro de agua, actividades de saneamiento, gestión de residuos y descontaminación*. Sin embargo, la *Industria manufacturera* y el *Sector Servicios* son los que en la economía en general concentran las exportaciones, mientras que en la CBSA resultan tener menor proporción exportadora, siendo esta la explicación de la menor proporción observada en la CBSA.

En cualquier caso, ambas aproximaciones a la productividad y competitividad deben tomarse con cautela. En el caso de la competitividad, lo que el indicador informa es que la proporción en las actividades ambientales es menor. No se puede inferir que el «sector ambiental» sea menos competitivo en el sentido de ser menos eficaces de cara a la exportación. Solo un análisis detallado de cada actividad podría resolver esa incógnita. En este caso concreto, ocurre que las actividades principales de la CBSA (energía y saneamiento y residuos) tienen en sí mismas poca proporción de exportación por las características intrínsecas de los productos.

Ocurre algo similar con la productividad. No se puede afirmar que el sector ambiental sea más productivo en el sentido de ser más o menos eficiente. De nuevo es clave el análisis de las actividades. En el caso de la energía renovable, sus características intrínsecas determinan el resultado. Es decir, independientemente de la eficiencia de los productores de estas instalaciones, la proporción VAB/Empleo siempre será elevada.

También se pueden construir estos indicadores por dominios ambientales (aire y clima, energía, residuos, biodiversidad, etc.), aunque en este caso, no se puede realizar ninguna comparación con el conjunto de la economía.

Si comparamos el Cuadro 6 con los resultados de los dos indicadores para el conjunto de la economía, se puede observar que el dominio *Producción de energía*

[14] Son muchas, pero entre ellas: La valoración CIF/FOB, la infrarrepresentación de los productos no físicos (servicios), mercancías en tránsito, etc.

CUADRO 6

INDICADORES DE PRODUCTIVIDAD Y COMPETITIVIDAD EXTERIOR POR DOMINIOS AMBIENTALES (2019)

Dominio ambiental	Productividad CBSA (mill. €/empleo)	Competitividad (% export./ producción)
Protección del aire y el clima	0,067	33,6
Gestión de las aguas residuales	0,072	1,6
Gestión de residuos	0,051	3,0
Protección y descontaminación de suelos, aguas subterráneas y aguas superficiales	0,039	38,6
Otros ámbitos de protección ambiental	0,047	3,9
Producción de energía de origen renovable	0,313	9,8
Gestión y Ahorro de energía/calor	0,101	13,5
Otros ámbitos de gestión de recursos	0,056	38,5

FUENTE: INE y elaboración propia.

de origen renovable es el que mayor productividad representa y el que más supera al valor de la economía en su conjunto, mientras que el dominio *Protección de suelos, aguas subterráneas y aguas superficiales* es el que mayor indicador de competitividad exterior presenta y el que más supera al valor de la economía en su conjunto.

A este respecto cabe hacer un apunte. No se debe confundir el dominio con la actividad CNAE. El dominio *Producción de energía de origen renovable* contiene la producción de energía renovable clasificada en la actividad CNAE, *Suministro de energía eléctrica, gas, vapor y aire acondicionado*, pero, además, los servicios de ingeniería o los bienes de equipo producidos por la *Industria manufacturera* o el *Sector servicios* necesarios para dicha producción.

Además, los conceptos que están incluidos dentro de cada dominio, e incluso los propios dominios, se pueden reclasificar convenientemente en otras categorías. Esta es la idea conocida como «customización» de ciertos dominios ambientales. Mediante este proceso se pueden construir agregados que tengan implicaciones importantes para las políticas ambientales. Por ejemplo, piénsese en elementos como el Plan europeo de energía y clima, como muestra de que existe interés por obtener información sobre emisiones y energía de una forma global. La CBSA, mediante el correspondiente reordenamiento de los dominios ambientales, puede proporcionar indicadores económicos sobre este punto. Bastaría con agrupar CEPA 1, CREMA 13 A y CREMA 13 B para obtener el valor de la producción, valor añadido y empleo asociados a este concepto. Otra opción muy interesante sería agrupar dominios ambientales para obtener indicadores sobre la «economía circular»[15].

[15] Esto último, con la desagregación por dominios ambientales actuales que se publica a nivel nacional no es posible, pero podría serlo en el futuro.

Para finalizar, nótese que lo expuesto hasta ahora se centra en un solo país y en un único periodo de tiempo. Por supuesto, podría ampliarse el análisis con una comparación geográfica y/o temporal. Al introducir una de estas dimensiones, o ambas a la vez, elevamos exponencialmente las posibilidades de estudio y sobrepasaríamos con creces el propósito del presente artículo. A modo de ejemplo, se muestra a continuación, el Gráfico 7.

Como puede observarse, introducimos la dimensión geográfica y la dimensión temporal para el primero de los indicadores analizados en este epígrafe. Se puede observar qué países tienen un «sector ambiental» mayor en relación con el conjunto de la economía y su evolución.

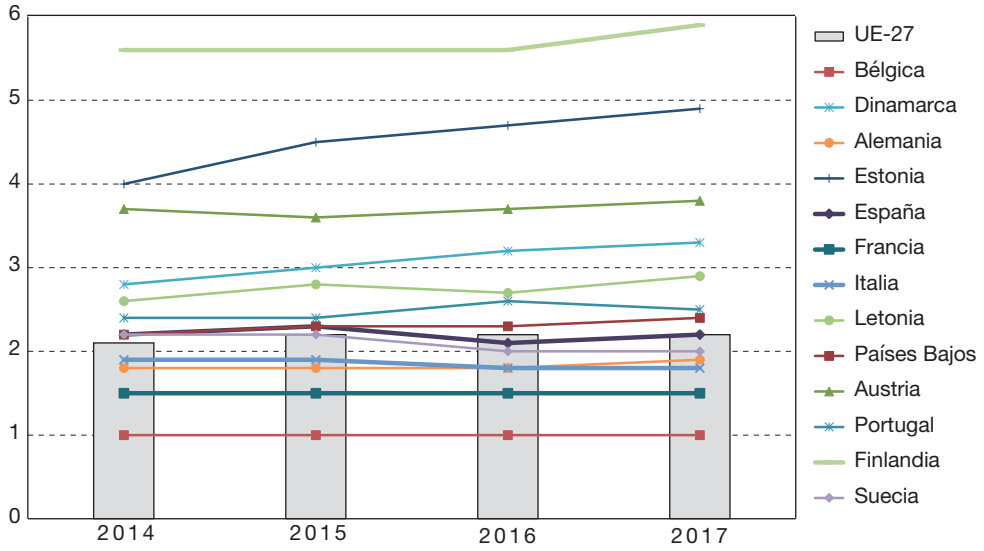
Hemos expuesto hasta ahora las potencialidades de la CBSA para obtener indicadores, pero no deben olvidarse ciertas cautelas que se han de tener en cuenta, algunas ya mencionadas previamente.

En primer lugar, como ya se ha mencionado, los indicadores aquí construidos en ningún caso pueden tomarse como descriptores exactos del concepto (productividad o competitividad).

En segundo lugar, especialmente en el último caso expuesto, la comparación a nivel europeo y a nivel temporal ha de tomarse con cautela, puesto que las cuentas ambientales, y especialmente la CBSA, son operaciones recientes, sobre las cuáles existen todavía muchas áreas de mejora.

GRÁFICO 7

VALOR AÑADIDO DE LAS ACTIVIDADES AMBIENTALES SOBRE EL PIB POR PAÍSES Y PERIODO DE TIEMPO



FUENTE: Eurostat, INE y elaboración propia.

Por último, y en relación con el punto anterior, un análisis prudente de los datos sería aquel que pone el foco en la estructura y en el que las magnitudes del análisis se tratan en términos relativos. Por ejemplo, concluir que el *Suministro de energía eléctrica, gas, vapor y aire acondicionado*, es un sector de alto valor añadido en el sector ambiental, es una conclusión sensata y una buena forma de extraer información de estos indicadores. Sin embargo, concluir que *Suministro de agua, actividades de saneamiento, gestión de residuos y descontaminación* es un sector «más productivo» que el sector *Construcción* en la CBSA, iría en contra de todo lo expuesto anteriormente puesto que: (i) simplifica el indicador asumiendo que refleja «perfectamente» la productividad, como si este fuera un concepto unívoco y, en caso de serlo, como si el ratio construido lo reflejase perfectamente; y (ii) sitúa a un sector por encima de otro categóricamente, cuando lo que dicen los datos es que se parecen bastante, y cualquier revisión de los mismos podría cambiar el orden.

Aunque nos hemos centrado en la potencialidad de los indicadores, como se ha mencionado, los propios agregados de la CBSA en sí mismos ya proporcionan una información bastante relevante sobre el sector ambiental. Los datos de la CBSA satisfacen la siguiente demanda de información global:

– Dimensiona el sector ambiental en términos de producción y empleo, tanto en valores absolutos como relativos. Esto da pie a analizar la importancia de las actividades ambientales para la economía o, visto de otro modo, la contribución de las actividades de producción de la economía al medioambiente, valorada dicha contribución en términos monetarios.
– Una vez dimensionado, permite observar su evolución, dando respuesta a la necesidad de saber si aumenta su importancia en la economía o no.
– Mediante el análisis conjunto de todas las variables de la CBSA, se puede caracterizar al sector ambiental (productividad, competitividad, evolución de ambas, comparación geográfica y con la economía en general, …).

Además, la CBSA satisface la siguiente demanda de información particular:

– Áreas del medioambiente más relevantes en cada variable (no serán las mismas para exportaciones que para empleo). Esto es una herramienta muy útil para la creación de políticas públicas pues permite evaluar las necesidades de cada área.
– Sectores de actividad más importantes, lo cual permite también conocer sectores que llevan a cabo muchas actividades ambientales y podrían ser «favorecidos» fiscal o legalmente, o incluso imitados por otros sectores. Por otro lado, permite detectar sectores en los que hay potencial de mejora.
– Evolución temporal de los dos anteriores.

Para ver en detalle toda la información disponible sobre la CBSA se recomienda al lector acudir a la nota de prensa de la publicación, las tablas de INEbase y, en última instancia, a Eurostat[16].

Lo expuesto anteriormente permite concluir que la CBSA es una operación estadística que satisface los objetivos de proporcionar información sobre la valoración de las actividades ambientales en la economía, y sienta las bases para el desarrollo de múltiples indicadores que pongan en contexto las actividades económicas ambientales con el conjunto de la economía.

5. Conclusiones

Las cuentas monetarias ambientales, a través de los sucesivos avances realizados en los últimos años, han logrado satisfacer su objetivo de proporcionar información relevante en términos monetarios sobre la interrelación entre economía y medioambiente. No obstante, aún se encuentran en una etapa temprana de desarrollo en comparación con otras operaciones estadísticas tradicionales de carácter monetario ya consolidadas.

En este sentido, se considera que la creación de un marco integrado resulta el siguiente paso a seguir, de forma que se obtenga una visión más completa, desde la perspectiva de la oferta y la demanda, y equivalente a la desarrollada para el conjunto de la economía nacional atendiendo a los rasgos característicos que presenten para las actividades ambientales. Todo ello, sin perjuicio de conservar la necesaria flexibilidad que permita recoger nuevas estadísticas que puedan ser de interés en un sector tan dinámico como el medioambiente, y mantener las particularidades de las operaciones estadísticas actuales. Este desafío futuro será más relevante conforme vaya aumentando la dimensión del sector ambiental, hecho que, habida cuenta de los distintos programas e iniciativas públicas, es probable que se materialice en un plazo breve de tiempo.

Referencias bibliográficas

Eurostat (2002a). *European System for the Collection of economic information on the environment 199 version*. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/5859717/KS-BE-02-002-EN.PDF/468a0ed9-bdf2-4772-aa21-e04ed45c2f74?version=1.0

Eurostat (2002b). *SERIEE Environmental Protection Expenditure Accounts Compilation guide*. http://ec.europa.eu/eurostat/fr/web/products-manuals-and-guidelines/-/KS-BE-02-001

[16] INEbase:
https://ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736177053&menu=ultiDatos&idp=1254735976603

Eurostat: https://ec.europa.eu/eurostat/web/main/data/database

Eurostat (2005). *Environmental expenditure statistics: Industry data collection handbook*. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/1798247/6191545/4-Industry-data-collection-handbook-2005.pdf/b0d76b67-123a-4898-8243-85474e30e436

Eurostat (2007). *Environmental expenditure statistics: General government and specialized producers data collection handbook*. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/1798247/6191545/2-KS-RA-07-012-EN.pdf/bbeaa287-1b04-4f54-adb2-ddbd04409b8c

Eurostat (2013a). *Environmental taxes: a statistical guide: 2013 edition*. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/5936129/KS-GQ-13-005-EN.PDF/706eda9f-93a8-44ab-900c-ba8c2557ddb0?version=1.0

Eurostat (2013b). *European system of accounts (ESA 2010)*. http://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/5925693/KS-02-13-269-EN.PDF/44cd9d01-bc64-40e5-bd40-d17df0c69334

Eurostat (2015). *Environmental subsidies and similar transfers Guidelines*. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/6923655/KS-GQ-15-005-EN-N.pdf/e3be619b-bb19-4486-ab23-132a83f6ff24

Eurostat (2016a). *Environmental goods and services sector accounts Handbook 2016 edition*. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/7700432/KS-GQ-16-008-EN-N.pdf/f4965221-2ef0-4926-b3de-28eb4a5faf47

Eurostat (2016b). *Environmental goods and services sector accounts Practical guide 2016 edition*. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/7741794/KS-GQ-16-011-EN-N.pdf/3196a7bc-c269-40ab-b48a-73465e3edd89

Eurostat (2017). *Environmental protection expenditure accounts Handbook 2017 edition*. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/7903714/KS-GQ-17-004-EN-N.pdf/7ea9c74b-eda4-4c23-b7bd-897358bfc990

Eurostat (2019). *Manual on sources and methods for the compilation of COFOG Statistics - Classification of the Functions of Government (COFOG) 2019 ediction*. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/10142242/KS-GQ-19-010-EN-N.pdf/ed64a194-81db-112b-074b-b7a9eb946c32

European Statistical System Committee. (2019). *European Strategy for Environmental Accounts 2019-2023*. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/1798247/6191525/European+Strategy+for+Environmental+Accounts/

Comisión Europea (2001). *Classification of Environmental Protection Activities, CEPA. 2000*. https://ec.europa.eu/eurostat/ramon/nomenclatures/index.cfm?TargetUrl=LST_NOM_DTL&StrNom=CEPA_2000&StrLanguageCode=ES&IntPcKey=&StrLayoutCode=HIERARCHIC&IntCurrentPage=1

Naciones Unidas/Comisión Europea/FMI/OCDE/Banco Mundial (2009). *Sistema de Cuentas Nacionales 2008 SNA 2008*. https://unstats.un.org/unsd/nationalaccount/docs/SNA2008Spanish.pdf

Naciones Unidas/Comisión Europea/Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura/FMI/OCDE/Banco Mundial (2016). *Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica 2012 Marco Central*. https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seearev/CF_trans/SEEA_CF_Final_sp.pdf

OCDE/Eurostat (2005). *Environmental Protection Expenditure and Revenue Joint Questionnaire/SERIEE Environmental Protection Expenditure Account.Conversion guidelines*. https://ec.europa.eu/eurostat/ramon/statmanuals/files/KS-EC-05-001-EN.pdf

Reglamento (UE) 691/2011 del Parlamento Europeo y del Consejo de 6 de julio de 2011 relativo a las cuentas económicas europeas medioambientales. *Diario Oficial de la Unión Europea*.
https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32011R0691&from=EN

Reglamento (UE) 538/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de abril de 2014, por el que se modifica el Reglamento (UE) n ° 691/2011, relativo a las cuentas económicas europeas medioambientales. *Diario Oficial de la Unión Europea*.
https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/ALL/?uri=CELEX%3A32014R0538

Reglamento de ejecución (UE) 2015/2174 de la Comisión de 24 de noviembre de 2015 relativo a la lista indicativa de bienes y servicios ambientales, el formato para la transmisión de los datos de las cuentas económicas europeas medioambientales y las modalidades, la estructura y la periodicidad de los informes de calidad con arreglo al Reglamento (UE) nº 691/2011 del Parlamento Europeo y del Consejo, relativo a las cuentas económicas europeas medioambientales. *Diario Oficial de la Unión Europea*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A32015R2174

CUADERNOS ECONÓMICOS ICE
INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA

Medición de la relevancia y evolución de la bioeconomía en España

Measuring the Relevance and the Evolution of the Bioeconomy in Spain

Encarna Esteban
Alexia Sanz-Hernández
Universidad de Zaragoza

Resumen

Durante las últimas décadas la bioeconomía se ha impuesto como una opción para garantizar el crecimiento económico y la sostenibilidad de los recursos naturales. Muchos países a nivel internacional han incluido a la bioeconomía dentro de su agenda política como una alternativa de desarrollo económico. El objetivo de este estudio es analizar la relevancia y evolución de la bioeconomía en España a través del análisis de distintos indicadores macroeconómicos. España presentó su estrategia nacional de bioeconomía en 2016 y, en los últimos años, los datos reflejan un incremento en la contribución al producto interior bruto, así como en la generación de puestos de empleo en los sectores asociados a la bioeconomía. Además, los resultados muestran el notable esfuerzo que se está realizando en el contexto de la investigación y la innovación en este sector. Sin embargo, todavía la distancia con respecto a otros países europeos es notable y existen fuertes disparidades territoriales y numerosos retos nacionales en la transición hacia una economía biobasada sostenible.

***Palabras clave**: bioeconomía, valor añadido, empleo, I+D+i, estrategia de bioeconomía, biotecnología.*

***Clasificación JEL:** O13, Q01, Q20.*

Abstract

During the last decades, the bioeconomy has established itself as an option for ensuring economic growth and guaranteeing the sustainability of natural resources. Several countries have included the bioeconomy in their political agendas as an alternative for economic development. This paper aims to analyze the relevance and evolution of the bioeconomy in Spain based on the analysis of different macroeconomic variables and indicators. Spain developed its bioeconomy strategy in 2016 and the analysis of the data shows how this economy has advanced in the contribution of the bioeconomy to the Gross Domestic Product and in the generation of jobs related to this sector. Furthermore, important efforts have been made in the context of research and development. Despite the growth of the bioeconomy in Spain, this country is still far from many of the European states and a lot of work is still pending to be done.

***Keywords:** bioeconomy, value added, employment, research and innovation (R&D), bioeconomy strategies, biotechnology.*

DOI: https://doi.org/10.32796/cice.2021.101.7191
Recibido: Abril 2021 · Aceptado: Mayo 2021

1. Introducción

El crecimiento de la población mundial y el actual modelo de desarrollo económico ha generado una fuerte presión sobre los recursos naturales que, en muchos casos, se encuentran al límite de su capacidad. La preocupación por el medioambiente ha llevado a los distintos países a la elaboración de marcos normativos para la regulación, control y protección de los recursos naturales (O'Brien, 2011). Sin embargo, a pesar de los numerosos esfuerzos nacionales e internacionales, la protección del medioambiente sigue siendo un tema pendiente y clave en todas las agendas políticas de países e instituciones. En este contexto, la bioeconomía se está imponiendo como una opción alternativa para preservar los recursos naturales y garantizar el desarrollo social y el crecimiento económico (D'Amato *et al*., 2017; Bugge *et al*., 2016; Aquilani *et al*., 2018). El modelo bioeconómico supone el mantenimiento y la sostenibilidad de los sistemas productivos en su triple dimensionalidad: económica, social y ambiental (Comisión Europea, 2018).

El concepto de bioeconomía fue acuñado en los años setenta por Georgescu-Roegen, remarcando la necesidad de incorporar los procesos biológicos y biofísicos dentro de la teoría económica (Georgescu-Roegen, 1977). Según este autor, la economía debía incorporar y fusionar en sus teorías procesos de la naturaleza. A lo largo de los años este concepto se ha ido reformulando y actualmente la bioeconomía puede definirse como una propuesta económica en la que los procesos productivos de determinados sectores tales como el energético, químico, forestal, agrícola o agroalimentario, entre otros, están directamente ligados al uso de los recursos naturales (McCormick & Kautto, 2013). La bioeconomía se refiere por tanto al conjunto de actividades relacionadas con la investigación, desarrollo, producción y aprovechamiento de productos y/o procesos biológicos y biotecnológicos para garantizar un desarrollo económico sostenible (OCDE, 2019; Ingrao *et al*., 2018; Sanz-Hernández, Esteban *et al*., 2019).

Durante las últimas décadas se han desplegado numerosas estrategias para potenciar la implementación de un modelo bioeconómico (OCDE, 2004). Actualmente, más de 50 países en todo el mundo, y 30 en el contexto europeo, han implementado o están en proceso de elaboración de estrategias nacionales de bioeconomía o estrategias relacionadas con la bioeconomía (OCDE, 2018). España es actualmente uno de los países que ha mostrado un mayor interés por la bioeconomía al diseñar una estrategia nacional (Ministerio de Economía y Competitividad, 2018). Además, actualmente se encuentra en proceso de debate público para su aprobación la Estrategia Española de Economía Circular, denominada España Circular 2030 (Gobierno de España, 2020), que incorpora unas líneas específicas dedicadas a la bioeconomía circular. Finalmente, a la estrategia bioeconómica nacional que se viene desarrollando desde 2016, se han sumado estrategias regionales en la mayoría de las comunidades autónomas (CC. AA.), ya sea bajo la denominación de bioeconomía o bien bajo la de economía circular donde se incorpora a la bioeconomía (Sanz-Hernández *et al*., 2020).

El objetivo de este trabajo es el de medir la relevancia actual de la bioeconomía y su reciente evolución dentro de la economía española, a través del análisis de una serie de variables macroeconómicas e indicadores considerados relevantes en la literatura más reciente (D'Adamo *et al*., 2020). Se atiende por un lado a la evolución del valor añadido y la cifra de negocios de los principales sectores asociados con la bioeconomía (a partir de aquí denominados sectores bioeconómicos), especialmente, el sector primario, las bioenergías y las industrias dedicadas a la explotación de recursos naturales. Por otro lado, se ha considerado la evolución del empleo en estos sectores. Un tercer análisis incorpora otro indicador importante como es la inversión tanto pública como privada en I+D+i. Finalmente, se realiza una comparación de la evolución de la bioeconomía en el contexto español con respecto a la Unión Europea (UE).

Los resultados muestran cómo la bioeconomía en España se ha potenciado desde 2008 hasta la actualidad. En 2012, tanto el valor añadido como la cifra de negocio de este sector muestra un crecimiento sostenido que se ha intensificado durante los últimos años. En este sentido, la evolución de España sigue una pauta similar al resto de países de la UE, aunque los resultados comparativos evidencian que el ritmo de crecimiento de la bioeconomía en España está siendo menor que la media de los 27 países que conforman la UE.

Un análisis más detallado de la evolución por sectores bioeconómicos evidencia que durante los últimos años la bioenergía es uno de los sectores con mayor crecimiento en España. Además de la bioenergía, están cobrando importancia otros sectores como la fabricación de productos químicos, farmacéuticos y otros materiales de origen biológico, que en el caso de España parten de niveles más bajos de generación de valor añadido comparado con los principales países de la UE. A pesar de la potenciación de la bioeconomía española, todavía existen numerosas limitaciones y desafíos en España para alcanzar la media europea, tanto en crecimiento de las actividades productivas como en potenciación del empleo en estos sectores. Además, los resultados enseñan que el esfuerzo que se está realizando en la inversión en biotecnologías está todavía muy concentrada en determinadas regiones del país como la Comunidad de Madrid o Cataluña. Por tanto, España tiene que desplegar mayores esfuerzos en potenciar la innovación en los sectores relacionados con la bioeconomía y conseguir un desarrollo mucho más homogéneo y armónico entre los diferentes territorios del país.

El trabajo está organizado de la siguiente manera. En la siguiente sección se analiza la relevancia internacional de la bioeconomía y los principales problemas para su medición. En la tercera sección se analiza la evolución del valor añadido, cifra de negocio y empleo generado de los principales sectores bioeconómicos de España desde 2008. La cuarta sección presenta la situación y evolución de la inversión en I+D+i en los principales sectores bioeconómicos. Finalmente, la última sección presenta una discusión general de los resultados y de la situación de la bioeconomía en España.

2. La relevancia de la bioeconomía y su medición

La bioeconomía se basa en el uso de recursos biológicos y de la biotecnología en los sistemas de producción y, por tanto, está fuertemente ligada a los sectores primario (p. ej., agricultura, pesca y producción forestal) y secundario (industria agroalimentaria y bioquímica, farmacéutica y bioplásticos, entre otros). Igualmente, una línea fundamental dentro de los sectores bioeconómicos es la producción de energía, bioelectricidad y otros combustibles biológicos.

La bioeconomía proyectada como un vínculo entre procesos productivos y medioambiente supone una oportunidad para alcanzar un desarrollo económico sostenible, potenciando la mejora en la calidad de vida y promoviendo el desarrollo de las economías rurales. Durante los últimos años hemos asistido a una fuerte potenciación de la bioeconomía a nivel internacional como base para una transición hacia un modelo de «reindustrialización», centrado tanto en el control y protección del medioambiente como en la garantía del crecimiento económico y la reducción de las desigualdades sociales y territoriales. En este sentido, la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) ha impulsado un marco estratégico que establece la necesidad de potenciar una sociedad basada en la bioeconomía (OCDE, 2004) a partir de una agenda política que la estimule (OCDE, 2009).

La UE estableció una Directiva para la promoción de la bioeconomía en los países miembros y definió su Estrategia de Bioeconomía en 2012 (Comisión Europea, 2012). La estrategia se actualizó en 2018 con el objetivo de potenciar y acelerar el desarrollo de este modelo y su implantación en los distintos países miembros (Comisión Europea, 2018). El objetivo perseguido era el de potenciar un desarrollo sostenible (Dresner, 2002; Jabareen, 2008), basado en la incorporación en los procesos productivos de materiales de origen biológico, así como de todo el conocimiento y desarrollos en biotecnología en todos los países miembros, con la confianza en que estos puedan fortalecer la innovación y facilitar la inclusión laboral y social de su población. La estrategia de bioeconomía europea es muy ambiciosa y busca la potenciación de aquellos sectores basados en el uso de recursos biológicos y con bajo impacto medioambiental. Pero, además, esta estrategia persigue también el cambio de los actuales modelos de negocios y de los patrones de consumo para garantizar la sostenibilidad medioambiental. La estrategia europea de bioeconomía se asienta en una serie de pilares fundamentales (Bell *et al*., 2018):

– *Recursos:* se ha contemplado el incremento en las inversiones en investigación y desarrollo en biotecnologías para la potenciación del uso de biorecursos y la reducción de la huella ecológica.
– *Agentes implicados y la sociedad:* una parte estratégica esencial es la concienciación de todos los actores acerca de la importancia de un consumo racional de los recursos y la generación de menos residuos. La transición hacia un modelo bioeconómico es impensable sin la implicación social y el cambio en los patrones de consumo que estimulen producciones más limpias y sostenibles.

– *Gobiernos e instituciones:* nuevas fórmulas de gobernanza y el apoyo de gobiernos e instituciones son necesarios para la creación de normativas y regulaciones específicas que permitan el desarrollo de este modelo. Asimismo, se hace hincapié en la ineludible colaboración público-privada para incrementar la inversión en sectores estratégicos relacionados con la bioeconomía.
– *Mercados:* el modelo se asienta en la noción de mejora de la competitividad de la economía europea a través del uso sostenible de los recursos naturales. El nuevo modelo productivo que se propone aspira a compatibilizar la prosperidad económica y el bienestar social reduciendo las desigualdades y garantizando la sostenibilidad ambiental.

En la actualidad, la bioeconomía en el contexto europeo tiene un peso fundamental. Los sectores que engloban la bioeconomía en la UE[1] suponen una contribución de 614 billones de euros al total del valor añadido generado en la Unión. Además, estos sectores ocupan a más de 17 millones de trabajadores en toda la zona (Ronzon *et al*., 2020)[2]. En el Gráfico 1 se recoge la contribución de la bioeconomía por sectores en la Unión Europea, asumiendo la propuesta de agrupación de los 18 microsectores que contempla la clasificación estadística oficial de actividades económicas de la Comunidad Europea (Eurostat, 2008), en los 10 sugeridos por Ronzon y M'Barek (2018)[3].

Dada la creciente relevancia de la bioeconomía, recientemente se han realizado numerosos esfuerzos para su medición y el cálculo de su impacto (Wesseler & Braun, 2017; Bracco *et al*., 2018; Efken *et al*., 2016; Ronzon & M'barek, 2018; M'barek *et al*., 2014). La mayoría de los estudios se basan en análisis de variables macroeconómicas como la generación de empleo, el valor añadido de los sectores bioeconómicos o la inversión en biotecnologías y/o biorrecursos. Sin embargo, uno de los principales escollos en estos análisis es la correcta definición de los sectores y subsectores que deben estar englobados dentro de la bioeconomía dado su número y diversidad (Lainez *et al*., 2019). Así, la falta de claridad en la definición de «biorrecursos» y la imprecisa delimitación de los «sectores bioeconómicos» complican los análisis comparativos tanto entre países, como dentro de cada país (entre regiones o sectores). A esto se suma la crítica generalizada de que las mediciones de la bioeconomía sobreestiman su relevancia ya que importantes sectores como la producción de plásticos, textiles, químicos o energía, que no son totalmente sectores biobasados, se computan en su totalidad en la medición de la bioeconomía (Wydra, 2020). Finalmente, la complejidad analítica se incrementa si además contemplamos la noción de

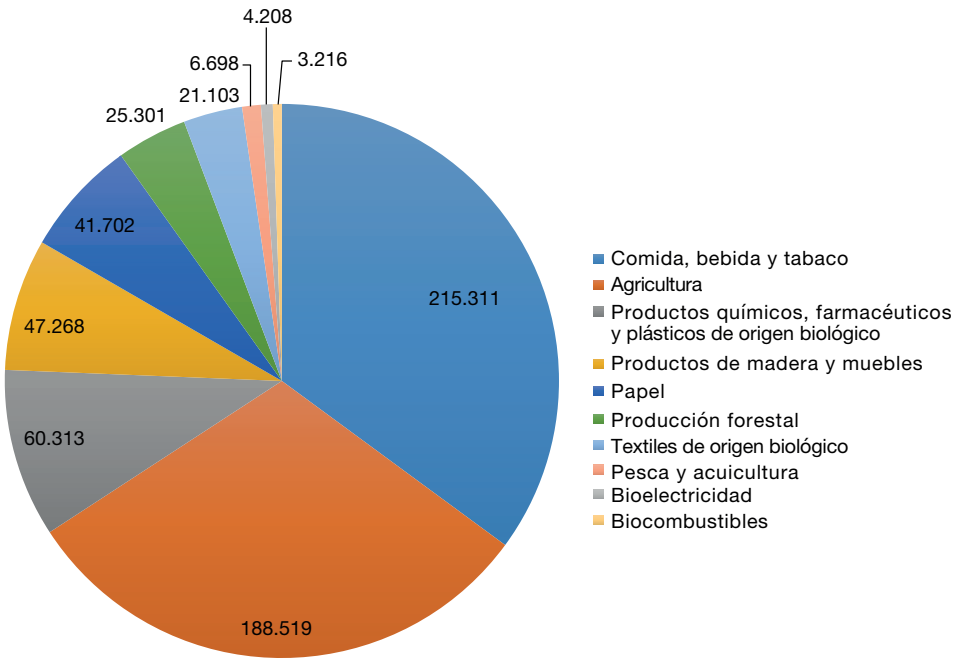
[1] Datos para la Unión Europea de los 27 y descontando la contribución de Reino Unido.
[2] Última estimación disponible para 2017.
[3] Los diez sectores bioeconómicos considerados son (entre paréntesis se muestra el código NACE-Clasificación Europea de Actividades Económicas): 1. Agricultura (A01). 2. Comida, bebida y tabaco (C10-C11-C12). 3. Industria maderera y muebles (C16 y C31). 4. Textiles biobasados (C13-C14-C15). 5. Papel (C17). 6. Industria forestal (A02). 7. Químicos, productos farmacéuticos, plásticos y gomas (C20-C21-C22). 8. Pesca y acuicultura (A03). 9. Electricidad biobasada (D3511). 10. Biocombustibles líquidos: biodiesel (C2059) y bioetanol (C2014).

circularidad, la convergencia sectorial y la simbiosis industrial que caracterizan al modelo bioeconómico (Sanz-Hernández, Esteban *et al*., 2019).

El Gráfico 1 muestra que más de la mitad de la contribución de la bioeconomía viene de dos sectores fundamentales como son el sector agrícola y la industria agroalimentaria. Entre estos dos sectores se genera más del 65 % del valor añadido total de la bioeconomía; pero, además, ambos emplean al 78 % de los trabajadores dedicados a sectores bioeconómicos (Gráfico 2). El tercer sector en términos de relevancia es la industria química, farmacéutica y de elaboración de bioplásticos, aunque su importancia está muy lejos del impacto del sector agrícola y la industria agroalimentaria a él asociada. Además, si bien este sector es el tercero más relevante en términos de generación de valor añadido, ocupa la cuarta posición en generación de puestos de empleo, muy por detrás de la industria de la madera y el mueble (cuarta en su aportación al valor añadido y tercera en generación de empleo). Finalmente, un hecho relevante que se desprende de este gráfico es el todavía escaso peso que tienen la generación de bioelectricidad y biocombustibles líquidos. A pesar de la potenciación de estas energías durante los últimos años, estas actividades económicas aportan menos del 2 % del total del valor añadido y solo suponen un 0,5 % del total de empleos en bioeconomía dentro la UE-27.

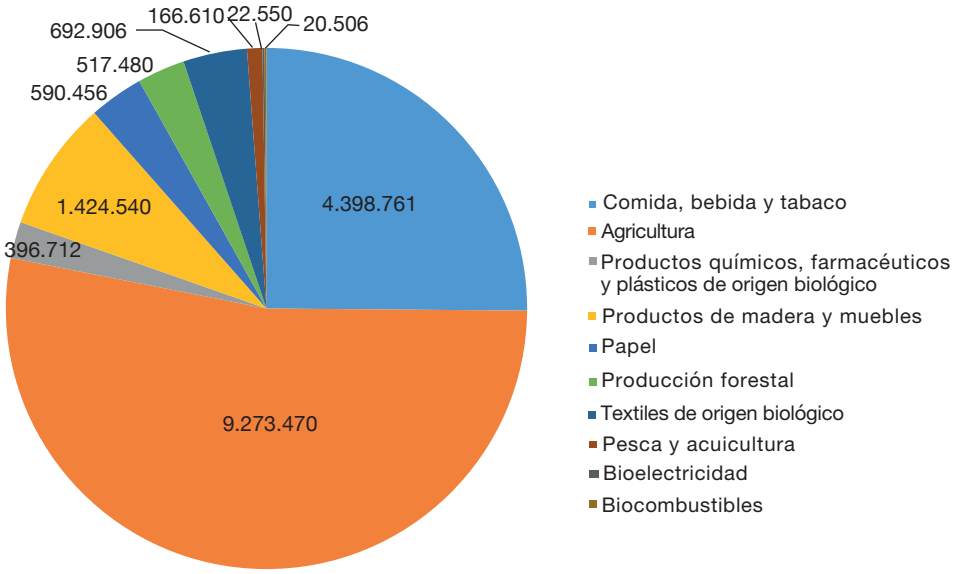
GRÁFICO 1

VALOR AÑADIDO EN MILLONES DE EUROS CORRIENTES POR SECTORES BIOECONÓMICOS EN LA UNIÓN EUROPEA (UE-27)



FUENTE: Elaboración propia con datos de 2017 (Ronzon *et al*., 2020).

GRÁFICO 2
EMPLEO POR SECTORES BIOECONÓMICOS EN LA UNIÓN EUROPEA (UE-27)



FUENTE: Elaboración propia con datos de 2017 (Ronzon *et al*., 2020).

A pesar de la relevancia de la bioeconomía en la UE, las actividades bioeconómicas representan un 5 % del total del PIB de la UE[4], lo que supone que todavía queda mucho margen de desarrollo y potenciación de estos sectores. Asimismo, se vislumbra estratégico el impulso de sectores con mayor capacidad de generación de valor añadido como son la producción de biocombustibles líquidos, la bioelectricidad o la industria química, farmacéutica y de bioplásticos.

España es uno de los países de la UE que cuenta con su propia estrategia de bioeconomía a nivel nacional (Ministerio de Economía y Competitividad, 2018). La estrategia española de bioeconomía se ha orientado hacia la potenciación de sectores relacionados con el aprovechamiento de los recursos naturales y biológicos y el desarrollo de la biotecnología. Esta estrategia es relevante, sobre todo, por el peso económico de la agricultura, la industria agroalimentaria y las actividades relacionadas con la generación de biomasa en España. La estrategia española de bioeconomía se asienta en:

– El interés político por participar en los nuevos retos globales y en potenciar sistemas económicos sostenibles.

[4] Datos de 2017.

– La creciente importancia de la bioeconomía en el sistema científico español (FECYT, 2017).
– La importante contribución de sectores como el agroalimentario o la biomasa en la producción nacional (Lainez *et al*., 2018).

3. La bioeconomía en España

Tres grupos de indicadores principales pueden ser utilizados para medir el impacto y la evolución de los sectores bioeconómicos (Jander *et al*., 2020): (i) indicadores económicos (empleo, valor añadido, exportaciones, cifra de negocio, creación/número de empresas, etc.); (ii) indicadores medioambientales (consumo de energía, huella climática, reducción de emisiones, etc.); (iii) indicadores de innovación (inversión pública y privada en I+D, patentes, publicaciones, desarrollo de nuevos productos, etc.). La dificultad en la delimitación de la bioeconomía y, sobre todo, la falta de información genera que los indicadores económicos sean los más utilizados para medir el impacto y la evolución de la misma (Wydra, 2020).

Para la estimación de la contribución y peso de la bioeconomía en España, se ha adoptado la categorización de recientes estudios que parten de la clasificación realizada por la Comisión Europea (Ronzon *et al*., 2020; D'Adamo, 2020) y que atiende a los criterios centrales de simplicidad y comparabilidad, lo que nos permite comparar la repercusión y evolución de los distintos sectores bioeconómicos en España y en la UE. Los datos utilizados en este trabajo han sido obtenidos del portal de la Comisión Europea (DataM) que recopila y estima datos económicos sobre agricultura y recursos naturales (Ronzon *et al*., 2020)[5]. La información disponible en el momento de cierre de este estudio para variables como el valor añadido, cifra de negocio y empleo, contempla el periodo comprendido entre 2008 y 2017. El resto de información (inversión en I+D, inversión en biotecnología, etc.) ha sido obtenida a partir de las estadísticas oficiales del Instituto Nacional de Estadística de España (INE)[6]. Según el Instituto Nacional de Estadística las cifras sobre biotecnología «tienen como objetivo medir el esfuerzo nacional en actividades relacionadas con la biotecnología, de manera que pueda suministrar la información necesaria para la toma adecuada de decisiones en política científico-tecnológica». Estas cifras permiten determinar aquellos sectores que están más relacionados con la bioeconomía y estimar su producción, su actividad y el empleo que se genera en los mismos.

[5] https://datam.jrc.ec.europa.eu/datam/public/pages/index.xhtml?rdr=1598371278832. Fecha de consulta de datos en agosto de 2020.

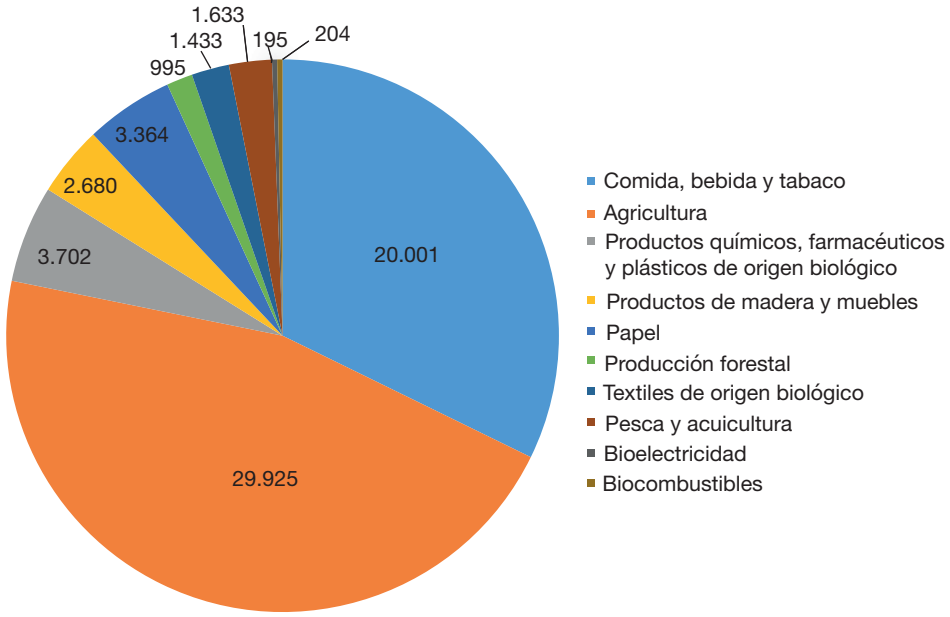
[6] https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176808&menu=ultiDatos&idp=1254735576669.
https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176808&idp=1254735576669&menu=ultiDatos. Fecha de consulta de datos en agosto de 2020.

3.1. El impacto de la bioeconomía en España

La bioeconomía aporta en España un total de 65 billones, lo que supone un 11 % del valor añadido generado por la Unión Europea (UE-27). En 2017 la bioeconomía en España contribuyó en más de un 6 % al PIB español, lo que supone un punto porcentual más, comparado con la media de la UE. En cuanto al empleo, en 2017, los sectores bioeconómicos ocupaban en España a casi un millón y medio de trabajadores, lo que supone casi un 8 % del total de empleados en España, situando al país en la quinta posición atendiendo al empleo dedicado en estos sectores. Además, es importante señalar que cada trabajador español en sectores asociados a la bioeconomía genera un valor añadido de 46.000 euros, lo que supone un 31 % más que la contribución media por trabajador en la UE (35.000 euros por trabajador).

Si analizamos la contribución por sectores bioeconómicos en España (Gráfico 3) se observa un patrón muy similar a lo que ocurre en la UE (Gráfico 1). En el caso de España, el primer sector por relevancia es la agricultura seguido de la industria agroalimentaria (comida, bebida y tabaco). Esto evidencia cómo la bioeconomía en España está más especializada en sectores que generan un menor valor añadido (más

GRÁFICO 3
VALOR AÑADIDO EN MILLONES DE EUROS POR SECTORES BIOECONÓMICOS EN ESPAÑA



FUENTE: Elaboración propia con datos de 2017 (Ronzon *et al*., 2020).

bajo en la agricultura que en la industria agroalimentaria). Asimismo, el peso de la industria química, farmacéutica y la generación de bioplásticos es proporcionalmente inferior en España comparado con la UE de los 27. Mientras que esta industria aporta casi un 10 % del valor añadido para el conjunto de la UE-27, en el caso de España supone solamente un 5,6 %. Lo mismo ocurre en el caso de la generación de bioelectricidad y biocombustibles líquidos, que en España representan un 0,7 % del valor añadido en bioeconomía, frente al 1,2 % europeo.

La evolución del valor añadido por sectores bioeconómicos desde 2008 hasta 2017 (Cuadro 1) muestra que, tanto para la UE-27 como para España, la tasa de variación es negativa durante los años próximos a la crisis económica de 2008. No obstante, en el caso español la evolución es peor que la media europea. Desde 2008 se observa una importante caída del valor añadido generado por sectores bioeconómicos, superior para el caso español. En el caso de España solo se alcanza el nivel de 2008 en el año 2016, mientras que en la UE-27 esta cifra se recupera e incluso se supera en 2011. Además, si bien España presenta datos positivos para 2016 y 2017, la tasa de crecimiento de estos años está notablemente alejada de las tasas de crecimiento de la bioeconomía en la UE. De nuevo, estos datos evidencian que en España hace falta un mayor esfuerzo en estos sectores para poder alcanzar el ritmo de crecimiento europeo.

CUADRO 1
TASA DE VARIACIÓN DEL VALOR AÑADIDO DE LA BIOECONOMÍA

	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
España	–8,9	–4,4	–6,0	–9,6	–7,5	–7,1	–1,6	2,7	6,7
UE-27	–7,2	–0,1	4,0	2,9	4,8	6,9	8,7	12,5	20,6

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de Rozon *et al*. (2020)

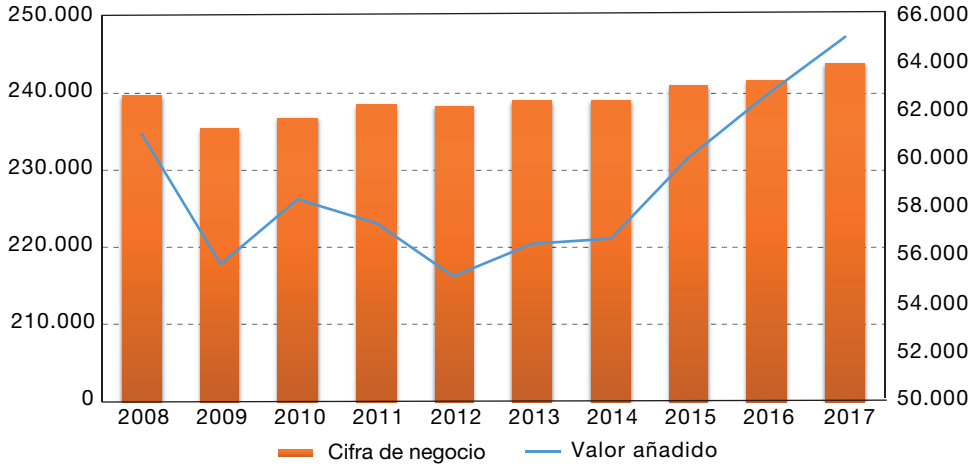
3.2. La generación de valor añadido y volumen de negocio de los sectores bioeconómicos

Los datos, de valor añadido y de volumen de negocios, muestran cómo los sectores relacionados con recursos biológicos están ganando en importancia en la economía española (Gráfico 4). Si bien se parte de una tendencia de notable caída en la generación de valor añadido de los sectores englobados dentro de la bioeconomía tras 2008, desde 2012 los datos evidencian una recuperación que se ve afianzada definitivamente en 2016 y 2017. En el caso de la cifra de negocios, España ha pasado de 198 millones de euros en 2008 a 219 millones de euros en 2017, con un crecimiento sostenido desde 2015. Para el caso de la cifra de negocio, los datos muestran una evolución más estable que para el valor añadido. Es importante señalar que el mayor porcentaje de cifra de negocios se da en el sector

GRÁFICO 4

EVOLUCIÓN DEL VALOR AÑADIDO Y CIFRA DE NEGOCIOS DE LA BIOECONOMÍA EN ESPAÑA

(En millones de euros corrientes)



FUENTE: Elaboración propia con datos de Ronzon *et al*. (2020).

de la industria agroalimentaria seguido de la industria del papel y por último de la industria química, farmacéutica y de bioplásticos. Estos tres sectores bioeconómicos presentan crecimientos sostenidos a lo largo de todo el periodo (Ronzon *et al*., 2020).

Si se profundiza en la evolución comparativa en los sectores bioeconómicos, a lo largo de la última década, se observan notables diferencias entre el caso español y la UE-27. Las tasas de variación del valor añadido entre sectores bioeconómicos en los contextos español y europeo se recogen en el Cuadro 2. Los resultados muestran una evolución dispar y más negativa para el caso español, ya que mientras que en la UE solo un sector (producción de textiles de origen biológico) disminuye su contribución al valor añadido, en el caso español son cuatro los sectores bioeconómicos que han reducido su aportación al conjunto del valor añadido. Además, los resultados indican que, salvo para los sectores de agricultura y pesca y acuicultura que experimentan crecimientos muy por encima de la media de la UE, el resto de sectores presenta una peor evolución. Son relevantes también las fuertes caídas en sectores como la producción de textiles de origen biológico y en la producción de madera y muebles. Otro dato relevante es el hecho de que España está perdiendo potencial (combustibles líquidos biológicos), o bien, muestra menores crecimientos comparados con la UE (productos químicos, farmacéuticos y plásticos o bioelectricidad), en sectores que son los que mayor margen de beneficios están reportando.

CUADRO 2

TASA DE VARIACIÓN DEL VALOR AÑADIDO POR SECTORES BIOECONÓMICOS EN ESPAÑA Y EN LA UE-27 ENTRE 2008 Y 2017

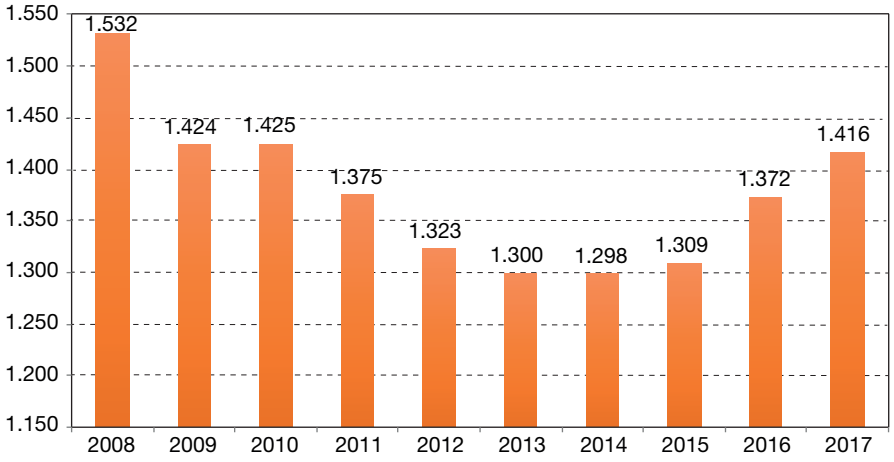
Sectores	Subsectores	Tasa de variación en España	Tasa de variación en UE-27
Agricultura		**25,6**	**18,8**
Producción forestal		**–32,9**	**20,6**
Pesca y acuicultura		**68,3**	**26,7**
Comida, bebida y tabaco	Total	**0,5**	**23,3**
	Comida	3,3	21,9
	Bebida	–5,9	33,6
	Tabaco	–32,7	2,5
Textiles de origen biológico	Total	**–32,3**	**–3,4**
	Textiles de origen biológico	–14,4	–0,4
	Prendas de vestir origen biológico	–58,5	–24,9
	Pieles	–4,4	29,3
Producción de madera y muebles	Total	**–43,8**	**1,3**
	Productos de madera	–36,0	1,9
	Muebles	–56,5	0,2
Papel		**1,4**	**18,3**
Productos químicos, farmacéuticos y plásticos	Total	**13,6**	**43,3**
	Químicos	21,4	62,1
	Farmacéuticos	14,0	40,0
	Gomas y plásticos	0,4	43,2
Combustibles líquidos biológicos	Total	**–7,9**	**37,7**
	Bioetanol	4,2	133,2
	Biodiesel	–12,7	–3,5
Bioelectricidad		**100,0**	**140,0**
TOTAL VALOR AÑADIDO		**6,7**	**20,6**

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de Rozon *et al*. (2020).

3.3. El empleo de los sectores bioeconómicos

Los datos del empleo en bioeconomía para España muestran una tendencia decreciente hasta 2014 y una leve recuperación del empleo en sectores bioeconómicos desde 2015 (Gráfico 5). A diferencia de lo que se observaba en el caso del valor añadido, es importante señalar que, a pesar del aumento del empleo en estos sectores

GRÁFICO 5
EVOLUCIÓN DEL NÚMERO DE EMPLEADOS EN SECTORES RELACIONADOS CON LA BIOECONOMÍA EN ESPAÑA
(En millones de empleados)



FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de Ronzon *et al*. (2020).

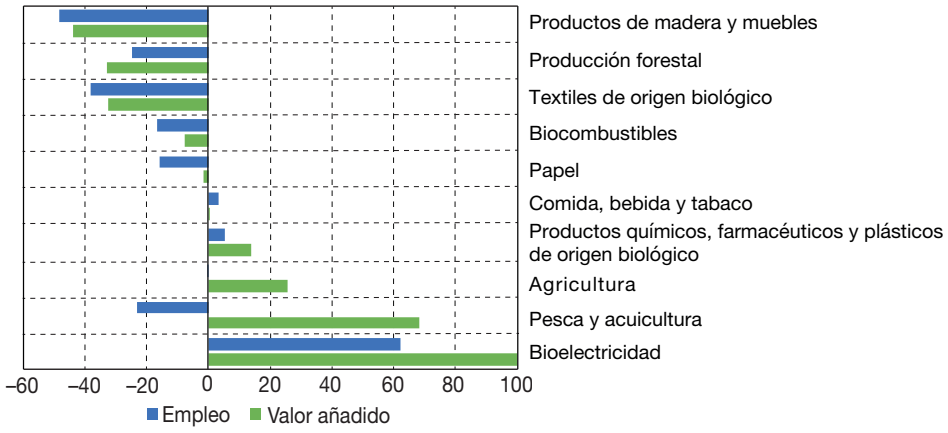
durante los últimos años, no se ha conseguido alcanzar el nivel de 2008. Parte de los años que se analizan coinciden con el periodo de la crisis financiera de 2008, en donde España experimentó un fuerte crecimiento de la tasa de paro, lo que en parte podría explicar las cifras reflejadas. Frente a ello, los datos del valor añadido confirmaban que en 2016 se sobrepasan los niveles de 2008 y existía una tendencia hacia la recuperación desde 2012. Una explicación a estas desiguales tendencias en los resultados es que España está creciendo en sectores que no potencian la creación de empleo y ha reducido potencial en aquellos sectores que requerían mayores niveles de ocupación.

Un análisis pormenorizado de la evolución del valor añadido y empleo por sectores puede observarse en el Gráfico 6. En este gráfico se refleja cómo los sectores que muestran crecimiento en el caso español, o bien potencian el empleo en una proporción mucho menor o bien destruyen empleo (por ejemplo, en el caso del sector de pesca y acuicultura). A esto se suma que los sectores que han disminuido su contribución al valor añadido, han destruido mayores niveles de empleo comparado con la contracción en el valor añadido (salvo para la producción forestal). Los resultados sobre el empleo ponen de manifiesto que España tiene todavía mucho trabajo pendiente para potenciar no solo el crecimiento de la bioeconomía sino también para el fortalecimiento de sectores que arrastran mayores niveles de empleabilidad. No obstante, es importante indicar que en el caso de la UE-27 se observa también una reducción de empleo, incluso mayor que la española, en los sectores relacionados con la bioeconomía.

GRÁFICO 6

TASA DE VARIACIÓN DEL VALOR AÑADIDO Y DEL EMPLEO EN BIOECONOMÍA EN ESPAÑA

(En %)



FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de Ronzon *et al*. (2020).

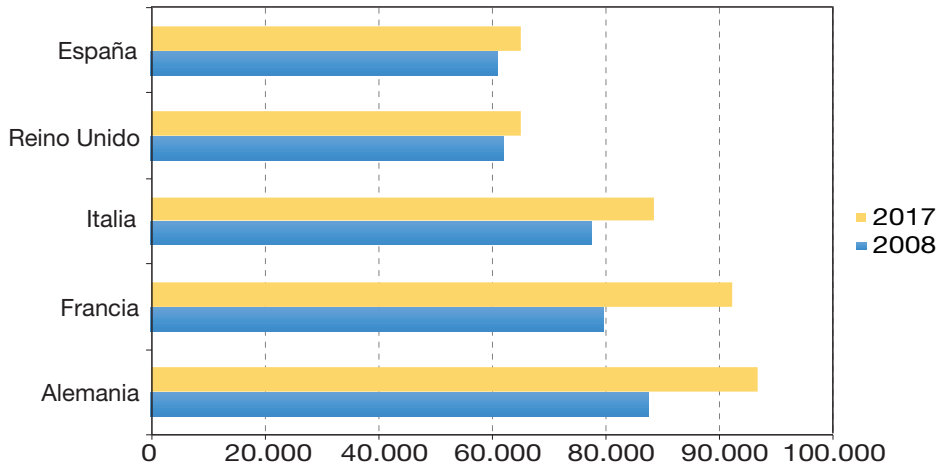
3.4. Una comparación con algunos países de la UE

España es, actualmente, la cuarta potencia de la UE-27 en términos de PIB y la quinta si se tiene en cuenta a Reino Unido. La comparación de España con las principales economías de la UE-27 evidencia que, a pesar de que España está mejorando y creciendo en los sectores bioeconómicos, todavía queda mucho trabajo pendiente.

En el Gráfico 7 se realiza una comparación de la evolución de la generación de valor añadido de la bioeconomía, entre 2008 y 2017, en las principales potencias europeas: Alemania, Francia, Italia, Reino Unido y España. Los resultados revelan que España no solo está en la cola en cuanto a la generación de valor añadido, sino que además la tasa de crecimiento de los sectores bioeconómicos (en términos de generación de valor añadido) es muy inferior al crecimiento que muestran el resto de grandes potencias, exceptuando Reino Unido.

Alemania, Francia e Italia presentan un fuerte desarrollo de la bioeconomía y una gran capacidad de generación de valor añadido. En 2008 mostraban valores de generación de valor añadido cercanas (sobre todo, Francia e Italia) e incluso por encima de los 80 billones de euros (Alemania). En 2017, los datos evidencian el gran incremento que se ha producido en los distintos sectores bioeconómicos. En el caso de Alemania y Francia, durante este periodo de tiempo, el valor añadido generado por la bioeconomía se ha incrementado en unos 20 billones de euros, mientras que en el caso de la economía italiana el incremento ha sido de 11 billones de euros. Por otro lado, están España y Reino Unido que presentan una evolución muy similar, con niveles de generación de valor añadido alrededor de los 60 billones de euros en 2008 y muy lejos de los cerca de 80 billones que registran el resto de grandes potencias. La

GRÁFICO 7
EVOLUCIÓN DEL VALOR AÑADIDO
(En miles de millones corrientes)



FUENTE: Elaboración propia (Ronzon *et al*., 2017).

análoga evolución del Reino Unido y España indica que en un periodo de ocho años estas economías solo han conseguido aumentar el valor añadido en bioeconomía en aproximadamente 3 billones de euros.

Estas cifras reflejan que España está todavía por detrás de los principales países europeos en el desarrollo de la bioeconomía. Si bien los datos manifiestan un crecimiento en la contribución de la bioeconomía, ni el valor ni su evolución están al nivel de las grandes potencias. No obstante, a pesar del menor desarrollo español en sectores bioeconómicos, si analizamos la contribución de la bioeconomía al valor añadido en los diferentes países, en España la bioeconomía tiene una mayor relevancia ya que supone un 6,2 %, mientras que esta cifra está en torno al 3,5 % en Alemania, al 5 % en Francia y al 5,7 % en Italia.

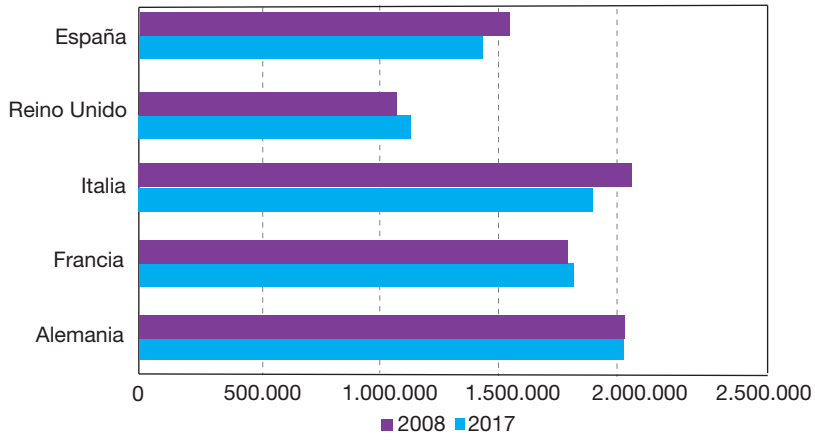
Otro resultado relevante es la contribución de los distintos sectores al valor añadido. En este sentido, en el caso de España, en 2017, la agricultura aporta un 46 % del valor añadido total de bioeconomía, seguido de la industria agroalimentaria con un 32 %. Sin embargo, la agricultura supone alrededor del 20 % en el caso de Alemania y Reino Unido donde la industria agroalimentaria (comida, bebida y tabaco) aporta al valor añadido de la bioeconomía un 41 % y un 53 %, respectivamente. En el caso de Francia, que cuenta con un sector agrario importante, la contribución de la agricultura al valor añadido de la bioeconomía es del 31 %, mientras que la industria agroalimentaria contribuye en un 45 %. Finalmente, el caso de Italia es muy similar al español con una contribución de la agricultura del 36 % y de la industria agroalimentaria del 26 % del valor añadido total generado por la bioeconomía.

No obstante, en el caso de la economía italiana es importante resaltar la importancia de la contribución de sectores como la producción de madera (11 %) y la industria textil de origen biológico (11 %).

Por su parte, la comparación del empleo muestra resultados dispares entre los países seleccionados. En el Gráfico 8 se observa que el empleo en sectores relacionados con la bioeconomía aumenta en Reino Unido y en Francia, aunque en este segundo caso lo hace en un porcentaje muy bajo. Por el contrario, en España, Italia y Alemania se produce una destrucción de empleo en estos sectores. Si bien, la caída de empleados más notable es la que se da para el caso de la economía italiana, en España también se percibe una disminución relevante.

Finalmente, para completar el análisis realizado, incorporamos los resultados de un reciente estudio de D'Adamo *et al*. (2020) donde se propone un indicador denominado *Socioeconomic indicator for the bioeconomy* (SEIB). Este indicador mide el desempeño socioeconómico de los sectores de la bioeconomía en el contexto europeo, siguiendo las propuestas de O'Brien *et al*. (2011) y Ronzon y M'Barek (2018). Los resultados de este indicador muestran que los países europeos con mejor desempeño y consecuentemente mejor posicionados para jugar un papel clave en el desarrollo de los sectores de la bioeconomía en los próximos años, son Irlanda, Dinamarca y Países Bajos. El estudio citado coloca a España por encima de la media europea en desempeño bioeconómico, ocupando el séptimo lugar, junto a otras grandes potencias como Francia o Alemania. Además, este estudio confirma los resultados presentados en este trabajo y resalta cómo, en general, España está por detrás de la media europea en desarrollo bioeconómico, salvo por el caso del sector agrario que tiene un peso muy por encima de la media europea.

GRÁFICO 8
EVOLUCIÓN DEL EMPLEO



FUENTE: Elaboración propia (Ronzon *et al*., 2017).

En el caso español, la excesiva especialización y dependencia de sectores como el agrícola, con menor capacidad de crecimiento y de generación de valor añadido, es uno de los mayores hándicaps para el crecimiento de la bioeconomía, pese a estar en el grupo de los países europeos considerados mejor posicionados para el desempeño bioeconómico: Irlanda, Dinamarca, Países Bajos, Austria, Portugal, Rumanía, España y Grecia (D'Adamo *et al*, 2020). España mejoraría su posición en relación con el resto de Europa si incrementase la actividad en microsectores más competitivos vinculados con la fabricación industrial y la bioenergía. Sin embargo, la pérdida de importancia y/o bajo crecimiento de estos sectores ha llevado a España a colocarse en el grupo de países rezagados en este ámbito específico junto con Países Bajos, Estonia, Polonia, Italia, República Checa, Hungría, Letonia, Grecia, Suecia, Rumania, Chipre, Eslovenia, Luxemburgo, Eslovaquia y Malta.

4. El gasto en actividades de I+D en bioeconomía

Además de la contribución de los sectores bioeconómicos al empleo y al valor añadido otra serie de variables son relevantes para tener una visión general de la evolución y estado de la bioeconomía en España. Un indicador destacado es la inversión en investigación, desarrollo e innovación en esta materia [7].

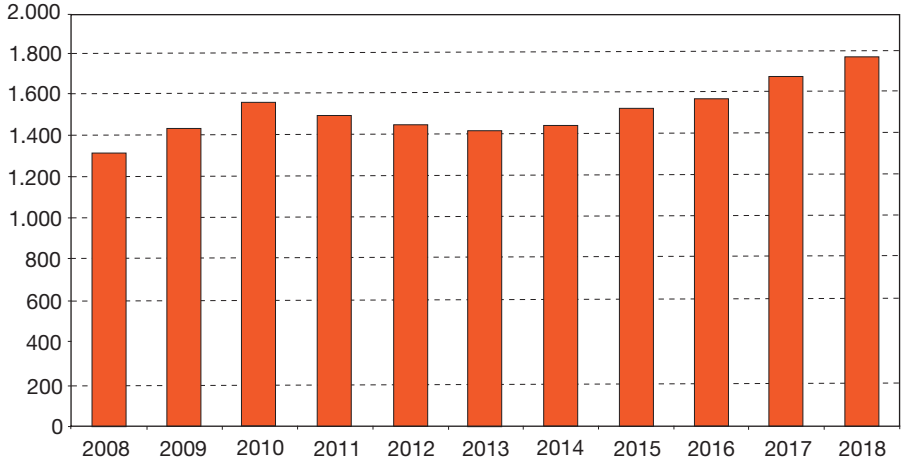
4.1. El impulso de la biotecnología en España

Si analizamos el gasto en actividades de I+D en biotecnología en España advertimos una trayectoria creciente desde 2014, fecha en la que se destinaba un total de 1.300 millones de euros al desarrollo de biotecnología. Esta cifra se elevó hasta los casi 1.800 millones de euros en 2018. El fuerte impulso de estos años en biotecnología demuestra el interés creciente de la economía española en potenciar este tipo de sectores. Si analizamos los datos del Gráfico 9, que representa la inversión en I+D en biotecnología, se observa una trayectoria ascendente hasta 2010. El periodo entre 2011 y 2014 se caracteriza por una disminución del gasto que puede deberse a la contracción económica que sufrió España como consecuencia de la crisis financiera de 2007. Pero desde 2014 los datos muestran un sostenido crecimiento del gasto en biotecnología.

Si se presta atención al origen de estos gastos, las cifras indican que en 2008 el mayor porcentaje proviene de la inversión de las Administraciones públicas (40 % Administraciones públicas, 23 % educación superior y 37 % sector privado), mientras que en 2018 se ha producido un cambio en este patrón, siendo las empresas las primeras en cuanto a contribución (con un 40 % del gasto en biotecnología),

[7] Información obtenida del INE. https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176808&idp=1254735576669&menu=ultiDatos. Fecha de consulta agosto 2020.

GRÁFICO 9
GASTO EN I+D EN BIOTECNOLOGÍA EN ESPAÑA
(En millones de euros corrientes)



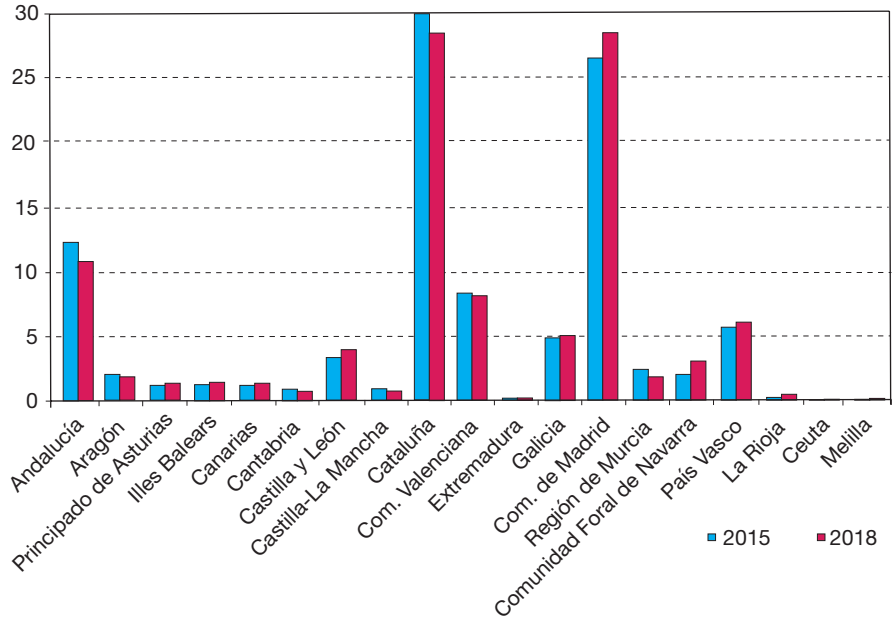
FUENTE: Elaboración propia con datos del INE (Estadísticas sobre el uso de biotecnología).

seguidas de las Administraciones públicas con un porcentaje del 36 %. Esto evidencia el esfuerzo tanto público como privado en destinar inversiones a desarrollos en biotecnología; además, pone de manifiesto la centralidad y liderazgo empresarial actual en el sector durante los últimos años (Sanz-Hernández, Sanagustín-Fons *et al*., 2019). No obstante, es importante señalar que, a pesar del crecimiento en el gasto por parte del sector privado, la mayor parte de la financiación proviene todavía del conjunto de Administraciones públicas y educación superior, que en su mayoría se sufraga a través de fondos públicos. Finalmente, otro hecho relevante son los sectores a los que están dedicados esos gastos en I+D en biotecnología. El mayor porcentaje del gasto se concentra en el sector servicios que atrae al 68 % de inversión en biotecnología, seguido por el sector industrial con un 28 % y, finalmente, el sector primario con un 4 %.

Otro análisis sugerente para entender la evolución de la inversión en biotecnología en España es el estudio de la distribución espacial de estos gastos. El Gráfico 10, que muestra el porcentaje de gasto en I+D en biotecnología por CC. AA., refleja la existencia de grandes diferencias y la heterogeneidad en la inversión en biotecnologías entre las distintas regiones españolas.

Los datos señalan una alta concentración territorial de la inversión. En general, la suma de dos comunidades autónomas, la Comunidad de Madrid y Cataluña, engloba casi el 60 % del gasto en biotecnologías. Con una diferencia notable les siguen Andalucía (11,9 %), Comunitat Valenciana (8,1 %) y País Vasco (5,6 %). El resto de CC. AA. muestran un gasto muy bajo o inapreciable. Esto evidencia la dispar repercusión de la bioeconomía en las distintas CC. AA. pese a la abundancia de recursos

GRÁFICO 10
DISTRIBUCIÓN DEL GASTO EN I+D EN BIOTECNOLOGÍAS POR CC. AA.



FUENTE: Elaboración propia con datos del INE (Estadísticas sobre el uso de biotecnología).

naturales y biológicos. Además, pone de manifiesto las diferencias en las políticas de gasto público entre los distintos gobiernos regionales y su desigual interés por la bioeconomía. Por ejemplo, si comparamos la inversión entre 2015 y 2018, se observa que Cataluña ha reducido su gasto en biotecnología y en 2018 pasa a ser la segunda CC. AA. por detrás de la Comunidad de Madrid. Por otro lado, resalta también la disminución de gasto en el caso de Andalucía o la estabilización del mismo en la Comunitat Valenciana. En general, los datos reflejan que siete CC. AA. (Illes Balears, Canarias, Castilla y León, Galicia, Comunidad de Madrid, Comunidad Foral de Navarra y País Vasco) han aumentado su gasto en biotecnología, mientras que el resto lo han reducido o lo han mantenido estable.

4.2 Inversión y producción científica en bioeconomía

El programa de financiación de la UE «Horizonte 2020» destinado a la financiación de proyectos de investigación e innovación ha considerado a la bioeconomía como una de sus líneas preferentes. Asimismo, son numerosos los programas europeos que han venido destinando parte de su financiación al desarrollo, potenciación e investigación en materia de bioeconomía. Un ejemplo son los Fondos Estructurales y de Inversión Europeos, que con un presupuesto de 454 billones de euros para el

periodo 2014-2020, han centrado sus líneas maestras en temas tales como la agricultura y la pesca, el desarrollo rural y la eficiencia energética y la sostenibilidad. El Fondo Europeo para Inversiones Estratégicas, dotado con 315 billones de euros para el periodo 2014-2020, también ha proporcionado financiación para el desarrollo de proyectos sobre bioeconomía. Finalmente, es reseñable la financiación (3,7 billones de euros) dedicada a promover la cooperación y participación entre Administraciones públicas y empresas dedicadas a la biotecnología. La fuerte inversión de la UE en materia de bioeconomía y biotecnología demuestra la notable importancia que tiene la bioeconomía en el contexto europeo e incentiva las expectativas políticas y económicas que se vienen generando en torno al rol futuro que puede desempeñar (Ministerio de Economía y Competitividad, 2018).

En el caso español, tal y como se ha presentado en la subsección anterior, la mayor inversión en bioeconomía, representada por el gasto en biotecnología, viene de fondos públicos (Administraciones públicas y educación superior). En 2013, fueron apoyados un total de 778 proyectos en bioeconomía con una financiación total de 124 millones de euros en concepto de inversión directa. A esto se suma la financiación directa vinculada a la Estrategia Española de Bioeconomía que establece una financiación de más de 2.200 millones de euros para la financiación directa de sectores bioeconómicos durante el periodo comprendido entre 2016 y 2020 (Ministerio de Economía y Competitividad, 2017).

Finalmente, en cuanto a la producción científica, España es uno de los países a nivel mundial con mayor presencia y relevancia en la investigación en temas de bioeconomía y biotecnología. En el periodo comprendido entre 2009 y 2014, España ocupó el noveno lugar en el mundo en producción científica en bioeconomía, posicionándose en tercer lugar dentro de la Unión Europea, y solo por detrás de Reino Unido y Alemania. La investigación española en bioeconomía supuso un 1 % del total de la investigación nacional, lo que equivale a un 28 % más que la actividad mundial en esta materia (FECYT, 2017). Además, el Plan Estatal de Investigación Científica y Técnica y de Innovación 2017-2020 (Ministerio de Economía, Industria y Competitividad, 2017) elaborado por el Gobierno de España, al fijar los objetivos y planes fundamentales de la ciencia y la investigación, también ha incluido la bioeconomía como un reto de la sociedad. Este Plan Estatal establece la necesidad de fomentar las actividades de I+D+i en el campo de la bioeconomía para lograr un desarrollo sostenible y avanzar en la implantación de una economía circular.

5. Discusión y conclusiones

La creciente preocupación mundial por el medioambiente está facilitando el desarrollo de sistemas de producción más sostenibles y que preserven los recursos naturales. En este contexto la bioeconomía se presenta como una gran oportunidad para potenciar un crecimiento sostenible que garantice el crecimiento de la población especialmente en territorios rurales (Vivien *et al*., 2019), que asegure la dis-

ponibilidad de recursos, sobre todo los alimentarios y energéticos, y que mejore la competitividad del crecimiento verde (DeBoer *et al*., 2019). Sin embargo, no es una propuesta exenta de riesgos (Sanz-Hernández, Esteban *et al*. 2019), debates (Meyer, 2017) y controversias (Birch *et al*., 2010).

El proceso hacia un modelo bioeconómico pasa por reajustes en el modelo productivo de los países y por cambios sociotecnológicos y socioecológicos profundos (Melnykovych *et al*., 2018). Son necesarias transformaciones en la manera de producir, pero también cambios en los patrones de consumo de la sociedad hacia otros estilos de vida (Axon, 2017; 2020) que favorezcan un desarrollo sostenible global sin dejar atrás a nadie, ya sean personas, grupos o territorios, tal y como establece la Agenda 2030 en sus 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible –ODS– (Naciones Unidas, 2015). Los gobiernos e instituciones juegan un papel clave para reforzar y estimular la inversión en sectores asociados a la bioeconomía. Además, es necesaria la creación de planes y programas estatales y autonómicos para, en primer lugar, comprometer a todos los grupos afectados –*stakeholders*– (Reed, 2008), y a los diferentes niveles territoriales (nacional, regional y local), reconociendo la interdependencia entre todos ellos. Finalmente, la implementación del modelo bioeconómico requiere de una concienciación social sobre las implicaciones que conllevan las transiciones de sostenibilidad, definidas estas como «procesos de transformación fundamentales, multidimensionales y a largo plazo a través de los cuales los sistemas sociotécnicos establecidos cambian hacia modos más sostenibles de producción y consumo» (Markard *et al*., 2012, p. 956). En este sentido, debe reforzarse una educación que desarrolle las competencias transversales y habilidades necesarias para afrontar el reto que supone el modelo bioeconómico, que esté fuertemente asentado en la generación de conocimiento, la innovación tecnológica, social y política y la interdisciplinaridad (Sanz-Hernández, Esteban *et al*, 2019). La pluralidad de visiones acerca de la bioeconomía hace necesario fomentar la coordinación entre agentes económicos, sociales y políticos (Pfau *et al*., 2014).

Si bien durante los últimos años se ha dado un impulso institucional fuerte a la bioeconomía, la relevancia de este sector en valor añadido de los países europeos es todavía baja, por ejemplo, en el caso de UE-27 la bioeconomía supone únicamente un 5 % del valor añadido. Son numerosas las barreras, las debilidades y también las opciones políticas, de modo que todavía se requieren muchos esfuerzos para articular las políticas que den respuesta a todas las posibilidades que se abren en los diferentes territorios y actividades económicas y que atiendan a las expectativas que el modelo ha despertado, así como a los intereses de los diferentes actores socioeconómicos.

La actual crisis de la COVID-19, con fuertes colapsos en las economías mundiales, puede suponer un nuevo reto para las políticas medioambientales. Por un lado, esta crisis ha evidenciado la necesidad de proteger el medioambiente y garantizar un desarrollo sostenible que permita minimizar el futuro riesgo de intensificación de pandemias. Por otro lado, los fuertes ajustes económicos que se van a tener que realizar a nivel nacional e internacional pueden minar la actual inversión en la lucha contra el cambio climático. En este sentido, un reto fundamental que van a tener las

economías y las sociedades a corto plazo es el de seguir manteniendo niveles notables de financiación para la lucha contra el cambio climático y la potenciación de un crecimiento sostenible. La crisis también ha puesto de manifiesto la gran capacidad de los países y de los grupos sociales para luchar en situaciones de emergencia, desplegando respuestas innovadoras que se asientan en la cocreación de valor y en la innovación social.

En el caso de España, la relevancia de la bioeconomía es indudable debido, sobre todo, al fuerte peso que tienen sectores como el agrícola o la industria agroalimentaria en el conjunto de la economía y el potencial que se reconoce en otros como el forestal (Verkerk *et al*., 2018; Sanz-Hernández, 2021), la gestión de los residuos agrícolas (Egea *et al*., 2018), la bioenergía (Paredes-Sanchez *et al*., 2019) y toda la industria manufacturera. Durante los últimos años, España ha impulsado la inversión y el desarrollo en estos sectores y ha potenciado la creación de normativas y estrategias para permitir y facilitar la transición hacia un sistema productivo que garantice la sostenibilidad de los ecosistemas.

Los datos analizados en este estudio confirman que la bioeconomía en España ha aumentado de una manera sostenible su contribución al PIB desde 2014, con crecimientos notables entre los años 2015-2017. Sin embargo, España está todavía excesivamente especializada en aquellos sectores bioeconómicos que generan un menor valor añadido como la agricultura y ha perdido potencial en sectores clave como la generación de bioenergía o la industria química, farmacéutica, bioplásticos o textiles de origen biológico, que han tenido un crecimiento inapreciable. En este sentido, es fundamental replantear las estrategias de bioeoconomía para potenciar aquellos sectores que pueden generar un mayor nivel de valor añadido, así como una mayor empleabilidad. La economía española está lejos del desarrollo de países como Alemania, Francia o incluso Italia, que han sido capaces de potenciar sectores con mayores contribuciones al valor añadido.

El desarrollo de la bioeconomía en España también está reclamando una mayor homogeneidad entre CC. AA. y una mayor armonización del desarrollo territorial, dado que el total de la producción actual en estos sectores está fundamentalmente localizado en la Comunidad de Madrid, Cataluña, Andalucía y Comunitat Valenciana, siendo bajo o muy bajo su desarrollo en el resto de regiones. Son necesarios más estudios que se centren en analizar las barreras existentes para la implementación de la propuesta bioeconómica y revisen los marcos regulatorios y estratégicos con mayor capacidad para impactar positivamente en los territorios y contribuir de manera más efectiva a la reducción de brechas y desigualdades. La Unión Europea va a continuar apoyando la producción de recursos biológicos renovables y su conversión en productos de valor añadido y bioenergía de modo que debe aprovecharse todo el potencial científico español para conocer los recursos inexplorados que podrían ser usados como biocombustibles y bioproductos (Guo & Song, 2019).

Para concluir, es necesario resaltar que una de las principales limitaciones de este estudio, tal y como se ha apuntado en anteriores secciones, es la dificultad metodológica de la medición de la bioeconomía debido a la inexistencia de datos

adecuados, fiables y comparables entre niveles territoriales. La información en algunos sectores, como por ejemplo el forestal, es escasa además de poco fiable y se encuentra dispersa (diversidad de fuentes y falta de correspondencia de los datos proporcionados por ellas). Por todo lo anterior, es posible que parte del volumen y peso de las actividades productivas en sectores asociados con la bioeconomía (y consecuentemente el potencial de la misma) se esté minusvalorando. Además, es importante volver a anotar que parte de los datos para la realización del análisis (valor añadido y empleo) solo están disponibles hasta 2017. Como en el caso español es a partir de 2016 cuando se percibe un notable esfuerzo en su desarrollo, cabe esperar que posteriores estudios con nuevas metodologías, indicadores y fuentes muestren cifras con tendencias al alza.

Referencias bibliográficas

Aquilani, B., Silvestri, C., Ioppolo, G., & Ruggieri, A. (2018). The challenging transition to bio-economies: Towards a new framework integrating corporate sustainability and value co-creation. *Journal of Cleaner Production, 172*, 4001-4009. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.153

Axon, S. (2017). "Keeping the ball rolling": Addressing the enablers of, and barriers to, sustainable lifestyles. *Journal of Environmental Psychology, 52*, 11-25. https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2017.05.002

Axon, S. (2020). The socio-cultural dimensions of community-based sustainability: Implications for transformational change. *Journal of Cleaner Production*, *266*. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121933

Bell, J., Paula, L., Dodd, T., Németh, S., Nanou, C., Mega, V., & Campos, P. (2018). EU ambition to build the world's leading bioeconomy—Uncertain times demand innovative and sustainable solutions. (2018). *New Biotechnology*, *40*, *Part A,* 25-30. https://doi.org/10.1016/j.nbt.2017.06.010

Birch, K., Levidow, L., & Papaioannou. T. (2010). Sustainable capital? The Neoliberalization of Nature and Knowledge in the European "Knowledge-based Bio-economy". *Sustainability, 2*, 2898–2918. https://doi.org/10.3390/su2092898

Bracco S, Calicioglu O, Gomez San Juan M, & Flammini A., (2018). Assessing the Contribution of Bioeconomy to the Total Economy: A Review of National Frameworks. *Sustainability*, *10*(6), 1698. https://doi.org/10.3390/su10061698

Bugge, M., Hansen, T., & Klitkou, A. (2016). What Is the Bioeconomy? A Review of the Literature. *Sustainability, 8*, 691-22. https://doi.org/10.3390/su8070691

CE - Comisión Europea. (2012). *Innovating for sustainable growth. A bioeconomy for Europe*. European Commission.

CE - Comisión Europea. (2018). *A sustainable bioeconomy for Europe: Strengthening the connection between economy, society and the environment*. European Commission.

D'Amato, D., Droste, N., Allen, B., Kettunen, M., Lähtinen, K., Korhonen, J., Leskinen, P., Matthies, B.D., & Toppinen, A. (2017). Green, circular, bio economy: A comparative analysis of sustainability avenues. *Journal of Cleaner Production, 168*, 716–734. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.053

D'Adamo, I., Pasquale Marcello Falcone, P.M., & Morone, P. (2020). A New Socio-economic Indicator to Measure the Performance of Bioeconomy Sectors in Europe. *Ecological Economics, 176*. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106724

DeBoer, J., Panwar, R., Kozak, R., & Cashore, B. (2019). Squaring the circle: refining the competitiveness logic for the circular bioeconomy. *Forest policy and economics, 110*. https://doi.org/ 10.1016/j.forpol.2019.01.003.

Dresner, S. (2002). *The Principles of Sustainability*. Earthscan

Efken J., Dirksmeyer W, Kreins P., & Knecht, M. (2016). Measuring the importance of the bioeconomy in Germany: Concept and illustration. *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences 77*, 9-17. https://doi.org/10.1016/j.njas.2016.03.008

Egea, F. J., Torrente, R. G., & Aguilar, A. (2018). An efficient agro-industrial complex in Almería (Spain): Towards an integrated and sustainable bioeconomy model. *New Biotechnology*, *40*, 103-112. https://doi.org/10.1016/j.nbt.2017.06.009

Eurostat, 2008. NACE Rev. 2 Statistical classification of economic activities in the European Community.
https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/5902521/KS-RA-07-015-EN.PDF

FECYT - Fundación Española para la Ciencia y la Tecnología. (2017). La producción científica española en el ámbito de la Bioeconomía. 2005-2014.
https://www.fecyt.es/es/publicacion/la-produccion-cientifica-espanola-en-el-ambito-de-la-bioeconomia-2005-2014

Georgescu-Roegen, N. (1977). Inequality, Limits and Growth from a Bieconomic Viewpoint. *Review of Social Economy 35*(3), 361-375. https://doi.org/10.1080/00346767700000041

Gobierno de España (2020). España Circular 2030. Estrategia Española de Economía Circular (consultado el 23 de julio de 2020).
https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/economia-circular/espanacircular2030_def1_tcm30-509532.PDF

Guo, M., & Song, W. (2019). The growing U.S. bioeconomy: Drivers, development and constraints. *New Biotechnol*ogy, *49*, 48-57. https://doi.org/10.1016/J.NBT.2018.08.005

Ingrao, C., Bacenetti, J, Bezama, A., Blok, V., Goglio, P., Koukios, E.G., Lindner, M., Nemecek, T., Siracusa, V., Zabaniotou, A., & Huisingh, D. (2018). The potential roles of bio-economy in the transition to equitable, sustainable, post fossil-carbon societies: Findings from this virtual special issue. *Journal of Cleaner Production, 204,* 417-488. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.068

Jander, W., Wydra, S., Wackerbauer, J., Grundmann, P., & Piotrowski, S. (2020). Monitoring Bioeconomy Transitions with Economic–Environmental and Innovation Indicators: Addressing Data Gaps in the Short Term. *Sustainablity*, *12*(11).
https://doi.org/10.3390/su12114683.

Jabareen, Y. (2008). A new conceptual framework for sustainable development. *Environmental Development and Sustainability, 10*(2), 179-192.
https://doi.org/10.1007/s10668-006-9058-z

Lainez, M., González, J. M., Aguilar, A., & Vela. C. (2018). Spanish strategy on bioeconomy: towards a knowledge based sustainable Innovation. *New Biotechnology, 40*, 87-95.
https://doi.org/10.1016/j.nbt.2017.05.006

Markard, J., Raven, R., & Truffer, B. (2012). Sustainability transitions: an emerging field of research and its prospects. *Research Policy*, *41*(6), 955-967.
https://doi.org/10.1016/j.respol.2012.02.013

M'barek R, Philippidis, G, Suta, C., Vinyes, C., Caivano, A., Ferrari, E., Ronzon, T., Sanjuan Lopez, A. & Santini, F. (2014). Observing and analysing the Bioeconomy in the EU – Adapting data and tools to new questions and challenges. *Bio-based and Applied Economics*, *3*(1), 83–91. https://doi.org/10.13128/BAE-14189

McCormick, K. & Kautto, N. (2013). The Bioeconomy in Europe: An Overview. *Sustainability*, *5*, 2589-2608. https://doi.org/10.3390/su5062589

Melnykovych, M., Nijnik, M., Soloviy, I., Nijnik, A., Sarkki S. & Bihun, Y. (2018). Social-ecological innovation in remote mountain areas: Adaptive responses of forest-dependent communities to the challenges of a changing world. *Science of the Total Environment, 613-614,* 894–906. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.065

Meyer, R. (2017). Bioeconomy Strategies: Contexts, Visions, Guiding Implementation Principles and Resulting Debates. *Sustainability*, *9*(6), 1031. https://doi.org/10.3390/su9061031

Ministerio de Economía y Competitividad. (2018). Gobierno de España, Secretaria de Estado de Investigación, Desarrollo e Innovación. *Estrategia Española de Bioeconomía. Horizonte 2030.*

Ministerio de Economía, Industria y Competitividad. (2017). Gobierno de España, Secretaria de Estado de Investigación, Desarrollo e Innovación. Documento reunión de 9 de julio de 2017. *Plan Estatal de Investigación Científica y Técnica y de Innovación 2017-2020.*

Naciones Unidas (2015). *Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development*. https://sdgs.un.org/2030agenda.

O'Brien, K. (2011). Global environmental change II: From adaptation to deliberate transformation. *Progress in Human Geography, 36*(5), 667-676. https://doi.org/10.1177/0309132511425767

OECD, Organization for Economic Co-operation and Development. Biotechnology for sustainable growth and development. (2004). *Science Innovation*. https://www.oecd.org/science/emerging-tech/33784888.pdf

OECD, Organization for Economic Co-operation and Development (2009). *The Bioeconomy to 2030: designing a policy agenda*. https://www.oecd.org/futures/long-termtechnologicalsocietalchallenges/thebioeconomyto2030designingapolicyagenda.htm

OECD, Organization for Economic Co-Operation and Development. (2018). *Meeting Policy Challenges for a Sustainable Bioeconomy*. https://www.oecd.org/publications/policy-challenges-facing-a-sustainable-bioeconomy-9789264292345-en.htm

Pfau, S. F., Hagens, J. E., Dankbaar, B., &. Smits A. J. (2014). Visions of Sustainability in Bioeconomy Research. *Sustainability*, *6*(3), 1222-1249. https://doi.org/10.3390/su6031222

Reed, M. (2008). Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation*, *141*(10), 2417-2431. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.014

Ronzon T., & M'barek R. (2018). Socioeconomic Indicators to Monitor the EU's Bioeconomy in Transition. *Sustainability*, *10*(6), 1745. https://doi.org/10.3390/su10061745

Ronzon, T., Piotrowski, S., M'barek, R., Carus, M., & Tamošiūnas, S. (2020). European Commission, Joint Research Centre (JRC). *Jobs and wealth in the EU bioeconomy/ JRC – Bioeconomics* [Dataset] PID: http://data.europa.eu/89h/7d7d5481-2d02-4b36-8e79-697b04fa4278.

Sanz-Hernández, A., Esteban, E., & Garrido, P. (2019). Transition to a bioeconomy: Perspectives from social sciences. *Journal of Cleaner Production, 224*, 107-119. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.168.

Sanz-Hernández, A., Sanagustín-Fons, M. V., & López-Rodríguez, M.E. (2019). A transition to an innovative and inclusive bioeconomy in Aragon, Spain. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, *33*, 301-316. https://doi.org/10.1016/j.eist.2019.08.003

Sanz-Hernández, A., Esteban, E., Marco, P., & Soriano, G. (2020). Forest bioeconomy in the media discourse in Spain. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, *49*, 1897-1911. https://doi.org/10.1007/s13280-020-01390-0

Sanz-Hernández, A. (2021). Privately owned forests and woodlands in Spain: Changing resilience strategies towards a forest-based bioeconomy. *Land Use Policy*, *100*. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104922

Verkerk, P.J., Martinez de Arano, I., & Palahí, M. (2018). The bio-economy as an opportunity to tackle wildfires in Mediterranean forest ecosystems. *Forest Policy and Economics, 86*, 1-3. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.10.016.

Vivien, F.D., Nieddu, M., Befort, N., Debref, R., & Giampietro, M. (2019). The Hijacking of the Bioeconomy. *Ecological Economics*, *159*, 189-197. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.01.027

Wesseler, J., & von Braun J. (2017) Measuring the Bioeconomy: Economics and Policies. *Annual review of resource economics*, *9*, 275-298. https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100516-053701

Wydra S. (2020). Measuring innovation in the bioeconomy – Conceptual discussion and empirical experiences. *Technology in Society*, *61*. https://doi.org/10.1016/j.techsoc.2020.101242

CUADERNOS ECONÓMICOS ICE
INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA

Genuine Saving and Weak Sustainability: A Critical Approach to the Spanish Case in the Long Run (1955-2010)*

Ahorro Genuino y sostenibilidad «débil»: una aproximación crítica desde el caso español en el largo plazo (1955-2010)

Iñaki Iriarte Goñi
Universidad de Zaragoza

Abstract

This paper takes a critical approach to Genuine Saving (GS) for the Spanish case. Based on the standard methodology used by the World Bank, it extends the series backwards, covering the period 1955-2010. The objective is to assess to what extent this indicator can offer complementary information for a better understanding of Spanish economic growth for that period and its environmental effects. The main conclusion is that GS provides some interesting information that can enrich the standard view of growth but presents many problems in properly measuring the depletion of natural resources and the environmental damage caused by growth. Taking these problems into account, the measurement of GS seems to be strongly biased by the evolution of GDP and therefore does not seem capable of reaching reliable conclusions about sustainability even in its weak sense.

***Keywords**: Genuine Saving, sustainability, environmental indicators.*
***JEL Classification:** Q51, Q57, N50.*

Resumen

Este trabajo realiza una aproximación crítica al Ahorro Genuino (GS) de la Economía española. Para ello toma como base la metodología estándar utilizada por el Banco Mundial y alarga la serie hacia atrás abarcando el periodo 1955-2010. El objetivo es valorar en qué medida ese indicador puede ofrecer información complementaria que permita entender mejor el crecimiento económico español de ese periodo y sus efectos ambientales. La principal conclusión es que el GS aporta información interesante que puede enriquecer la visión estándar del crecimiento, pero presenta muchos problemas a la hora de medir de manera adecuada el agotamiento de los recursos naturales y los daños ambientales del crecimiento. Eso hace que la medición estándar del GS esté muy mediatizada por la evolución del PIB y que, por tanto, no parezca un indicador adecuado para llegar a conclusiones fiables sobre la sostenibilidad ni siquiera en su sentido débil.

***Palabras clave:** Ahorro Genuino, sostenibilidad, indicadores ambientales.*

* Este trabajo se ha beneficiado de la financiación de los proyectos PGC2018-096640-B-I00 (Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades) y S55_20R (Departamento de Ciencia y Universidades del Gobierno de Aragón).

DOI: https://doi.org/10.32796/cice.2021.101.7192
Recibido: Marzo 2021 · Aceptado: Abril 2021

1. Introduction

Since the publication, at the end of the 1980s, of the Bruntland Report, the concept of sustainable development, defined as the type of development that "meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs" (UN WCED, 1987), is often set as an economic goal. However, this basic formulation is extremely ambiguous and gives rise to very different interpretations. From an economic point of view, these differences can be observed through the concepts of "Strong Sustainability" (SS) and "Weak Sustainability" (WS), two concepts that also emerged at the end of the 1980s and which represent very distinct views of the issue.

Both WS and SS consider the depletion of resources and the damage to the environment resulting from economic activities, but there are important differences in the way they deal with these problems. The concept of SS is linked to the theoretical approach of ecological economics and deals with the problem in interdisciplinary terms, taking into account concepts from physics or ecology, i.e. thermodynamics. In this view the economy is considered as an open system in a continuous relationship with nature through the entry and exit of energy and materials. Ecosystems are thus seen as the basic foundations for life. Although the concept of natural capital to value natural resources can be used, limits arise due to the substitution of natural resources for other forms of capital. The concept of the irreversibility of ecological damage beyond certain thresholds, the recognition of critical points to preserve life and the need to compensate the depletion of natural resources with other forms of natural capital are key factors in ensuring sustainability.

On the other hand, WS arises from the traditional approaches of neoclassical economics and considers that the main economic problem with nature is the absence of prices which would allow the proper integration of environmental issues into the market. In light of this, the main objective is to work out the monetary value of resources through the correct accounting of natural capital. After being valued, this kind of capital can be added to other forms of capital (man-made capital or human capital) as a component of the total wealth of an economy. In contrast with SS, this approach considers that sustainability can be reached if the total sum of capital does not diminish over time. Thus, if the amount of man-made or human capital compensates for the losses of natural capital during a period of time, weak sustainability is considered to exist, even if there has been a depletion of resources and/or environmental damage.

The concept of sustainability has been accompanied by the proposal of some indicators to measure the total wealth available to a society and assess whether it is maintained over time. The first of these indicators was the Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW) that was developed in the late 1980s (Daly & Cobb, 1989). It is a very ambitious indicator that attempts to measure sustainability taking into account consumption, inequality, environmental damage, the positive effects of environmental quality and the social impacts of all this. Later it has been reformulated

as the Genuine Progress Index (Lawn, 2005) and has recently been reconstructed for the Spanish case (O'Mahony et al., 2018, and O'Mahony in this issue of *Cuadernos Económicos de ICE*).[1]

Subsequently, other indicators have emerged, sponsored by international institutions such as United Nations (UN) or the World Bank (WB), that are linked directly to the concept of Weak Sustainability. The Comprehensive Wealth Index (CWI) or the Inclusive Wealth Index (IWI) are the two main ones. Both use the concept of Genuine Saving (GS) as a summarised measure of the capacity of an economy to generate net savings. According to this, if accumulated capital over a period of time compensates for the depreciation and destruction of natural resources in this period, net saving would exist, indicating (weak) sustainability.

Within this framework, the objective of this paper is to analyse the GS for Spain in the long run, using a methodology similar to that used by the WB, and extending the series from 1955 to 2010. The lack of some data in the historical series requires a slight modification of the standard methodology, but as we explain below the measurement follows comparable guidelines. Once the GS are measured and extended, the aim of the paper is to evaluate to what extent this indicator contributes to a better understanding of the evolution of the Spanish Economy in the second half of the twentieth Century. Ultimately, it attempts to assess if GS could be considered as a good way of measuring weak sustainability of Spanish economic growth. To do this, we applied the methodology of the defenders of the weak sustainability approach, however that does not mean that we take it for granted that this approach is inherently correct. Rather, it is about using this methodology to assess its soundness when measuring environmental aspects of growth. Thus, albeit indirectly, this paper enters the debate about the validity of WS measurements.

From here on this article will be divided into five sections. In the second and third the main indicators used in the WS, especially GS, will be summarized with an assessment of its strengths and weaknesses. Section 4 describes the sources and specific methodology used to calculate the GS for Spain and shows the main results. In section 5 the usefulness of that indicator to better understand the evolution of the Spanish economy is discussed. Finally, section 6 offers some concluding remarks.

2. Weak sustainability and the monetary indicators of wealth

Concerns about the adverse effects that accelerated economic growth was having on ecosystems began in the early 1970s with the Club of Rome report "The Limits to Growth" (Meadows, 1972). The report, written from a biophysics perspective,

[1] The ISEW is an indicator linked with the Ecological Economics approach and its proposal goes beyond the monetary valuation of natural capital, proposing a complex measurement of the environmental and social effects of growth. In this work, we will not analyse this indicator, although we will refer to it in the discussion section.

brought to light the dangers caused by the unchecked exploitation of resources, and considered the possibility of a collapse of civilization if measures were not taken. In contrast, some economists proposed a more optimistic view of the problem suggesting that technological change and the increase of alternative forms of capital could compensate for resource depletion (Solow, 1974; Stiglitz, 1974). In this vein, what is known as the "Hartwick Rule" determined, theoretically, what amount of man-made capital investment was needed to precisely compensate the reduction of non-renewable natural resources (Hartwick, 1977). This view assumes perfect "substitutability" between different forms of capital, and consequently deriving that the economy will remain sustainable if the total stock of available capital remains undiminished. The fundamental pillars of weak sustainability were established.

To advance in this approach it was necessary to improve the way of accounting natural resources. The first attempts to calculate a "green accounting" began at the end of 1980s. The first foundations (Repetto et al., 1989; Ahmed et al., 1989) were later systematized with the support of International Institutions such as the UN that from 1993 promoted a process of accounting standardization. After a long process of methodological refinement from 2003 on the System of Environmental Economics Accounting (SEEA) was created and is currently used in many countries (UN, 2016). The SEEA posits some general guidelines for the accounting of natural resources in monetary terms based on Net Present Value, which requires information about resources extracted and their prices, net profit, quantity of stock and expected rate of extraction, as well as the establishment of a discount rate (UN, 2016). Despite many conceptual and practical difficulties at the core of this type of accounting (Smith, 2007; Recuero, 2018), the monetary valuations of natural capital is taken as valid by its practitioners.

The information gathered by the SEEA provides interesting data for the discussion of both Strong and Weak Sustainability. However, the SEEA itself does not offer direct evidence of sustainability (Atkinson & Hamilton, 2007). Therefore, since the 1990s some indicators which include complementary information have been implemented. Several works sponsored by the WB and UN have posited theoretical proposals to measure real wealth such as the "Comprehensive Wealth Index" (CWI) or the "Inclusive Wealth Index" (IWI) and have tried also to approximate sustainability through the calculation of the Genuine Saving (GS) of the economies. All of these are capital-based indicators, as their objective is to measure wealth in monetary terms, accounting the various forms of capital into which wealth can be disaggregated.

The CWI calculation was proposed in the late 1990s (WB, 1997) and systematized in the following decade (Hamilton & Dixon, 2003; WB, 2006). The basic aim was to obtain a better measure of the total wealth of a society using consumption as a base, and then disaggregate it into different forms of capital (produced, natural and intangible capital) following a top-down methodology. In this approach produced capital is made up of the stocks of machinery, equipment and infrastructure that are calculated using the Perpetual Inventory Method (that is, basically, accounting the

investment and applying a capital depreciation rate). Natural capital includes the stock of energy resources (oil, gas and coal), and of metals and minerals (bauxite, copper, gold, iron ore, lead, nickel, phosphate rock, silver, tin, and zinc) plus an estimation of the stock of renewable resources including forest resources, cropland, pastureland and protected areas. Finally, the intangible capital is accounted as a residual value, equal to the subtraction of the amounts of produced and natural capital from total wealth. This approach considers that intangible capital can include many factors which act upon wealth like human capital, social capital, the net value of foreign financial assets, and even all the institutions that contribute to the sustainability of wealth. Despite abundant difficulties in accounting for many of these items, works based on this approach have been developed providing figures for different countries and periods (WB, 2011; Lange et al., 2018).

The CWI were criticized by some authors who argued that the method implicitly assumed consumption always followed a sustainable path, thereby skewing estimates from the beginning (Arrow et al., 2012; Dasgupta & Duraiappah, 2012). In response, an alternative indicator named Inclusive Wealth Index (IWI) was proposed (Dasgupta, 2007). The IWI shares many assumptions with CWI, but also contains marked differences from it. In fact, IWI also attempts to measure wealth in monetary terms, but it follows a bottom up approach accounting directly for the different assets that constitute capital (mainly natural, produced and human capital) and in the words of its creators, this makes it possible to detect unsustainable trajectories.

The specific methodology for estimating IWI has undergone a number of changes in the various reports published on the subject (UN, 2012, 2014, 2017 and 2018). In the last one (UN, 2018) wealth was taken as the sum of produced, natural and human capital, accounted with their respective shadow prices. Social capital should be added to these but, given the difficulties in measuring it, it is not accounted for directly[2]. Produced capital includes the stock of reproducible capital based on investment (also following the Perpetual Inventory Method); natural capital is composed of the assigned value of non-renewable resources (energy and minerals), renewable resources (forest resources), farmland (cropland and pastures) and fishing grounds. Finally, human capital includes an estimation of the positive impact that improvements in education can make on average wages (UN, 2018). An adjusted version of the IWI is also proposed, which includes the damages caused by CO_2 emissions and the effects of taking Total Factor Productivity into consideration.[3]

Despite some differences in the specific assets included by CWI and IWI (Yamaguchi et al., 2019), it is obvious that both indices share the same objectives and, in fact, in recent years have moved considerably closer on their methodologies

[2] Together with knowledge and institutions, social capital is considered as an "elusive" factor. Given that they affect the rest of the capital forms, an optimistic view could consider that they can be captured through the shadow prices of natural, human and produced capital (UN, 2018)

[3] Including TFP in the measurement of wealth could capture technological progress as well as Social Capital (Arrow et al., 2012). The Adjusted IWI also includes some adjustments for changes in oil prices, affecting some oil exporting countries (UN, 2018).

(Lange et al., 2018; UN, 2018). Likewise, after quantifying wealth, both coincide in using the concept of Adjusted Net Savings, also known as Genuine Saving (GS), as a summarized way of approaching weak sustainability.

3. The Strengths and Weaknesses of Genuine Saving

The term GS was coined by Hamilton (1994) based on previous work by Pierce and Atkinson (1993), and basically measures net savings of one society as the difference between gross capital formation and total capital depreciation, assuming perfect substitutability between different forms of capital. Founded on these premises, subsequent works (WB, 1997; Hamilton & Clemens, 1999) proposed an adjusted version of net savings which included the losses derived from the depletion of natural resources and environmental damages. Taking into consideration these variables, the basic formulation of GS accounts for the Net Savings of an economy, minus Non-Renewable Natural Capital used, plus (minus) Renewable Natural Capital used, plus Human Capital, minus Social Cost of Carbon (SCC) and damages caused by Particulate Matter (PM). On this basis, a positive GS means higher levels of total capital during a specific period and is observed as a guarantee of future well-being (Arrow et al., 2012). In contrast, a negative GS is associated with problems in the maintenance of wealth, that is, with unsustainability. In spite of numerous debates about its virtues and flaws, GS has shown great resilience. In fact, measurements sponsored by the WB are still considered a good indicator and are used to rank countries (weak) sustainability and to guide economic policies (Asafu-Adjaye, 2004; Atkinson & Hamilton, 2007).

Nevertheless, criticism of GS is abundant. The first controversial topic is the way to measure the depletion of natural resources. The standard measures of the WB follow the methodology of the SEEA, but other forms of accounting for depletion have been proposed with very different results (Neumayer, 2000). On the other hand, the lack of data for certain key variables needed to calculate the Net Present Value of resources (i.e. the real stock of some resources or the appropriate discount rate), has led to the taking of certain shortcuts and accepting as valid the use of the "net price" of natural resources. That means that the standard valuation is based on the current rent per unit of resource (price minus marginal cost of extraction) multiplied by the amount of resource extracted (Dietz & Neumayer, 2007). This simplification of the measurements may be leading to the underestimation of the depletion of natural resources. Concerning environmental damages, measuring it only through CO_2 emissions and PM leaves out many important resources –i.e. water, land and biodiversity– that may suffer degradation because of economic growth. It is obvious that the inclusion of these resources would alter the results of GS (Atkinson & Hamilton, 2007; Biasi et al., 2015). Furthermore, the valuations of CO_2 produced by WB are very conservative. As we discuss below, If valuations based on less optimistic future scenarios are applied, the results of GS could vary considerably (Kunnas et al., 2014; Blum et al., 2016; O'Mahony, 2018).

On the other hand, human capital is measured using the annual governments' investment in education, and this measure has been criticized as biased (McGrath, 2020). For instance, it does not account for the depreciation of human capital or for the investments that can be made to reduce that depreciation (Boos, 2015). A further criticism of the standard measurements of GS is related to the failure to include other important elements which influence future consumption, such as the rate of population growth or technological change (Pezzey & Burke, 2014). Some works have suggested amendments to these, introducing estimates of the evolution of the population (Ferreira et al., 2008) or proposing an Augmented GS that incorporates technological change including the accounting of the Total Factor Productivity (Bloom et al., 2016).

In any case, the validity of data provided by GS to assess sustainability remains under discussion. The theory underlying GS considers that a positive saving gives rise to a sustainable situation (Arrow et al., 2012), whereas a negative saving in the present implies a reduction in future well-being and points clearly to unsustainability. According to WB data, this is the case for many developing countries where the depletion of natural resources is not compensated for by an investment in human or produced capital. In a reverse direction, in developed countries with high levels of investment the depletion of resources turns out to be innocuous in terms of Weak Sustainability. In other words, GS tends to produce a positive image of sustainability in countries with high rates of GDP growth (Pillarisetti, 2005) that very often are not in line with the results produced by other indicators such as, for instance, ecological footprint (Pillarisetti, 2010). This issue is related, in part, to the fact that GS is calculated at country level, without taking into account exchanges between rich and poor countries, which may affect each other's sustainability (Boos, 2015). From this point of view, it has been proposed that, a negative GS can be clearly indicative of sustainability problems but, on the contrary, a positive GS does not guarantee a sustainable path, due to the great number of variables that are not included in its calculation. From this perspective, GS provides only a one-sided sustainability test. It is an indicator of what is necessary for sustainable growth, but not an indicator of what is sufficient (Brown et al., 2003; Pezzey, 2004).

The controversies surrounding GS and its meaning are also carried over works measuring this variable in the long run, and therefore may serve to attest to what extent past GS accurately predicts that which subsequently occurs. McLaughlin et al. (2014) and Greasley et al. (2014), have produced the longest reconstruction in existence for a country, calculating the GS of the English economy from 1760 to 2000. Their series attempt to correct the main problems of the standard calculation of GS including measurements of technological change and different valuations of CO_2 emissions. These works consider that GS measurements for the past English economy fit quite well with consumption in England in later stages, and therefore suggest that current GS can be considered as a good predictor of future consumption, and therefore a good indicator of Weak Sustainability. Similar results are obtained when comparing the evolution of OECD countries with certain Latin American

countries also in the very long run (Hanley et al., 2015; Blum et al., 2016). Nonetheless, the work of Lindmark et al. (2018) using standard measurements for the case of Sweden also in the long term, suggests that even though there is some correlation between positive GS and future well-being, this correlation is very weak and ultimately inconclusive. Between these two positions, other works (Lindmark & Acar, 2013; Acar & Gultekin, 2016; Labat et al., 2019) use the GS calculation not to reach any conclusion regarding sustainability but rather to analyze the evolution of an economy with the complementary data that this indicator provides.

4. A long-term analysis of GS in Spain

Based on the brief summary of the issue, this section uses the WB methodology to enlarge the GS calculated for Spain, with the aim of assessing the usefulness of the indicator for a better understanding of the Spanish economy during the period 1955-2010. From the point of view of mainstream economics using GDP as the main indicator, Spanish economic history in that period is usually presented as a success story. If historically (from 1850 to 1950) the Spanish economy had grown at an average rate of 1.3 % per annum (0.7 % per capita), in the period 1950-1974 the growth rose to a spectacular rate of 6.3 % per annum (5.5 % per capita), giving rise to the expression "the Spanish economic miracle". After that, different crises in the seventies and early eighties caused growth to slow, but growth continued at an average rate of 3.3 % per annum (2.4 per capita) between 1975 and the eve of the crisis in 2007 (all figures are taken from Prados de la Escosura, 2017). The main cause of this was the intense capitalization of the economy taking place from the fifties on, in the framework of an incipient economic liberalization (after the autarky of the forties and early fifties) which allowed the country to engage in the international wave of economic growth of the Golden Age. Modernization of the economy through capitalization and mechanization allowed for a rapid rise in labor productivity in most sectors, and most particularly, for clear improvements in Total Factor Productivity (TFP) until the beginning of the twenty first century (Prados & Roses, 2009).

Within this framework, the gap between Spain and the more developed North Atlantic economies was progressively reduced by a process of convergence that took place, mainly, until 1975. From which point, after the crisis of the seventies and early eighties, Spain became a member of the European Union in 1986 and maintained a moderate process of convergence. Nevertheless, the Spanish economy has fluctuated between 80%-85 % of income per capita with respect to the richest European countries, remaining unable to fully catch up with them (Cereijo et al., 2007). In this approach, natural resources are not taken into account as special inputs, but only as a (non-disaggregated) part of total capital used for growth. In this sense, depletion of resources and environmental damage resulting from growth are not considered at all. Implicitly, this view assumes that sufficient technological change can overcome the environmental problems related to growth.

This narrative of success does not fit well with the story emerging from works concerned with the environmental effect of growth which tell a more pessimistic tale, suggesting that the ecological cost of Spanish growth was even greater than in other developed countries. In fact, materials used by the economy grew from four tonnes per capita in 1955 to more than 16 tonnes per capita in 2000 with a more intense growth of the use of abiotics (that is, non-renewable) materials (Carpintero, 2005; Carpintero & Naredo, 2004; Infante et al., 2015). And this increase in consumption, based on the use of large quantities of imported fossil fuels, led to an expansion of the ecological footprint and the ecological deficit of the Spanish economy being even greater than that of other economies with a bigger GDP per capita (Iriarte-Goñi & Tello, 2016). In fact, the growth of the ecological deficit (accounted in hectares per capita) stands at higher levels than other developed European countries, regardless of whether local or global average productivities are used to account it (Carpintero, 2005; Ewing et al., 2010, respectively). Although no specific measure for sustainability has been developed in those studies, all suggest a path of economic growth with problems maintaining itself in the same way in the future. In fact, Carpintero (2005) defines Spain as the "European dragon" suggesting a high level of resource depletion.[4] In a similar way, the estimation of an Index of Sustainable economic Welfare (ISEW) for Spain from 1970 to 2012, including an approach to energy depletion, to costs of climate change and water pollution and also to economic inequality effects, detects a widening gap between GDP Growth and real welfare (O'Mahony et al., 2018, and this issue of *Cuadernos Económicos de ICE*).

In this framework a basic question arises especially for economic historians concerned with environmental problems: could GS provide some element that helps to understand this disparity of interpretations or is it a measure biased towards the standard interpretation of growth?

4.1. Method and sources

The measurement of GS for Spain in the period 1955-2010 is estimated according to a similar method as that proposed by the World Bank (2006, 2011), making some assumptions for the lack of some historical data. Basically, this accounting includes estimates for produced, natural and human capital, and also environmental damages based on CO_2 emissions and PM. The basic formulation is GS equals Net Saving minus Non-Renewable Natural Capital used, plus (minus) Renewable Natural Capital used, plus Human Capital, minus Social Cost of Carbon and PM. For this purpose, data have been collected on the following variables:

Net saving = Gross National Saving minus consumption of fixed capital
[Gross National Saving = Gross National Income (GNI) (–) Public and private consumption (+) net transfer]

[4] These studies do not consider the role that the stock of produced capital, resulting from the growing use of energy and materials, can play in future development.

Data to calculate both Gross and Net national savings are taken from Prados de la Escosura (2017). Natural capital valuation for minerals has been calculated following the method of net price (WB, 2006; Qasim et al. 2018):

Production volume × unit resource rent

Unit resource rent = price minus cost of production (labor employed × average salaries)

Spain does not have any oil or natural gas deposits. Thus, the measurement of non-renewable natural capital only includes different types of coal, and metallic and not metallic minerals. All data for the period 1955-2010 have been taken from the Estadísticas Mineras de España (Spanish Mining Statistics) which offer annual information about quantities of extracted minerals, annual prices and cost of labor employed in extractions. Renewable Natural capital has been calculated taking into account annual increases in forest stocks calculated by Infante and Iriarte (2017), valued at annual market wood prices. Annual damage from wildfires affecting forests has been subtracted from annual forest values. Data on wildfires from 1955 to 2010 have been taken from the Estadísticas Forestales (Spanish Forests Statistics).

Human capital is estimated via Education expenditure and added to GS. Data for the period 1850-2000 are available in Espuelas (2013); data from 2001 to 2010 are taken from the World Bank Series.

The Social Cost of Carbon (SCC) is defined as the value of the marginal benefit of reducing one tonne of CO_2. To approximate the SCC is one of the most difficult tasks due to the enormous annual prices per CO_2 tonne proposed by the literature (Pezzey & Burke, 2014; Kunnas et al., 2016; O'Mahony, 2018). I follow here exactly the method of WB (2006 and 2011) for the period 1975-2010 using a price of $20 per tonne of CO_2, although this is a very problematic assumption that will be returned to in the discussion section. Emissions from 1955 to 1975 are taken from Rubio (2005). PM are also measured following the method of the WB (2006 and 2011) for the period 1990-2010. For previous years there is a lack of PM data. One estimate has been made based on emissions taken from Rubio (2005).

Data on population are used to calculate GS per capita. Data are taken from Nicolau (2005). Some works argue for the necessity of incorporating some measure of technological progress to GS which could capture the effect of accumulated technology on future growth and use the growth rates of TFP for this purpose (Pezzey et al., 2006; Mota & Domingos, 2013; Greasley et al., 2014). Nevertheless, no clear consensus exists regarding the possibility of adding TFP growth to GS. Some argue that TFP also captures improvements in human capital, thus to include it in GS accounts could result in double accounting (Blum et al., 2016). Taking into account those disagreements, this work not include TFP effects on GS.

4.2. Results of standard measurement of GS for Spain

Table 1 shows the main components of the Spanish GS between 1955 and 2010 expressed in international Dollars (Geary-Khamis) of 1990. Figures 1, 2 and 3 show some comparison between the estimates of this study for different areas.

TABLE 1
MAIN COMPONENTS OF THE SPANISH GENUINE SAVING (1955-2010), IN MILLION $ GK (1990)

	GNI	Net saving	Education expenditure	No Renewable Natural Capital	Renewable Natural Capital	SCC and PM	Genuine Saving
Million $ Geary Khamis (1990)							
1955	87.355	11.921	594	–1.103	268	–82	11.598
1956	94.531	14.585	662	–1.026	372	–93	14.500
1957	97.807	13.370	676	–1.219	241	–117	12.951
1958	104.701	16.096	765	–1.131	272	–140	15.863
1959	103.576	10.014	746	–1.109	515	–133	10.032
1960	104.107	12.349	865	–1.156	305	–127	12.235
1961	116.303	13.870	920	–1.085	223	–151	13.776
1962	127.497	14.384	1.034	–1.081	249	–188	14.398
1963	140.738	13.145	1.282	–980	397	–217	13.628
1964	148.568	13.377	1.489	–1.001	310	–244	13.931
1965	159.842	13.724	1.827	–1.178	185	–276	14.282
1966	171.884	15.691	2.158	–1.088	251	–325	16.687
1967	181.683	17.277	2.428	–1.520	249	–395	18.038
1968	192.406	18.374	2.669	–1.169	245	–509	19.611
1969	209.936	24.465	3.446	–1.084	248	–542	26.533
1970	216.748	22.895	4.102	–1.051	238	–609	25.575
1971	228.065	24.210	4.907	–1.070	247	–692	27.603
1972	251.837	30.927	4.529	–1.009	492	–829	34.111
1973	274.803	37.333	5.209	–1.069	245	–920	40.797
1974	296.823	40.545	5.433	–1.252	152	–1.062	43.816
1975	304.544	38.701	5.408	–1.434	–375	–1.040	41.259
1976	317.594	35.343	6.006	–1.487	–243	–1.232	38.388
1977	327.544	35.527	7.225	–1.283	312	–1.266	40.515
1978	336.164	38.053	8.406	–2.132	–329	–1.288	42.709
1979	342.449	37.201	8.685	–1.308	–200	–1.355	43.023

SOURCE: Own elaboration.

TABLE 1 *(Cont.)*

MAIN COMPONENTS OF THE SPANISH GENUINE SAVING (1955-2010), IN MILLION $ GK (1990)

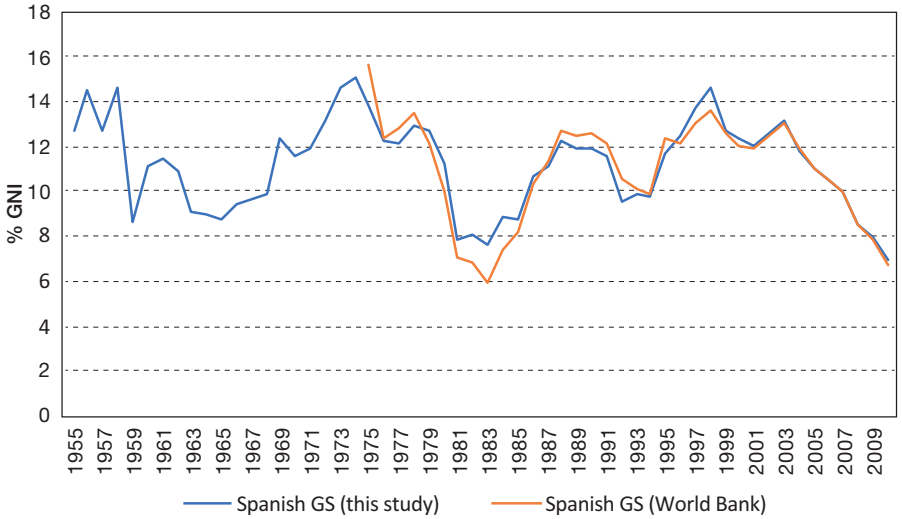
	GNI	Net saving	Education expenditure	No Renewable Natural Capital	Renewable Natural Capital	SCC and PM	Genuine Saving
Million $ Geary Khamis (1990)							
1980	352.870	34.264	8.998	–2.113	–160	–1.493	39.496
1981	350.747	22.583	8.709	–2.616	–373	–1.522	26.780
1982	356.462	24.014	9.071	–2.893	–130	–1.515	28.547
1983	362.487	23.510	9.385	–3.719	136	–1.533	27.780
1984	365.896	27.338	10.287	–3.583	–47	–1.517	32.477
1985	378.601	26.616	11.139	–3.501	–509	–1.638	32.107
1986	394.822	34.805	11.426	–2.529	–235	–1.766	41.701
1987	423.349	38.525	12.362	–2.160	–11	–1.808	46.907
1988	449.918	45.789	13.514	–2.195	142	–1.992	55.258
1989	480.129	46.662	14.917	–2.448	–404	–2.306	56.420
1990	503.164	48.380	16.337	–2.180	–107	–2.422	60.008
1991	519.373	46.608	17.965	–1.967	–230	–2.568	59.808
1992	526.957	36.616	18.461	–1.839	165	–2.753	50.650
1993	520.578	30.801	25.365	–1.828	185	–2.520	52.003
1994	530.178	29.953	24.993	–1.917	–1.267	–2.657	49.106
1995	555.662	44.576	25.534	–2.108	–14	–2.841	65.147
1996	571.805	50.096	26.391	–1.971	10	–2.937	71.589
1997	598.452	60.829	26.677	–2.043	75	–3.267	82.270
1998	629.066	70.598	27.423	–2.120	108	–3.698	92.311
1999	646.286	59.834	28.796	–1.984	166	–3.969	82.844
2000	681.951	60.801	30.186	–2.098	140	–4.275	84.754
2001	704.308	62.384	29.307	–2.198	271	–4.194	85.570
2002	724.665	67.737	30.321	–2.250	252	–4.592	91.467
2003	750.392	74.119	31.543	–2.271	81	–4.812	98.661
2004	773.631	67.105	32.406	–2.405	130	–5.200	92.036
2005	798.301	62.196	33.438	–2.576	–165	–5.588	87.306
2006	828.753	61.246	35.081	–2.788	54	–5.665	87.927
2007	854.182	57.256	37.084	–2.780	304	–5.966	85.899
2008	861.877	42.232	39.728	–2.491	305	–5.502	74.271
2009	838.617	32.974	41.548	–2.486	208	–4.729	67.515
2010	842.176	24.185	41.198	–2.052	156	–4.536	58.950

SOURCE: Own elaboration.

Figure 1 contrasts the estimates from this study with those offered by the World Bank for Spain in the period 1975-2010 (red line in graph 1). Figure 2 compares the case of Spain with the European Union (EU) (green line in Figure 2) and Figure 3 with three selected countries representing different levels of development (different colors in Figure 3).

FIGURE 1

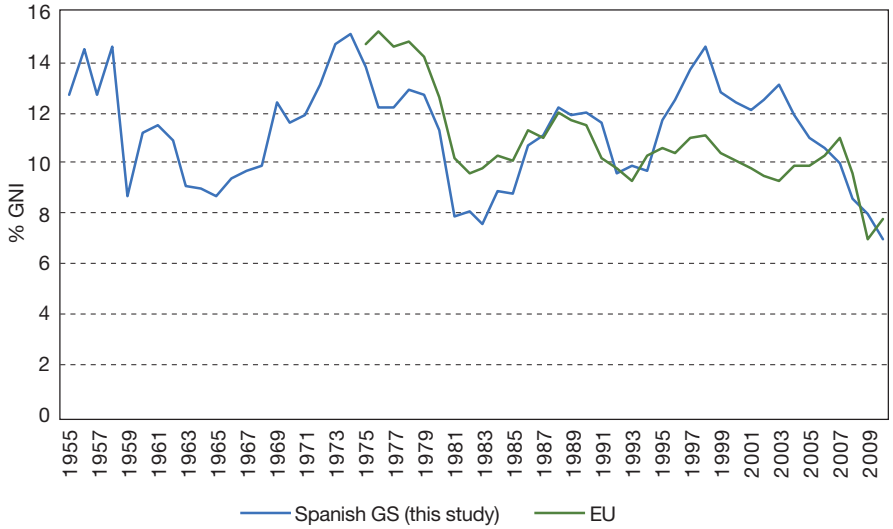
ESTIMATES OF GENUINE SAVING IN SPAIN AS PERCENTAGE OF GNI



SOURCE: World Bank (2011) and own elaboration.

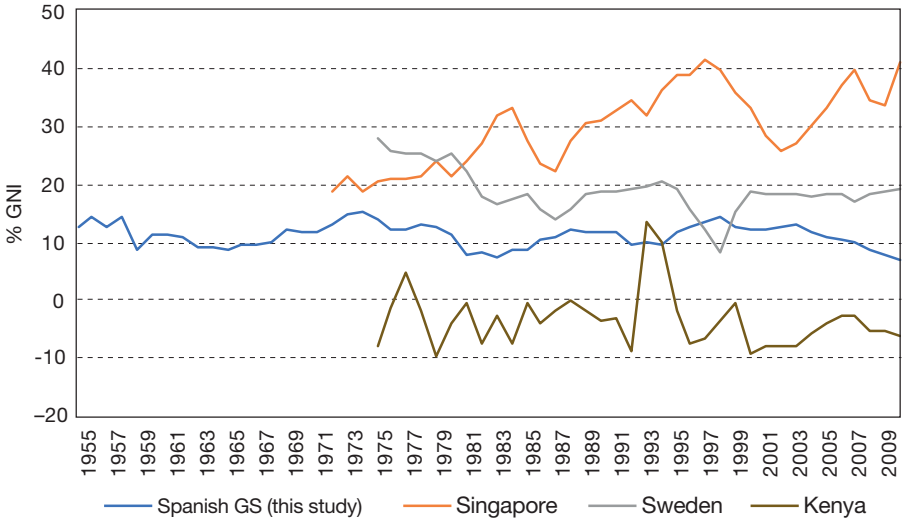
FIGURE 2

ESTIMATES OF GENUINE SAVING IN SPAIN AND THE EU AS PERCENTAGE OF GNI



SOURCE: World Bank (2011) and own elaboration.

FIGURE 3
ESTIMATES OF GENUINE SAVING IN SPAIN AND SELECTED COUNTRIES AS PERCENTAGE OF GNI



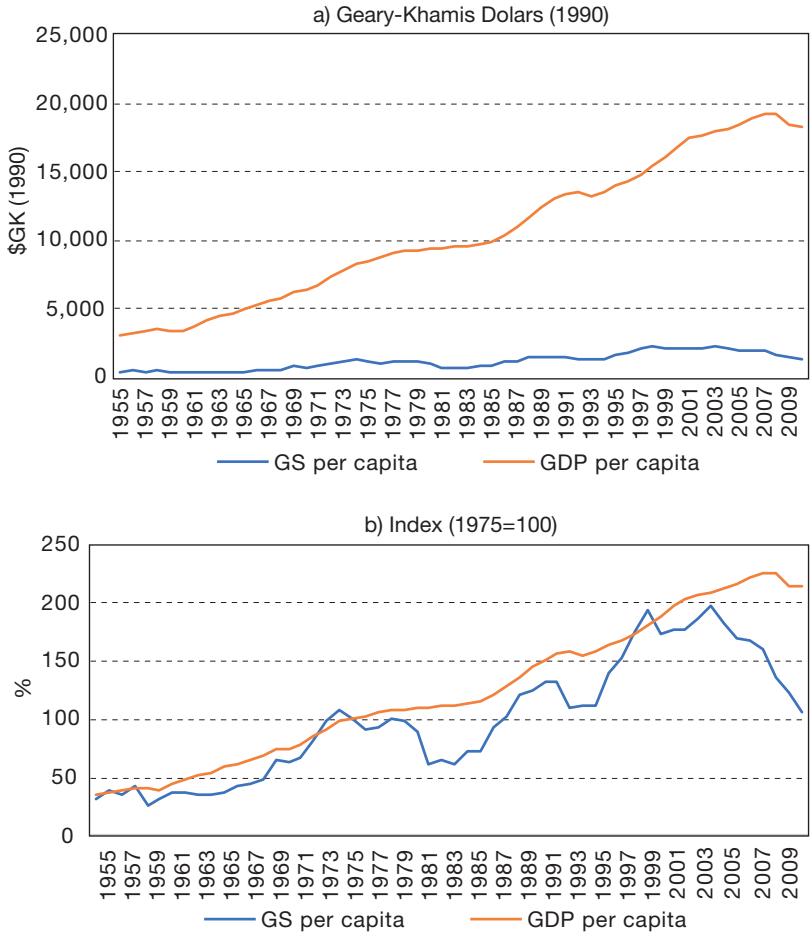
SOURCE: World Bank (2011) and own elaboration.

On the one hand, Figure 1 allows the methodology followed in our estimates to be validated. As can be seen, results for the period 1955-2010 match fairly well with results offered by WB for the period after 1975, even though the sources used are not the same in both cases. Saving cycles coincide in both estimates, although specific levels of saving are different in some years. These differences are due to different estimates of renewable natural capital represented by forest resources. In fact, in the WB accounts the contribution of forests to GS equals zero, assuming that annual growth of the forest mass is equal to forest extractions. As mentioned above, this study estimates accounts for forest stock excluding annual extraction and also annual loss due to wildfires. We consider that the proposal, based on direct investigations of the forestry sector, more closely reflects reality.

According to these data, Spanish GS has had a positive value for the entire period being considered, although the level and tendency have varied depending on different economic circumstances. In general terms these variations closely match the average of what has happened in the European Union (Figure 2), although in the case of Spain it can be observed that in the periods in which GS falls in Spain as well as in Europe, the fall in Spain is more marked and the same is true when it rises. These trends regarding Europe do not represent a great novelty. In fact, they reproduce, in the case of GS, a tendency that has often been indicated for the last decades of the 20th century with regard to the evolution of GDP (García Delgado & Myro Sánchez, 2019).

Apart from that, the GS of the Spanish economy for the period is in an intermediate position typical of a developed country with a medium economic level. Its GS level is between 10 % and 15 % of GNI, occasionally falling to below 8 % at the lowest. These figures far exceed those of many underdeveloped countries (see the case of Kenya in Figure 3), with high instability and usual negative savings level. On the other hand, the Spanish figures are relatively low in comparison to Northern European economies (see the case of Sweden) with greater sensitivity to environmental problems related to economic growth. At the same time, the level of savings remains well below the model of fast-growing Asian countries (see the case of Singapore in Figure 3) probably due to the differences in the level of investment in produced and human capital.

FIGURE 4
EVOLUTION OF SPANISH GDP CAPITA AND GS CAPITA



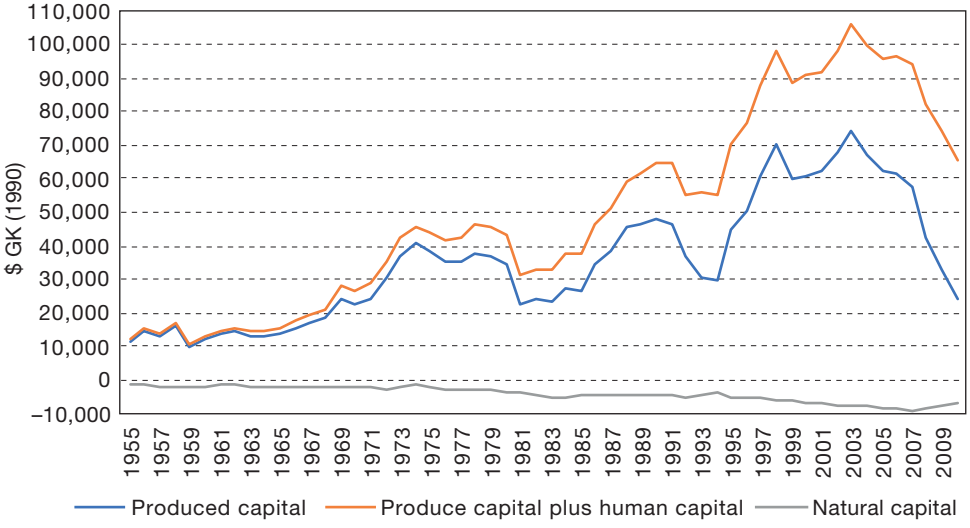
SOURCE: Prados de la Escosura (2017) and own elaboration.

If we focus on the tendency of GS, the main conclusion is that it tends to grow along with per capita GDP and vice versa. Accordingly, it shows a big improvement during the sixties in accordance with the rapid expansion of the Spanish economy during its Golden Age. In contrast it was negatively affected by the crisis of the seventies which in Spain was of greater intensity and duration than in Western Europe; GS grew once again during the economic expansion in the second half of the eighties, and after falling slightly during the crisis of the early nineties began a new period of expansion which lasted until the beginning of the 21st century. Then it stagnated and fell abruptly with the crisis of 2008. This trajectory indicates that the measure of GS is strongly biased by the evolution of GDP.

Figure 4 introduces some nuances to this idea. The first one shows the evolution of Spanish GDP per capita and Spanish GS per capita, both measured in 1990 Geary-Khamis Dollars; the second shows index numbers (1975 = 100). As can be seen, savings per capita were far more modest than GDP per capita, and this suggests that either consumption or depreciation of capital (produced and/or natural) played an important role in growth during the period; on the other hand, index numbers suggests that in the case of Spain the evolution of GS followed a very irregular path exaggerating the economic cycle, especially during the periods of crisis. In other words, it seems that the economic crises, in so far as they reduced savings per capita, could have had consequences not only at the time of the crisis –through GDP per capita losses– but also in subsequent phases, perhaps reinforcing the importance of crises that had yet to come.

FIGURE 5

GENUINE SAVING IN SPAIN AND ITS MAIN COMPONENTS (MILLION $ GEARY KHAMIS 1990)



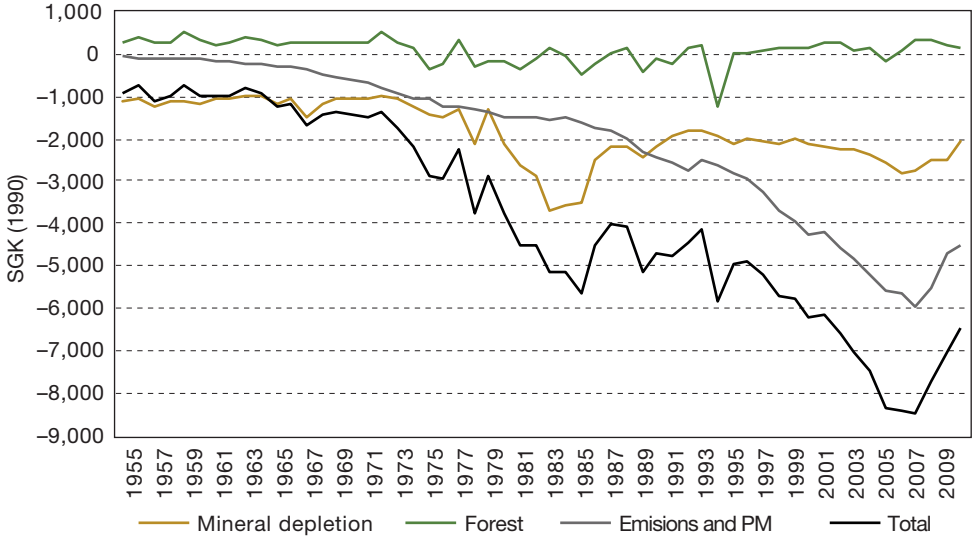
SOURCE: Own elaboration.

Figure 5 shows the evolution of GS differentiating between the savings caused by the accumulation of net produced capital (blue line) and the results after adding human capital (red line). It also accounts for losses caused by environmental depletion (grey line). Two aspects stand out in this disaggregation: on the one hand, it is clear that from around the mid-1980s the contribution of human capital to GS (i.e. the positive difference between the real GS curve and the net capital produced) turns out to be fundamental when explaining savings; on the other hand, this study shows that environmental depletion does not show a high cost in GS according to the methodology followed.

Figure 6 disaggregates the main environmental variables that affect GS. Firstly it measures the evolution of renewable natural capital, represented by forests; secondly, the evolution of non-renewable natural capital represented by the depletion of coal and non-energetic mineral deposits; and, finally, it also measures the environmental degradation of ecosystems represented by CO_2 emissions. According to these data Spanish economic growth between 1995 and 2010 did not display an observable deterioration of renewable natural capital, which remained practically constant throughout the period. On the contrary, non-renewable natural capital underwent a constant process of depletion throughout the entire period, with some peaks probably due to the rise in extractions, especially of energetic minerals (coal and anthracite and particularly lignite) in periods with high imported oil prices. Finally,

FIGURE 6

VALUE OF NATURAL CAPITAL AND SCC (CO_2) IN SPAIN (MILLION $ GEARY KHAMIS)



SOURCE: Own elaboration.

the environmental degradation due to CO_2 emissions stands out as the main factor in explaining losses of savings. The negative trend was growing during the whole period and only changed from 2008 due to the economic slowdown caused by the crisis.

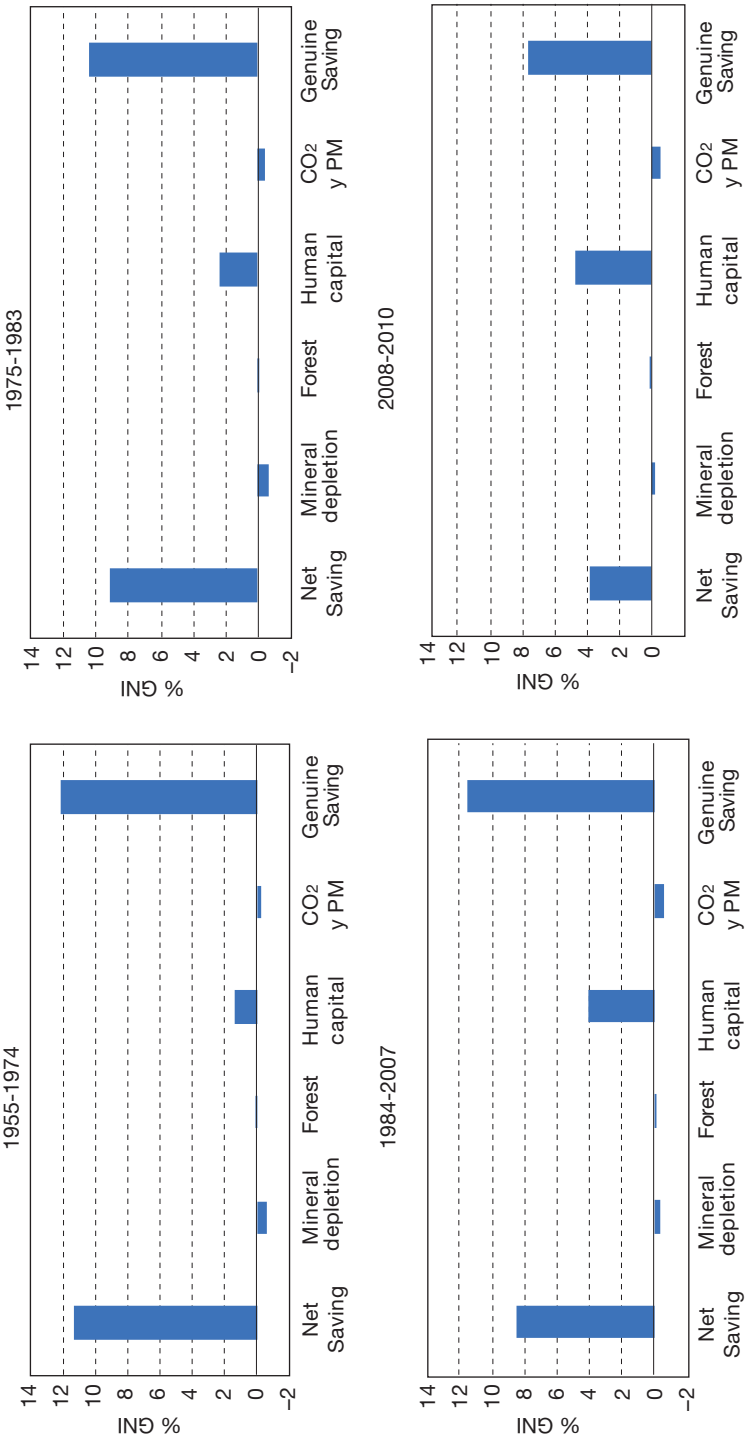
To complement this description, Figure 7 shows the GS disaggregated into its main components, expressed as percentages of GNI for four different periods, that is 1955-1974 (considerable growth in the last two decades of Franco's Dictatorship), 1974-1985 (extension of the oil crisis of the seventies and its consequences in Spain), 1986-2007 (effects of Spain joining the European Community) and 2008-2010 (effects of the financial crisis).

In the first period, the growth of GS can be explained mainly by the growth of Net Savings resulting from the high rates of investment in produced capital that began in the second half of the fifties and lasted up to 1974, in the context of an authoritarian developmental state. The country underwent rapid changes in urbanization and an intense rural exodus, and investments were concentrated on industrial, building and transport infrastructures including tourism facilities. All this generated a significant ecological depletion of non-renewable resources and a considerable amount of CO_2 emissions. To sum up, the high investment resulted in a GS of about 11 % of GNI as an average for the period despite the small contribution of human capital.

This model continued up to the middle of the 1980s, although the 1973 oil crisis and the problems derived from it caused net savings to drop to 9 % of GNI. The oil shortage led to an increase in the extraction of domestic coal. As a consequence, the depletion of non-renewable natural capital accelerated in absolute terms (Figure 3), although the effect as a percentage of GNI was barely perceptible (the annual average for the period 1975-1983 was only slightly higher than that of the previous period). In any case, an improvement in human capital which partly compensated for the drop in total savings can be observed in this period.

In the period 1984 y 2007 the Net Saving of the Spanish economy as an average was even lower (8.5 % of GNI). It is noteworthy that the great investment wave coming from Europe after Spain joined the UE in 1986, did not leave a large mark on net savings in this period. It could be that, as in the rest of the world, the growth of the financial sector led to a lower importance of produced capital in the rate of growth. Nevertheless, the drop in net saving was compensated for by a small decline in depletion (always in relative terms, that is, for unit of product) and particularly by a big expansion in human capital which grew from 1.7 to 3.7 of GNI. Despite these changes, GS stayed at a similar level to that in the previous period. Finally, in the period 2007-2010 marked by the international crisis, net investment dropped dramatically to 4 % of GNI and neither the increase of human capital nor the small decline in depletion and emissions (in relative terms once more) could compensate total GS losses.

FIGURE 7
SPANISH GS DISAGGREGATE BY COMPONENTS AND PERIODS



SOURCE: Own elaboration.

5. Discussion

The accounting of GS gives complementary information to the standard measure of GDP and suggests the idea of different forms of growth before and after the 1980s. In the first period growth was based on a strong increase of produced capital, which implied a rapid expansion of cities, infrastructures, heavy industry and transport. In the second, from the late 1980s on, the growing importance of human capital as a real driver of Genuine Saving began to emerge. And this in spite of the fact that Spain has never been characterized by its high expenditure on education in those decades, nor for recording particularly good results in the international education rankings (Guio & Choi de Mendizabal, 2014). Further to this, what is surprising about the results of the standard measurement is the small effect on savings from resource depletion and environmental damage which contrasts with data coming from works analyzing material and energy flows, ecological footprint or calculations of the ISEW of the Spanish economy. But these differences can be explained in several ways.

The first issue to consider is related to the origin of the energy consumed in Spain. It is known that the massive use of fossil fuels (mainly oil but also gas) was one of the key aspects of Spanish economic growth from the fifties on. But given the lack of oil and gas deposits in the country most of the energy was imported (Sudria, 1997; Camprubí, 2019). This situation poses a problem in Spanish GS estimates, as natural capital coming from imports is not fully accounted for. In fact, the use of this imported fossil energy is accounted indirectly (via CO_2 emissions) as an element of ecosystem degradation but is not accounted as depletion attributable to Spanish growth, and this undoubtedly lowers the negative valuation of the environmental effects. Bearing in mind the low energy efficiency of the Spanish economy, this problem could be particularly important (O'Mahony, 2018)

Another important factor that standard accounting of GS does not consider is urban sprawl. The extensive and rapid rural exodus starting in the fifties as well as the importance of buildings for tourism (apartments and hotels) mainly on the coast and adjacent areas, and the housing bubbles at the turn of the twenty-first century, have made the building industry one of prime importance (Naredo & Montiel, 2011). Standard estimates of GS take into account buildings mainly as capital accumulation, but possible effects of urban sprawl on territory fragmentation and biodiversity are not considered (Marul et al., 2014). Nevertheless, there have been some attempts to place a value on those effects, through the estimation of monetary values of ecosystem services that would be worth exploring in order to improve GS estimates (i.e. Dupras et al., 2016).

The third factor to consider is that of water stress and drought, which can be of particular importance in a Mediterranean country like Spain. From this perspective, accounting for water wastage and water degradation is important in assessing sustainability. Paradoxically, during the second half of the twenty century Spain became a net exporter of water, due to its specialization in crop exports with high water content (Duarte et al., 2014). Furthermore, tourist activities on the Mediterranean

coast are associated with high water consumption, especially in periods of high water stress like summers (Ostos & Tello, 2014). Within this framework, it could be said that accounting for water consumption and degradation could substantially change the accounting of environmental damage in GS as has been demonstrated for other countries (Biassi et al. 2019).

However, the problems of GS do not only affect those resources that are not included, but also the calculation of those that are. In the case of non-renewable resources standard accounting only takes into consideration minerals entering the economic circuit as direct inputs, but not all the materials that are removed in order to obtain the required ores (slags, sands, ashes and so on). These materials do not have a price because they are not marketable, but its movement and untreated accumulation contribute to ecological damage. The physical assessment of these "hidden flows" of materials, have been shown to be of paramount importance in the case of Spain. In fact, in some years during the period 1955-2000 it could represent between 49 % and 54 % of the Total Material Requirements (TMR) of the national economy (Carpintero, 2005).

It is also important to bear in mind that market prices allocated for minerals do not take into consideration resource depletion (or at best do so in a very partial manner, due to a lack of real information), and consequently tend to underestimate future prices. In this sense some authors have proposed other kinds of valuation based on the so called "exergetic cost" of minerals (Naredo, 1998; Valero & Ranz, 1999; Valero & Valero, 2014). Exergy can be defined as a measure of the quality of systems and for the point being made here, it can be said that this quality diminishes as minerals concentrated in the earth's crust are extracted for economic purposes, increasing disorder in earth systems. From this perspective, the "exergetic cost" of each mineral could be defined as the amount of energy needed for a reversal of the process and a hypothetical restoration of the original system. Using current data for mineral extractions in Spain, Valero et al. (2014) calculated that the exergetic cost of mineral extraction in 2009 represented 18.9 % of Spanish GDP in that year. If we calculated the cost using the standard method of World Bank methodology, that percentage drops dramatically to 0.2 % of GDP for the same year. The problem is that if we account non-renewable resources following the exergetic cost method, losses derived from mineral depletion do not compensate gains coming from net savings and human capital and as a result Spanish GS would turn negative, suggesting that Spanish economic growth in 2009 was unsustainable[5].

The valuation problem emerges again with prices allocated for emissions. On the one hand, standard measurement of GS only takes into account CO_2 emissions, which are massive on a global scale and are also responsible for the greenhouse effect and global warming. Nevertheless, there are other Greenhouse Gases (GHGs) with similar effects whose full valuation could change GS figures. If we consider again the year 2009, Spanish GHG emissions, composed of methane and nitrogen

[5] This conclusion could change if gains coming from TFP were considered in the estimates of GS.

dioxide, would be 8 % higher. But once again the main problem is the monetary valuation of emissions. Normally that valuation is accounted through the Social Carbon Cost (SCC) that can be defined as the positive monetary value of cleaning a tonne of CO_2 from the atmosphere (Kunnas et al., 2014). This value is calculated on the basis of projections of climatic models which propose different future scenarios with different concentrations of carbon. In this context the larger the future estimates of damage, the higher the present SCC. In other words, figures proposed by literature present huge price differences ranging from $20 per tonne (Nordhaus, 2007) to $131 or even $1400 per tonne in a hypothetical future scenario with no emissions control at all (Pezzey & Burke, 2014). A provisional test for the case of Spain reveals that an annual price of around $590-$600 per tonne applied to the past would have turned the Spanish GS negative for the whole period between 1955 and 2010.[6]

Finally, the valuation of renewable resources also has some important weaknesses. In the case of Spain throughout the period being studied the forest area has not only not reduced but has in fact grown due both to reforestation policies which began from the middle of the century, and to the incentives provided by the EU to individuals to replace unprofitable crops with tree plantations (Iriarte Goñi, 2017). But the accounting of this asset in GS is calculated only on the basis of actual prices of extracted wood, when, as is known, forests and also other ecosystems offer different environmental services related, for instance, to temperatures and rain regulation, biodiversity support, and soil conservation that are not accounted for in standard measurements of GS.

To sum up, the accounting of GS incorporates some variables that are often not taken into account in the explanation of growth and can offer some interesting insights to be considered when establishing alternative hypotheses regarding economic change. However, to read a positive GS as proof of the sustainability of an economy is hard to defend. Even without questioning the validity of the concept of Weak Sustainability it seems obvious that too many important elements are left out of the assessment. On the other hand, it is also clear that the valuation systems of the elements that are taken into account, are not very consistent because the range of variation, using alternative forms of measurement, is so big.

6. Concluding remarks

As stated in the introduction, the hypotheses of WS are used in this paper to measure the GS of Spain between 1955 and 2010 in order to assess the explanatory potential of this tool for a better understanding of Spanish economic growth and its possible sustainability.

[6] Again, this approach would probably change if effects of TFP in GS were accounted. A discussion of how to apply changing prices per tonne depending on carbon accumulation in the atmosphere in different historical periods see Lindmarck and Acar (2013) or O'Mahony (2018).

The results are somewhat ambiguous. On the one hand, it adds some further information and highlighting aspects that the GDP analysis alone does not offer. In the case of Spain, for example, it suggests the existence of two very different models of growth before and after the 1980s which give rise to hypotheses for future working. Furthermore, as is obvious, measuring Spanish GS following standard methodology allows for comparison with other countries for which this magnitude has also been calculated. But, despite these aspects, this work suggests that the GS is highly influenced by GDP, and this raises doubts about its viability as a truly alternative measure.

A key issue to consider is the weak sustainability interpretation of the indicator. Of course, to assume perfect substitutability between the different forms of capital is highly debatable. But even without dealing with this question, it is evident that making categorical statements about WS using standard GS is dangerous. On the one hand, the measurement of natural capital is highly partial, given that it leaves an enormous number of important assets out of the accounting. Not considering imported fossil fuels, nor accounting a scarcely available resource in Spain like water, or nor taking into account the environmental effects of such important activities as building, are just some of the problems that have been detected.

On the other hand, both the depletion of natural capital and the damage due to emissions, are subject to such a wide range of possible monetary valuations depending on the method chosen, that any conclusion is little more than guesswork. It is obvious that choosing very conservative assessment methods like those of the World Bank standard measurements has meant that Spanish GS in the long term has always been positive. However, this would not be the case if other assessment methods which give more weight to the loss of resources and the damage caused by emissions were used. In these circumstances, to talk of sustainability, even in its weak sense, seems in essence to be wishful thinking.

References

Acar, S., & Gultekin-Karakas, D. (2016). Questioning Turkey's "Miracle" Growth from a Sustainability Perspective. *Journal of Environment & Development*, *25*(2) 131-158. https://doi.org/10.1177%2F1070496516636652

Ahmed, Y. A., El Serafy, S., & Lutz, E. (Ed.) (1989). *Environmental Accounting for Sustainable Development*. World Bank. http://documents.worldbank.org/curated/en/156521468767069279/Environmental-accounting-for-sustainable-development

Aronsson, T., & Johansson-Stenman, O. (2017). Genuine saving and positional externalities, *International Economic Review*, *58*(4), 1155-1190. https://doi.org/10.1111/iere.12248

Arrow, K. J., Dasgupta, P., Goulder, L. H., Mumford, K. J. & Oleson, K. (2012) Sustainability and the measurement of wealth. *Environment and Development Economics*, *17,* 317-353. https://doi.org/10.1017/S1355770X12000137

Atkinson, G., & Hamilton, K. (2007) Progress along the path: evolving issue in the measurement of genuine saving, *Environmental and Resource Economics, 37,* 43-61. https://doi.org/10.1007/s10640-007-9114-7

Auty, R. M., & Gelb, A. H. (2001). Political economy of resource-abundant states. In R. M. Auty (Ed.), *Resource Abundance and Economic Development* (pp. 126-144). Oxford University Press.

Ayres, R. U. & Warr B. (2009). *The Economic Growth Engine: How Energy and Work Drive Material Prosperity*. Edward Elgar.

Biasi, P., Ferrini, S., Borghesi, S., Rocchi, B., & Di Matteo, M. (2019). Enriching the Italian Genuine Saving with water and soil depletion: National trends and regional differences. *Ecological Indicators*, *107,* 1-12. http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.ecolind.2019.105573

Blum, M., Ducoing, C., & McLaughlin, E. (2016). *A Sustainable Century? Genuine Savings in developing and developed countries, 1900-2000*, University of St. Andrews Discussion Papers in Environmental Economics, Paper 2016-15.

Boos, A. (2015). Genuine Savings as an Indicator for "Weak" Sustainability: Critical Survey and Possible Ways forward in Practical Measuring. *Sustainability*, *7,* 4146-4182. https://doi.org/10.3390/su7044146

Camprubí, L. (2019). Whose self-sufficiency? Energy dependency in Spain from 1939. *Energy Policy*, *125,* 227-234.

Carpintero, O., & Naredo, J. M. (2004). El metabolismo de la economía española. Flujos de energía, materiales y su incidencia ecológica. En Halweil, B. and Mastny, L. (dir.), *La situación del mundo 2004* (pp. 321-349). Icaria.

Carpintero, O. (2005). *El metabolismo de la economía española. Recursos naturales y huella ecológica (1955-2000)*. Fundación César Manrique.

Carreras, A., & Tafunell, X. (2005). *Estadísticas históricas de la Economía española*. Fundación BBVA.

Cereijo, E., Velázquez, F. J., & Turrión, J. (2007). La convergencia de España con Europa: la contribución del proceso de integración europeo. *Papeles de Economía Española*, *111,* 24-42.

Cubel, A., & Palafox, J. (1997). El stock de capital de la economía española. 1900-1958. *Revista de Historia Industrial*, *12,* 113-146.

Daly, H., & Cobb, J. (1989). *For the Common Good: Redirecting the Economy toward Community, the Environment, and a Sustainable Future*. Beacon Press.

Duarte, R., Pinilla, V., & Serrano, A. (2014). The water footprint of the Spanish agricultural sector: 1860–2010, *Ecological Economics*, *108*, 200-207. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.10.020

Dupras, J., Parcerisas, Ll., & Brenner, J. (2016). Using ecosystem services valuation to measure the economic impacts of land-use changes on the Spanish Mediterranean coast (El Maresme, 1850-2010). *Regional Environmental Change*, *16,* 1075-1088. https://doi.org/10.1007/s10113-015-0847-5

Espuelas, S. (2013). La evolución del gasto social público en España, 1850-2005. *Estudios de Historia Económica*, 63. Banco de España.

Ewing B., Moore, D., Goldfinger, S., Oursler, A. Reed, A., & Wackernagel, M. (2010). *The Ecological Footprint Atlas 2010*. Global Footprint Network.

Ferreira, S., Hamilton, K., & Vincent, J. R. (2008). Comprehensive wealth and future consumption: Accounting for population growth. *World Bank Economic Review 22*(2), 233-248. https://doi.org/10.1093/wber/lhn008

Gallego-Álvarez, I., Galindo-Villardón, M. P., & Rodríguez-Rosab, M. (2015). Evolution of sustainability indicator worldwide: A study from the economic perspective based on the

X STATICO method. *Ecological Indicators*, *58,* 139-151. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.025

García Delgado, J. L., & Myro Sánchez, R. (Dir.) (2019). *Lecciones de economía española*, (14.ª ed.), Thomson Reuters-Civitas.

Guio, J. M., & Choi de Mendizábal, A. (2014). The Evolution of School Failure Risk During the 2000 Decade in Spain: Analysis of PISA Results with a Two-Level Logistic Model. *Estudios sobre Educación*, *26,* 33-62.

Greasley, D., Hanley, N., Kunnas, J., McLaughlin, E., Oxley, L., & Warde, P. (2014). Testing Genuine Savings as a forward-looking indicator of future well-being over the (very) long-run. *Journal of Environmental Economics and Management*, *67*(2), 171-188. https://doi.org/10.1016/j.jeem.2013.12.001

Hamilton K. (2010), Genuine Saving, SocialWelfare, and Rules for Sustainability. In T. Aronsson and K.-G. Löfgren (Eds.), *Handbook of Environmental Accounting*. Edward Elgar.

Hamilton, K. (2000). *Genuine Saving as a Sustainability Indicator*. World Bank Environmental Economic Series, *77,* 1-15.

Hamilton, K., & Clemens, M. (1999). Genuine Savings Rates in Developing Countries. *The World Bank Economic Review*, *13*(2), 333-356. https://doi.org/10.1093/wber/13.2.333

Hamilton, K., & Dixon, J. (2003). Measuring the wealth of nations. *Environmental Monitoring and Assessment*, *86,* 75-89. https://doi.org/10.1023/A:1024054602002

Hanley, N., Dupuy, L., & McLaughin, E. (2014). *Genuine Saving and sustainability*. Saint Andrews Discussion Papers in Environmental Economics, 2014-09, 1-40.

Hanley, N., Oxley, L., Greasley, V., McLaughlin, E., & Blum, M. (2016). Empirical Testing of Genuine Savings as an Indicator of Weak Sustainability: A Three-Country Analysis of Long-Run Trends. *Environmental and Resource Economics*, *63*(2), 313-338. https://doi.org/10.1007/s10640-015-9928-7

Hartwick, J. M. (1977). Intergenerational Equity and the Investment of Rents from Exhaustible Resources. *American Economic Review*, *67,* 972-74.

Hess, P. (2010). Determinants of the adjusted net saving rate in developing economies, *International Review of Applied Economics*, *24*(5), 591-608.

Lawn, P. A. (2005). An assessment of the valuation methods used to calculate the Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW), Genuine Progress Indicator (GPI), and Sustainable Net Benefit Index (SNBI). *Environment, Development and Sustainability*, 7, 185-208. https://doi.org/10.1007/s10668-005-7312-4

Infante-Amate, J., & Iriarte-Goñi, I. (2017). *Las bioenergías en España: Una serie de producción, consumo y stocks entre 1860 y 2010*. Documentos de Trabajo-Sociedad Española de Historia Agraria DT-SEHA 1702.

Infante-Amate, J., Soto, D., Aguilera, E., García-Ruiz, R., Guzmán, G., Cid, A., & González de Molina, M. (2015). The Spanish Transition to Industrial Metabolism: Long-Term Material Flow Analysis (1860-2010). *Journal of Industrial Ecology*, *19*(5), 866-876. https://doi.org/10.1111/jiec.12261

Iriarte Goñi, I., & Tello, E. (2016) El crecimiento económico moderno en España en perspectiva ambiental: un estado de la cuestión. En D. Gallego, L. Germán y V. Pinilla, *Estudios sobre el desarrollo económico español* (pp. 89-127). Prensas Universitarias de Zaragoza.

Iriarte Goñi, I. (2017) El contexto socio económico de las repoblaciones en España (1939-*c*. 1980), en Pemán García, J. Iriarte Goñi, I. y Lario Leza, F. J., *La restauración forestal de España,* MAPAMA-SECF.

Kubiszewski, I., Costanza, R., Franco, C., Lawn, P. Talberth, J., Jackson, T., & Aylmer, C. (2013). Beyond GDP: Measuring and achieving global genuine progress. *Ecological Economics*, *93,* 57-68.

Lange, G. M., Wodon, Q., & Carey, K. (2018). *The Changing Wealth of Nations 2018. Building a Sustainable Future*, World Bank.

Lindmark, M., & Acar, S. (2013). Sustainability in the making? A historical estimate of Swedish sustainable and unsustainable development 1850-2000. *Ecological Economics*, 86, 176-187. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.06.021

Lindmark, M., Thuc, H. N., & Stage, J. (2018). Weak support for weak sustainability: Genuine savings and long-term wellbeing in Sweden, 1850-2000. *Ecological Economics*, *145,* 339-345. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.11.015

Marull, J., Tello, E., Wilcox, P. T., Coll, F., Pons, M., Warde, P., Valldeperas, N., & Olles, A. (2014). Recovering the landscape history behind a Mediterranean edge environment (The Congost Valley, Catalonia, 1854-2005): The importance of agroforestry systems in biological conservation. *Applied Geography*, *54,* 1-17.

Mas, M., Pérez, F., & Uriel, E. (Dir.) (2013). *Inversión y stock de capital en España (1964-2011). Evolución y perspectivas del patrón de acumulación*. Fundación BBVA.

McLaughlin, E., Hanley, N., Greasley, D., Kunnas, J., Oxley, L., & Warde, P. (2014). Historical wealth accounts for Britain: progress and puzzles in measuring the sustainability of economic growth, *Oxford Review of Economic Policy*, *30*(1), 44-69. https://doi.org/10.1093/oxrep/gru002

Naredo, J. M., & Valero, A. (1999). *Desarrollo económico y deterioro ecológico*. Fundación Argentaria.

Naredo, J. M., & Montiel, A. (2011). *El modelo inmobiliario español y su culminación en el caso valenciano*. Icaria.

Nicolau, R. (2005). «Población, salud y actividad» en Carreras y Tafunell. *Estadísticas históricas de la economía española, siglos XIX y XX* (pp. 79-154). Fundación BBVA.

O'Mahony, T., Escardó-Serra, P., & Dufour, J. (2018). Revisiting ISEW Valuation Approaches: The Case of Spain Including the Costs of Energy Depletion and of Climate Change. *Ecological Economics*, *144,* 292-303.

Ostos, J. R., & Tello, E. (2014). A long-term view of water consumption in Barcelona (1860-2011): from deprivation to abundance and ecoefficiency? *Water International*, *39*(5): 587-605. https://doi.org/10.1080/02508060.2014.951252

Pezzey, J. C., Hanley, N., Turner, K., & Tinch, D. (2006). Comparing augmented sustainability measures for Scotland: Is there a mismatch? *Ecological Economics*, *57,* 60-74.

Pezzey, J. C. V. & Burke, P. J. (2014). Towards a more inclusive and precautionary indicator of global sustainability. *Ecological Economics*, *106,* 141-154.

Pillarisetti, J. R. (2005). The World Bank's "genuine savings" measure and sustainability. *Ecological Economics*, *55,* 599-609.

Pillarisetti, J. R., & Van der Bergh, C. J. R. (2010). Sustainable nations: what do aggregate indexes tell us? *Environment, Development and Sustainability*, *12,* 49-62.

Prados de la Escosura, L. (2017). *Spanish Economic Growth, 1850-2015*. Palgrave Mcmillan.

Prados de la Escosura, L., & Roses, J. R. (2009). The Sources of Long-run Growth in Spain 1850-2000. *Journal of Economic History*, *69*(4), 1063-1091.

Prados de la Escosura, L., & Roses, J. R. (2010a). Capital Accumulation in the Long-Run: The Case of Spain, 1850-2000. *Research in Economic History*, *27,* 93-152.

Prados de la Escosura, L., & Roses, J. R. (2010b). Human Capital and Economic Growth in Spain, 1850-2000. *Explorations in Economic History*, *47*(4), 520-532. https://doi.org/10.1016/j.eeh.2010.02.002

Qasim, M., Oxley L., & McLaughlin, E. (2018). *Genuine Savings as a Test of New Zealand Weak Sustainability*. University of St. Andrews Discussion papers in Environment and Development Economics, Paper 2018-01.

Repetto, R., Magrath, W., Wells, M., Beer, C., & Rossini, F. (1989). *Wasting Assets: Natural Resources in the National Accounts*. World Resources Institute.

Rubio, M. (2005). Energía, economía y CO_2: España 1850-2000. *Cuadernos Económicos de ICE, 70,* 52-75.

Solow, R. M. (1956). A Contribution to the Theory of Economic Growth. *The Quarterly Journal of Economics*, *70*(1), 65-94.

Solow, R. M. (1974). The Economics of Resources or the Resources of Economics. *The American Economic Review*, *64*(2), 1-14.

Stiglitz, J. E. (1974). Growth with Exhaustible Natural Resources: The Competitive Economy. *The Review of Economic Studies*, *41,* 139-152.

Strezov, V., Evans, A., & Evans, T. J. (2017). Assessment of the Economic, Social and Environmental Dimensions of the Indicators for Sustainable Development. *Sustainable Development*, *25,* 242 253. https://doi.org/10.1002/sd.1649

Tello, E., & Jové, G. (2014). Economic History and the Environment: New Questions, Approaches and Methodologies. In M. Agnoletti and S. Neri Serneri (Eds.), *The Basic Environmental History*, 4. Springer.

UN WCED (1987). *Our Common Future*. Oxford University press.

UNU-IHDP & UNEP (2012). *Inclusive Wealth Report 2012. Measuring progress toward sustainability*. Cambridge University Press.

Van der Ploeg, F. (2010). Voracious transformation of a common natural resource into productive capital. *International Economic Review*, *51*(2), 2010, 365-381. https://doi.org/10.1111/j.1468-2354.2010.00583.x

World Bank (1997). *Expanding the Measure of Wealth: Indicators of Environmentally Sustainable Development*. World Bank Publications.

World Bank (2011). *The Changing Wealth of Nations: Measuring Sustainable Development in the New Millennium*. World Bank Publications.

World Bank (2006). *Where is the wealth of nations? Measuring capital for the 21st century.* World Bank Publications.

World Bank (2011). *The changing wealth of nations*. World Bank Publications. http://data.worldbank.org/data-catalog/wealth-of-nations

CUADERNOS ECONÓMICOS ICE INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA

Spain's Index of Sustainable Economic Welfare. Are welfare and sustainability compatible?*

Índice de Bienestar Económico Sostenible de España. ¿Son compatibles bienestar y sostenibilidad?

Tadhg O'Mahony
University of Turku
IMDEA Energy Institute

Abstract

The challenge of sustainability has driven the pursuit of alternative economic indicators, such as the Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW). The indicator begins with consumption expenditure, and applies a series of additions and subtractions relevant to welfare and sustainability. This paper reflects on the first ISEW for Spain, comparing it against updated data for other key development indicators. It is demonstrated that decades of economic output growth have provided meagre benefits for the welfare of the average citizen. The uses and limitations of the ISEW are discussed, along with recent progress in the measurement and understanding of welfare, well-being and sustainability.

Keywords: *welfare, sustainable, Gross Domestic Product, economics, public policy, transformation.*

JEL Classification: *B5, E2, I3, O4, Q54.*

Resumen

El desafío de la sostenibilidad ha impulsado la búsqueda de indicadores económicos alternativos, como el Índice de Bienestar Económico Sostenible (ISEW). Este indicador comienza con el gasto en consumo, y a partir de ahí añade o sustrae, dependiendo de casos, otras variables que se consideran importantes para el bienestar y la sostenibilidad. El artículo reflexiona sobre el primer ISEW calculado para España, comparándolo con los datos de otros indicadores de desarrollo. Los resultados demuestran que, a pesar de décadas de crecimiento económico, los beneficios para el bienestar del ciudadano medio han sido escasos. Sobre esa base, se discuten los usos y limitaciones del ISEW, junto con los avances recientes en la medición y comprensión del progreso, el bienestar y la sostenibilidad.

Palabras claves: *bienestar, sostenible, Producto Interior Bruto, economía, políticas públicas, transformación.*

* The author gratefully acknowledges the financial support of the Marie Curie Actions AMAROUT-II (PEOPLECOFUND), co-funded by the European Commission and IMDEA Energy Institute.

DOI: https://doi.org/10.32796/cice.2021.101.7193
Recibido: Abril 2021 · Aceptado: Mayo 2021

1. Introduction

The key indicator of national development in the 20th century was Gross Domestic Product, or GDP, the now ubiquitous measure of economic production. Simon Kuznets originally developed GDP in the 1930s as a measure of national income, and cautioned against its use as a measure of welfare. Despite this, the pursuit of GDP growth became a central policy objective of economic and social development worldwide. Late in the 20th century, the ecological economist Herman Daly derived a useful analogy for the challenges that have arisen, and indeed accelerated in recent decades. His idea of "empty-world and full world economics" (Daly, 1991) described how the founding assumptions of neoclassical economics were formed in a relatively 'empty-world'. This empty-world involved a far smaller global economy, with a relatively low burden on the planet, in its associated rate of consumption of resources and production of wastes. Daly argued that continuing to prize economic growth is akin to behaving as if humanity still exists in this empty world. Yet decades of economic growth have led to the emergence of a 'full world,' with a multiplied aggregate human footprint, that now greatly exceeds the limits of what the earth can support.

Systemic global environmental problems have arisen from past patterns of economic development. The challenges of global heating (IPCC, 2018) and ecological breakdown (IPBES, 2019), hold broad scientific and political acceptance. Economics itself has begun to undergo a major shift, as the implications of sustainable development and related 'systems thinking' exert increasing influence. Indeed, the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) assessment reports, subjected to global expert and government review, have acknowledged the 'limits of economics in guiding decision-making' (Kolstad et al., 2014). The 'Fifth Assessment Report' noted that while economics can aggregate welfare, this is only one of several criteria that may be important. In the case of seeking to understand current well-being, social inequality is increasingly noted as problematic within countries (IPSP, 2018). It is also observed, by economists such as Joseph Stiglitz, that 'trickle-down economics' does not work (UNDP, 2003). The benefits of modernity are therefore incompletely shared, and also come with increasingly significant costs.

In responding to the need to understand these challenges, the search for indicators of welfare, well-being and sustainability has hastened. Yet this challenge is not a new one. One hundred and thirty years ago, Alfred Marshall recognised that there were limits to describing human well-being and behaviour through income. In *Principles of Economics* (Marshall, 1890), the pioneering neoclassical economist, argued for a wider field that would encapsulate not only wealth, but 'welfare'. The related preference satisfaction account came to dominate orthodox neo-classical economics (Roberts et al., 2015). Marshall noted the role of individual psychological resources, and of the immaterial 'goods' of nature and social relations, yet, recommended that economics study material welfare. This recommendation was an attempt to simplify welfare, in support of quantitative analysis. While this view of economics has come

to dominate, there remains an ongoing tension in the study of economic welfare (Fleurbaey, 2015), due to the continued dominance of resources and money. The challenges are many, spanning from constructing economic valuations useful to analysis, to deeper questions about what is it we seek to measure, and for what purpose and what value system underpins this?

Prominent approaches that are evolving to improve understanding of welfare and sustainability include: the development of a separate satellite national accounts of environmental indicators, used to supplement the standard System of National Accounts (SNA) of economic activity; dashboards of different indicators of policy importance; and composite indicators, of what are sometimes termed 'adjusted GDP' (Stiglitz et al., 2009). These composite indicators usually commence with household consumption rather than GDP. The Measure of Economic Welfare (MEW), of the Yale economists, Nordhaus and Tobin (Nordhaus & Tobin, 1973), was a notable step in the pursuit of adjusted GDP. MEW began with national economic output, which would undergo a series of adjustments, for the addition of the value of leisure time and unpaid work, and the subtraction of an economic valuation of environmental damage. This approach was further developed by Daly and Cobb (1989), as the *Index of Sustainable Economic Welfare* (ISEW), and also as the related 'Genuine Progress Indicator' or GPI (Redefining Progress, 1995).

The objectives of this paper are to reconsider the ISEW in general, including the results of the first study of Spain in O'Mahony et al. (2018), and to reflect on more recent advances in how welfare and sustainability are understood. A discussion of the items that lead to change in the ISEW, from 1970 to 2012, enables a discussion of historic change in Spanish welfare. This is followed by comparison against key sustainability indicators of development, updated to the most recently available data released in 2020 and 2021. The paper then uses this as a platform to discuss the recent evolution in the understanding of welfare and progress more generally. Following the introduction, the paper is structured as follows; Section 2 gives a general introduction to the Index of Sustainable Economic Welfare. Section 3 presents and interprets the results of the Spanish ISEW, considering the specific items leading to change in the index, and compares it against trends in new data from a number of key indicators of development. Section 4 provides a discussion of progress under three headings: progress in welfare in Spain; progress in the general development of the ISEW index; and progress in understanding welfare, well-being and sustainability. Section 5 provides conclusions.

2. The Index of Sustainable Welfare, or 'ISEW'

In the words of Lawn (2005), the continued growth of the wealthier economies on the development paths that have been observed in recent decades, is both "ecologically unsustainable and existentially undesirable". This has become a widely accepted conclusion of sustainability science. In response, ecological economists, such as the

famous innovator known as the 'barefoot economist,' Manfred Max-Neef, advanced discussion of a 'threshold hypothesis'. This asserted that when macroeconomic systems expand beyond a certain size, the additional benefits of growth are exceeded by their associated costs (Max-Neef, 1995). This prompted ecological economists to develop indices of welfare that could compare the costs and benefits of the historic growth patterns of different nations. The first of these was the Index of Sustainable Economic Welfare, estimated for the USA by Daly and Cobb (1989). This was followed by broadly similar indices in the form of the Genuine Progress Indicator, or GPI (Redefining Progress, 1995), and Sustainable Net Benefit Index, or SNBI (Lawn & Sanders, 1999). 'ISEW' and 'GPI' are sometimes used interchangeably (Kubiszweski et al., 2013). GPI and SNBI were essentially a re-naming of the ISEW, and the differences between the indices have reflected the availability of data and the preference researchers have for specific valuation methods (Lawn, 2003).

The ISEW is an aggregate measure of welfare, composed of economic values, that integrate a macroeconomic measure of consumption, and an adjustment for income inequality, with valuations of social impacts, environmental damage, environmental quality, and other items that are beneficial to welfare. A summary of the approach adopted in the Spanish ISEW from 1970 to 2012, in O'Mahony et al. (2018), is presented in Table 1. Consumer expenditure (B) is the base welfare measure of the index, and often the largest by size. This is then weighted by a measure of income distribution, such as the Gini coefficient (C), to modify the consumption indicator for income inequality. This inequality weighted consumption measure (D), is then subject to a series of additions and subtractions, to reflect items that contribute to, and harm welfare. To arrive at monetary values for each of these items, two approaches are used: i) data sources that are already in money values are inflated or deflated to a common base year, in this case 2010 €, or, ii) quantities of an item, presented as an annual flow of a cost or benefit, are multiplied by an appropriate cost per unit in estimates from other relevant studies. Notable additions include the value of unpaid domestic work, and government expenditures on infrastructure, health and education. A wide variety of social and environmental costs are subtracted from the index, in the form of *defensive private expenditures*, *environmental degradation* and the *depletion of natural capital*. Notable subtractions can include environmental degradation in the form of the cost of air pollution in the year experienced. Long-term costs include those of climate change and of natural capital depletion, where the latter is measured as the consumption of non-renewable resources, such as the fossil fuels coal, oil and gas.

There have been major discussions on the theoretical basis of the ISEW. This took a leap forward in successive examinations by the Australian ecological economist, Philip Lawn (Lawn, 2003; Lawn, 2008; Lawn, 2013). Lawn derives the theoretical basis for ISEW/ GPI from Fisher's concept of 'psychic income' (Fisher, 1906). Early in the discussion of national income, Fisher proposed two central tenets. The first, similar to what most economists refer to as 'utility satisfaction,' concluded that it is the services enjoyed by consumers of goods which are of interest, and not of the

sum of goods produced in a particular year. For the second, Fisher concluded that there are costs of what is lost in the economic process, and that this 'psychic outgo' needs to be factored in along with psychic income. This allows the estimation of 'net psychic income,' as the sum total of all the psychic income yielded from the economic process, less the sum of psychic outgo.

The standardisation of items, and of their valuation has also generated much discussion (Lawn, 2005). It is to this subject that the ISEW for Spain turned to in O'Mahony et al. (2018). This was a major study undertaken at the IMDEA Energy Research Institute, from 2013 to 2015, to reconsider the place of all of the items in the ISEW. This reconsidered all of the approaches used internationally in the estimation and monetary valuation of each item in the index. It also aimed to produce the first estimate of the index for Spain, from 1970 to 2012. Other studies, including Pais et al. (2019) who estimated the GPI for OECD countries, and Long and Ji (2019) who estimated the GPI of the provinces of China have since adopted the new methodologies proposed in this paper. A comprehensive set of supplementary materials accompanies O'Mahony et al. (2018), detailing the relevant theoretical discussion, and the data sources used for the calculation of each item in the Spanish index.[1]

TABLE 1

SUMMARY OF THE APPROACH TO ITEMS IN THE ISEW FOR SPAIN

	Item	Impact	Rationale	Methodology
A	Years		Bound on scope	1970 to 2012
B	Consumer expenditure	+	Personal consumption measure	From national accounts
C	Income distribution inequality		Effects of distributional inequality	Gini coefficient based on income
D	Weighted personal consumption expenditure	B/(1+C)	Consumption weighted by income distribution	Item B/(1+ Gini coefficient)
E	Services of household labour	+	Value of domestic labour	Time spent on household and volunteer labour valued by shadow price of domestic worker
F	Services of consumer durable	+	Capital adjustment	22.5% of value of stock of durable consumer goods
G	Services from public infrastructure	+	Non-defensive public expenditure	Government expenditure on roads
H	Public expenditure on health and education	+	Non-defensive public expenditure	Half of government expenditures on health and education

SOURCE: O'Mahony et al. (2018).

[1] The supplementary materials to O'Mahony et al. (2018) can be found online at: http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.07.024

TABLE 1 *(Cont.)*
SUMMARY OF THE APPROACH TO ITEMS IN THE ISEW FOR SPAIN

	Item	Impact	Rationale	Methodology
I	Expenditure on consumer durables	–	Capital adjustment	National accounts of durable consumer goods
J	Private expenditure on health and education	–	Defensive private expenditure	Half of private expenditures on health and education
K	Cost of commuting	–	Defensive private expenditure	30% of private transportation cost of vehicles and transport services
L	Cost of personal pollution control	–	Defensive private expenditure	Defensive expenditures on pollution abatement and control
M	Cost of car accidents	–	Defensive private expenditure	Road accidents by direct and indirect costs, with an actuarial valuation of willingness to pay to reduce risk
N	Cost of water pollution	–	Environmental degradation	Tonnes of water contaminants by Spanish treatment costs
O	Cost of air pollution	–	Environmental degradation	Emissions of SO_2, NO_x, CO, PM_{10} and NMVOC by marginal social costs
P	Cost of noise pollution	–	Environmental degradation	Noise of agglomeration, roads, trains and airports by individual cost
Q	Protection of wetlands	+	Natural capital conservation	Hectares of protected wetland by system cost
R	Loss of agricultural land	–	Natural capital depletion	Loss by market value of agricultural land
S	Depletion of non-renewable energy	–	Natural capital depletion	Primary fuel consumption by 'transition cost'
T	Costs of climate change	–	Long-term environmental degradation	Emissions of the six Kyoto GHGs by the Social Cost of Carbon
U	Cost of ozone depletion	–	Long-term environmental degradation	CFC production by damage cost
V	Net Capital Growth	+	Capital adjustment	Net capital stock by capital requirement
W	Change in net international position	(+/–)	Capital adjustment	Net International Investment Position

SOURCE: O'Mahony et al. (2018).

TABLE 1 ***(Cont.)***
SUMMARY OF THE APPROACH TO ITEMS IN THE ISEW FOR SPAIN

	Item	Impact	Rationale	Methodology
X	ISEW		Total ISEW	Aggregated indicator
Y	Population		Total Population	From national accounts
Z	GDP		Total GDP	From national accounts
AA	ISEW per capita		Final welfare indicator	Total ISEW/population
AB	GDP per capita		Comparative indicator	Total GDP/population

SOURCE: O'Mahony et al. (2018).

3. The ISEW for Spain from 1970 to 2012

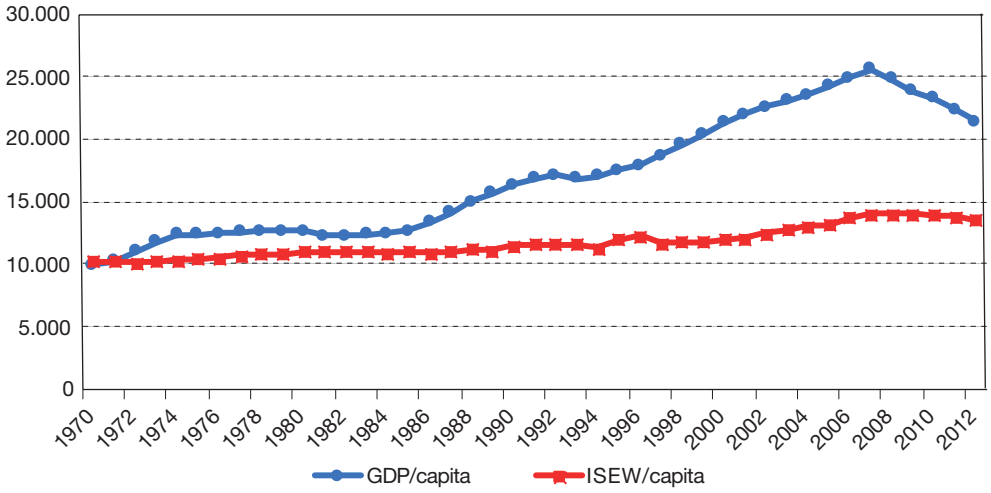
3.1. Overview of the Spanish ISEW

By definition, ISEW studies seek to establish the long-term patterns, sufficiently back in time to arrive at more robust conclusions on the outcomes of development. As the first study of its kind for Spain, this involved significant research to attain a suitable data set, over a sufficiently long period. The study of O'Mahony et al. (2018) covers the period from 1970 to 2012, a period in which less interpolations or extrapolations are required to address data gaps. It details a sufficiently long time period that can encompass very different political and economic conditions in Spain. This includes the final years of the Franco dictatorship up to 1975, moving to democracy in 1978, accession to the European Community in 1986, and also the deep economic recession known as '*la crisis*'. This began in 2008 with the global financial collapse, and in Spain, continued for five years until 2013.

3.2. Comparing change in ISEW per capita with GDP

Following the 'threshold hypothesis' of Max-Neef, ISEW and GPI studies have consistently found wide divergence between GDP per capita and ISEW per capita. Studies suggest that the hypothesis stands across the wide variety of nations which have historically been studied (Kubiszewski et al., 2013), across 20 countries of the American continent (Menegaki and Tiwari, 2017) and also in a recent investigation of 28 OECD nations in Pais et al. (2019). In the case of Spain, this conclusion holds, there is a considerable difference between the two indicators. Figure 1 below illustrates the results of the ISEW calculation for Spain, in O'Mahony et al. (2018), in constant 2010 euros, for ISEW per capita and GDP per capita. The ISEW is broadly similar to GDP from 1970 until 1985, when the indices begin to diverge. With accession to the European Community in 1986, GDP per capita grows rapidly,

FIGURE 1
ISEW AND GDP PER CAPITA IN SPAIN (1970-2012)
(In 2010 euros)



SOURCE: O'Mahony et al. (2018).

while the ISEW per capita lags this change, and only commences a relatively slow rise in 1999. As the international economic recession arrives in Spain, in 2008, GDP per capita experiences a sharp drop, while the ISEW per capita shows a small reduction. The overall pattern, across the entire period, suggests that when social and environmental costs and benefits are accounted for, the contribution of economic growth to average welfare in Spain has been meagre. Despite a major increase in GDP per capita, observed over more than forty two years in this study, the ISEW per capita is relatively stagnant.

3.3 Specific items in the ISEW and attribution of results

In order to develop a deeper understanding of what is influencing the change in the ISEW, it is useful to consider the patterns in key periods of change, that are apparent from trends in the ISEW per capita. This includes an increase from 1999 to 2007, and also the decrease during the economic recession and the associated public austerity campaign, observed in the period from 2008 to 2012. All of the following item results are in million €, in 2010 values, to give real rather than nominal change, allowing direct comparison. The improvement in the ISEW per capita from 1999 to 2007 can be attributed to the higher private consumption expenditure, increasing by +162,752 million euros (from €498,004 million to €660,756 million), an increase in the contribution of household labour by +45,051 million euros, and also in government investment through public expenditures on health and education, by +17,728 million euros. This period

also showed drops in the costs of air pollution, by –7,055 million euros, and of road accidents, by –5,192 million euros. Items that acted to decrease the index during this period included: rising income inequality, which led to a welfare reduction of –36,239 million euros; and also increases in the cost of climate change (–17,068 million euros); of energy depletion (–14,749 million euros); and of commuting (–4,981 million euros).

The downturn in ISEW per capita from 2008 to 2012 sees: a decrease in personal consumption expenditure and increasing inequality (–50,622 million euros); increasing loss of farmland (averaging –7,161.4 million euros per annum); a decline in expenditure on consumer durables; and a decline in public expenditure on health and education (–7,798 million euros). Items that act to soften the decrease in the index include: a continued increase in the value of household labour (+11,146 million euros); and declines in the cost of energy depletion (by 10,709 million euros); the costs of climate change (by 5,913 million euros); the cost of air pollution (by 5,051 million euros); and the cost of road accidents (by 2,963 million euros).

For deeper understanding of the trends in the overall ISEW, specific items are now discussed. Weighted personal consumption (item D) increased steadily, peaking in 2007 before the recession. While growth in the economy drives consumption, the effect of income inequality has varied. The Gini coefficient (Item C) peaks at 0.37 in 1973, dropping to a minimum of 0.24 in 1988, and returning to 0.35 in 2011. This acts as a drag on welfare, and illustrates the impact of policy choices over decades. While the post-Franco years show some success in reducing inequality, this rises as growth proceeds, and also increases during the recession. This shows that the benefits of economic growth were incompletely shared, and suggests that policy decisions during the recession deepened this pattern further.

The most significant adjustment to the index is the benefit provided by the value of household labour (E). While time spent per day on home and family care declined since 1970, other factors were influential. This included an increase in population numbers, but also in the participation rate, which is likely due to cultural modernisation in gender roles. The next largest positive in the index is the contribution of public health and education (H). This steeply declined from 2010, as austerity policies attempted to reduce the government deficit.

While recognising the positive contributions of the items above, a number of items can be seen to harm welfare, and act as a drag on the index, including the following major factors: income distribution (C); the cost of energy depletion (S); and the costs of climate change (T). The periods of growth in GDP per capita can be seen to drive demand for energy and also related emissions of greenhouse gases. However, as per the outcome with inequality, it is important to note that policy can have a major impact on how the driver of economic growth affects these items, all of which are linked by the level and the form of energy demand. O'Mahony and Dufour (2015) looked at the drivers of energy and carbon emissions in Spain from 1990 to 2011, and showed that economic growth acted to increase energy demand and carbon emissions. This study noted some policy success in decarbonising energy, to reduce carbon emissions, through increased renewable energy and switching to gas.

However, the study also found that the energy intensity of the economy was slow to improve, and attributed this to increased transport activity by private car and air, and decline in the technical efficiency of industry. The full estimates of all items are included as Appendix A1 and A2, in order to validate the results detailed above.

3.4. Comparison of long-term trends in the development indicators of 'progress' for Spain

In the interest of understanding national 'progress,' through historical trends in key development indicators, a similar approach to that of Kubiszewski et al. (2013) is applied here. The analysis compares change in ISEW per capita for Spain with data assembled for: Ecological Footprint per capita; Life Satisfaction; the Human Development Index (HDI); the Gini coefficient; and GDP per capita. In this analysis, the percentage change in each indicator is calculated, using 1990 as the base year, set to 100. A brief explanation of each indicator and the source of data follows.

The *Ecological Footprint per capita* is an indicator from sustainability science of the demands of humanity on nature. It measures the quantity of biologically productive land and water, in global hectares, that are required to provide the goods and services demanded, and to absorb the waste generated. Because trade has globalised ecological footprints beyond national borders, the footprint considers all of consumption, averaged across the citizens of each country by converting to per capita. Data for this indicator is obtained from the Global Footprint Network (2021).

Life Satisfaction is a subjective psychological measure of the average citizens satisfaction with life in general. The data is obtained from the World Database of Happiness (Veenhoven, 2020).

The *Human Development Index* is a composite indicator of income per capita, life expectancy, and education attained. It was developed by the United Nations Development Programme (UNDP) to measure development that includes both social and economic progress. Data is found in UNDP (2020a).

The *Gini coefficient* is an economic measure of income inequality, where zero indicates perfect equality, and one indicates maximum inequality. Updated data on the Gini coefficient, and of real GDP per capita in constant prices are obtained from the World Bank (2021).

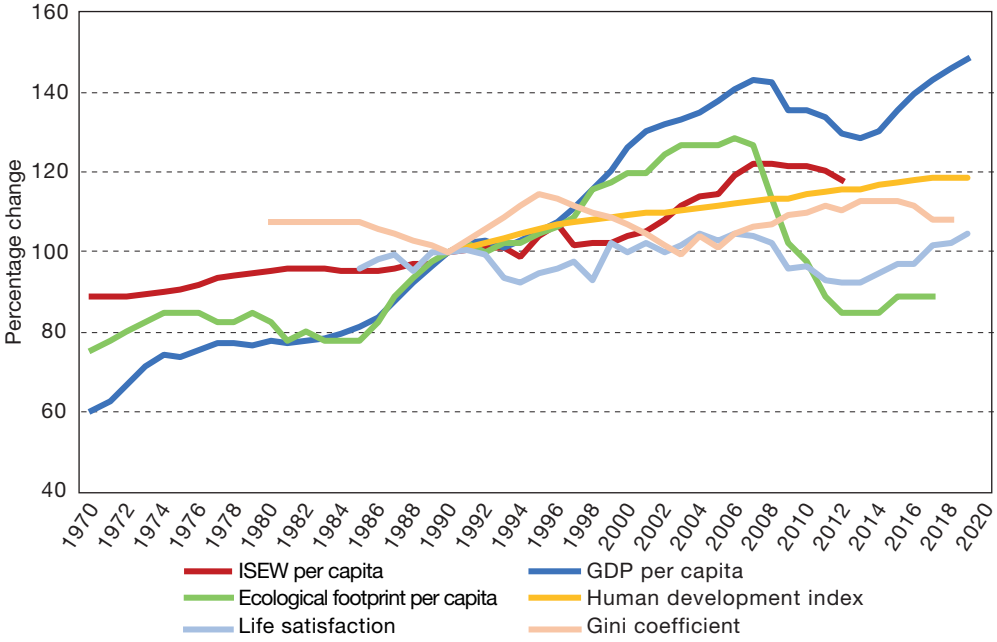
Similar to the multi-country findings of Kubiszewski et al. (2013), Figure 2 shows that the trends in the indicators are heterogeneous. Including the ISEW per capita from 1970 to 2012, and updates to the other indicators, it can be seen that economic growth is not driving significant improvements in what could be defined as 'progress'. GDP per capita has increased significantly from 1970 to 2019, and has acted as a major driver to increase the Ecological Footprint, damaging the environmental sustainability of Spanish development. This is consistent with the patterns of development in other affluent western nations, which amplify production and consumption, in development pathways that are both resource and waste

intensive, and therefore more environmentally destructive (EEA, 2019; Fleurbaey et al., 2014). The Ecological Footprint appears to have decoupled from economic growth, at a similar time to 'la crisis', and has yet to recover. This could suggest that some progress in improving the environmental sustainability of growth has been made recently. The trend is yet too short to form conclusions that are more definitive.

Trends in Life Satisfaction suggest that there has been little progress in improving the subjective satisfaction of the average individual since measurements began in 1985. Despite a small recovery since the recession, the overall pattern shows that neither major increases in GDP per capita, nor the parallel minor increases in the ISEW per capita, have translated into improvements in citizen satisfaction –when measured as happiness with life overall. An increase in the Gini Coefficient reflects an increase in income inequality. The Gini Coefficient has varied somewhat independently of economic growth –GDP per capita– over the period. This suggests that other factors, possibly through distributional policies of taxation and social welfare, may have had a major influence on income inequality. The Human Development Index shows a steady increase since its introduction in 1990. Spain shows an improvement in life expectancy and education indices, though much of the increase in HDI, as a composite indicator, can be attributed to economic growth (UNDP, 2020b).

FIGURE 2

COMPARISON OF TRENDS IN PERCENTAGE CHANGE OF KEY DEVELOPMENT INDICATORS, INDEXED FOR 1990 = 100



SOURCE: Own elaboration.

4. Discussion of 'progress'

4.1. Discussion of progress in Spanish welfare

The Index of Sustainable Economic Welfare for Spain suggests that the 'psychic income' of the average citizen has received scant benefit, despite decades of growth in GDP per capita, by +156% between 1970 and 2007. Sensitivity analysis in the original study suggests that the findings are robust, and are not attributable to how the index is estimated -see O'Mahony et al. (2018). The trends in the items that make up the index show the impact of economic growth, driving up personal consumption, but also driving up related environmental pressures and inequality. The second part of this story are public policy decisions with major implications for items that are significant to welfare. The index allows the pursuit of growth to be critiqued, but also the policy choices that have been made at the same time. Together, these determinants have supported growth in private consumption over decades. However, a risky growth strategy led to the economic recession, and the freeing of capital, that partially led to GDP growth, but also increased inequality. Inequality was further deepened by policy choices after the beginning of the recession, as it favoured public austerity. These two determinants, in the form of economic growth, and public policy choices, are also significant drivers of the costs of climate change, energy depletion, air pollution and road accidents. While economic activity drives demand, public policy can significantly alter demand and the form it takes. For the largest adjustment to the index, in the form of the increasing contribution of household labour, this can be attributed to population increase, to personal choice, or to cultural changes. Yet, even in this case, public policy and economic growth can be directed towards increasing the free time available to citizens, to dedicate to family and home care, by reducing working hours or providing universal basic income.

The synthesis study of global ISEW/GPI studies in Kubiszweski et al. (2013) showed heterogeneous trends across countries, but limited improvement in global welfare after 1978, and the Spanish ISEW study is consistent with this conclusion. The index reinforces the widely accepted conclusion that the development patterns of industrialised countries, in recent decades, are demonstrably unsustainable while also of limited benefit to human well-being (Fleurbaey et al., 2014). In an era of climate breakdown, ecological crisis and growing inequality, it is crucial to recognise the hollowness of economic growth in industrialised countries, but also the ability of policy and governance to shift to new paths. Earlier debates in sustainability circles, influenced by environmental economics, focussed on using economic growth to increase welfare, and to spur social and technological changes towards sustainability. Yet a broad shift has now occurred to acknowledge that this reformist approach is not sufficient. There is an urgent need for transformative sustainable development pathways, supported by public policy and bottom-up social change. This fundamental process of transforming the development path can lead to very different outcomes in the long-term (IPSP, 2018; IPCC, 2018; Kirby & O'Mahony, 2018; EEA, 2019).

Within this approach, economic growth becomes not a goal, but only a means to an end. There is a clear case to shift the objectives of national progress to well-being, sustainability and balance (O'Mahony & Luukkanen, 2020). If the ISEW can assist in this process of reflection and re-orientation of development paths, then it is of clear benefit.

4.2. Discussion of progress in the index

Returning to the two major issues noted for ISEW/GPI studies, the theoretical foundation and the standardisation of valuation methods, as discussed earlier, an advancement in the theoretical basis of ISEW/GPI has been achieved in the discussions of Lawn. An important area for the consideration is the potential for confusion between current welfare and future sustainability. While Fisher (1906) sought to measure 'psychic income' –experienced in a particular year– the extended version of Fisher's income, in Lawn (2008), includes the 'uncancelled costs' of lost natural capital services that are consumed in the economic process, as per Daly (1979). Long-term environmental damage, through the impacts of climate change, are one of these uncancelled costs, and therefore fall clearly within the scope of the index.

The second topic of discussion, the standardisation of valuations, has been a controversial topic since Neumayer (1999). Neumayer raised major questions about approaches to valuations, within a decade of the first ISEW study by Daly and Cobb, in 1989. Fleurbaey and Blanchet (2013) have pointed out the important contribution of the ISEW/GPI, through the inclusion of resource depletion in the calculation.

The ISEW for Spain sought to directly address these debates, and may have assisted in achieving a standardisation of approach. The recommend approaches have since been applied in studies such as Pais et al., (2019) on the OECD, and Long and Ji (2019) on the provinces of China. O'Mahony et al., (2018) focussed particularly on improving the key estimations of the *costs of energy depletion* and the *costs of climate change*, deriving innovative approaches, original in the literature, and applicable to other nations[2].

O'Mahony et al. (2018) also omitted net capital growth (Item V), change in net international position (Item W) and the cost of ozone depletion (Item U). The omission of items V and W are in line with Lawn (2013), who argued that neither of these items are compatible with the Fisherian concept of income. Item U was omitted as ozone depletion is of declining importance in sustainability, and also due to a related lack of appropriate data. A famed global policy success from the cooperative United Nations process, the *Montreal Protocol,* achieved a phase out of substances that deplete the ozone layer. This success is represented not just in declining global ozone emissions, but also in less study. The costs of ozone depletion became an

[2] The study also derived a new approach for water pollution.

unfashionable topic for research, and consequently, up-to-date estimations of the costs of ozone related damages are no longer available. This prompted the omission of this cost from the index, and constitutes a conservative assumption on long-term environmental costs applicable in an ISEW[3].

The modification of the index, as decades pass, is consistent with the recommendation of Bagstad et al. (2014). In that paper, it is discussed how it is necessary to revisit the component list in these studies, to ensure that it represents the range of benefits and costs to welfare that are currently recognised in the breadth of social science, environmental and economic literature. Neither sustainability nor human welfare or well-being are static, but are constantly changing in extent, quality, priority and perception, and this flux requires an ongoing process of reflection on indicators and measurement.

It has been recommended in the New Zealand GPI, to avoid conflation of welfare and sustainability, to restrict the study to welfare (Patterson et al., 2019). In this approach the long-term sustainability related measures of reduced or depleted stocks are excluded. The approach places welfare as analogous to 'well-being,' and aims to restrict measurement to current welfare, to a flow in a particular year, rather than a stock over a number of years. There are a number of difficulties with this approach. Firstly, the concept of economic welfare, since Marshall (1890), has only offered an indirect approximation of human well-being, and conflating welfare with well-being is becoming more problematic (see section 4.3). Secondly, as described by Lawn (2005), consumption exhibits both stock and flow characteristics. Not all goods are consumed within the year of purchase, and it is the services of these goods that are chiefly desired, in keeping with Fisher's concept of income (Fisher, 1906)[4]. Thirdly, it appears ethically partisan to borrow from the future without noting this as a cost. So while this approach may be neater from an accounting perspective, it is ethically troubling in the context of the unfolding sustainability crises, that now threaten the well-being, and even the survivability, of future generations and the natural world.

4.3. Discussion of progress in understanding welfare, well-being and sustainability

Two issues that receive less attention in the indicators debate are that of the relationship of consumption to well-being, and the objectives and audience of the indicator. On the relationship of consumption to well-being, Lawn (2003) has noted the problematic nature of consumption, and suggested a sensitivity analysis

[3] Vigilance remains necessary, despite initial signs of recovery, it will take decades for the ozone layer to recover. The *Montreal Protocol* was adopted in 1987 and signed by all countries since then. It has led to a dramatic decline in global ozone-depleting emissions, but there is a time lag to seeing reduced concentrations in the atmosphere. The costs of impacts are consequently still of relevance to sustainability.

[4] Lawn (2005) gives the example of a light bulb, where the service provided for by one single long-life light bulb –that may last several years– is the same is that provided for by a number of short-life light bulbs –that expire quickly, possibly in a fraction of a year.

of excluding some categories such as 'cigarettes and tobacco' (Lawn, 2005). Yet, the varying contribution of different consumption categories to human well-being remains a nascent field of research, which requires further development (Stanca & Veenhoven, 2015). However, there are deeper unresolved philosophical issues in the conflation of the welfare measure of consumption with well-being. Van der Slycken and Bleys (2019) discuss how the psychic income of Fisher (1906) stresses the psychic or experiential nature of income, related to the subjective satisfactions in the human psyche. This is broadly consistent with Marshall's welfare that underpins neoclassical economics (Marshall, 1890), but this position is subject to growing opposition.

Discussion of the damaging effects of consumption has been persistent since the Ancient Greeks, who considered that it can undermine the balance of the individual, and threaten society (Dodds, 1997). 'Over-consumption' is now widely acknowledged as a global 'mega-driver' of inequality, and of sustainability crises across planetary boundaries, through the consumption of resources and production of wastes (Fleurbaey et al., 2014). Marshall himself described the 'law of diminishing marginal utility' to describe a reduction in utility for each additional unit of consumption. The consequences of excessive or inappropriate consumption for the individual can even involve damage to physical and mental health. The combination of these systemic impacts, of the current patterns of consumption –from individual, to society and the natural world– are a serious challenge to assuming well-being is analogous to consumption, or to consumption expenditure. This renders both Marshall's welfare and Fisher's psychic income, as increasingly difficult to defend, suggesting that other concepts of well-being need prioritisation.

Another valid criticism of ISEW/ GPI studies arose from the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress (CMEPSP), generally referred to as the Stiglitz-Sen-Fitoussi Commission. The Commission noted that while the ISEW charges welfare for the depletion of, or damage to, environmental resources, this is only one part of the answer to the questions of sustainability (Stiglitz et al., 2009). The Commission noted that what is needed is an assessment of the distance from sustainability targets, as measures of overconsumption, and of underinvestment on the other side of the inequality coin. This leads to questions about what the objectives of the indicator are, and to what audience it is directed? This more strategic communications and political discussion was alluded to by Lawn (2005), in noting that the chief argument for the alternative label of 'Genuine Progress Indicator' is that it has more public appeal. The ISEW and GPI can offer a hybrid of welfare and sustainability measurement that can generate greater public discussion, and on that basis, it appears to offer a valuable function in communication, and in challenging the hegemony of non-adjusted measures of welfare or production, such as GDP. However, single issue economic and sustainability measures, and dashboards of indicators, will also continue to be necessary, if not dominant. The Spanish ISEW illustrates the useful insights from a hybrid measure, but it cannot fully replace other indicators of progress, due to the limitations outlined above. As

described in O'Mahony et al. (2018): "The ISEW is a measure of welfare that uses sustainability accounting methods when estimating costs, but it is not an indicator of whether welfare is actually sustainable" (p. 300).

5. Conclusion

The Index of Sustainable Economic Welfare was developed by ecological economists to challenge the hegemony of economic growth as the yardstick of progress. While understanding economic output is important to understanding the economy, at best, it can only contribute limited insights into understanding 'progress,' and little into priority policy dimensions such as human well-being and sustainability.

The Spanish Index of Sustainable Economic Welfare, or 'ISEW', in O'Mahony et al. (2018) is the first of its kind developed for Spain. It suggested that when economic welfare is corrected for social and environmental costs and benefits, despite decades of growth in Gross Domestic Product (GDP), the welfare of the average citizen has changed little. The contribution of household labour, in care of the home and of the family, shows a major positive contribution to national welfare, that is excluded from traditional economic measures. Yet, when welfare is corrected for costs such as inequality, the depletion of non-renewable energy, and of climate change, the improvement in the measure of welfare from 1970 to 2012 is meagre. It has been concluded that the historical development paths of the wealthy industrialised countries, including Spain, have key responsibility in driving the defining sustainability challenges of our time, through climate and ecological breakdown, and in inequality (Fleurbaey et al., 2014). The dominant 20th century approach to development, of pursuing economic growth, along with piecemeal policies to improve welfare and environmental efficiency, are delivering paltry outcomes. Current development paths come with costs that damage present welfare, and embed immense risks for the future, in both climate and ecological breakdown. Taking these conclusions together, the finding of the ISEW is startling, and must prompt deep reflection on the type of national development paths that are pursued, and to whom they benefit.

This paper has considered updates in the global literature on the ISEW, and in the understanding of welfare and sustainability more generally. It demonstrates that if ISEW and GPI studies encourage this kind reflection, they will have value in the discussion of 'progress'. Through putting the apples and oranges of costs and benefits to welfare, in the same form, they can be used as an approach to critique public policy outcomes, and development in general. This is beneficial for public and political debate, when compared with the many sins that are usually hidden in an upward GDP curve. The Spanish ISEW shows that, as consumption expenditures increased, so too did environmental costs. It also shows the damage of austerity policy after the recession. Taking transformative integrated sustainable development

paths offers the opportunity to render economic growth only a means to an end, replaced by sustainability and well-being as the main focus of progress (O'Mahony & Luukkanen, 2020). In recent years, ISEW and GPI studies have advanced in two key areas to support this: in developing the theoretical basis, particularly in the various writings of Lawn and in Van der Slycken and Bleys (2020), and in standardisation of valuation approaches, as pursued in the Spanish ISEW of O'Mahony et al. (2018). Some criticisms remain, in that the ISEW does not actually measure whether welfare is sustainable or not, merely charging it for costs (Stiglitz et al., 2009). Even if ecological footprints are useful, however, it is not possible to clearly show both progress, and a variety of sustainability limits, in a single indicator. This requires dashboards of indicators, of multiple dimensions. These also must be part of public and policy discussion if sustainable development is to be pursued.

The updated trends in the other indicators of progress, considered in section 3.4 of this paper, are not inconsistent with the conclusion from the original ISEW study. Using new data, the conclusion that the rise in GDP per capita has not translated into commensurate progress, in the social or environmental indicators of sustainability, is further supported. It can be seen that GDP per capita drives disimprovement in environmental sustainability, as measured by the Ecological Footprint. There is little or no improvement in social sustainability indicators, in life satisfaction and income inequality. There is some improvement in the HDI, partially due to increased life expectancy and education. But as HDI is a composite indicator, that includes national income, this can also be related to rising GDP. This updated analysis of development indicators for Spain therefore reinforces the critique provided by the ISEW. However, it also raises questions about the theoretical underpinning of ISEW/GPI studies, which rely on consumption expenditure as the underlying measure of human welfare.

A deeper and more troubling challenge is in the recognition that income and consumption provide poor indicators of human well-being. Emerging debates across economics, and the variety of fields of human well-being, increasingly suggest the limitations of this approach (O'Mahony & Luukkanen, 2020). Nonetheless, it is important to note, that no indicator can be considered entirely objective, or 'apolitical'. All indicators encompass a philosophical history embedded, which deeply influences how the world is perceived, and the framing and discussion of the priorities of 'progress'. If it is true that 'what's measured gets managed' then it is crucial to recognise this perspective. Reconsidering the philosophy, objectives and the audience of indicators, becomes a crucial exercise, as we move towards addressing the considerable challenges of the 21st century. During the epoch of mass industrialisation in previous centuries, a time of great change, thinkers such as Marshall, Fisher, Smith and Marx, had groundbreaking ideas that had major implications for economics, and for the understanding of the wider world. Similarly, in this current epoch of great change, shifts in economics and in how we understand the world, are inevitable, necessary and have already begun. These shifts are vital to our collective future, and to that of the natural world on which we depend.

References

Bagstad, K. J., Berik, G., & Gaddis, E. J. B. (2014). Methodological developments in US state level genuine progress indicators: toward GPI 2.0. *Ecological Indicators, 45*, 474-485. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.05.005

Daly, H. (1991). From empty-world economics to full-world economics: recognizing an historical turning points in economic development. In R. Goodland, H. Daly, S. El Serafy (1991). *Environmentally sustainable economic development building on Brundtland (English)*. Environment Department working paper; no. ENV 46 Washington, D.C.: World Bank Group. http://documents.worldbank.org/curated/en/332821467989482335/Environmentally-sustainable-economic-development-building-on-Brundtland

Daly, H. (1979). Entropy, growth, and the political economy of scarcity. In: V. K. Smith, (Ed.), *Scarcity and Growth Reconsidered*. John Hopkins University Press, pp. 67-94.

Daly, H., & Cobb, J. (1989). *For the Common Good: Redirecting the Economy toward Community, the Environment, and a Sustainable Future*. Beacon Press.

Dodds, S. (1997). Towards a 'science of sustainability': improving the way ecological economics understands human well-being. *Ecological Economics 23* (2): 95-111.

Fisher, I. (1906). *Nature of Capital and Income*. A. M. Kelly.

EEA (European Environment Agency) (2019). *The European environment — state and outlook 2020: Knowledge for transition to a sustainable Europe*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Fleurbaey, M. (2015). Beyond income and wealth", *Review of Income and Wealth, 61*, No. 2, pp. 199-219. https://doi.org/10.1111/roiw.12187

Fleurbaey, M., & Blanchet, D. (2013). *Beyond GDP: Measuring Welfare and Assessing Sustainability*. Oxford University Press.

Fleurbaey, M., Kartha, S., Bolwig, S., Chee, Y. L., Chen, Y., Corbera, E., Lecocq, F., Lutz, W., Muylaert, M. S., Norgaard, R. B., Okereke, C., & Sagar, A. D. (2014). Sustainable development and Equity. In: *Climate Change (2014). Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel & J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press.

Global Fooprint Network (2021). *National Footprint & Biocapacity Accounts 2021: Public Data Set*.

IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services*. Editors. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio, H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, & C. N. Zayas. IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages. https://www.ipbes.net/global-assessment

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2018). *Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of Global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts*

to eradicate poverty [V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H. O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P. R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C.Péan, R. Pidcock, S. Connors, J. B. R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M. I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, & T. Waterfield (eds.)]. http://pure.iiasa.ac.at/15716

IPSP (International Panel on Social Progress) (2018). Rethinking Society for the 21st Century. In, *Rethinking Society for the 21st Century: Report of the International Panel on Social Progress* (pp. I-Ii). Cambridge University Press.

Kirby P., & O'Mahony T. (2018). Planning Future Pathways: Implications and Outcomes of Scenario Studies. In: *The Political Economy of the Low-Carbon Transition. International Political Economy Series*. (pp. 115-141). Palgrave Macmillan, Cham.

Kolstad C., Urama K., Broome J., Bruvoll A., Cariño Olvera M., Fullerton D., Gollier C., Hanemann W.M., Hassan R., Jotzo F., Khan M. R., Meyer L., & Mundaca L. (2014). Social, Economic and Ethical Concepts and Methods. In O. Edenhofer, R. Pichs Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel, & J. C. Minx (eds.), *Climate Change (2014). Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate*. Cambridge University Press.

Kubiszewski, I., Costanza, R., Franco, C., Lawn, P., Talberth, J., Jackson,T., & Aylmer, C. (2013). Beyond GDP: measuring and achieving global genuine progress. *Ecological Economics 93*, 57-68. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.04.019

Lawn, P. A. (2003). A theoretical foundation to support the index of sustainable economic welfare (ISEW), genuine progress indicator (GPI), and other related indexes. *Ecological Economics 44* (1), 105-119. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00258-6

Lawn, P. A. (2005). An assessment of the valuation methods used to calculate the index of sustainable economic welfare (ISEW), genuine progress indicator (GPI), and sustainable net benefit index (SNBI). *Environmental Development and Sustainability 7* (2), 185-208. https://doi.org/10.1007/s10668-005-7312-4

Lawn, P. (2008). Response to "on income, sustainability, and the 'microfoundations' of the GPI" *International Journal of Environment Workplace and Employment 4* (1), 59-81. https://dx.doi.org/10.1504/IJEWE.2008.022258

Lawn, P. A. (2013). The failure of the ISEW and GPI to fully account for changes in human health capital—A methodological shortcoming not a theoretical weakness. *Ecological Economics 88*, 167-177. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.12.028

Lawn, P., & Sanders, R. (1999). Has Australia surpassed its optimal macroeconomic scale: finding out with the aid of 'benefit' and 'cost' accounts and a sustainable net benefit index. *Ecological Economics, 28*, 213-229. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00049-4

Long, X., & Ji, X. (2019). Economic Growth Quality, Environmental Sustainability, and Social Welfare in China–Provincial Assessment Based on Genuine Progress Indicator (GPI). *Ecological Economics, 159*, 157-176. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.01.002

Marshall, A. (1890). *Principles of Economics* (First ed.). London: Macmillan.

Max-Neef, M. (1995). Economic growth and quality of life, *Ecological Economics 15*, 115-118. https://doi.org/10.1016/0921-8009(95)00064-X

Menegaki, A. N., & Tiwari, A. K. (2017). The index of sustainable economic welfare in the energy-growth nexus for American countries. *Ecological Indicators, 72*, 494-509. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.036

Neumayer, E. (1999). The ISEW: not an index of sustainable economic welfare. *Social Indicators Research 48* (1), 77-101.

Nordhaus, W., & Tobin, J. (1973). Is growth obsolete? In *The measurement of economic and social performance* (pp. 509-564). National Bureau of Economic Research. https://www.nber.org/system/files/chapters/c3621/c3621.pdf

O'Mahony, T., & Dufour, J. (2015). Tracking development paths: monitoring driving forces and the impact of carbon-free energy sources in Spain. *Environmental Science and Policy. 50,* 62-73. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.02.005

O'Mahony, T., Escardó-Serra, P., & Dufour, J. (2018). Revisiting ISEW Valuation Approaches: The Case of Spain Including the Costs of Energy Depletion and of Climate Change. *Ecological Economics, 144*, 292-303. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.07.024

O'Mahony, T. & Luukkanen, J. (2020). Transition through 'sustainable well-being,' an approach to overcome what consumes us. In A. Diemer, E. Nedelciu, M. Schellens, M. Morales, & M. Osstdijk, *Paradigms, models, scenarios and practices for strong sustainability*. Editions Oeconomia.

Pais, D. F., Alfonso, T. L., Marques, A. C., & Fuinhas, J. A. (2019). Are economic growth and sustainable development converging? Evidence from the comparable genuine progress indicator for Organization for Economic Co-operation and Development Countries. *International Journal of Energy Economics and Policy, 9*, 202-213.

Patterson, M., McDonald, G., Forgie, V., Kim, J.H., Hardy, D., McDonald, N., & Zhang, J. (2019). *Beyond Gross Domestic Product: The New Zealand Genuine Progress Indicator to Measure the Economic, Social and Environmental Dimensions of Well-being from 1970 to 2016*. Massey University.

Redefining Progress (1995). *Gross Production Vs Genuine Progress*. Excerpt from the Genuine Progress Indicator: Summary of Data and Methodology.

Roberts, L., Brower, A., Kerr, G., Lambert, S., McWilliam, W., Moore, K., Quinn, J., Simmons, D., Thrush, S., Townsend, M., Blaschke, P., Costanza, R., Cullen, R., Hughey, K., & Wratten, S. (2015). *The nature of well-being: how nature's ecosystem services contribute to the well-being of New Zealand and New Zealanders*. Department of Conservation, Wellington.

Stanca, L., & Veenhoven, R. (2015). Consumption and happiness: an introduction. *International Review of Economics, 62* (2), 91-99. https://doi.org/10.1007/s12232-015-0236-x

Stiglitz, J.E., Sen, A, & Fitoussi J.P. (2009). *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress*. Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress. https://www.economie.gouv.fr/files/finances/presse/dossiers_de_presse/090914mesure_perf_eco_progres_social/synthese_ang.pdf

UNDP (United Nations Development Programme). (2020a). *Human Development Reports Database*. http://hdr.undp.org/en/countries/profiles/ESP#

UNDP (United Nations Development Programme) (2020b). *Human Development Report 2020: The Next Frontier: Human Development and the Anthropocene, Briefing note for countries on the 2020 Human Development Report*. http://hdr.undp.org/sites/default/files/Country-Profiles/ESP.pdf

UNDP (United Nations Development Programme). (2003). *United Nations Human Development Report 2003. Millennium Development Goals–A Compact Among Nations to End Human Poverty*. http://hdr.undp.org/en/content/human-development-report-2003

Van der Slycken, J., & Bleys, B. (2020). A Conceptual Exploration and Critical Inquiry into the Theoretical Foundation(s) of Economic Welfare Measures. *Ecological Economics, 176,* 106753. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106753

Veenhoven, R. (2020). *Happiness in Spain (ES), World Database of Happiness*. Erasmus University Rotterdam. https://worlddatabaseofhappiness.eur.nl/

World Bank. (2021). *World Development Indicators: Databank*. https://databank.worldbank.org/source/world-development-indicators#

APPENDIX

TABLE A1
ITEMS A TO N IN THE INDEX OF SUSTAINABLE ECONOMIC WELFARE FOR SPAIN FROM 1970 TO 2012 IN MILLION 2010€ FROM O'MAHONY ET AL. (2018)

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	M	N
Year	Personal consumption	Gini coeffic.	Weighted consumption	Household labour	Services of consumer durables	Roads	Public health and education	Cost of consumer durables	Private health and education	Commuting	Road accidents	Water poll.
			+	+	+	+	+	–	–	–	–	–
1970	186256	0.35	137773	301689	3486	771	6925	15493	12316	5431	11013	2010
1971	195522	0.36	143946	304051	3427	833	8043	15230	12384	5610	11356	2022
1972	210803	0.36	154468	305007	4631	850	9626	20583	12447	7086	11711	2034
1973	226795	0.37	165411	306121	5475	901	11413	24331	12282	7807	12076	2046
1974	239798	0.36	176795	307095	5869	949	12435	26085	11912	8624	12453	2058
1975	245386	0.34	182903	308548	5993	965	14031	26634	11585	8536	12467	2068
1976	259638	0.33	195677	310122	5922	1057	14928	26320	11138	9507	13069	2079
1977	264542	0.31	201613	312061	5420	1040	16359	24089	10310	10114	13498	2090
1978	268889	0.3	207254	313934	5080	1259	17327	22576	9614	10026	14659	2101
1979	273719	0.28	213402	317016	4871	1251	17447	21649	9177	10393	14680	2112
1980	280057	0.27	220882	315850	4631	1405	17976	20580	8378	10560	13994	2122
1981	279773	0.26	221217	317336	4169	1438	17828	18529	8255	10607	13860	2133
1982	282335	0.26	223809	317208	4161	1659	18514	18495	8439	10450	12979	2144
1983	284980	0.26	226480	316953	4262	1738	20446	18942	8452	11054	13933	2155
1984	285562	0.26	227522	316413	3937	1906	19304	17498	8185	11026	14559	2166
1985	293251	0.25	234245	315737	4244	2154	19095	18863	8316	11085	15416	2178
1986	303970	0.26	241246	314908	5028	3359	19613	22345	8499	11621	16953	2190
1987	324061	0.26	257621	313826	6116	3493	21097	27184	8739	13063	18856	2203
1988	339069	0.24	272519	312647	6797	3523	24707	30209	9467	14120	20176	2215
1989	359508	0.26	285528	311385	7131	3667	26375	31694	10117	15068	21610	2228
1990	374233	0.27	294074	310021	6663	4428	29357	29611	10752	13985	21190	2241

SOURCE: O'Mahony et al. (2018).

TABLE A1 *(Cont.)*

ITEMS A TO N IN THE INDEX OF SUSTAINABLE ECONOMIC WELFARE FOR SPAIN FROM 1970 TO 2012 IN MILLION 2010€ FROM O'MAHONY ET AL. (2018)

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	M	N
Year	Personal consumption	Gini coeffic.	Weighted consumption	Household labour	Services of consumer durables	Roads	Public health and education	Cost of consumer durables	Private health and education	Commuting	Road accidents	Water poll.
			+	+	+	+	+	–	–	–	–	–
1991	387586	0.29	301373	308483	6367	4656	30932	28296	11687	14405	20651	2253
1992	397144	0.30	305602	307096	6459	4209	32991	28705	12559	15296	17662	2265
1993	393641	0.31	299796	305690	5571	4152	33650	24760	13267	15316	16973	2276
1994	397409	0.33	299589	304166	6059	4248	33068	26928	13733	16266	15331	2288
1995	430282	0.34	321106	302487	4700	3989	34150	20889	10424	13458	15896	2304
1996	445502	0.34	332464	300734	5058	3468	35000	22482	10984	14359	15199	2316
1997	450691	0.35	333845	288598	5605	2903	35913	24912	11019	14978	15373	2628
1998	470298	0.34	350969	276548	6370	3072	37314	28313	11506	15811	16108	2939
1999	498004	0.33	374439	264765	7234	3140	39096	32149	12174	17226	15247	3149
2000	523953	0.32	396934	253416	6862	3257	40176	30499	12607	17851	14494	1432
2001	539884	0.33	405928	263327	6889	3322	41668	30618	13029	17967	13895	1438
2002	550541	0.31	420260	274101	6262	3406	43997	27832	13409	17496	13563	1511
2003	566513	0.31	432452	286500	6431	3494	47007	28581	13957	17810	13687	1394
2004	590886	0.31	451058	292147	7055	3506	49264	31354	14429	18989	11791	2856
2005	613501	0.32	464070	298041	7230	3725	50962	32132	14943	20376	11361	2702
2006	637825	0.32	483567	303694	7352	3918	53819	32674	15211	21423	10871	2259
2007	660756	0.32	500952	309816	7373	4108	56824	32768	15546	22207	10055	2248
2008	652653	0.32	494809	316698	6421	4102	60180	28539	15565	21851	8423	2237
2009	621898	0.33	467592	321452	5333	4286	63357	23702	15442	19736	7334	2226
2010	623812	0.34	464146	323948	5099	4227	61373	22661	15571	20405	6587	2215
2011	615691	0.35	457763	325984	4491	2684	57615	19962	15179	20220	5857	2204
2012	599652	0.35	444187	327844	4035	2561	52382	17932	15276	19701	5460	2193

SOURCE: O'Mahony et al. (2018).

TABLE A2

ITEMS O TO AB IN THE INDEX OF SUSTAINABLE ECONOMIC WELFARE FOR SPAIN FROM 1970 TO 2012 IN MILLION 2010€ FROM O'MAHONY ET AL. (2018)

A	O	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	AA	AB
Year	Air pollution	Wet–lands	Gain/loss agri-cultural land	Energy depletion	Climate change	*Ozone depletion*	*Net capital growth*	*Invest-ment position*	Total ISEW	Popula-tion	GDP	ISEW/ capita*	GDP/ capita*
	–	+	+/–	–	–	–	+	+					
1970	25333	0	–961	27194	9410	*2386*	*47951*	*–17630*	341483	33587610	334535	10 167	9960
1971	27470	0	–1077	28178	10565	*4772*	*47951*	*–17630*	346407	34041452	348827	10 176	10247
1972	29773	0	–1167	28990	12148	*7158*	*47951*	*–17630*	348644	34341903	378053	10 152	11008
1973	32222	0	–1263	29853	13278	*9544*	*47951*	*–17630*	354161	34663507	409178	10 217	11804
1974	34101	0	–1337	31103	15097	*11930*	*47951*	*–17630*	360374	34970634	433019	10 305	12382
1975	34243	0	–1343	31950	16158	*14316*	*62442*	*–12566*	367455	35338041	434831	10 398	12305
1976	35032	0	–1374	34558	18010	*16702*	*62442*	*–12566*	376619	35723408	444846	10 543	12453
1977	35695	0	–1400	33883	18117	*19088*	*62442*	*–12566*	387296	36155465	453272	10 712	12537
1978	36474	0	–1430	35067	18940	*21474*	*62442*	*–12566*	393967	36584635	463155	10 769	12660
1979	36887	0	–1446	36204	19637	*23860*	*62442*	*–12566*	401801	37160377	468405	10 813	12605
1980	36679	0	–1438	38203	21141	*26246*	*34953*	*–8812*	407648	37241868	469656	10 946	12611
1981	35980	0	–1411	37944	20795	*28632*	*34953*	*–8812*	412474	37636201	460002	10 959	12222
1982	36390	639	–1427	37939	21484	*31018*	*34953*	*–8812*	416244	37844910	462375	10 999	12218
1983	37060	647	–1453	37532	21393	*33404*	*34953*	*–8812*	418551	38040699	469330	11 003	12338
1984	37722	647	–1426	38509	21195	*35790*	*34953*	*–8812*	417444	38204159	475948	10 927	12458
1985	38307	647	–1458	39261	21872	*38176*	*–115*	*–8368*	419364	38352991	486003	10 934	12672
1986	40358	647	–1502	41165	21121	*40562*	*–115*	*–8368*	419046	38484642	511418	10 889	13289
1987	42878	647	–1618	42581	21595	*42880*	*–115*	*–8368*	424084	38586591	543367	10 990	14082
1988	45441	647	–1730	43845	22973	*45129*	*–115*	*–8368*	430664	38675049	577016	11 135	14920
1989	47727	918	–1723	48572	26693	*47310*	*–115*	*–8368*	429572	38756648	605462	11 084	15622
1990	49788	918	–1569	47081	24511	*48979*	*33315*	*–12776*	444733	38826297	631938	11 454	16276

* NOTA. ISEW/ capita and GDP/ Capita in €2010, all other monetary items in million €2010.
SOURCE: O'Mahony et al. (2018).

TABLE A2 *(Cont.)*

ITEMS O TO AB IN THE INDEX OF SUSTAINABLE ECONOMIC WELFARE FOR SPAIN FROM 1970 TO 2012 IN MILLION 2010€ FROM O'MAHONY ET AL. (2018)

A	O	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	AA	AB
Year	Air pollution	Wet-lands	Gain/loss agricultu-ral land	Energy depletion	Climate change	*Ozone depletion*	*Net capital growth*	*Invest-ment position*	Total ISEW	Popula-tion	GDP	ISEW/ capita*	GDP/ capita*
	–	+	+/–	–	–	–	+	+					
1991	50896	918	–442	49248	26141	*50769*	*33315*	*–12776*	448709	38874573	654144	11542	16827
1992	51059	918	–366	50837	27958	*52944*	*33315*	*–12776*	450565	39003524	665115	11552	17053
1993	48741	1042	–349	48491	27500	*54866*	*33315*	*–12776*	452228	39131966	658057	11556	16816
1994	49064	1233	–147	51291	29436	*56191*	*33315*	*–12776*	443878	39246833	668344	11310	17029
1995	46941	1233	–149	55601	31914	*56576*	*–5773*	*–26440*	470089	39343100	688469	11948	17499
1996	44968	1235	–417	54222	30884	*56959*	*–5773*	*–26440*	482129	39430933	706285	12227	17912
1997	45919	1235	–467	58275	33090	*57413*	*–5773*	*–26440*	461439	39525438	735296	11674	18603
1998	44654	1235	3930	61021	34607	*57807*	*–5773*	*–26440*	464481	39639388	772224	11718	19481
1999	44723	1235	4279	64511	38638	*58220*	*–5773*	*–26440*	466370	39802827	809650	11717	20342
2000	43634	1235	4422	67486	41181	*58604*	*66697*	*–60754*	477119	40049708	851183	11913	21253
2001	42407	1235	–6056	68642	41721	*59088*	*66697*	*–60754*	486596	40476723	889416	12022	21974
2002	43028	1318	–6243	71408	45364	*59547*	*66697*	*–60754*	509492	41035278	924336	12416	22525
2003	41097	1304	–6457	72927	47282	*59894*	*66697*	*–60754*	533995	41827838	961937	12766	22998
2004	41318	1304	–1086	76970	50569	*60205*	*66697*	*–60754*	554972	42547451	1000911	13044	23525
2005	40215	1304	–1131	78673	54034	*60459*	*82749*	*–115832*	569765	43296338	1046007	13160	24159
2006	38574	1304	311	78186	53732	*60669*	*82749*	*–115832*	601034	44009971	1094536	13657	24870
2007	37668	1588	322	79260	55706	*60765*	*82749*	*–115832*	625527	44784666	1141805	13967	25495
2008	29564	1605	–9461	76194	51881	*60857*	*82749*	*–115832*	640103	45668939	1133024	14016	24810
2009	26881	1707	–9048	68028	46321	*60958*	*82749*	*–115832*	645010	46239273	1098454	13949	23756
2010	25623	1605	–8632	66634	44964	*61053*	*–22889*	*9444*	647106	46486619	1080913	13920	23252
2011	25575	1707	–4451	66268	45862	*61144*	*–22889*	*9444*	644667	46667174	1041847	13814	25575
2012	24513	1707	–4215	65485	45968	*61230*	*–22889*	*9444*	631972	46818219	998065	13498	24513

* ISEW/capita and GDP/Capita in €2010, all other monetary items in million €2010.
SOURCE: O'Mahony et al. (2018).

CUADERNOS ECONÓMICOS ICE INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA

Las bases materiales del desarrollo económico en España (1860-2016). Un estudio desde el metabolismo social*

The Material Basis of Spain's Economic Development (1860-2016). A Socio-Metabolic Perspective

Juan Infante-Amate
Universidad de Granada

Eduardo Aguilera
Universidad Politécnica de Madrid

Jaume Vila
Ángel Sanjuán
Felipe Oropesa
Manuel González de Molina
Universidad Pablo de Olavide

Resumen

En este trabajo presentamos una serie histórica de los indicadores de extracción, comercio y uso de materiales recogidos en la metodología de la contabilidad del flujo de materiales, un sistema armonizado internacionalmente para cuantificar el uso de recursos a nivel regional. Con los resultados obtenidos analizamos la transición al metabolismo industrial en España, observando: (i) un rápido aumento en el consumo de materiales (se cuadruplican en términos per cápita) y en la transición al uso de recursos no renovables, especialmente entre 1960 y 2007; (ii) transición de exportador neto (hasta c. 1930) a importador neto (desde c. 1960); (iii) continuada caída de la intensidad material; y (iv) fuerte caída en el uso de materiales tras la Gran Recesión.

Palabras clave: *contabilidad del flujo de materiales, metabolismo social, economía ecológica, desmaterialización, objetivos del desarrollo sostenible, antropoceno.*

Clasificación JEL: *O13, N53, N54.*

Abstract

In this work, we provide a historical series of the material extraction, trade, and use indicators contained within the Material Flow Accountability methodology—which is an internationally standardized system to quantify resource use at a regional level. Drawing on our results, we examine the transition to industrial metabolism in Spain, highlighting: (i) a quick increase in material consumption (400 % per capita growth) and in the transition to non-renewable resource use, especially between 1960 and 2007; (ii) a transition from net exporter (until ca. 1930) to net importer (desde ca. 1960); (iii) a persistent decrease in material intensity; and (iv) a sudden drop in material use after the Great Recession.

Keywords: *material flow accounting, social metabolism, ecological economics, dematerialization, sustainable development goals, antrhopocene.*

* Artículo realizado con la financiación del proyecto RTI2018-093970-B-C33 del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades y de la Beca Leonardo a Investigadores y Creadores Culturales 2019 de la Fundación BBVA (la Fundación BBVA no se responsabiliza de las opiniones, comentarios y contenidos incluidos en el proyecto y/o los resultados obtenidos del mismo, los cuales son de total responsabilidad de sus autores).

DOI: https://doi.org/10.32796/cice.2021.101.7194
Recibido: Marzo 2021 · Aceptado: Abril 2021

1. Introducción

En los últimos dos siglos, con el auge de la sociedad industrial, la humanidad ha multiplicado a niveles sin precedentes su capacidad de extraer, procesar y usar materiales para satisfacer sus necesidades, lo que ha permitido que la mayor parte de la población mundial alcance cotas inéditas de bienestar (Krausmann *et al*., 2009; Smil, 2016; Pinker, 2018). Hoy podemos recorrer con facilidad largas distancias, usar y desechar decenas de productos diariamente, construir con rapidez grandes edificios e infraestructuras, o consumir regularmente alimentos exóticos (Smil, 2016).

Sin embargo, el aumento en la apropiación y uso de recursos materiales está conllevando, a su vez, graves impactos en el medioambiente que ponen en cuestión la viabilidad de este modelo de desarrollo. Existen sobradas evidencias que sostienen que se están superando ciertos «umbrales de seguridad» a partir de los cuales podemos afrontar riesgos impredecibles que pueden amenazar nuestro modo de vida (Rockström *et al*., 2009). Por este motivo, uno de los grandes retos futuros de nuestra sociedad es conseguir desacoplar los niveles de desarrollo y de bienestar del uso de recursos naturales. No en vano, este propósito aparece de manera directa o indirecta en cinco de los Objetivos del Desarrollo Sostenible, la nueva agenda rectora de la política global hasta 2030, aprobada por las Naciones Unidas en 2015. En particular, el objetivo 12.2 alude a «lograr la gestión sostenible y el uso eficiente de los recursos naturales» y el objetivo 8.4, sobre crecimiento económico, a «mejorar […] la producción y el consumo eficientes de recursos mundiales y procurar desvincular el crecimiento económico de la degradación del medioambiente» (Schandl *et al*., 2018).

Para comprender cómo las sociedades humanas han logrado alcanzar los niveles de bienestar material actuales, pero también para poder implementar con más rigor políticas que permitan minimizar los impactos ambientales, es necesario generar información fiable y adecuada sobre el uso de recursos naturales. Una de las metodologías más extendidas para este propósito es la contabilidad del flujo de materiales (CFM), un sistema contable armonizado internacionalmente para cuantificar la extracción, el comercio y el consumo de materiales en una unidad territorial determinada (Eurostat, 2018).[1] Esta metodología agrega el uso total de materiales en cuatro grandes categorías (biomasa, combustibles fósiles, minerales metálicos y minerales no metálicos). Aunque este nivel de agregación impide evaluar impactos específicos o por subsector productivo, es una herramienta muy adecuada para comprender el uso general de recursos, la tipología de materiales demandados, su evolución a lo largo del tiempo, establecer comparativas regionales bajo una metodología armonizada, estudiar la relación comercial física entre países y analizar la intensidad material de una economía, esto es, el grado de recursos necesarios para generar cada unidad

[1] Además del uso de materiales en los sistemas económicos, esta metodología también contempla en estudio de (i) los *output* al medio natural, esto es, los vertidos, emisiones y otros desechos materiales generados; así como de (ii) los *stocks*, esto es, de los materiales que no son consumidos anualmente, sino que permanecen en forma de infraestructuras, maquinaria o equipamiento similar (Eurostat, 2018). En este trabajo, no obstante, solo analizaremos los *inputs* materiales de la economía española.

de PIB. Este tipo de indicadores han permitido trascender las lecturas parciales sobre el cambio económico de largo plazo, que habitualmente solo ponen el foco en los bienes y servicios con valor de mercado. Así, los estudios de CFM con perspectiva histórica han servido para abonar las teorías sobre la transición socioecológica o la transición sociometabólica, esto es, sobre el cambio en los patrones de extracción y uso de energía y materiales que tienen lugar entre la sociedad y su medioambiente (Infante-Amate *et al*., 2017; Haberl *et al*., 2019).

En este trabajo presentamos la primera estimación histórica, en serie anual, sobre la CFM para el caso de España. Hasta la fecha, Carpintero (2005) había publicado una serie análoga para el periodo 1955-2000, e Infante-Amate *et al*. (2015) para el periodo 1860-2010, aunque este último trabajo únicamente aportaba información para 16 puntos temporales y no distinguía todos los grupos de productos en el comercio exterior y el consumo. Por su parte, el Instituto Nacional de Estadística (INE, 2020) y Eurostat (2020) publican estimaciones de la CFM en España desde 1995. A nivel internacional, tanto Naciones Unidas (2020) como WU Vienna (2019) ofrecen estimaciones para la mayoría de países del mundo, pero solo desde 1970. En perspectiva de largo plazo, incluyendo series de más de un siglo de duración, únicamente existen estudios para el caso de Inglaterra (Schandl & Shulz, 2002), Austria (Krausmann *et al*., 2008), Checoslovaquia (Kuskova *et al*., 2008), Japón (Krausmann *et al*., 2011), Estados Unidos (Gierlinger *et al*., 2012), Francia (Magalhaes *et al*., 2019) y Rusia (Krausmann *et al*., 2016). Nuestro estudio se une, por tanto, a esta reducida lista de países y permite alargar temporalmente las series publicadas por las agencias estadísticas.

Los resultados obtenidos nos permiten abordar los siguientes objetivos: (i) cuantificar la extracción de materiales por tipo de recurso, lo que nos informa de la evolución y la tipología de impactos ambientales y explica muchos de los conflictos socioambientales que han tenido lugar en el país; (ii) cuantificar el comercio internacional en términos físicos, con lo que podemos analizar la evolución de las relaciones materiales con otros países, el balance comercial físico, la dependencia exterior y las dinámicas de «intercambio ecológico desigual»; (iii) estimar los cambios históricos en el consumo de materiales y estudiar su evolución; (iv) calcular la intensidad material de la economía española, esto es, la relación entre crecimiento económico y consumo de materiales para analizar si la economía española se ha desmaterializado; (v) a través de un análisis de descomposición, evaluar los determinantes del cambio en el uso de materiales, distinguiendo la población, la riqueza y el cambio tecnológico (análisis IPAT); (vi) por último, aportar una visión de largo plazo sobre la «transición sociometabólica» en España en perspectiva comparada, esto es, sobre la transición del régimen agrario al industrial y sobre qué implicaciones tuvo sobre el crecimiento económico y sobre los impactos en el medioambiente.

Después de presentar una breve síntesis metodológica, dedicamos un capítulo a cada uno de los seis objetivos citados.

2. La contabilidad del flujo de materiales. Notas metodológicas

La metodología de la contabilidad del flujo de materiales se desarrolló a finales de la década de 1990 para superar las limitaciones propias de la Contabilidad Económica Nacional, a la hora de informar sobre los impactos ambientales de los sistemas económicos (Fischer-Kowalski *et al*., 2011). Poco después, esta metodología fue asumida por los principales organismos internacionales para guiar su política ambiental, especialmente los objetivos de desacoplamiento del crecimiento económico del uso de recursos (Krausmann *et al*., 2017; Schandl *et al*., 2017). Entre los organismos que la incorporaron a sus estadísticas oficiales están Eurostat, Naciones Unidas o la OCDE, así como por otros organismos nacionales como el INE, que la ha integrado dentro de sus cuentas ambientales.

La CFM diferencia tres grandes grupos de indicadores. Por un lado, la extracción doméstica de materiales (ED), esto es, la cantidad total de materiales apropiados dentro de las fronteras territoriales del país analizado. Se consideran todos los que entran al sistema económico, tengan o no valor de mercado. Igualmente, se considera la apropiación indirecta de algunos recursos (por ejemplo, en el caso de los minerales se contabiliza el «mineral bruto» removido, no solo el contenido metálico). En segundo lugar, el balance comercial físico (BCF), estimado como las importaciones físicas menos las exportaciones físicas. Así, un balance positivo denota que el país es importador neto, y viceversa. Finalmente, la suma del ED y el BCF, resulta en el consumo doméstico de materiales (CMD), esto es, los materiales realmente consumidos por un país. Estas variables, asociadas a datos de población o PIB, generan otros indicadores auxiliares como el consumo doméstico por habitante o la intensidad material, medida esta última como las toneladas consumidas por unidad de PIB generado.

Cada variable analizada se estima para una amplia gama de productos materiales que, para su presentación y su análisis, se agregan en cuatro grandes categorías: biomasa, combustibles fósiles, minerales metálicos y minerales no metálicos.

Para la reconstrucción histórica de estos indicadores es necesario utilizar diferentes fuentes y registros históricos. En el caso de la extracción de biomasa, entre 1961 y la actualidad, tomamos la información de FAOSTAT, ya que permite una descarga más rápida y el procesamiento de los datos es más sencillo. Entre *c*. 1935 y 1961, utilizamos las series retrospectivas publicadas en los *Anuarios de Estadística Agraria*, que aportan información para la mayoría de los cultivos. Aunque ambas fuentes no cubren la totalidad de cultivos producidos en España, la muestra seleccionada cubre más de un 95 % de la producción en materia fresca. El resto de cultivos lo completamos utilizando los datos de González de Molina *et al*. (2020), que sí cubren todos los cultivos con datos decenales entre *c*. 1900 y 2008. Los años vacíos se interpolan linealmente. Entre *c*. 1890 y 1935 usamos la información del GEHR (1991), aunque los datos de superficie solo están disponibles desde 1898. Esta base de datos presenta algunos huecos para ciertos cultivos que hemos estimado interpolando linealmente los rendimientos y la superficie. Para *c*. 1890 también usamos la información de los

Avances de la Junta Consultiva Agronómica para el cereal (JCA, 1891a), la viña (JCA, 1891b) y el olivar (JCA, 1891c). Para 1860 tomamos los datos de superficie y producción recogidos en Garrabou y Sanz (1995) y en Gallego (1986) para los principales grupos de cultivos. Asumimos que la proporción de cada cultivo dentro de su grupo (por ejemplo, el trigo dentro de la categoría de cereales) es similar en 1860 que en *c*. 1900. Entre 1860 y 1890, para evitar una estimación lineal, interpolamos modulando la serie con las precipitaciones anuales utilizando la correlación observada entre 1900 y 1930. Esa modulación anual está lejos de ser exacta, aunque estamos convencidos de que es más aproximada que una simple tendencia lineal. Todos los datos de extracción forestal provienen de Infante-Amate e Iriarte-Goñi (2017). Los de pesca provienen de Carreras y Tafunell (2005) y de las Estadísticas Pesqueras dentro del *Anuario de Estadística Agraria*.

La extracción del resto de minerales se toma de la *Estadística Minera de España*, publicada con diferentes nombres desde 1861. En este caso, algunos materiales, especialmente los de cantera, no siempre se han registrado completamente ya que buena parte de la extracción tenía lugar fuera del mercado y no era contabilizada. En estos casos solo utilizamos las estadísticas oficiales entre 1960 y la actualidad, cuando ofrecen valores más fiables. Para años anteriores calculamos la serie según la variación del consumo de cemento y el asfalto en aquellos materiales relacionados con su producción, siguiendo el criterio de Eurostat (2018) y, para el resto, o cuando no contamos con información de los citados productos, usamos la variación poblacional.

En el caso del comercio de materiales, desde 1962, tomamos la información de comercio internacional de UNCOMTRADE y de FAOSTAT, dos bases de datos globales publicadas por Naciones Unidas y FAO respectivamente que ofrecen la información online en un formato más accesible. Entre 1860 y 1961 utilizamos literatura secundaria y la *Estadística de Comercio Exterior*. En primer lugar, recopilamos series ya publicadas por otros autores. Estos trabajos ofrecen información para más de una veintena de productos clave que representan más del 70 % del comercio físico[2]. En segundo lugar, recopilamos la información de los resúmenes de la *Estadística de Comercio Exterior*, que compila información para los principales productos del comercio internacional. Con estos dos pasos completamos casi el 90 % del comercio físico en una serie anual que incluye entre 60 y 90 productos. Para el resto de productos solo tomamos los valores de los años terminados en cero desde la *Estadística de Comercio Exterior*. Los huecos se interpolan según la evolución de productos análogos.

La información del PIB se toma de Bolt (2014), y la de población de Carreras y Tafunell (2005) y del INE.

[2] Por ejemplo, en Carreras y Tafunell (2005) se ofrece información para casi una veintena de productos minerales y agrarios. En Infante-Amate (en preparación) se ofrecerán detalles más precisos sobre la elaboración de esta base de datos.

3. Extracción de materiales

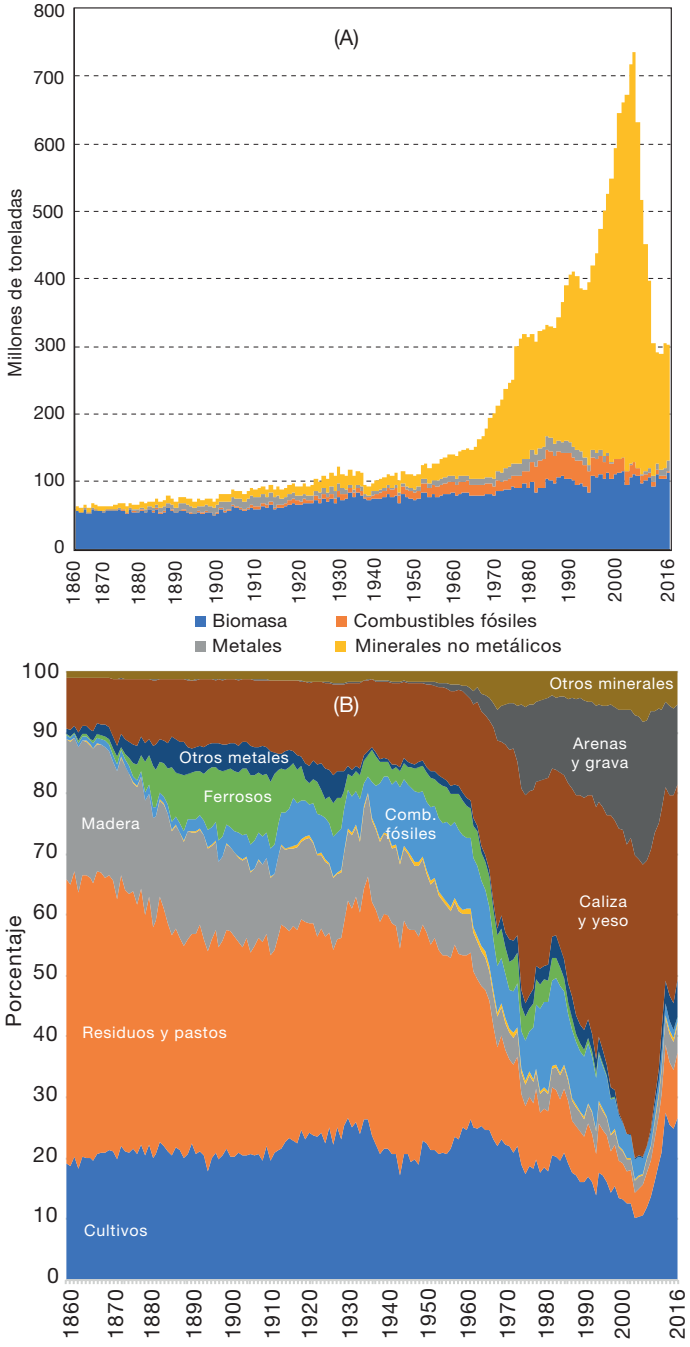
La gran transformación que ha tenido lugar en la economía física global en los dos últimos siglos se explica, esencialmente, por el formidable aumento de nuestra capacidad extractiva de los recursos materiales de la biosfera y la litosfera (Graedel *et al*., 2015; Smil, 2016). Más allá del aumento poblacional, que también ha contribuido al incremento en la demanda de materiales, la revolución tecnológica y el acceso a nuevas fuentes de energía explican el aumento sin precedentes del potencial de la apropiación humana de recursos naturales. La industria extractiva ha pasado de operar con «motores de sangre», esto es, con tracción humana y animal de escasa potencia, a utilizar maquinaria pesada que puede movilizar centenares de toneladas en pocas horas (Smil, 2016).

En el caso de España la extracción de materiales ha pasado de 15,8 millones de toneladas (Mt) en 1860 a 734,4 Mt en 2007, justo antes de la Gran Recesión (Gráfico 1). Durante ese periodo, la población se multiplicó por 2,8. Sin embargo, la extracción por habitante se cuadruplicó, pasando de 4,0 a 16,4 toneladas per cápita. Si bien es cierto que la extracción de materiales, tanto total como por habitante, venía creciendo desde el siglo XIX, su «Gran Aceleración» tuvo lugar a partir de la década de 1950. Entre 1860 y antes de la Guerra Civil, la extracción doméstica de materiales había crecido un 80 %, mientras que entre 1950 y 2007 se multiplicó por cinco (Gráfico 1a).

Además del formidable cambio en nuestra capacidad extractiva, observamos una transición en el tipo de materiales apropiados. En sociedades preindustriales la mayoría de la extracción estaba dominada por productos agrarios, forestales y pesqueros, esto es, por biomasa. Hacia mediados del siglo XIX representaba un 90 % de la extracción material, mientras que el 10 % restante estaba compuesto por una pequeña gama de minerales metálicos y de productos de cantera. Hoy en día, la biomasa apenas representa un 32 % de la extracción total, habiendo alcanzado su mínimo histórico en 2015 con un 14 %. Esta caída, no obstante, solo ha tenido lugar en términos relativos, ya que la extracción total de biomasa ha seguido aumentando.

Esta transición en el tipo de extracción también es indicativa de la tipología de los impactos ambientales, así como de la conflictividad socioambiental asociada al extractivismo. En sociedades tradicionales, la conflictividad era esencialmente agraria, y estaba dominada por las protestas campesinas (Acosta *et al*., 2009). De la misma forma, los impactos ambientales se concentraban en el sector agrario, siendo los más recurrentes las pérdidas de suelo por erosión (Vanwalleghem *et al*., 2011), la minería de nutrientes (González de Molina *et al*., 2015) o la deforestación (Infante-Amate e Iriarte-Goñi, 2017). Sin embargo, a medida que aumentó la extracción de materiales abióticos emergieron nuevos impactos ambientales y, con ello, nuevos conflictos y nuevas formas de protesta. Entre 1860 y 1935, la extracción agraria solo aumentó un 42 %, un crecimiento incluso inferior al de la población (56 %), mientras que la extracción de combustibles fósiles se multiplicó por 21, la de minerales metálicos por 7 y la de minerales no metálicos por 4. Durante este periodo empezaron

GRÁFICO 1
EXTRACCIÓN DOMÉSTICA DE MATERIALES EN MILLONES DE TONELADAS (A) Y COMO PORCENTAJE (B)



FUENTE: Elaboración propia.

a documentarse nuevos conflictos vinculados al extractivismo minero y a las actividades industriales asociadas al procesamiento de nuevos materiales inorgánicos (Ferrero, 1994; Chastagnared, 2017; García Gómez & Pérez Cebada, 2020). Igualmente, empezaron a generalizarse nuevos impactos ambientales como la contaminación en el agua, los suelos y el aire, principalmente debidos a la proliferación de la minería metálica (Pérez Cebada, 2014). La extracción de metales ferrosos pasó de poco más de 100.000 toneladas en 1860 a casi alcanzar los 10.000.000 en los albores del siglo XX. España, no en vano, fue de los principales productores y exportadores de mineral de hierro, también de cobre, a nivel mundial. Estas extracciones, cuyos impactos eran locales, tenían como destino el comercio internacional, ya que la mayor parte era exportada.

Durante la «Gran Aceleración», que en España tuvo lugar desde mediados de siglo hasta la crisis de 2008, la extracción minera estuvo dominada por los productos de cantera y, en consecuencia, por el auge de los sucesivos *booms* urbanísticos, lo que a su vez capitalizó buena parte de la conflictividad social y la emergente conflictividad ambiental en el país desde la década de 1960, incluyendo importantes casos de corrupción, que han sacudido la política española hasta nuestros días (Naredo, 2003). Durante este periodo, también cobró cierta importancia la extracción de combustibles fósiles, especialmente de lignito, cuya producción creció en la década de 1960, sustituyendo a la hulla, que había dominado la producción carbonífera desde el XIX. Sin embargo, su dimensión en el conjunto de los materiales extraídos siempre fue menor, y su consumo dependió históricamente, como veremos más abajo, de las importaciones.

4. La dimensión física del comercio internacional

Otro rasgo distintivo del «régimen sociometabólico industrial» es el aumento del comercio internacional, esto es, del intercambio de recursos naturales entre países. En sociedades tradicionales, la mayoría del transporte se basaba en la tracción animal, lo que limitaba sustancialmente la capacidad de movilizar materiales. Por ello, las sociedades preindustriales eran, al decir de Rolf Peter Sieferle (2001), «islas de escasez» abocadas a producir domésticamente la mayoría de bienes y servicios que requerían. El transporte de larga distancia apenas se limitaba a productos de poco peso y gran valor como las especias, los textiles o las piedras preciosas (Martínez Alier *et al*., 2009). El desarrollo de medios de transporte movidos por combustible fósiles como el ferrocarril, el barco de vapor, el transporte terrestre motorizado y, después, la aviación, permitieron aumentar los flujos de materiales intercambiados entre países distantes.

En el caso de España, el comercio de materiales empezó a crecer a partir de mediados del siglo XIX, durante la conocida como «Primera Globalización» (Gráfico 2). Entre 1860 y 1914 el crecimiento anual de las exportaciones fue del 5,3 % y el de las importaciones del 3,2 %. Esto es, en términos materiales se acentuó el perfil exportador de la economía española. La cesta de productos exportados estuvo dominada hasta *c*. 1950 por minerales metálicos (principalmente por mineral de hierro) y por biomasa; mientras que los combustibles fósiles, especialmente el carbón,

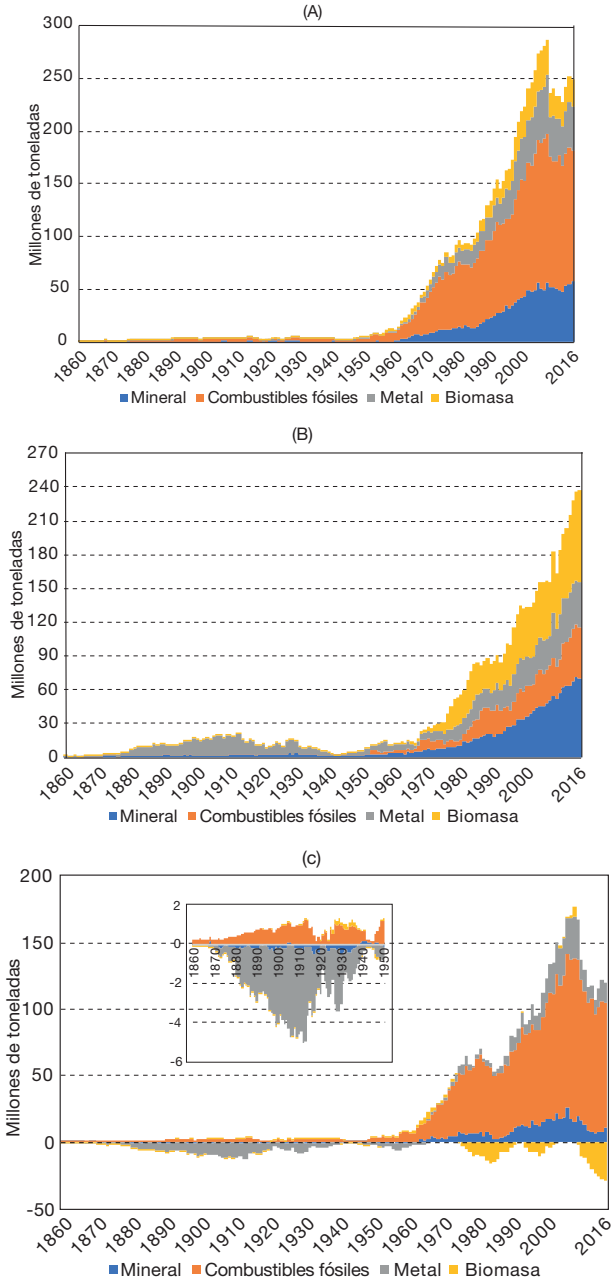
fueron el principal material de importación. Después, el intercambio de materiales con terceros países protagonizó un periodo de fuertes oscilaciones debido a las caídas asociadas a la I Guerra Mundial, el *crack* del 29 y, las más acusada, durante la Guerra Civil y la posguerra. A partir de la década de 1950 el comercio volvió a crecer de manera acelerada hasta 2007, momento a partir del cual las importaciones, no así las exportaciones, cayeron bruscamente. El crecimiento anual durante la «Segunda Globalización» (consideramos 1950 a 2007) alcanzó el 5,8 % en el caso de las exportaciones y un espectacular 7,2 % en el de las importaciones, unas cantidades superiores a las observadas durante la primera oleada. Tras la autarquía, el cambio en la política económica tras el Plan de Estabilización conllevó importantes transformaciones en las relaciones internacionales, que se acentuaron con el aperturismo hacia la Unión Europea, los EE. UU. y las políticas de reconversión industrial. La liberalización del comercio provocó entradas masivas de todo tipo de productos a precios más baratos que los producidos dentro del país (Tena, 2005). No solo de petróleo, un recurso del que España apenas tenía dotaciones; sino también de bienes manufacturados e incluso productos agrarios. Aunque España guarda la imagen de país agroexportador, lo cierto es que desde *c*. 1960 sus importaciones agrarias son muy superiores a las exportaciones en términos físicos (Gráfico 2c). Esto se debe esencialmente a la importación de granos cuyo destino es la alimentación animal (González de Molina *et al*., 2020).

¿Qué implicaciones tuvo el aumento del comercio físico a nivel económico? Por un lado, facilitó que muchos países, entre ellos España, sortearan la escasez relativa de ciertos recursos cuyas dotaciones domésticas eran muy limitadas, lo cual permitió romper el cuello de botella del crecimiento, especialmente en los países en que no disponían de combustibles fósiles.

Por otro lado, el auge le comercio permitió la externalización de impactos ambientales indeseados a terceros países, así como promocionar consumos opulentos en base a la apropiación de materiales de fronteras lejanas. De esta forma, se generalizaron las dinámicas de «intercambio ecológico desigual», mediante el cual los países más ricos aumentaron su déficit exterior en términos materiales a la vez que mejoraban su relación real de intercambio (Hornborg, 1998). Muchos países ricos han desarrollado legislaciones laborales y ambientales muy garantistas a la vez que han externalizado la producción fuera de sus fronteras a países con exigencias más laxas. De esta forma, crean una ficción contable mediante la cual sus sistemas productivos son limpios y justos ocultando que sus patrones de consumo siguen siendo igualmente impactantes, puesto que contribuyen a la degradación ambiental y social en terceros países. No obstante, para analizar este fenómeno adecuadamente es necesario estimar y analizar los impactos incorporados en el comercio, esto es, aquéllos asociados a la producción de bienes que finalmente se exportan (Peters, 2008; Kander *et al*., 2017).

No obstante, resulta reduccionista asociar acríticamente países de altas rentas con importación neta de materiales, y viceversa. Aunque regiones como América Latina han sido históricamente suministradoras netas de recursos (Infante-Amate *et al*., 2020) y que la mayoría de países occidentales son demandantes netos (Krausmann *et al*., 2011; Magalhaes *et al*., 2019), especialmente los que tienen altas densidades

GRÁFICO 2
IMPORTACIONES (A), EXPORTACIONES (B) Y BALANZA COMERCIAL FÍSICA (C)



NOTA: Nótese que en la metodología de la CFM la balanza comercial física se estima como las importaciones menos las exportaciones.

FUENTE: Elaboración propia.

poblacionales (Bruckner *et al*., 2012); existen muchas excepciones a esta norma. Países como EE. UU. o Inglaterra, arquetipos de países «hegemónicos» (o «centro») en los modelos interpretativos del «Sistema Mundo», han sido durante varias fases de su desarrollo reciente exportadores netos de recursos (Schandl & Schulz, 2002; Gierlinger & Krausmann, 2012; Kander *et al*., 2017).

En el caso de España, observamos que hasta la Guerra Civil el país jugó un papel periférico, siendo exportador neto de materiales con poco valor, sobre todo minerales metálicos y productos agrarios, al resto de Europa[3]. Esta tendencia cambió radicalmente desde mediados del siglo XX, cuando España empezó a revertir el signo de las relaciones materiales, mostrando balanzas positivas, especialmente debido a las importaciones de materiales de los países del «Sur Global», a los que ahora se externalizan impactos ambientales como la deforestación, el uso de tierra, las emisiones de gases de efecto invernadero o la contaminación de suelos y agua (Aguilera *et al*., 2020; González de Molina *et al*., 2020).

5. Cambios en el consumo de materiales

El auge del comercio internacional también permitió disociar a gran escala las actividades de producción y consumo. En sociedades preindustriales la mayoría del consumo se satisfacía con materiales apropiados localmente. Sin embargo, la posibilidad de establecer relaciones comerciales fluidas con otros territorios posibilitó que el consumo se completase en un porcentaje significativo con productos «exóticos». Así, los países con bajas dotaciones de recursos podían aumentar sus niveles de consumo a través del comercio, y viceversa.

En el caso de España el consumo de materiales ha pasado de 63,6 Mt en 1860 a 399,4 Mt en 2016, con un pico de 911,3 Mt en 2007. En términos per cápita, el consumo pasó de poco más de 4 tons en 1860 a más de 20 tons en 2007 (Gráfico 3a). Este incremento se debe tanto a la mejora de la capacidad extractiva, que explica el 75 % del aumento en el consumo, como al comercio internacional, que explica el 25 % restante. Dicho de otra forma, la gran expansión del consumo de materiales que ha tenido lugar en el último siglo y medio se debe en gran medida a las mejoras tecnológicas que nos han permitido expandir nuestra apropiación de recursos, pero también a los recursos que nos llegan de otros países.

En el Gráfico 3b mostramos el peso del comercio internacional en el consumo doméstico de materiales. A mediados del siglo XIX las importaciones jugaban un papel insignificante en el consumo doméstico, mientras que hoy en día suponen más del 20 % del consumo. El peso de las importaciones totales sobre el consumo doméstico de

[3] En términos energéticos fue importador, ya que fue importador neto de combustibles fósiles, mientras que era exportador neto de materiales no energéticos. Igualmente, fue importador neto de tierra, ya que los productos agrarios que importaba (por ejemplo, cereales) tenían una huella territorial mayor que los que exportaba (olivar, viña, frutales…) (Infante-Amate *et al*., 2018).

materiales pasó de un 5 % a mediados del siglo XIX hasta un 30 % en la década de 1980. Tras un par de décadas de estabilización, volvieron a crecer aceleradamente tras la crisis de 2008 hasta alcanzar el 60 %. Dicho de otra forma, de los materiales consumidos dentro de la economía española, casi dos terceras partes provienen del extranjero.

Las tendencias históricas de consumo también muestran otro hecho interesante: mientras que el consumo de biomasa por habitante se ha mantenido relativamente estable entre 2,5 y 3,5 toneladas, el consumo de abióticos ha pasado de 0,5 y 17,5, con un crecimiento más acelerado a partir de *c*. 1950. En otras palabras, el gran aumento en el consumo de materiales se explica por el creciente uso de los recursos apropiados del subsuelo, y no tanto por los recursos obtenidos de la tierra.

Una condición necesaria para explicar el crecimiento económico moderno fue, según Wrigley (2016), la superación del «imitante fotosintético» propio de las sociedades preindustriales. Esto ocurrió cuando pasamos de un modelo productivo dependiente de los productos que ofrecía la tierra, que se generaban en base a un flujo anual limitado por la capacidad de fotosíntesis, a hacerlo con los productos del subsuelo. La posibilidad de extraer materiales desde *stocks* cuya disponibilidad no estaba limitada por un flujo productivo anual como ocurría con la biomasa, facilitó la entrada masiva de grandes cantidades de energía y materiales a la economía física global. Así, el transporte (animales alimentados de biomasa) o la producción industrial (dependiente de la leña o el carbón vegetal) dejaron de depender de materias primas con una disponibilidad limitada y con fluctuaciones anuales debidas a factores climáticos. Así, el proceso de «expansión vertical», siguiendo la analogía de Barbier (2011), fue un elemento decisivo para explicar el aumento en el consumo de recursos a escala planetaria, pero también para desencadenar impactos ambientales a gran escala que hoy ponen en cuestión nuestro modelo de desarrollo.

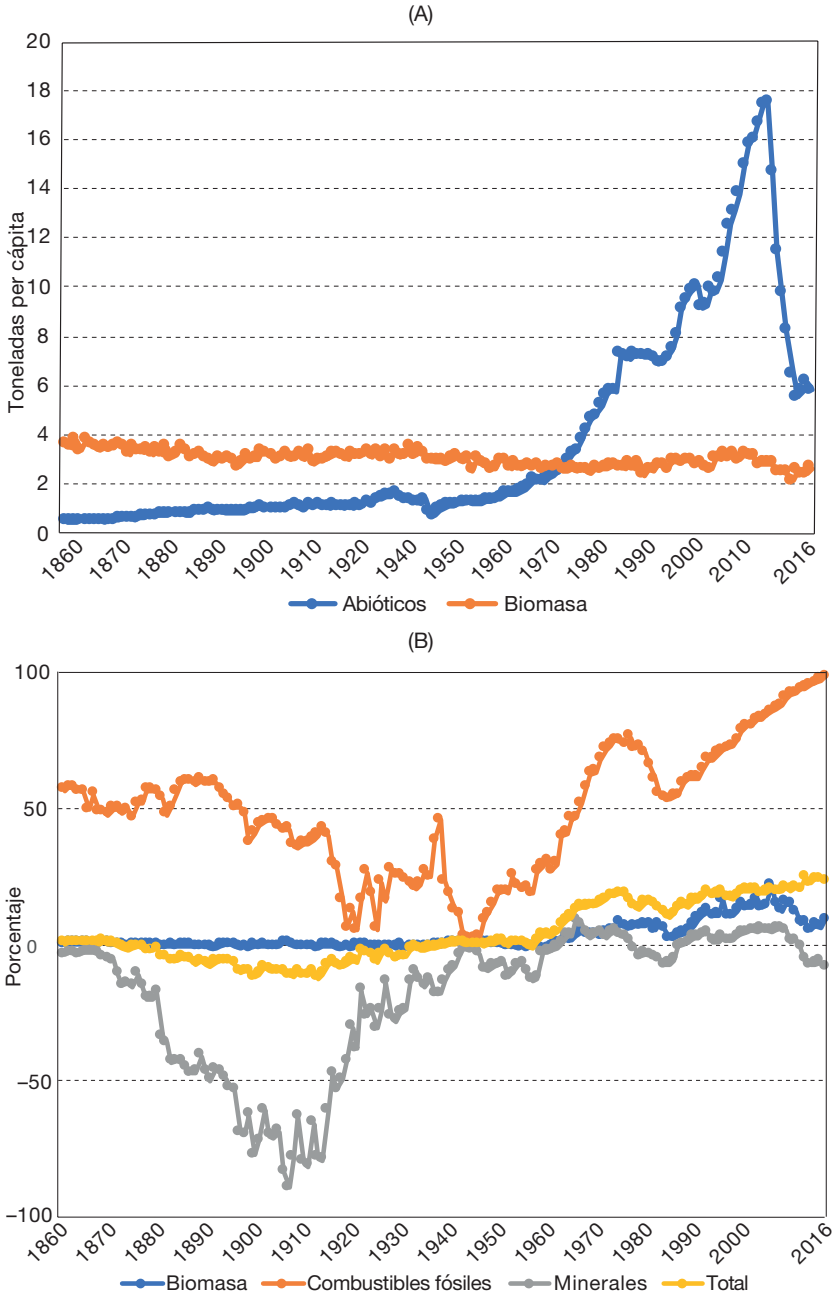
En el caso de España, cada habitante, en promedio, consumía 4 toneladas en 1860, de las que 3,6 eran de productos bióticos, 0,05 combustibles fósiles, 0,04 metales y 0,38 productos de cantera. En el régimen sociometabólico industrial (con datos de 2007) cada habitante consume 2,8 toneladas de productos agrarios, 3,1 de combustibles fósiles, 0,7 de metales y 13,7 de productos de cantera.

La estabilidad en el consumo de productos bióticos se explica por factores que han empujado al alza y otros que han empujado a la baja el consumo, de manera que han terminado compensándose. Por un lado, la mayor disponibilidad de alimentos, la transición a una dieta más cárnica biomasa y el aumento del desperdicio alimentario, han tirado al alza el consumo por habitante (González de Molina *et al*., 2020). Sin embargo, la transición socioecológica hacia materiales inorgánicos ha supuesto la reducción del consumo de ciertos productos bióticos como la leña en la industria o el pasto para animales de tracción.

Por último, otra característica en relación al cambio en los patrones de consumo durante la transición sociometabólica industrial tiene que ver con la diversidad de materiales utilizados. En sociedades preindustriales la mayoría de los productos consumidos se limitaban a un reducido grupo de productos agrarios domésticos y a un conjunto, todavía menor, de productos minerales. A mediados del siglo XIX una decena de productos agrarios, entre los que destacan la leña, el pasto, el trigo, la cebada

GRÁFICO 3

CONSUMO DOMÉSTICO DE MATERIALES POR HABITANTE (A) Y PORCENTAJE DE LAS IMPORTACIONES NETAS SOBRE EL CONSUMO DOMÉSTICO DE MATERIALES (B)



FUENTE: Elaboración propia

y algunos frutales, representaban casi dos terceras partes de todos los materiales consumidos, mientras que la piedra caliza y otros productos de cantera representaba más del 90 % de todos los minerales extraídos. La transición sociometabólica nos convirtió en omnívoros desde un punto de vista material, según la expresión de Greenfield y Graedel (2013). Hoy en día se consumen centenares de productos sin que ninguno, salvo el petróleo, tenga un peso muy representativo en el consumo total.

6. ¿Desmaterialización o rematerialización?

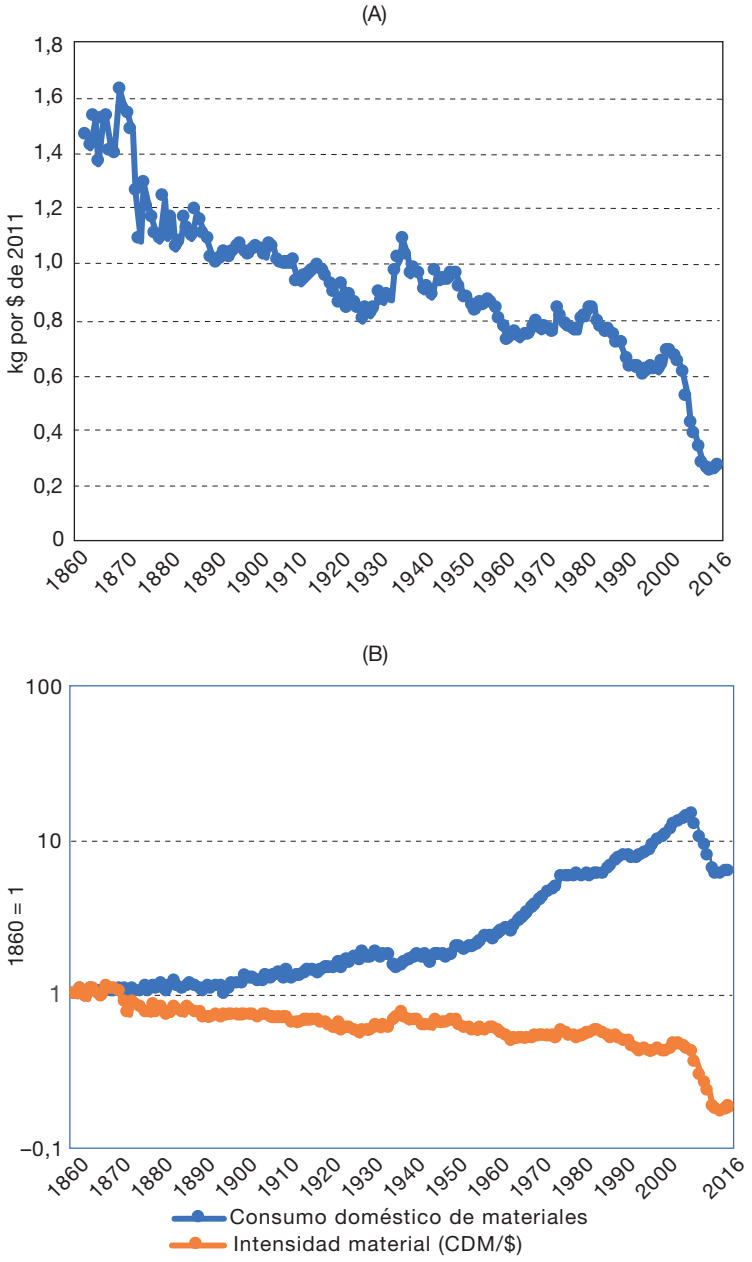
Entre los grandes retos de nuestro tiempo, tal y como se recoge en los planes de actuación de los principales gobiernos e instituciones del mundo, entre ellos los Objetivos del Desarrollo Sostenible de Naciones Unidas, está la «desmaterialización» de la economía. ¿Estamos consiguiéndolo?

Antes de responder a esta pregunta es necesario empezar haciendo una aclaración metodológica. La literatura distingue dos tipos de desmaterialización, la débil o relativa, y la fuerte o absoluta (De Bruyn & Opschoor, 1997; Ruffing, 2007). La primera, alude al uso de recursos por unidad de PIB generado que, siguiendo la metodología de la CFM, se suele cuantificar a través del indicador de la «Intensidad Material», esto es, el CDM dividido por el PIB. Así, si el PIB crece a mayor ritmo que el consumo de materiales, podemos decir que la economía se está desmaterializando en términos relativos (o débiles). Por otro lado, la desmaterialización fuerte o absoluta simplemente tiene en cuenta la evolución del consumo de materiales, independientemente de cómo se comporte el PIB. La primera, por tanto, nos informa de si el crecimiento económico se desacopla del consumo de materiales. La segunda, evidencia si realmente estamos estabilizando o reduciendo nuestro consumo de materiales en términos absolutos, esto es, cómo evoluciona el perfil metabólico de la economía.

¿Qué ha pasado en España durante el último siglo y medio? En el Gráfico 4a mostramos la intensidad material de la economía española entre 1860 y la actualidad. Observamos una tendencia generalmente decreciente, lo que indica una caída de la intensidad material de la economía. Si hacia mediados del siglo XIX se requerían *c*. 1,5 kg para producir cada $ de PIB (precios contantes de 2011), en la actualidad se requieren poco más de 0,2 kg por $. Existen algunas excepciones a esta tendencia como la Guerra Civil y la posguerra, cuando la economía se deprimió más que el uso de recursos; o las décadas de 1960 y 1970, en las que el gran crecimiento económico fue acompañado por un uso de recursos más acelerado aún. Durante estos periodos la desmaterialización relativa se frenó e incluso se revirtió. El balance general, en cualquier caso, muestra que la economía española ha mejorado sustancialmente su eficiencia material en términos relativos. Sin embargo, como hemos visto más arriba, su CDM no ha dejado de crecer, por lo que no podemos hablar de una desmaterialización absoluta o fuerte de la economía, ya que esta consume cada vez más recursos,

GRÁFICO 4

INTENSIDAD MATERIAL, MEDIDA COMO CONSUMO DOMÉSTICO DE MATERIALES ENTRE EL PIB A PRECIOS CONSTANTES DE 2011 (A). EVOLUCIÓN DEL CONSUMO DOMÉSTICO DE MATERIALES Y DE LA INTENSIDAD MATERIAL CON REFERENCIA 1860=1 (B)



FUENTE: Elaboración propia.

tanto a nivel general como en términos per cápita. No obstante, debido a la Gran Recesión, entre 2008 y 2014 se observó una fuerte caída en el consumo y, por tanto, una desmaterialización absoluta, que aparentemente es transitoria. Aún falta perspectiva histórica para saber si es un hecho coyuntural o un cambio de tendencia.

A modo de síntesis: tomando como referencia el año 1860 (1860=1), la intensidad material, que es indicativa de la desmaterialización relativa, ha caído a 0,18; mientras que el CMD, indicativo de la desmaterialización fuerte, ha subido a 6,2 (Gráfico 4b). La economía crece más rápido que el uso de recursos, pero el uso de recursos, y sus impactos asociados, no han dejado de crecer, con cortas excepciones como la Guerra Civil y la Gran Recesión.

7. Determinantes del cambio

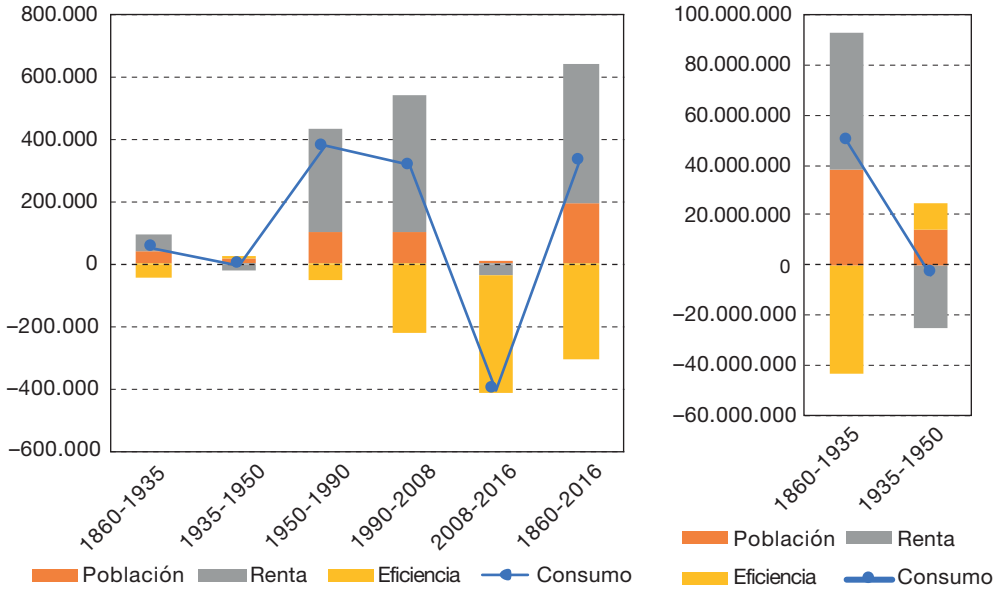
En este apartado analizamos los factores determinantes del aumento en el consumo de recursos, para lo que realizamos un análisis de descomposición aditivo tipo IPAT siguiendo la propuesta de Ang (2005). Dicho de otra forma, cuantificamos qué parte del impacto ambiental (I), en este caso medido como el consumo directo de materiales, se explica por el aumento poblacional (P), por el aumento en la riqueza (A), o por la eficiencia material, atribuible esencialmente al cambio estructural y al cambio tecnológico (T). Más población y más renta empujan al alza el consumo de materiales, y viceversa, mientras que las mejoras tecnológicas lo empujan a la baja. El reto está en determinar qué peso ha tenido cada una de estas variables en la variación del consumo a lo largo del tiempo.

Schandl *et al*. (2017) realizaron un ejercicio similar para las principales regiones del mundo entre 2000 y 2010. Según sus resultados el aumento en el consumo de materiales que tuvo lugar a nivel global durante esa década se debió en un 30 % al aumento poblacional, en un 67 % al aumento de la renta, y en un 2 % a la pérdida de eficiencia material, generalmente causada por la caída en la eficiencia tecnológica. Esto es, el aumento poblacional sigue presionando sobre el uso de recursos materiales, pero el principal factor que explica el aumento en el consumo es el aumento de la riqueza, sobre todo debido al auge de una clase media global, especialmente en el sudeste asiático, que ha aumentado con creces su consumo. Sorprendentemente, la tecnología no ha supuesto un factor de reducción en el uso de materiales, sino de aumento. Esto no se debe a que haya habido un retroceso en la técnica, sino que una cantidad muy importante del procesamiento de ciertos materiales se ha desplazado a países con tecnologías menos eficientes como China, donde, por ejemplo, se requieren más toneladas de materias primas para producir la misma cantidad de acero. En consecuencia, las tendencias globales esconden diferencias regionales: en Asia, el gran crecimiento en el consumo de materiales se explica casi por igual por los tres factores PAT, esto es al crecimiento población, al aumento de la renta y la pérdida de eficiencia tecnológica debida al cambio estructural de su producción mientras que en los países más ricos, entre ellos los europeos y los norteamericanos, la eficiencia

material sí ha generado importantes ahorros en el consumo mientras que la población y la riqueza han seguido empujando el crecimiento[4].

¿Qué ha pasado en el caso de España? En el Gráfico 5 resumimos los principales resultados del modelo IPAT. Si analizamos todo el periodo de estudio en su conjunto, esto es, entre 1860 y la actualidad, observamos que el aumento de la renta ha sido el principal factor explicativo, aunque el crecimiento poblacional también ha tenido un peso relevante. Las mejoras en la eficiencia han permitido ahorros en el consumo que habrían logrado paliar sobradamente el aumento poblacional, sin embargo, el aumento de la renta y la consecuente expansión de la demanda, anularon el efecto del cambio tecnológico. En una perspectiva de largo plazo asistimos a un claro ejemplo de «efecto rebote» o «paradoja de Jevons», ya que las mejoras de eficiencia no han logrado reducir el consumo, sino que han propiciado un mayor acceso a los recursos y, por tanto, un aumento del consumo.

GRÁFICO 5
ANÁLISIS DE DESCOMPOSICIÓN ADITIVO PARA CUANTIFICAR EL PESO DEL CAMBIO EN LA POBLACIÓN, LA RENTA Y LA EFICIENCIA MATERIAL EN EL CONSUMO DE MATERIALES. NÓTESE QUE EL CONSUMO EQUIVALE A LA SUMA DE POBLACIÓN, RENTA Y EFICIENCIA



FUENTE: Elaboración propia

[4] Esto es así desde un punto de vista «territorial» o desde una contabilidad basada en la producción. Si utilizamos métricas basadas en el consumo.

El papel de cada variable ha cambiado a lo largo del periodo estudiado. Así, si en lugar de analizar el cambio general en el último siglo y medio, analizamos periodos concretos, encontramos resultados diferentes. Durante la primera globalización y las primeras fases de la industrialización, la población (aumentando el consumo), la renta (aumentando el consumo) y la eficiencia material (disminuyendo el consumo) tuvieron un impacto análogo. Durante la Guerra Civil y la posguerra el consumo cayó ligeramente debido a la caída de las rentas, a pesar de que la población siguió creciendo y que la pérdida de la eficiencia material que, durante este periodo, presionó el consumo de recursos al alza. Entre 1950 y 2008, observamos un crecimiento descomunal en el consumo de materiales explicado principalmente por el aumento de la riqueza y, en menor medida, por el aumento poblacional. No obstante, hasta 1990 la eficiencia material provocó una reducción en el consumo muy liviana mientras que esta fue mucho mayor a partir de 1990. Tras la crisis de 2008, el país vivió un proceso inédito, con una reducción en el consumo de materiales muy superior incluso al registrado durante la Guerra Civil y la posguerra. La caída de 2008 no solo es atribuible a la reducción de la renta, como ocurrió durante la guerra, sino que también se explica por la mejora en la eficiencia material, que, a su vez, no se debió a la mejora tecnológica sino al cambio estructural de la economía española, en la que perdieron peso actividades con alta intensidad material como el sector de la construcción.

8. La transición material de la economía española

Según Haberl y Fischer-Kowalski (2007), podemos distinguir tres grandes regímenes sociometabólicos a lo largo de la historia: el cazador-recolector, el agrario y el industrial. En este trabajo, para el caso de España, hemos analizado la transición del régimen agrario al régimen industrial, caracterizada por un fuerte un aumento en el consumo de materiales, por la transición al uso de recursos no renovables y por el aumento de los intercambios de materiales.

En un contexto preindustrial, la economía española, como la del resto del mundo, era esencialmente dependiente de los productos de la tierra para satisfacer sus necesidades. Como hemos apuntado, a mediados del siglo XIX, 9 de cada 10 toneladas consumidas provenían de la tierra, cuyos productos satisfacían la mayor parte de las necesidades humanas (Kander *et al*., 2015; Wrigley, 2016). Además de la alimentación humana, la biomasa se utilizaba para la vestimenta (fibras vegetales y animales), como combustible doméstico e industrial (leña y otros residuos), para el transporte (a través del alimento animal) y, parcialmente, como material de construcción (madera). En sistemas dependientes de la tierra la única forma de aumentar la producción pasaba por: (i) expandir la frontera cultivada, lo que resultaba cada vez más difícil en zonas con altas densidades de población, como era el caso de la mayor

parte de Europa; o (ii) intensificar el uso del suelo, esto es, aumentar la producción por unidad de superficie, una estrategia igualmente de difícil implementación en países como España, con condiciones agroclimáticas desfavorables y con suelos agotados tras siglos de extracción (González de Molina *et al*., 2015). De hecho, ya en el siglo XIX, observamos que España disponía de mucha menos biomasa que otros países industrializados, lo que no solo hacía tener una dieta diferente, sino que limitaba la capacidad de transporte, de tracción o de la producción industrial. En este contexto de «restricción malthusiana», la manera de sortear los límites al crecimiento propios de las sociedades agrarias fue la «expansión vertical», esto es, obtener del subsuelo materiales sustitutivos (Barbier, 2011; Wrigley, 2016).

La conquista del subsuelo se produjo, en esencia, por la transición a fuentes energéticas no renovables como el carbón, el petróleo y, finalmente, el gas natural. La particularidad de estas nuevas fuentes de energía es que eran más versátiles y más eficientes que las tradicionales y, además, se podía disponer de ellas a gran escala, sin depender de un flujo productivo anual. Su uso, unido a nuevos desarrollos tecnológicos como la máquina de vapor, el motor de explosión o la industria química (por ejemplo, con la síntesis industrial de amoniaco), permitieron aumentar el potencial extractivo del resto de materiales. De hecho, muchos trabajos ponen de manifiesto una importante correlación entre uso de combustibles fósiles y crecimiento económico (Ayres & Warr, 2010), aunque se observa cierto desacoplamiento desde las décadas finales del siglo XX (Kander *et al*., 2015).

La incorporación de materiales abióticos a la economía no fue un mero proceso aditivo, sino que implicó cambios estructurales en los sistemas productivos preexistentes. De hecho, uno de los rasgos destacados de la transición sociometabólica industrial ha sido el cambio funcional de los sistemas agrarios tradicionales, que pasaron de satisfacer la mayoría de las necesidades a centrarse en la producción de alimentos y materias primas (González de Molina & Toledo, 2014). Cuando se analiza el impacto de la industrialización en la agricultura habitualmente se señala la adición de insumos externos (fertilizantes, pesticidas…) que permitieron aumentar los rendimientos; sin embargo, se pasa por alto que la industrialización también causó transformaciones de gran calado en la funcionalidad de la agricultura. Según nuestras estimaciones, en 1860 tan solo un 20 % de la producción agraria española en términos físicos se destinaba directamente a la alimentación humana, mientras que en la actualidad más de un 60 % tiene este destino.

En perspectiva comparada, la transición sociometabólica española ha seguido el mismo patrón que la mayoría de los países del mundo, aunque con ciertas particularidades asociadas a sus características geográficas y a su propio desarrollo histórico. Lamentablemente, solo contamos con evidencia empírica de largo plazo para un pequeño grupo de países occidentales con los que establecer un marco comparativo. Según la evidencia existente y los resultados obtenidos en este trabajo, los principales rasgos de la transición española serían los siguientes:

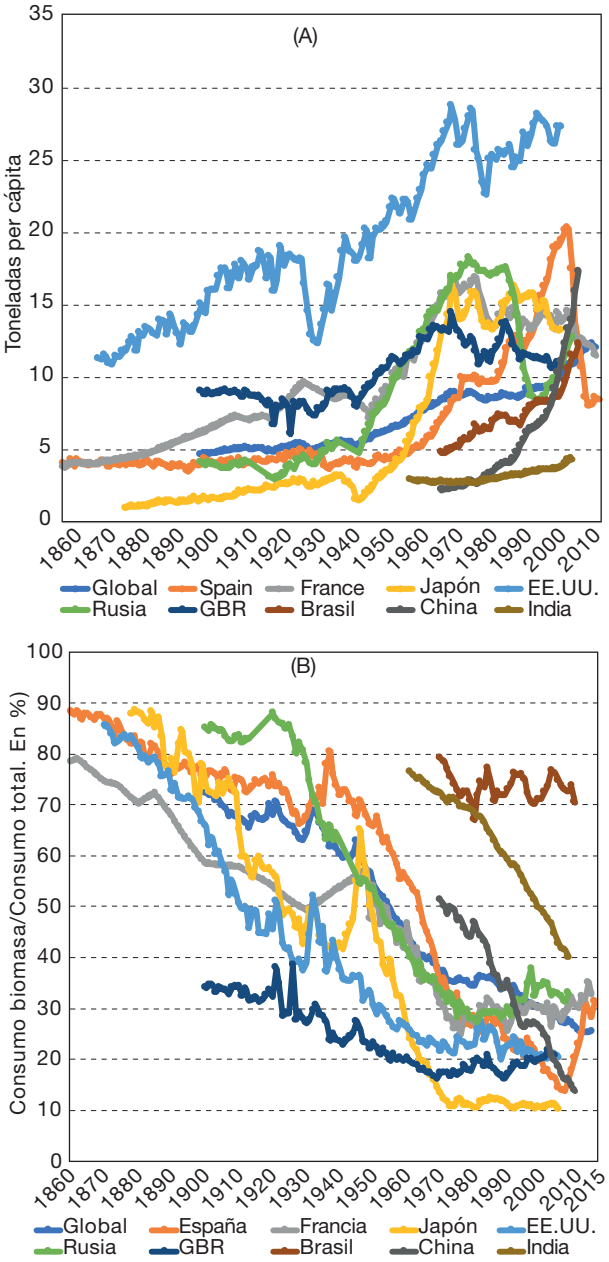
– El consumo de materiales por habitante en la España preindustrial se situaba ligeramente por debajo del promedio global, y muy por debajo de países europeos de clima templado, con mayor productividad primaria, como Francia o Inglaterra, así como de países como Estados Unidos, con amplias fronteras agrícolas disponibles y altas dotaciones de recursos minerales. El aumento en el consumo de materiales propio de la transición socioecológica industrial llegó a España mucho después que a la mayoría de países industrializados, aunque antes que a los países emergentes. No obstante, la transición fue más abrupta que en la mayoría de países ya industrializados y no se detuvo hasta la crisis de 2008, lo que contrasta con lo ocurrido en el resto de economías desarrolladas en las que el consumo se estabilizó en la década de 1970 (Widenhofer *et al*., 2013) (Gráfico 5a). Este crecimiento tan espectacular hizo que España pasara de tener un consumo de materiales inferior al promedio global a principios de la década de 1970, a ser uno de los mayores consumidores del mundo en 2007. Este hecho diferencial se explica por haber empezado la transición más tarde pero también por el *boom* de la construcción, residencial, industrial y turística, dependiendo de las diferentes fases. El efecto de la crisis de 2008 fue, igualmente, más impactante que en el resto de países y volvió a empujar el consumo por debajo de la media global. Esta crisis afectó directamente al sector qué más había empujado el consumo de materiales al alza: la construcción. Su colapso ha hecho que el consumo de materiales siga hoy en día a niveles mucho bajos que los previos a la crisis. Hasta donde hemos podido documentar, la dimensión de la caída es solo asimilable a la que tuvo lugar en la Unión Soviética tras su desintegración (Krausmann *et al*., 2016).
– La transición al uso de recursos abióticos, determinante para explicar el crecimiento económico moderno, fue más tardía que en los países del entorno europeo, como han puesto de manifiesto otros estudios sobre transición energética (Kander *et al*., 2015), aunque también en este caso llegó antes que a los países del «Sur global». La lenta transición se debió a una menor dotación de recursos energéticos y a una política exterior proteccionista que limitó su importación (Sudrià, 1997). A principios del siglo XIX los niveles productivos en España ya eran inferiores que el de los países del entorno (Allen, 2011), luego es posible que el menor dinamismo económico ralentizase la transición en comparación a los países con mejores condiciones de partida. En España, la biomasa dejó de ser el material más consumido en 1964, mientras que esta transición se había dado mucho antes en Reino Unido (antes del XIX), en los EE. UU. (1913), en Japón (1923) o en Francia (1930). Es más, había tenido lugar incluso antes a nivel global (en 1956). No obstante, fue más tardía en países como China (1972), India (2000) o Brasil, donde aún no se ha completado (Gráfico 5b).

En el proceso de transición sociometabólica, unos países han sido más dependientes del exterior que otros. En la actualidad, los países de altas rentas son más dependientes, pero, entre estos, son especialmente dependientes los países con altas densidades de población (Bruckner *et al*., 2012). Japón y los países europeos muestran perfiles más parasitarios que Estados Unidos, Canadá o Australia. También encontramos diferencias en perspectiva histórica. En las primeras fases de la transición sociometabólica, los países más ricos no siempre fueron importadores netos. Inglaterra tuvo balance equilibrado e incluso fue exportador neto de flujos ocultos, ya que destinaba muchos recursos a producir bienes que finalmente exportaba (Kander *et al*., 2017). Estados Unidos, debido a su vasta frontera agrícola y riqueza mineral, también fue exportador neto de recursos (Gierlinger & Krausmann, 2012), como seguramente ocurrió con otros países ricos de gran tamaño como Canadá o Australia. Los países de industrialización más tardía como España o Checoslovaquia, también ejercieron un papel de suministradores netos de materias primas al resto de países industrializados, en el caso de España con productos mineros y agrarios. Sin embargo, durante la «Gran Aceleración», los países industrializados fueron incapaces de sostener sus transformaciones económicas con recursos endógenos y todos, incluso aquéllos que por diferentes motivos habían sido exportadores netos durante las primeras fases de la transición, acentuaron su papel parasitario mientras que desde el «Sur Global» aumentaban los flujos de materiales al resto del mundo (Schaffartzik *et al*., 2014; Infante-Amate *et al*., 2020) (Gráfico 6c). En el caso de España, cuya transición fue especialmente acelerada, el grado de dependencia externa es particularmente alto en comparación con los países del entorno. En el Gráfico 6d analizamos tanto el grado de dependencia (relación entre importaciones y exportaciones) como el volumen de la dependencia (balance comercial físico per cápita). Entre una muestra de los 28 países europeos más dependientes (excluimos aquellos que son exportadores netos como Suecia, Noruega o Polonia), más los Estados Unidos, observamos que España destaca como uno de los países más parasitarios. Sus importaciones son casi 3 veces superiores a las exportaciones y el balance por habitante supera las 2,2 toneladas al año. Estas cifras están muy por encima de la mayoría de los países del mundo y en el caso de Europa solo se superan ligeramente por Alemania, y en mayor medida por Irlanda e Italia. Este último país se revela como el país más dependiente del continente con unas importaciones que cuadriplican las importaciones y con un balance por habitante de 3,1 toneladas al año[5].

[5] Excluimos de este gráfico a Países Bajos y Bélgica ya que muestran volúmenes muy altos de comercio que esconde un alto porcentaje de reexportación que no podemos calibrar. No obstante, en ambos casos su grado de dependencia es menor que el de España, aunque el volumen sí que es claramente mayor.

GRÁFICO 6

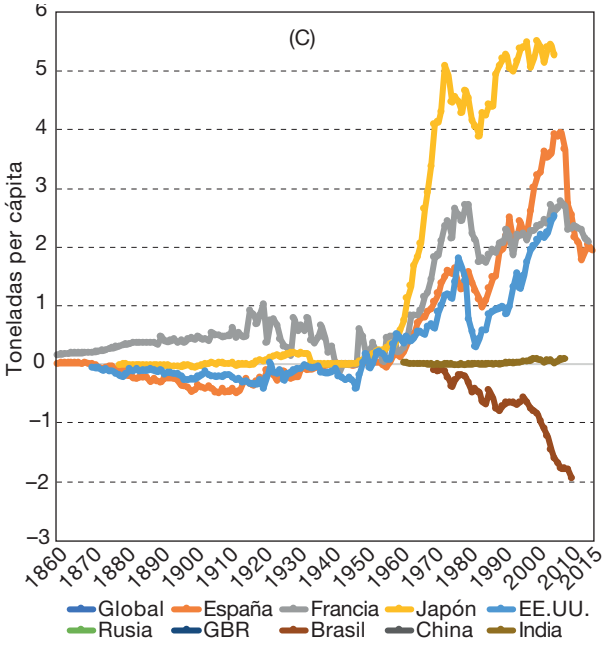
PERSPECTIVA COMPARADA. (A) EVOLUCIÓN DEL CONSUMO DOMÉSTICO DE MATERIALES (CDM). (B) DEL PESO DE LA BIOMASA SOBRE EL CONSUMO DOMÉSTICO DE MATERIALES

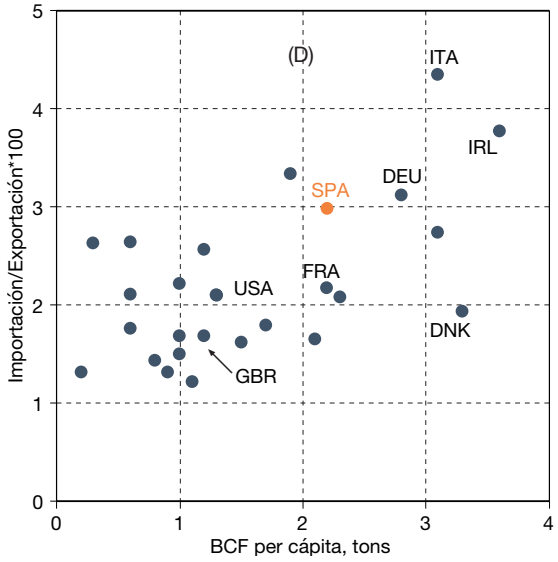


FUENTE: Elaboración propia a partir de Krausmann *et al*. (2009, 2011, 2016), Gierlinger *et al*. (2012), Magalhaes *et al*., (2019) y WU Vienna (2019)

GRÁFICO 6

(C) DEL BALANCE COMERCIAL FÍSICO POR HABITANTE. (D) EVALUACIÓN DEL GRADO DE DEPENDENCIA EXTERIOR, COMPARANDO EL PORCENTAJE DE LAS IMPORTACIONES SOBRE LAS EXPORTACIONES Y EL BALANCE COMERCIAL FÍSICO POR HABITANTE CON DATOS ACUMULADOS DE 1970-2007





FUENTE: Elaboración propia a partir de Krausmann *et al*. (2009, 2011, 2016), Gierlinger *et al*. (2012), Magalhaes *et al*., (2019) y WU Vienna (2019)

9. Conclusiones y agenda futura de investigación

Durante los dos últimos siglos, con diferentes ritmos e intensidad, todas las economías del mundo han protagonizado cambios sin precedentes en su metabolismo social, esto es, en la forma en la que apropian y usan energía y materiales. Estos cambios tienen en común un rápido aumento en el consumo, una transición de la biomasa a los minerales como recursos más utilizados, y un incremento en los intercambios de materiales con otros países. España, al igual que el resto de países del mundo ha seguido este patrón, si bien es cierto que con particularidades propias atribuibles a sus características geográficas y a su desarrollo histórico.

En este trabajo hemos presentado la primera serie anual de largo plazo sobre extracción, comercio y consumo de materiales por parte de la economía española entre 1860 y 2016. Los resultados obtenidos nos han permitido reconstruir y analizar las principales tendencias sobre el uso de recursos, la intensidad material de la economía, las relaciones internacionales y la cronología de la transición sociometabólica. Las conclusiones más relevantes sobre la transición española al metabolismo industrial son:

1 Un gran aumento en el uso de materiales, que pasó de 4 a 20 toneladas por habitante y año entre 1860 y 2007. El crecimiento fue especialmente rápido entre *c*. 1950 y 2007, un periodo en el que España pasó de estar por debajo de la media global a tener uno de los consumos más altos del mundo.
2. Transición de la biomasa, que suponía casi el 90 % de los materiales utilizados en 1860, a los recursos abióticos, que hoy representan casi el 80 %. Esta transición fue más tardía en España (1964) que en la mayoría de países desarrollados (siempre antes de 1950) pero anterior al de las economías emergentes.
3. España fue exportador neto de materiales, sobre todo de minerales metálicos y productos agrarios hasta *c*. 1930, pero desde *c*. 1950 se convirtió en importador neto de todo tipo de materiales. De hecho, durante este último periodo aparece como uno de los principales importadores netos a nivel global, muy por encima de otros países de altas rentas.
4. Se observa una caída en la intensidad material de la economía, lo que denota un continuado proceso de desacoplamiento entre el crecimiento económico y el uso de recursos. Sin embargo, el consumo total ha seguido creciendo (hasta 2007), lo que muestra una rematerialización en términos absolutos.
5. Aunque se constatan mejoras en la eficiencia material, tanto por desarrollos tecnológicos como por cambios estructurales, el aumento en la población y, sobre todo, la mejora en la renta, han empujado al alza el consumo de recursos.

Esta investigación, no obstante, cuenta con importantes limitaciones que deben ser abordadas en futuros trabajos de investigación.

– No existen estimaciones históricas sobre los materiales incorporados en el comercio internacional, lo que nos impide conocer la «huella material» de los países. En otras palabras, sabemos el consumo de recursos que tiene lugar «dentro» de España, pero no los consumos que son responsabilidad de los ciudadanos españoles. Estas estimaciones solo están disponibles desde 1990 gracias a los estudios *input-output* multirregionales, pero no para periodos anteriores.
– Dentro de los grandes agregados nacionales se esconde una gran diversidad regional en los patrones de extracción y uso de materiales. Para ofrecer un relato más preciso sobre la evolución de los niveles de vida y las responsabilidades sociales en el cambio global, es necesario descender a escalas de análisis más reducidas. Carpintero (2015) y Piñero *et al*. (2020) han realizado ejercicios de este tipo, pero solo para periodos recientes, por los que un reto pendiente es expandir históricamente estas estimaciones.
– Conocemos bien las dinámicas de apropiación de materiales, pero sabemos poco sobre su uso, lo cual es especialmente relevante en tres ámbitos. Por un lado, para evaluar la «circularidad» de la economía, un objetivo central dentro de la política económica actual. Una parte de los materiales extraídos se reutilizan y, por tanto, se vuelve a consumir. Por otro lado, distinguir los materiales requeridos en las fases de procesamiento y de los que realmente llegan al consumo final resulta informativo sobre los cambios en la eficiencia productiva y solo los materiales que realmente contribuyen a mejorar nuestro nivel de vida. Finalmente, para identificar qué parte del consumo se destina a *stock* (infraestructuras materiales que prestan servicios básicos como alojamiento o transporte) y qué parte a flujos de materiales (por ejemplo, petróleo) que tienen como objetivo mantener el *stock*. Estas estimaciones resultan muy importantes para diseñar sistemas más eficientes y que conduzcan a una reducción en el uso de materiales.

Referencias bibliográficas

Acosta, F., Cruz, S., & González de Molina, M (2009). *Socialismo y democracia en el campo (1880-1930). Los orígenes de la Federación Nacional de los Trabajadores de la Tierra*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Ang, B. W. (2005). The LMDI approach to decomposition analysis: a practical guide. *Energy Policy*, *33*(7), 867-871. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2003.10.010

Ayres, R. U., & Warr, B. (2010). *The Economic Growth Engine: How Energy and Work Drive Material Prosperity*. Edward Elgar Publishing.

Barbier, E. (2011). *Scarcity and Frontiers: How Economies Have Developed Through Natural Resource Explotation*. Cambridge University Press.

Bolt, J., & Van Zanden, J. L. (2014). The Maddison Project: collaborative research on historical national accounts. *The Economic History Review*, *67*(3), 627-651. https://doi.org/10.1111/1468-0289.12032

Bruckner, M., Giljum, S., Lutz, C., & Wiebe, K. S. (2012). Materials embodied in international trade–Global material extraction and consumption between 1995 and 2005. *Global Environmental Change*, *22*(3), 568-576. http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.03.011

Carpintero, Ó. (2005). *El metabolismo de la economía española*. Fundación César Manrique.

Carpintero, Ó. (2015). *El metabolismo económico regional español*. FUHEM Ecosocial.

Carreras, A., & Tafunell X. (2005). *Estadísticas históricas de España, siglos XIX-XX*. Fundación BBVA.

Chastagnared, G. (2017). *Humos y sangre. Protestas en la cuenca de las piritas y masacre en Río Tinto (1877-1890)*. Universidad de Alicante.

De Bruyn, S. M., & Opschoor, J. B. (1997). Developments in the throughput-income relationship: theoretical and empirical observations. *Ecological Economics*, *20*(3), 255-268. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(96)00086-9

Eurostat (2018). *Economy-Wide Material Flow Accounts. Handbook*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Ferrero, M. D. (1994). *Capitalismo minero y resistencia rural en el suroeste andaluz (1873-1900)*. Universidad de Huelva.

Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., Giljum, S., Lutter, S., Mayer, A., Bringezu, S., & Weisz, H. (2011). Methodology and indicators of economy-wide material flow accounting: State of the art and reliability across sources. *Journal of Industrial Ecology*, *15*(6), 855-876. https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00366.x

García Gómez, J. J., & Pérez Cebada, J. D. (2020). A Socio-Environmental History of a Copper Mining Company: Rio-Tinto Company Limited (1874–1930). *Sustainability*, 12, 4521. https://doi.org/10.3390/su12114521

Garrabou, R., & Sanz Fernández, J. (1985). *Historia agraria de la España contemporánea: expansiva y crisis (1850-1900)*. Crítica.

GEHR (1991). *Estadísticas históricas de la producción agraria española*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Gierlinger, S., & Krausmann, F. (2012). The physical economy of the United States of America: Extraction, trade, and consumption of materials from 1870 to 2005. *Journal of Industrial Ecology*, *16*(3), 365-377. https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00404.x

González de Molina, G., Fernández, D. S., Casado, G. G., Infante-Amate, J., Fernández, E. A., Traver, J. V., & Ruiz, R. G. (2020). *The Social Metabolism of Spanish Agriculture, 1900-2008*. Springer International Publishing.

González de Molina, M, Soto Fernández, D., & Garrido Peña, F. (2016). Los conflictos ambientales como conflictos sociales. Una mirada desde la ecología política y la historia. *Ecología Política*, 50, 31-38. https://www.ecologiapolitica.info/?p=3583

González de Molina, M., García-Ruiz, R., Fernández, D. S., Guzmán, G., Cid, A., & Infante-Amate, J. (2015). Nutrient balances and management of soil fertility prior to the arrival of chemical fertilizers in Andalusia, southern Spain. *Human Ecology Review*, *21*(2), 23-48. http://dx.doi.org/10.22459/HER.21.02.2015.02

Graedel, T. E., Harper, E. M., Nassar, N. T., & Reck, B. K. (2015). On the materials basis of modern society. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *112*(20), 6295-6300. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1312752110

Greenfield, A., & Graedel, T. E. (2013). The omnivorous diet of modern technology. *Resources, Conservation and Recycling*, *74*, 1-7. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.02.010

Haberl, H., Wiedenhofer, D., Pauliuk, S., Krausmann, F., Müller, D. B., & Fischer-Kowalski, M. (2019). Contributions of sociometabolic research to sustainability science. *Nature Sustainability*, *2*(3), 173-184. https://www.nature.com/articles/s41893-019-0225-2?proof=t

Hornborg, A. (1998). Towards an ecological theory of unequal exchange: articulating world system theory and ecological economics. *Ecological Economics*, *25*(1), 127-136. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00100-6

Infante Amate, J., & Iriarte Goñi, I. (2017). *Las bioenergías en España. Una serie de producción, consumo y stocks entre 1860 y 2010*. Sociedad Española de Historia Agraria.

Infante-Amate, J., de Molina, M. G., & Toledo, V. M. (2017). El metabolismo social. Historia, métodos y principales aportaciones. *Revibec. Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 27, 130-152. https://redibec.org/wp-content/uploads/2018/01/rev27-11-corregido.pdf

Infante-Amate, J., Soto, D., Aguilera, E., García-Ruiz, R., Guzmán, G., Cid, A., & González de Molina, M. (2015). The Spanish transition to industrial metabolism: Long-term material flow analysis (1860–2010). *Journal of Industrial Ecology*, *19*(5), 866-876. https://doi.org/10.1111/jiec.12261

Infante-Amate, J., Urrego Mesa, A., & Tello Aragay, E. (2020). Las venas abiertas de América Latina en la era del antropoceno: un estudio biofísico del comercio exterior (1900-2016). *Diálogos Revista Electrónica de Historia*, *21*(2), 177-214. https://doi.org/10.15517/dre.v21i2.39736

Instituto Nacional de Estadística (2020). *Cuenta de flujos de materiales*. https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176943&menu=ultiDatos&idp=1254735976603

JCA, Junta Consultiva Agronómica (1891a). *Avance estadístico sobre el cultivo de cereal y de leguminosas asociadas en España*. Dirección General de Agricultura, Industrial y Comercio.

JCA, Junta Consultiva Agronómica (1891b). *Avance estadístico sobre el cultivo y producción de la vid, junta consultiva agronómica*. Dirección General de Agricultura, Industria y Comercio.

JCA, Junta Consultiva Agronómica (1891c). *Avance estadístico sobre el cultivo y producción del olivo*. Dirección General de Agricultura, Industria y Comercio.

Kander, A., Malanima, P., & Warde, P. (2015). *Power to the People: Energy in Europe over the Last Five Centuries*. Princeton University Press.

Kander, A., Warde, P., Henriques, S. T., Nielsen, H., Kulionis, V., & Hagen, S. (2017). International trade and energy intensity during European industrialization, 1870-1935. *Ecological Economics*, 139, 33-44. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.03.042

Krausmann, F., Gaugl, B., West, J., & Schandl, H. (2016). The metabolic transition of a planned economy: Material flows in the USSR and the Russian Federation 1900 to 2010. *Ecological Economics*, *124*, 76-85. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.12.011

Krausmann, F., Gingrich, S., & Nourbakhch-Sabet, R. (2011). The metabolic transition in Japan: A material flow account for the period from 1878 to 2005. *Journal of Industrial Ecology*, *15*(6), 877-892. https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00376.x

Krausmann, F., Gingrich, S., Eisenmenger, N., Erb, K. H., Haberl, H., & Fischer-Kowalski, M. (2009). Growth in global materials use, GDP and population during the 20th century. *Ecological Economics*, *68*(10), 2696-2705. http://www.vegetal-e.com/fichiers/2009-krausmann-al_1469691627.pdf

Krausmann, F., Schandl, H., & Sieferle, R. P. (2008). Socio-ecological regime transitions in Austria and the United Kingdom. *Ecological Economics*, *65*(1), 187-201.

Krausmann, F., Schandl, H., Eisenmenger, N., Giljum, S., & Jackson, T. (2017). Material flow accounting: measuring global material use for sustainable development. *Annual Review of Environment and Resources*, 42, 647-675. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060726

Kuskova, P., Gingrich, S., & Krausmann, F. (2008). Long term changes in social metabolism and land use in Czechoslovakia, 1830-2000: an energy transition under changing political regimes. *Ecological Economics*, *68*(1-2), 394-407. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.04.006

Magalhães, N., Fressoz, J. B., Jarrige, F., Le Roux, T., Levillain, G., Lyautey, M., & Bonneuil, C. (2019). The physical economy of France (1830–2015). The history of a parasite? *Ecological Economics*, *157*, 291-300.

Martinez-Alier, J. (2009). Social metabolism, ecological distribution conflicts, and languages of valuation. *Capitalism Nature Socialism*, *20*(1), 58-87.

Naredo, J. M. (2003). *La burbuja inmobiliario-financiera en la coyuntura económica reciente (1985-1995)*. Siglo XXI.

Pérez Cebada, J.D. (2014). *Tierra devastada. Historia de la contaminación minera*. Síntesis.

Peters, G. P. (2008). From production-based to consumption-based national emission inventories. *Ecological Economics*, *65*(1), 13-23. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.10.014

Pinker, S. (2018). *Enlightenment Now: The Case for Reason, Science, Humanism and Progress*. Penguin.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F. S., Lambin, E., & Nykvist, B. (2009). Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, *14*(2). http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/

Ruffing, K. (2007). Indicators to measure decoupling of environmental pressure from economic growth. *Sustainability Indicators: A Scientific Assessment, 67*, 211. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.03.013

Schaffartzik, A., Mayer, A., Gingrich, S., Eisenmenger, N., Loy, C., & Krausmann, F. (2014). The global metabolic transition: Regional patterns and trends of global material flows, 1950–2010. *Global Environmental Change*, *26*, 87-97.

Schandl, H., & Schulz, N. (2002). Changes in the United Kingdom's natural relations in terms of society's metabolism and land-use from 1850 to the present day. *Ecological Economics*, *41*(2), 203-221. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00031-9

Schandl, H., Fischer-Kowalski, M., West, J., Giljum, S., Dittrich, M., Eisenmenger, N., & Krausmann, F. (2018). Global material flows and resource productivity: Forty years of evidence. *Journal of Industrial Ecology*, *22*(4), 827-838. https://doi.org/10.1111/jiec.12626

Sieferle, R. P. (2001). *The Subterranean Forest: Energy Systems and the Industrial Revolution*. White Horse Press.

Smil, V. (2016). *Making the Modern World: Materials and Dematerialization*. Lulu Press.

Sudrià, C. (1997). La restricción energética al desarrollo económico de España. *Papeles de Economía Española*, 73, 165-188.

Tena, A. (2005). Sector exterior. En A. Carreras & X. Tafunell, *Estadísticas históricas de España, siglos XIX-XX*. Fundación BBVA, pp. 573-644.

Vanwalleghem, T., Infante-Amate, J., González de Molina, M., Soto Fernández, D., & Gómez, J. A. (2011). Quantifying the effect of historical soil management on soil erosion rates in Mediterranean olive orchards. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *142*(3-4), 341-351.

Widenhofer, D., Rovenskaya, E., Haas, W., Krausmann, F., Pallua, I., & Fischer-Kowalski, M. (2013). Is there a 1970s syndrome? Analyzing structural breaks in the metabolism of industrial economies. *Energy Procedia*, 40, 182-191. https://core.ac.uk/download/pdf/82377381.pdf

Wrigley, E. A. (2016). *The Path to Sustained Growth: England's Transition from an Organic Economy to an Industrial Revolution*. Cambridge University Press. http://www.materialflows.net/visualisation-centre/country-profiles

WU Vienna (2019). *Country Profile for Austria*. *Visualisations Based Upon the UN IRP Global Material Flows Database*. http://www.materialflows.net/visualisation-centre/country-profiles

CUADERNOS ECONÓMICOS ICE INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA

La huella ecológica, un indicador clave hacia la sostenibilidad territorial: el caso de España*

Ecological Footprint as a Key Territorial Sustainability Indicator: A Case Study of Spain

Antonio Cano Orellana
Universidad de Sevilla

Resumen

Sin lugar a dudas, los seres humanos hemos sobrepasado los límites. Dicho de otro modo, en los primeros ocho meses de 2020, la humanidad ha consumido el presupuesto natural de todo el año. Disponer de información e indicadores que permitan determinar el impacto ecológico del comportamiento humano es un factor clave para afrontar la crisis ambiental y caminar hacia una sociedad sostenible. La huella ecológica, indicador sintético de sostenibilidad territorial, ha sido extensamente utilizada como herramienta útil para la gestión y planificación de la sostenibilidad, y se considera también un poderoso instrumento educativo para modificar los comportamientos de producción y consumo. En este artículo, tomando a España como referencia, nos centraremos en la pauta de localización seguida por la población española y su impacto ambiental, a través de la estimación de la huella ecológica generada por los 8.131 municipios españoles. Los resultados indican que la concentración de la población española, en una porción relativamente reducida de su territorio, principalmente en las grandes conurbaciones y el litoral, está estrechamente asociada a una huella ecológica que requiere del orden de 3,7 veces su superficie para satisfacer sus necesidades de producción y consumo.

Palabras clave: *huella ecológica, sostenibilidad territorial, indicadores ecológicos, población, España.*

Clasificación JEL: *O50, Q56, Q57.*

Abstract

No doubt human beings have exceeded the limits. In other words, in the first eight months of 2020 humanity has consumed the natural budget of the whole year. Having information and indicators that allow us to determine the ecological impact of human behaviour is a key factor in tackling the environmental crisis and moving towards a sustainable society. The ecological footprint, a synthetic indicator of territorial sustainability, has been widely used as a useful tool for sustainability management and planning, and is also considered a powerful educational tool for changing production and consumption behaviours. In this paper, taking Spain as a reference, we will focus on the location pattern followed by the Spanish population and its environmental impact, through the estimation of the ecological footprint generated by the 8.131 Spanish municipalities. The results indicate that the concentration of the Spanish population in a relatively small portion of its territory, mainly in the large conurbations and along the coast, is closely associated with an ecological footprint that requires on the order of 3.7 times its area to meet its production and consumption needs.

Keywords: *ecological footprint, territorial sustainability, ecological indicators, population, Spain.*

* El autor desea agradecer a Miguel Martínez-Almarza Cano, investigador en Network Mapping Group Knaresborough (North Yorkshire, UK), la elaboración de los mapas y su extraordinaria celeridad y paciencia.

DOI: https://doi.org/10.32796/cice.2021.101.7195
Recibido: Marzo 2021 · Aceptado: Abril 2021

1. Introducción

El 22 de agosto de 2020 la humanidad agotó el presupuesto natural; esto es, en menos de nueve meses los seres humanos hemos consumido el presupuesto de todo el año (Global Footprint Network: https://www.footprintnetwork.org/our-work/earth-overshoot-day/). A partir de este momento, el déficit ecológico se acumulará al anteriormente existente y las emisiones de carbono se incrementarán. El Día del Sobregiro de la Tierra (*earth-overshoot-day*) marca la fecha en que la demanda de recursos y servicios ecológicos excede, en un año determinado, lo que la Tierra puede regenerar durante ese mismo año. En España este límite se alcanzó el 27 de mayo de 2020 (https://www.overshootday.org/content/uploads/2020/02/GFN-Country-Overshoot-Day-2020.pdf). En otras palabras, vivimos muy por encima de los límites de la Naturaleza.

Desafortunadamente las advertencias, ya insistentemente planteadas en los años setenta y ochenta del pasado siglo, no han sido tenidas en cuenta. William Catton (1980) alertó, en su conocido *Overshoot,* que:

> Si, habiendo sobrepasado la capacidad de carga, no podemos evitar el colapso, tal vez con la comprensión ecológica de sus causas reales podamos seguir siendo humanos en circunstancias que de otra manera podrían tentarnos a convertirnos en bestias. Un mejor y más claro conocimiento –reclamaba– podría evitar lamentaciones posteriores, permitiéndonos así abstenernos de infligirnos sufrimientos inútiles e imperdonables. (p. 216)

En este mismo sentido, para Lotka los seres humanos representamos una rueda insignificante en el engranaje de un *great world engine* (Lotka, 1925, p. 331). Una pieza minúscula, aunque poseedora de una enorme capacidad para alternar y condicionar el funcionamiento del planeta a través de la energía exosomática. Como Lotka (1945) describe con precisión:

> En lugar de la lenta adaptación de la estructura anatómica y la función fisiológica en las generaciones sucesivas mediante la supervivencia selectiva, se ha logrado una mayor adaptación mediante el desarrollo incomparablemente más rápido de ayudas «artificiales» a nuestro aparato receptor-efector nativo, en un proceso que podría denominarse evolución exosomática. (p. 188)

En otros términos, la adición de los seres humanos a los instrumentos exosomáticos y su función bioeconómica, ha provocado un distanciamiento progresivo del comportamiento de otras especies vivas, que actúan más en sintonía con los límites biofísicos de la biosfera. Este alejamiento y la profundización en inciertas asimetrías, tal vez –como sugiriese Nicholas Georgescu-Roegen (1975)– muestren que:

> Quizá el destino del hombre es tener una vida breve pero ardiente, excitante y extravagante, más bien que una existencia larga, apacible y vegetativa.

> Que sean otras especies, las amebas, por ejemplo, que no tienen ambiciones espirituales, las que hereden un planeta aún bañado en plenitud por la luz del sol. (p. 379)

Han sido suficientes las señales, se han prodigado los propósitos, pero el punto de no retorno está cada vez más cerca; así el necesario giro copernicano, por más que se anuncie y se reclame, muestra una tenaz resistencia. Por no remontarnos muy hacia atrás en el tiempo, tras la crisis financiera de finales de 2007 se habló de cuestionar el modelo de crecimiento actual, de las limitaciones que presentaba el PIB como indicador de bienestar (Stiglitz, Sen & Fitoussi, 2010) e informar de la funcionalidad de los ecosistemas (Giannetti *et al*., 2015). En el escenario actual se persigue una revolución verde a través de un *Green New Deal* (Galvin & Healy, 2020) o *The European Green Deal* (European Commission, 2019), un aterrizaje suave (Lovelock, 2007), el estado estacionario o el fin definitivo del crecimiento económico (Daly *et al*., 2019). Pero el tiempo se agota.

El propósito principal de este artículo es relacionar la pauta seguida por la población española en cuanto a su localización, y el impacto ambiental como una de sus consecuencias, estimado a partir de la huella ecológica de los 8.131 municipios españoles. El siguiente epígrafe presenta los propósitos iniciales de la herramienta propuesta por Wackernagel y Rees y su vinculación con el devenir de la sociedad urbano-industrial. A continuación, en el tercer epígrafe, se aborda el indicador de huella ecológica con algunos matices metodológicos importantes, a nuestro criterio, en el análisis territorial. Posteriormente, en el cuarto epígrafe, se describen las fuentes utilizadas y se presentan los resultados obtenidos, incorporando un epígrafe referido a la evolución de la población española, para el periodo comprendido entre 1960 y 2019, relacionada con su localización en el territorio, así como una discusión de aquellos aspectos significativos que podrían ayudar a mejorar tanto el propio indicador de huella ecológica, como su interpretación. Por último, se extraen las principales conclusiones.

2. La huella ecológica como indicador sintético de sostenibilidad territorial. La sociedad urbano-industrial y sus consecuencias

La huella ecológica fue concebida desde sus orígenes como un indicador territorial de sostenibilidad (Rees, 1992, 1996; Wackernagel & Rees, 1998). La creciente concentración urbana se entendía como el principal impulsor de la huella ecológica generada por los seres humanos. De hecho, como observaba en la Cumbre de Río de 1992 Maurice Strong: «la batalla por la sostenibilidad se ganará o perderá en las ciudades». Las ciudades se erigen como el principal atractor de recursos y el principal generador de desechos. El metabolismo urbano (Wolman, 1965) característico de la sociedad urbano-industrial ha transitado en, al menos, tres direcciones: *a*) concentración de la población en una porción cada vez más reducida del territorio; *b*) desarrollo a gran escala del transporte horizontal, alimentado con combustibles

de origen fósil; *c*) metabolismo lineal, dejando los ciclos de materiales abiertos, muy exigente en recursos naturales e importante generador de desechos, provocando, como consecuencia de ello, una escasez social de recursos naturales y una extraordinaria acumulación de desechos. Los requerimientos de recursos derivados de este metabolismo presentan un problema adicional, y este no es otro que considerar como hábitat humano el conjunto del planeta. Este hecho rompe la relación existente entre las localizaciones ecológicas y geográficas, característica del resto de especies vivas. Una parte importante de la población humana, la más exigente en cuanto a generación de huella ecológica, no obtiene los recursos ni vierte los desechos allí donde habita. La actividad extractiva y de generación de desechos, estrechamente vinculada a la capacidad de carga apropiada y a la huella ecológica generada, además no está homogéneamente repartida. Poco más del 16 % de la población mundial concentra aproximadamente el 80 % de los recursos extraídos y producidos, así como un porcentaje similar de los desechos generados.

Lo antes descrito se vuelve particularmente revelador cuando tratamos de comparar los requerimientos humanos, de realidades territoriales específicas, o de la población humana en general, con el área ecológica necesaria para la producción de comida, absorción de desechos, etcétera. En ecología, el tamaño máximo de población de una determinada especie que un hábitat definido puede sustentar indefinidamente, sin menoscabo del ecosistema del que depende, se denomina «capacidad de carga» (Common & Stagl, 2008, p. 45).

Esta definición, no obstante, no parece aplicable a los seres humanos dada su aparente facultad para aumentar, casi ilimitadamente, la «capacidad de carga humana» (Kessler, 1994). En su pretensión por someter a la naturaleza, para fines exclusivamente humanos, elimina especies competidoras, se apropia de tecnologías vernáculas, extrae recursos localmente escasos, y extiende, cuanto le sea posible, la «evolución exosomática»[1] (Lotka, 1945, p. 188) a través de la tecnología y el conocimiento.

La evolución exosomática causó –siguiendo a Georgescu-Roegen (1975, p. 815)– dos cambios fundamentales e irrevocables en la especie humana. De un lado, el irreductible conflicto social característico de ella, al que son ajenas otras especies que viven en sociedad, dado que las divisiones existentes entre ellas están biológicamente marcadas (como es, por ejemplo, el caso de las abejas). De otro, la adición de los seres humanos a los artefactos exosomáticos. Fruto de esta adición la supervivencia de la especie humana se enfrenta a problemas tanto de naturaleza biológica como económica; esto es, son de índole bioeconómica.

En este sentido, la terminología propuesta por Lotka subraya el hecho de que «el proceso económico es una continuación del biológico» (Georgescu-Roegen, 1996, p. 381).

[1] Para Lotka, los factores exosomáticos son diferentes de los órganos genéticos y endosomáticos (con los que cada individuo nace, como piernas, cabeza, manos, garras, alas, etcétera). Los factores exosomáticos son tanto las herramientas como los dispositivos utilizados por las personas para producir, intercambiar y consumir.

De hecho, no solo es continuación uno del otro, sino que, además, ambos son complementarios (Daly, 1999, pp. 19-20). Es más, en el camino hacia la sostenibilidad global:

> […] tenemos que dejar de pensar que los objetivos de la ecología y la economía están en conflicto. Los sistemas económicos dependen de los sistemas ecológicos de sustentación de la vida, y tenemos que darnos cuenta de ese hecho e incorporarlo en nuestro modo de pensar y en nuestras actuaciones a nivel realmente básico, si es que queremos mantener nuestra economía global. No es posible que subsista una casa cuyos miembros están divididos y enfrentados. (Constanza, 1997, p. 103)

Lo relevante aquí es que la capacidad de carga biofísica o ecológica, en concreto, en el contexto de este artículo, está considerablemente relacionada con la carga cultural. De este modo, atendiendo al singular comportamiento humano, Catton Jr.(2009) define la capacidad de carga como «la máxima carga que un hábitat puede soportar indefinidamente»; esto es, «la máxima carga humana sostenible» (p. 133). La palabra clave es «carga» o presión soportada por el medio. De ahí que el énfasis no se ha de poner tanto en el número de individuos, sino, más bien, en la capacidad de los ecosistemas de seguir, de forma sostenida en el tiempo, suministrando recursos y prestando funciones ambientales. El problema, como el mismo observa, consiste en que:

> Se está exigiendo al mundo que acoja no sólo a más personas, sino también a personas ciertamente «grandes», cuya ansia de recursos y poder, que degradan el planeta que nos sustenta, se ha visto acrecentada por la tecnología […]. La cuestión de la capacidad de carga humana, pues, parece mucho más urgente cuando pensamos en términos de «presión de la carga» sobre los ecosistemas terrestres, en lugar de contemplar la mera «presión de la población». (Catton Jr., 2009, p. 128)

Catton, al tratar este asunto, sugiere que, referida a la especie humana, el concepto de sobrepoblación, así como la de capacidad de carga, requiere un tratamiento específico. En concreto, sugiere invertir los términos en la ratio utilizada para determinar la capacidad de carga. Esto es, situar en el numerador no la máxima población que un hábitat puede sostener, sino la carga máxima que este puede soportar.

Esta idea sugerida inicialmente por Catton (1986), fue el punto de partida de la noción de huella ecológica:

> […] una cuestión fundamental para la economía ecológica es si los suministros de capital natural serán adecuados para satisfacer la demanda prevista para el próximo siglo. Invertir la relación estándar de capacidad de carga sugiere una manera poderosa de abordar esta cuestión crítica. En lugar de preguntarse qué población puede sostener una región determinada de manera

> sostenible, se plantea la cuestión de la capacidad de sustentación: ¿cuán grande es la superficie de tierra productiva que se necesita para sostener indefinidamente una población específica, con independencia de su localización en cualquier lugar de la Tierra? (Rees, 1996, p. 203)

De manera formalizada, la huella ecológica de una población o economía específica puede definirse como el área de tierra (y agua) ecológicamente productiva de varias clases –cultivos, pastos, bosques, etc.– que se requeriría de manera continua para: *a*) proporcionar todos los recursos energéticos/materiales consumidos, y *b*) absorber todos los desechos generados por esa población con la tecnología predominante, en cualquier lugar de la Tierra dondequiera que se localice el área ecológicamente productiva requerida (Wackernagel & Rees, 1998, pp. 51-52).

En realidad, la huella ecológica no es más que la «capacidad de carga apropiada» (Rees & Wackernagel, 1994) por los seres humanos para satisfacer su proceso metabólico.

Desde que se formalizó su creación ha ido creciendo el interés por el análisis de la huella ecológica, principalmente para mejorar la comprensión de los límites biofísicos existentes en la biosfera para satisfacer las demandas humanas de capital natural. Dicho de otro modo, las herramientas conceptuales y los indicadores al uso, especialmente los utilizados en el análisis económico, tales como el PIB o la Renta Nacional, han mostrado su incapacidad para informar adecuadamente sobre el bienestar de las sociedades humanas y, especialmente relevante en el contexto de este artículo, para advertir si estas se orientan o no en el sentido de la sostenibilidad. Esto es, si la especie humana no ha ido, en cuanto a sus exigencias, más allá de la capacidad de su entorno para sostenerla, no ha sobrepasado los límites.

La construcción de la sociedad actual indudablemente ha traído consigo importantes mejoras para la población. Sectores importantes de ella han podido acceder tanto a bienes materiales como inmateriales impensables en las sociedades anteriores. Pero, al mismo tiempo, la manera en que hemos diseñado el mundo que conocemos tiene un coste nada despreciable.

Hemos incurrido en errores importantes de diseño (McDonough & Braungart, 2005). No solo en el diseño de los materiales producidos sino también, y esto en el contexto de este trabajo adquiere singular relevancia, en el diseño de la propia sociedad que ha impulsado unas pautas de producción y consumo económica, social y ambientalmente insostenibles. La concentración de la población en grandes ciudades y enclaves frágiles del territorio, el trasiego permanente de mercancías y el abuso de fuentes energéticas de origen fósil están en la base de este diseño. Según Naciones Unidas (en adelante NN. UU.), en 2018, casi el 55 % de las personas en el mundo habitaba en ciudades. La población urbana en el mundo en 1950 era de 751 millones (29,8 % del total), en 2018 se elevaba a 4.195 millones (54,3 %), el continente asiático albergaba el 54 % de la población urbana mundial (Naciones Unidas, 2018). Doce mil seiscientos millones de toneladas se transportaron en el mundo en 2017. Cada tonelada exportada recorrió, en este mismo año, 5.214,9 km, y cada tonelada importada tuvo que recorrer 5.069,7 km (Chatham House, 2018). Las fuentes ener-

géticas que, en la actualidad, alimentan un modelo como el descrito son básicamente de origen fósil. En 2019, el 84,3 % de la demanda mundial de energía primaria consumida era de origen fósil (BP, 2020), el transporte por carretera consumió más del 40 % de toda la demanda de petróleo en 2019 (BloombergNEF, 2020). En términos de huella ecológica, del CO_2 emitido en 2015, 8,8 Gt, que representan el 27,2 % de las emisiones mundiales de CO_2 procedente de la quema de combustibles de origen fósil, está vinculado al comercio internacional (OECD, 2020).

3. La huella ecológica. Apuntes metodológicos

Como indicador territorial de sostenibilidad, la huella ecológica fija su atención en el territorio. Los enclaves urbanos, con su exigente metabolismo, son necesariamente una referencia imprescindible.

En la perspectiva de una sociedad sostenible, donde el análisis de la huella ecológica adquiere relevancia, un indicador muy importante lo constituye el patrón de consumo.

De hecho, la huella ecológica traduce a hectáreas globales[2] (hag) el consumo aparente. Esto es la Ecuación [1]:

$$CA = P + M - X \qquad [1]$$

Discrimina, por tanto, en su contabilidad, a la población en función de su capacidad de consumir, tanto cuantitativa como cualitativamente. Es decir, su cálculo tiene en cuenta tanto la cantidad consumida como el tipo de consumo que ha tenido lugar. Para ello, divide las hectáreas globales en cinco categorías: 1) superficie agrícola; 2) pastizales; 3) superficie construida, infraestructuras; 4) pesquerías, y 5) superficie forestal.

La huella ecológica se calcula de acuerdo con el agregado siguiente[3] (Ecuación [2]):

$$HE_P = \sum_i \frac{P_i}{R_{N,i}} \cdot FR_{N,i} \cdot FE_{N,i} = \sum_i \frac{P_i}{R_{M,i}} \cdot FE_{N,i} \qquad [2]$$

[2] Una hectárea global es una hectárea biológicamente productiva con una productividad biológica media mundial para un año determinado. Las hectáreas globales son necesarias porque los diferentes tipos de superficies de la tierra tienen productividades distintas. La hectárea global es el criterio utilizado en la contabilidad de la huella ecológica.

[3] La huella ecológica tiene dos características (Wackernagel *et al*., 2019): 1) Aditividad: dado que la vida humana compite por las superficies biológicamente productivas, estas superficies pueden sumarse. La huella ecológica suma todas las demandas humanas sobre la naturaleza que compiten por el espacio biológicamente productivo. Esto significa que estos espacios se excluyen mutuamente al proporcionar recursos biológicos, acomodar la infraestructura urbana o absorber el exceso de carbono de la quema de combustibles fósiles. Permitiendo, además, que la superficie que satisface las demandas humanas (huella ecológica) pueda compararse con el espacio biológicamente productivo disponible (biocapacidad). 2) Equivalencia (factor de ponderación o escala): como no todas las superficies biológicamente productivas tienen la misma productividad, las áreas se ponderan proporcionalmente a su productividad biológica. Por tanto, la unidad de medida para la contabilidad de la huella ecológica, las hectáreas globales, son las consideradas biológicamente productivas con una productividad media mundial; esto es, sería la misma cada año, puesto que variará de un año a otro, para todos los países.

Donde P es la cantidad de cada producto i extraído (o dióxido de carbono emitido) en cada nación o área territorial específica; R_N es el rendimiento medio anual, nacional o regional, por hectárea de producción del producto i (o su capacidad de absorción de carbono en los casos en que P es el CO_2 generado); $FR_{N,i}$ es el factor de rendimiento específico, para cada nación o región, para la producción de cada producto i; $R_{M,i}$ es el rendimiento medio mundial del producto i; y, por último, $FE_{N,i}$ es el factor de equivalencia para cada tipo de área de producción del producto i.

En el Cuadro 1 se muestran los factores de rendimiento para el último año estimado, esto es, para 2017.

CUADRO 1

FACTORES DE RENDIMIENTO (2017)

Tipo de uso de la tierra	Factor de rendimiento (hag)
Agrícola	0,59
Pastizales	1,21
Forestal	0,84
Pesquerías	1,00
Infraestructuras	0,59

FUENTE: Global Footprint Network, 2021.

La equivalencia entre el segundo y tercer término de la Ecuación [1] se debe a la relación:

$$FR_{N,i} = \frac{R_{N,i}}{R_{M,i}}$$

Los factores de equivalencia, así como los factores de rendimientos antes indicados, se introducen en la estimación de la huella ecológica con el fin de evaluar la productividad biológica de los distintos tipos de superficies y sus usos. Cada categoría de superficie (agrícola, pastizal, forestal, pesquería e infraestructura) tienen productividades biológicas diferentes. Por tanto, antes de sumarlas es necesario normalizarlas. Esto no solamente ayuda a comparar entre diversas superficies biológicamente productivas, sino que, además, permiten una comparación entre las estimaciones de huella ecológica realizada para distintos territorios. Los factores de equivalencia y rendimiento son, por tanto, factores de ponderación o escala, que permiten homogeneizar los distintos usos antes de agregarlos, y obtener de ese modo la huella ecológica y la biocapacidad total expresadas en lo que se denomina «hectáreas globales». La hectárea global, pues, no es más que la relación entre la productividad media mundial de cada categoría de superficie respecto al promedio de la productividad mundial de todos los tipos de tierra biológicamente productivos; que varía según el tipo o categoría de tierra y año.

Aunque los factores de equivalencia son difíciles de medir, dado que estas mediciones parten de asumir determinados supuestos y de estimaciones indirectas, pueden, no obstante, tener un soporte empírico (Wackernagel *et al*., 2014). Siempre que exista información disponible estos pueden estimarse, por ejemplo, a partir de la producción primaria neta o de la emergía[4] (Yang *et al*., 2018; Galli *et al*., 2020).

En este artículo se tomó la serie de la huella ecológica para España, las más larga existente en la actualidad, de Global Footprint Network (2021)[5], que calcula los factores de equivalencia a partir de los índices de idoneidad del modelo de Zonas Agroecológicas Mundiales (GAEZ, por sus siglas en inglés), combinados con la información sobre las áreas reales de cultivo, bosque y pastoreo de FAOSTAT (Zonas Agroecológicas Mundiales 2000; Base de Datos Estadísticos ResourceSTAT de la FAO). El modelo GAEZ divide todas las tierras a nivel mundial en cinco categorías, a cada una de las cuales se le asigna una puntuación de idoneidad (Cuadro 2).

---

[4] Ambos conceptos, producción primaria neta (PPN) y emergía (Em), están de algún modo relacionados con la energía. De hecho, la producción en los ecosistemas implica la fijación y transferencia de energía proveniente del sol, a través de los ecosistemas, gobernada por las leyes de la termodinámica. La tasa a la cual las plantas producen tejido vegetal se conoce como productividad primaria. La productividad primaria bruta (PPB) es la cantidad total de energía solar que absorben las plantas mediante la fotosíntesis, mientras que la productividad primaria neta (PPN) es esa productividad menos la cantidad de energía liberada al medioambiente a través de la respiración; es decir, la cantidad de energía que, efectivamente, se almacena en el tejido vegetal. La PPN es, por tanto, la cantidad de energía potencialmente disponible para los animales que se alimentan de plantas (Common & Stagl, 2008, p. 83). Con el transcurso del tiempo la PPN se acumula como masa vegetal. Dicha biomasa se expresa habitualmente como gramos de materia orgánica por metros cuadrado (g/m^2), o como calorías por metro cuadrado (cal/m^2). Obsérvese que biomasa y productividad son conceptos diferentes. La biomasa es la cantidad de materia orgánica existente en un momento concreto. En cambio, la productividad es la tasa a la cual la materia orgánica se genera por medio de la fotosíntesis.

La emergía, por su parte, es la energía disponible (exergía), de un determinado tipo, que se ha usado directa o indirectamente en las transformaciones necesarias para generar un producto o servicio (Odum, 1996). La idea original del concepto, que más tarde se acuñaría con el término emergía (Scienceman, 1987), la sugiere Odum (1973, p. 224) de la forma siguiente: «La energía se mide por calorías, BTU, kilovatios hora y otras unidades equivalentes, pero la escala de calidad de la energía no se indica en estas medidas. La capacidad de generar trabajo, para las personas, depende de la calidad y cantidad de energía, y esto se mide a través de la cantidad de energía requerida de un grado de calidad inferior para desarrollar un grado de calidad superior. La escala de energía va desde la luz solar diluida hasta la materia vegetal, de ahí al carbón, desde el carbón al petróleo, a la electricidad y hasta los esfuerzos de alta calidad del procesamiento de la información de las computadoras y del propio ser humano». En cierto modo, informa del flujo energético que tiene lugar a lo largo de todo el proceso del ciclo de vida de un producto o servicio, su «memoria energética» (Scienceman, 1987). Cada una de estas formas de energía, se produce a través de procesos de transformación en la naturaleza y tiene una determinada capacidad para realizar trabajo, tanto en sistemas ecológicos como humanos. La emergía tiene en cuenta, y efectivamente cuantifica, la *calidad* de las diferentes formas de energía. El reconocimiento de esas diferencias en calidad, es un concepto clave en la metodología de la emergía. Su unidad es el emjulio energético. Existe un tipo de emergía diferente para cada tipo de energía disponible. Por ejemplo, la emergía solar se expresa en emjulios solares (en su forma abreviada, sej), la emergía del carbón en emjulios de carbón y la emergía eléctrica en emjulios eléctricos. No hay, en cambio, emergía en la energía degradada (energía sin disponibilidad para realizar trabajo). Del mismo modo que la energía, la emergía se mide en relación con un nivel de referencia. En la mayoría de las aplicaciones se utilizan las unidades de emergía solar.

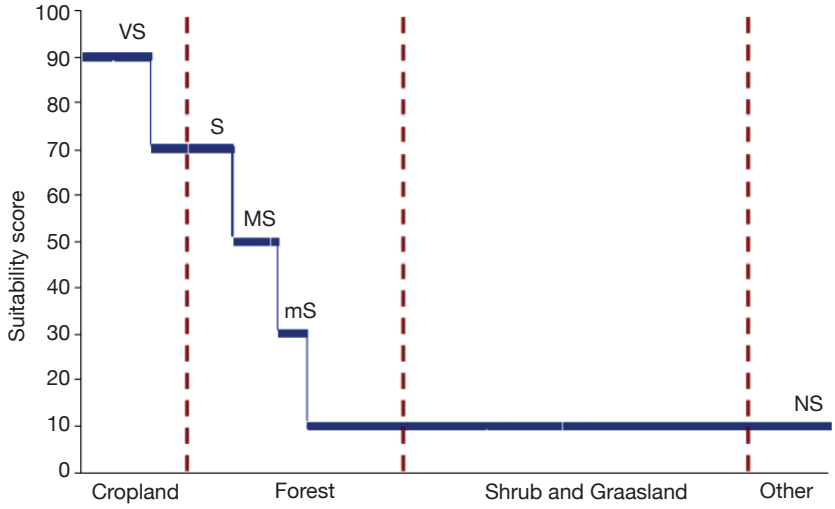
[5] Adicionalmente, la ventaja de utilizar esta fuente es que permite la comparación entre países, dado que las estimaciones para el conjunto de países del resto del mundo utiliza la misma metodología, y, en consecuencia, los mismos factores de equivalencia.

CUADRO 2
PUNTUACIÓN DE IDONEIDAD

Idoneidad	Puntuación
Muy adecuado (VS, sus siglas en inglés)	0,9
Adecuado (S, su sigla en inglés)	0,7
Moderadamente adecuado (MS, sus siglas en inglés)	0,5
Marginalmente adecuado (mS, sus siglas en inglés)	0,3
No apto (NS, sus siglas en inglés)	0,1

FUENTE: Lin *et al*., 2019.

GRÁFICO 1
PUNTUACIONES DE IDONEIDAD Y USOS DEL SUELO



NOTA: El número total de hectáreas de superficie bioproductiva se muestra, mediante su longitud, en el eje horizontal (abscisas). Las líneas verticales discontinuas dividen la superficie total en los tres tipos de uso de la tierra terrestre para los que se calculan los factores de equivalencia (tierras de cultivo, bosques y pastizales). La longitud de cada barra horizontal del gráfico muestra la cantidad total de tierra disponible con cada índice de idoneidad. La ubicación vertical (eje de ordenadas) de cada barra refleja la puntuación de idoneidad para ese índice de idoneidad, entre 10 y 90.

FUENTE: Ewing *et al*., 2010.

El Gráfico 1 representa la relación entre las puntuaciones de idoneidad de las zonas agroecológicas mundiales (GAEZ) –basada en el Marco de Evaluación de Tierras que utiliza la FAO desde 1978– con los tipos de suelo utilizados en las Cuentas Nacionales de huella ecológica y biocapacidad.

El cálculo del factor de equivalencia supone que las tierras más productivas se destinan a su uso más productivo. Los cálculos parten de la base de que la tierra más adecuada disponible se dedicará a la agricultura, la siguiente tierra más adecuada será la forestal y la menos adecuada será la de pastoreo. El factor de equivalencia se calcula como la relación entre el índice de idoneidad medio de un tipo de uso del suelo determinado dividido por el índice de idoneidad medio de todos los tipos de uso del suelo.

El Cuadro 3 ilustra la traducción de la escala anterior asociados a los distintos usos de la tierra considerados en el cálculo de la huella ecológica, para el año 2017.

CUADRO 3
FACTORES DE EQUIVALENCIA (2017)

Tipo de uso de la tierra	Factor de equivalencia (hag)
Agrícola	2,49
Pastizales	0,46
Forestal	1,28
Pesquerías	0,37
Infraestructuras	2,49

FUENTE: Global Footprint Network, 2021.

Obsérvese que el factor de equivalencia, como ocurre con el factor de rendimiento, para las zonas edificadas es igual al factor de equivalencia para las tierras de cultivo. Se asume, por tanto, que las zonas edificadas ocupan antiguas tierras de cultivo; basándose en el hecho de que los asentamientos humanos se han desarrollado y congregado históricamente en las tierras más fértiles desde el punto de vista agrícola. Este supuesto sobreestima tanto la huella como la biocapacidad de las superficies artificializadas situadas en áreas tradicionalmente de baja productividad. Sin embargo, como la huella y la biocapacidad de las tierras construidas son iguales, cualquier sesgo en esta suposición afectará por igual tanto a una como a otra. Los países áridos, en particular, pueden estar sujetos a una sobreestimación sistemática de su huella y biocapacidad de las zonas edificadas.

En cuanto al factor de equivalencia para la superficie marina se calcula de forma que una hectárea global de pastos produzca una cantidad de calorías de carne de vacuno igual a la cantidad de calorías de salmón que puede producirse en una hectárea global de superficie marina. El factor de equivalencia para las aguas continentales se establece igual al factor de equivalencia para la superficie marina.

El procedimiento antes descrito, generalmente utilizado para el cálculo de la huella ecológica de las naciones, de acuerdo con la metodología desarrollada por la Global Footprint Network puede aplicarse, por analogía, a niveles territoriales de menor escala que la nación (regionales, provinciales, locales…).

4. Resultados y discusión

4.1. Distribución territorial de la población española

En ecología y geografía se entiende por antropización la conversión de espacios abiertos, paisajes y entornos naturales debidos a la acción humana. La erosión antropogénica, por consiguiente, es el proceso de alteración, en muchos casos degradación, del terreno y del suelo provocado por la intervención humana. Si a esto unimos que los seres humanos, en sus ansias de recursos, son –como afirma Catton (1986)– ciertamente grandes, y que concibe el planeta en su totalidad como su hábitat, el factor demográfico es absolutamente relevante en el análisis de la huella ecológica.

La irregular distribución de la población humana en el territorio, así como la transformación en los usos del suelo, es ajena, generalmente, a las limitaciones de los ecosistemas que ocupan. La tecnología y las prácticas de gestión de los recursos naturales, así como el tratamiento de los desechos, puede modificar la capacidad de carga que soportan los ecosistemas. Pero, en la mayoría de los casos se ve alterada negativamente debido a las presiones ejercidas por las pautas de localización, producción y consumo de la población.

El cambio de uso del suelo destinado a uso urbano supone uno de los impactos humanos más irreversibles sobre los ecosistemas planetarios. En general, ocupa tierras fértiles, provoca alteraciones en los ciclos hidrológicos, biogeoquímicos, afecta al clima local, fragmenta los hábitats y suponen una seria amenaza para la biodiversidad. Utilizando imágenes de teledetección para cartografiar la conversión del suelo urbano, entre 1970 y 2000, en todas las regiones del mundo, las tasas de expansión del suelo urbano fueron superiores o iguales a las tasas de crecimiento de la población urbana, lo que sugiere que el crecimiento urbano fue más expansivo que compacto (Seto *et al*., 2011).

El crecimiento urbano actual y futuro, si se mantienen la dinámica observada en las últimas décadas, afectará probablemente a la mayoría de las zonas biológicamente diversas y sensibles, como bosques, sabanas, cuencas de los grandes ríos y el litoral.

El comportamiento de la población española y su localización en el territorio no ha sido ajeno a estas dinámicas. La localización de la población española ha tendido a concentrarse en torno a las grandes ciudades, conurbaciones en la actualidad, y en las ciudades costeras. Este comportamiento, muchas veces favorecido más por un efecto expulsión que atracción, ha ido creciendo con el transcurso del tiempo y se mantiene en la actualidad. Hecho que guarda relación con un vaciamiento progresivo de determinadas áreas del territorio y un desplazamiento de la población hacia una porción de superficie cada vez más reducida.

En 1900, la población española era de 18.830.649 personas, en 2019 se había multiplicado por 2,5 veces, hasta las 47.013.472 personas. El Cuadro 4 muestra la evolución de la población. Como puede observarse, entre 1900 y 1960 un 46 %

CUADRO 4
EVOLUCIÓN DE LA POBLACIÓN (1900-2019)
(En unidades y %)

1900				1960				1981				2019*			
Población		Municipios		Población		Municipios		Población		Municipios		Población		Municipios	
Miles	%	Unidad	%	Miles	%	Unidad	%	Miles	%	Unidad	%	Miles	%	Unidad	%
5.039	27	3.718	46	3.979	13	3.718	46	8.819	23	6.697	83	9.226	20	5.333	66
7.173	38	3.103	38	9.214	30	3.103	38	5.294	14	587	7	15.541	33	1.006	12
6.619	35	1.294	16	17.582	57	1.294	16	23.569	63	832	10	22.247	47	1.789	22
18.831	100	**8.115**	100	**30.776**	100	**8.115**	100	**37.682**	100	**8.116**	100	**47.013**	100	**8.128**	100

NOTA: En este cuadro se muestran, para cada periodo, en primer lugar, los municipios que pierden población; en segundo lugar, los que aumentan su población por debajo de la media; y, en tercer lugar, aquellos cuya población crece por encima de la media. * Existe una diferencia de tres municipios con los 8.131 existentes en la actualidad en España, lo que se explica por la homogeneización de las series utilizadas.

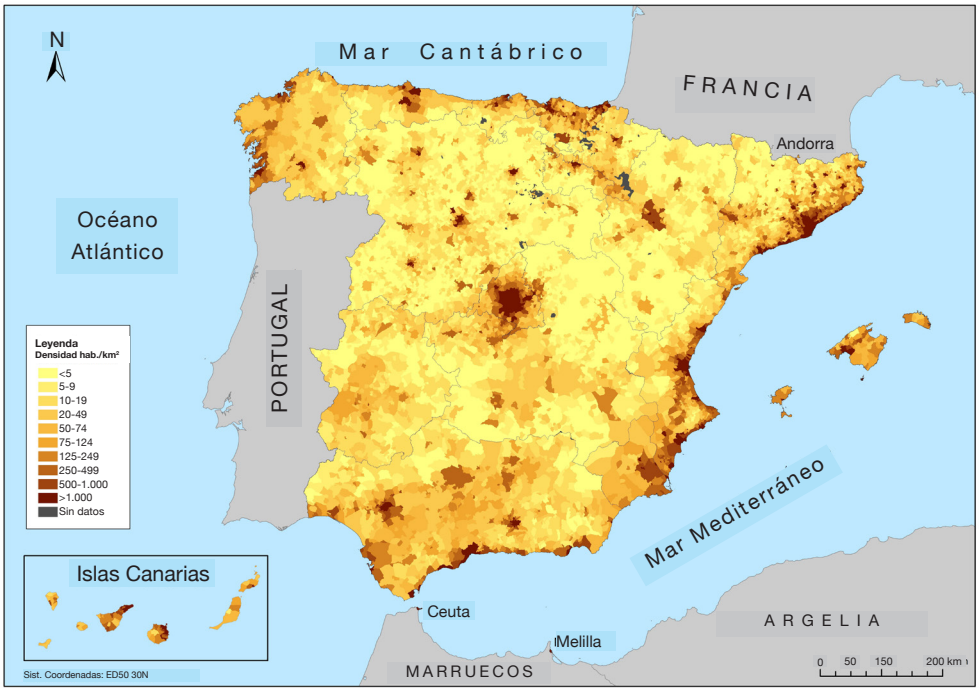
FUENTE: Elaboración propia, a partir de INE, BBVA-IVIE (series homogéneas 1900-2011).

de los municipios españoles pierde población. En el periodo posterior analizado, entre 1960 y 1980, algo más del 82 % de los municipios sigue perdiendo población. Situación esta que se repite en el último periodo considerado, entre 1981 y 2109, en el cual casi dos tercios de los municipios españoles siguen perdiendo población.

La localización puede apreciarse mejor a través de las densidades de población y su localización (Mapa 1).

En 2019, el 50,06 % de la población, correspondiente a 123 municipios de los 3.131 existentes, el 3,9 % del total, habitaba en tan solo el 4,8 % del territorio. El 20 % de la población; en cambio, 7.364 municipios se localizaban en el 80,57 % de la superficie total.

MAPA 1
DENSIDAD DE LOS MUNICIPIOS ESPAÑOLES (2019)
(En hab./km²)

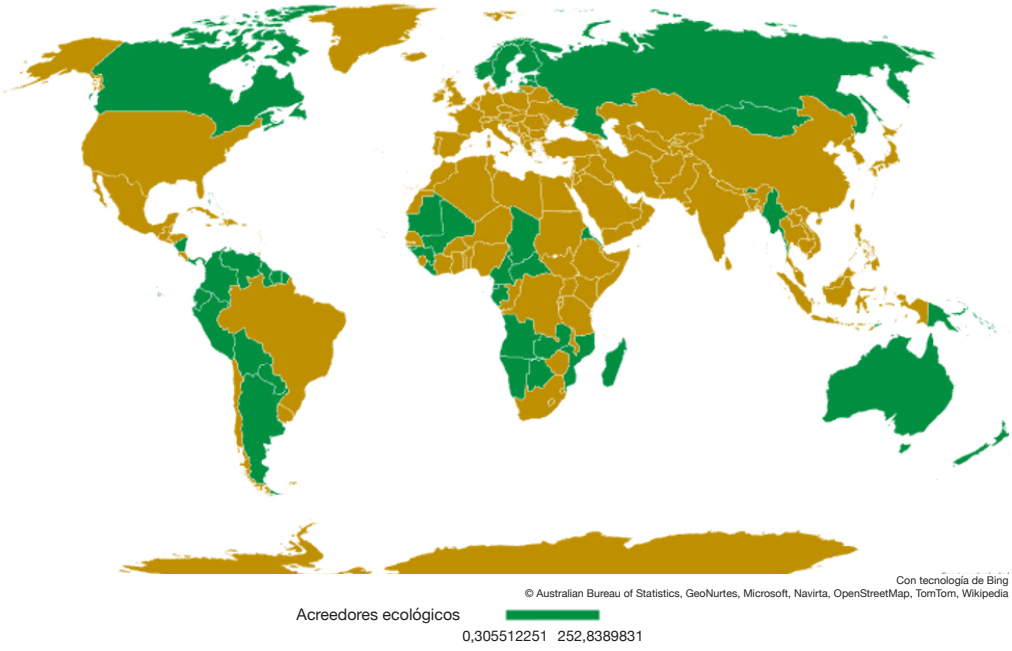


NOTA: El *software* utilizado para la construcción de los mapas ha sido ArcGIS 10.5.
FUENTE: Elaboración propia, a partir IGN.

4.2. La huella ecológica de España. Una aproximación a la estimación para los municipios españoles

La información referida a la huella ecológica de España, utilizada en este artículo, procede de la edición de 2021 de las Cuentas Nacionales de Huella Ecológica y Biocapacidad de Global Footprint Network. La serie construida, que va de 1961 a 2017, se basa en un conjunto de datos tomados de NN. UU. Estiman, año a año, la cantidad de recursos que usamos (huella ecológica) y la cantidad de la que disponemos (biocapacidad). Los resultados de estas estimaciones muestran el impacto ecológico de un país determinado. Este tendrá una reserva ecológica si su huella ecológica es menor que su biocapacidad; en caso contrario, incurrirá en un déficit ecológico. A los primeros se les suele denominar acreedores ecológicos, y a los segundos deudores ecológicos (Mapas 2a y 2b).

MAPA 2a
ACREEDORES Y DEUDORES ECOLÓGICOS (2017)
ACREEDORES

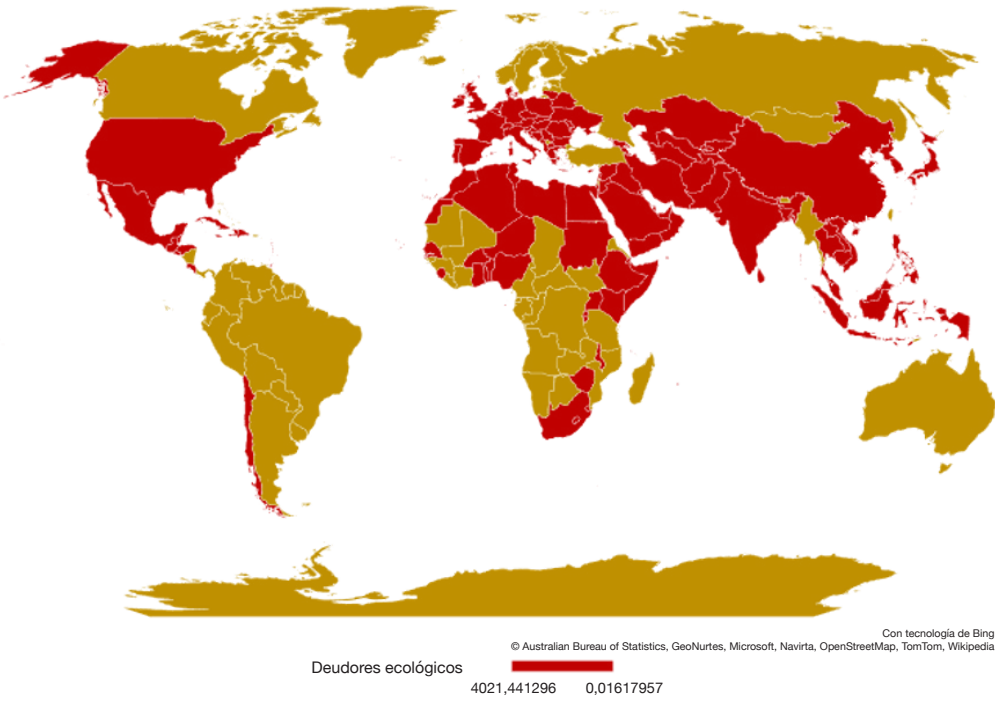


FUENTE: Elaboración propia, a partir de Global Footprint Network.

MAPA 2b

ACREEDORES Y DEUDORES ECOLÓGICOS (2017)

DEUDORES



FUENTE: Elaboración propia, a partir de Global Footprint Network.

Tanto la demanda como la disponibilidad se expresan en las denominadas hectáreas globales, que, como se ha indicado antes, no son más que las hectáreas ajustadas a la productividad, mundial y local, con el propósito de hacer que los datos sean comparables a escala mundial. La contabilidad biofísica utilizada en el análisis de la huella ecológica incorpora variables socioeconómicas de los países. Esto permite contrastar los resultados obtenidos con una posterior evaluación financiera de esos países. En general se observa que la contabilidad financiera, en términos de PIB, VAB o RN, parece no concordar con los resultados obtenidos con una contabilidad biofísica (Wackernagel *et al*., 2019).

Indicadores como el Producto o la Renta Nacional, medidas ampliamente usadas para evaluar los resultados de la economía nacional, debido a la forma y los propósitos para los que fueron concebidos, ignoran los costes ambientales, las tasas de agotamiento de los recursos naturales y, paradójicamente, incorpora la reparación de daños ambientales como valor añadido a la producción total. Más aún, tanto el PIB como la mayoría de los sistemas de contabilidad nacional dan cuenta de lo que ocurre dentro de las fronteras nacionales y, generalmente, no informan de la insoste-

nibilidad generada por acciones aisladas en cada país y los impactos del crecimiento económico sobre la biosfera y sobre terceros países (Giannetti *et al*., 2015). De hecho, un país puede estar importando sostenibilidad, apoyado en su mayor capacidad de compra, generando disfunciones e insostenibilidad en países con una capacidad de compra más reducida.

Un concepto significativo, a este respecto, es el de deuda ecológica[6], relacionado con el de justicia ambiental, que pone de relieve la división territorial existente aquellos países donde tiene lugar la función de apropiación y consumo de los recursos naturales y aquellos otros donde tiene lugar la función extractivas y, en muchas ocasiones, de depósito de los desechos generados.

Joan Martínez Alier y Jordi Roca Jusmet (2001) se acercan a esta idea relacionándola con la deuda externa:

> ¿Cuáles son las relaciones entre la deuda externa y la deuda ecológica? Son relaciones que abarcan dos aspectos principales. Primero, el reclamo de la deuda ecológica, a cuenta de la exportación mal pagada (pues los precios no incluyen diversos costos sociales y ambientales, locales y globales) y de los servicios ambientales proporcionados gratis […]. El segundo aspecto de las relaciones entre ambas deudas ha sido ya más estudiado: de qué manera la obligación de pagar la deuda externa y sus intereses lleva a una depredación de la naturaleza (y por tanto aumenta la deuda ecológica). (p. 428)

Una definición operativa de deuda ecológica, que admite tanto indicadores biofísicos como monetarios, la proporciona Paredis *et al*. (2009):

> La deuda ecológica del país A consiste en: 1) el daño ecológico causado, a lo largo del tiempo, por el país A en otros países o en otras áreas bajo la jurisdicción de otros países, a través de sus patrones de producción y consumo; y/o 2) el daño ecológico causado, a lo largo del tiempo, por el país A en ecosistemas localizados más allá de su jurisdicción nacional, a través de sus patrones de producción y consumo; y/o 3) la explotación o el uso de los ecosistemas y de los bienes y servicios ecosistémicos, a lo largo del tiempo, por parte del país A a expensas del derecho equitativo de los demás países o individuos a estos ecosistemas y a los bienes y servicios que estos proporcionan. (p. 40)

Esta aproximación permite, además, hacer algunas precisiones, entre ellas: qué se entiende por daño ecológico, cuál es la escala espacial del daño, qué son los derechos equitativos de acceso a los bienes y servicios de los ecosistemas, quiénes son los

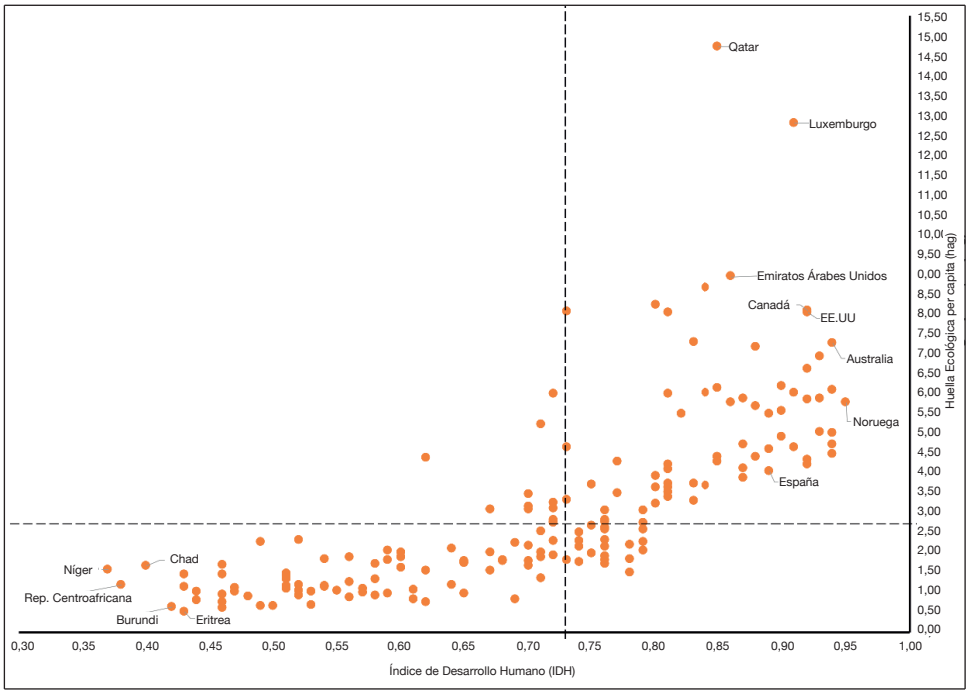
[6] El concepto de deuda ecológica, en sus orígenes, puede ser interpretado como una respuesta al peso de la deuda financiera sobre muchos países en desarrollo, a partir de las publicaciones iniciales del Instituto de Ecología Política de Chile de principios de los años noventa del pasado siglo. Es por ello que, desde sus inicios, deuda externa y deuda ecológica han sido dos aspectos estrechamente relacionados.

deudores y quiénes los acreedores y, por último, cuáles son las escalas temporales. Esta definición también puede extenderse a otros actores distintos de los países (por ejemplo, la deuda ecológica contraída por las empresas).

Vinculado a lo anterior, es importante observar la relación existente entre la seguridad de acceso a los recursos y los resultados económicos a largo plazo. En este sentido, la contabilidad biofísica, como herramienta complementaria, es útil para hacer un seguimiento de las necesidades de recursos del país, además de aportar información adicional a la habitualmente existente en términos monetarios. Ofrece, en consecuencia, una perspectiva distinta, que en muchos casos contrasta con las evaluaciones financieras de los resultados de los países. Esto puede observarse, por ejemplo, al comparar la posición en ranking mundial de los diferentes países atendiendo tanto al nivel de desarrollo económico alcanzado como al volumen de huella ecológica generada.

Como puede observarse en el Gráfico 2, existe una correlación directa entre el IDH y la HE (coeficiente de correlación de Pearson igual a 0,72). Esto que puede parecer una obviedad (esto es, a menor capacidad de consumo menor huella ecológica

GRÁFICO 2
ÍNDICE DE DESARROLLO HUMANO Y HUELLA ECOLÓGICA PER CÁPITA (2017)



FUENTE: Elaboración propia, a partir de Global Footprint Network.

generada) no da cuenta del hecho de que los países que originan una huella ecológica baja o en declive, presentan, también, una pérdida de áreas biológicamente productivas (biocapacidad). De hecho, en general, los países con una huella ecológica baja y escasos ingresos ven reducir su superficie biológicamente productiva (Wackernagel *et al*., 2019). Esto es, son países, que, de no mediar un cambio sustancial en la tendencia observada, quedarán atrapados en la «trampa de la pobreza» económica y ambiental. Esto es, su empobrecimiento lo es en un doble sentido, tanto financiero como ecológico. Para estos países, especialmente, la disponibilidad de recursos se convierte el principal factor limitante para su desarrollo. De otro lado, dado que el acceso a los recursos y la seguridad de los mismos son esenciales para el funcionamiento de las economías, se puede plantear la hipótesis de que el acceso a la biocapacidad y la actividad económica estarían positivamente correlacionadas.

Lo antes descrito es crucial desde el punto de vista de la sostenibilidad y muestra las limitaciones que las variables macroeconómicas al uso presentan para medir la actividad económica, así como la pertinencia del uso complementario de indicadores biofísicos, entre los que la huella ecológica puede jugar un papel significativo.

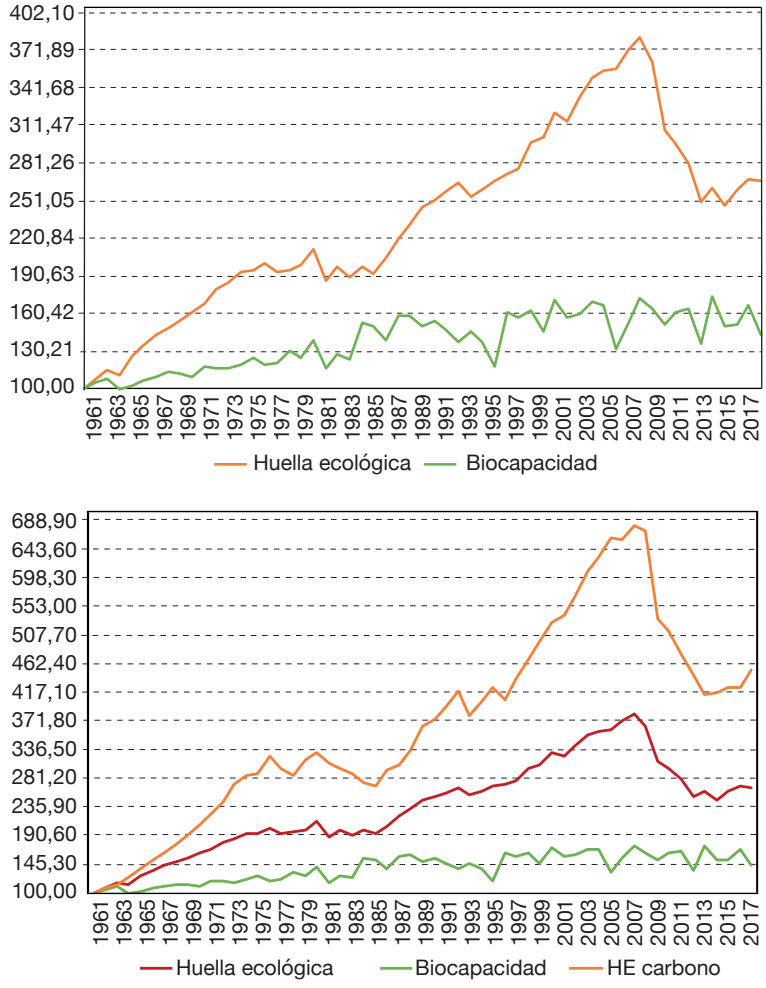
España presenta (Gráfico 3) un déficit[7] de biocapacidad (porcentaje de la huella ecológica que excede a la biocapacidad) del 234,7 % (Global Footprint Network, 2021). En términos de superficie requerida y existente, la razón es de 3,69; esto es, para satisfacer los requerimientos metabólicos de consumo y absorción de desechos de la población española se necesitan aproximadamente 3,7 países con extensión similar a la superficie del territorio español.

Como puede observarse en el Gráfico 4, a la superficie destinada a la absorción de CO_2 (huella de carbono[8]) le sigue la superficie agrícola, con un 20,42% de participación en la huella ecológica total. Es este un componente importante de la huella ecológica total no solo por la extensión de terreno ocupado sino, también, y esto suele quedar oculto, por los *inputs* utilizados (energía, agua y nutrientes) que añaden a los requerimientos territoriales asociados al uso del suelo para la práctica agrícola y que incorporan hectáreas adicionales; en términos de hectáreas globales, la superficie agrícola española presenta un déficit del 21,3 %. A escala planetaria la superficie total de las tierras agrícolas representa el 38 % de la superficie terrestre del planeta (y casi el 50 % de su superficie vegetal), es responsable del 69 % de las extracciones

[7] Un déficit ecológico se produce cuando la huella ecológica de una población excede la biocapacidad del área disponible para esa población. Un déficit ecológico nacional, regional o local significa que la nación, la región o la localidad está importando biocapacidad a través del comercio, liquidando bienes ecológicos nacionales, regionales o locales o emitiendo residuos de dióxido de carbono a la atmósfera. En cambio, hablaremos de reserva ecológica cuando la biocapacidad de una nación, región o localidad excede la huella ecológica de su población.

[8] La huella de carbono representa la superficie de terreno forestal necesaria para secuestrar las emisiones antropogénicas de dióxido de carbono. En el manual *National Footprint and Biocapacity Accounts* (NFA) 2019 se calcula la huella de las emisiones de dióxido de carbono utilizando varios parámetros, entre los que se incluyen la combustión de combustibles fósiles domésticos y el uso de electricidad, el carbono incorporado en los artículos comercializados y la electricidad, la cuota de un país en las emisiones mundiales del transporte internacional y las fuentes no fósiles. El factor de equivalencia para esta superficie es de 1,28 (Global Footprint Network, 2021).

GRÁFICO 3
EVOLUCIÓN DE HUELLA ECOLÓGICA Y BIOCAPACIDAD, ESPAÑA
(Base 100 = 1961)



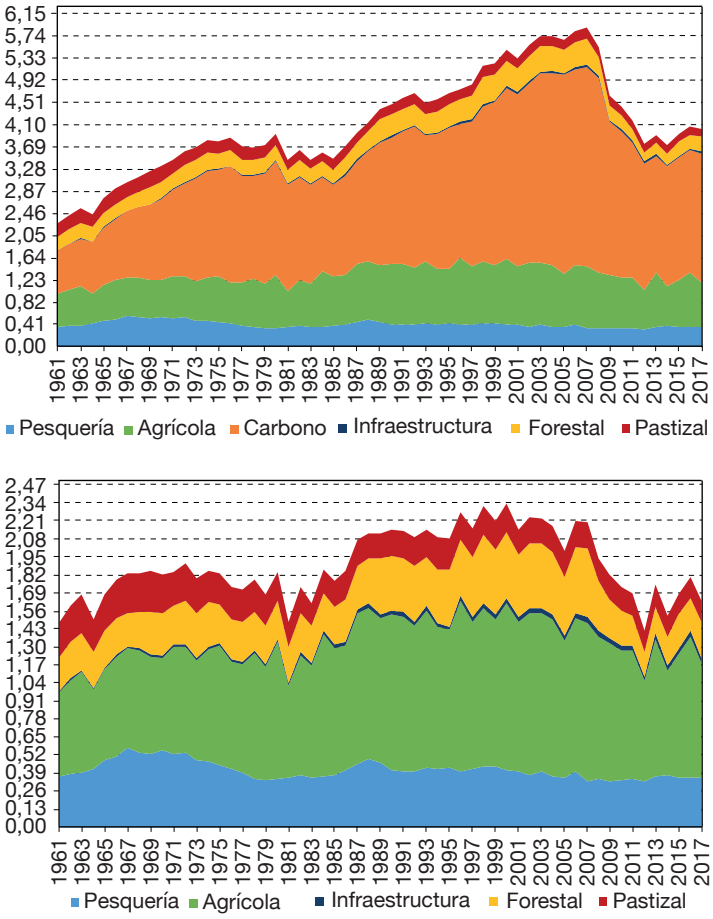
FUENTE: Elaboración propia, a partir de Global Footprint Network.

de agua dulce y, junto con el resto del sistema alimentario, y es responsable de entre el 25 y el 30 % de las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero (Gladek *et al*., 2017). Es, por tanto, el sector agroalimentario un sector clave en la estimación de la huella ecológica, tanto local como global. En el caso español, en 2018 se movieron 238,99 miles de millones de toneladas por kilómetro de productos agrícolas. El total de toneladas exportadas ascendió 34,98 millones, el 76,57 % de las cuales tuvieron como destino los países de la Unión Europea (UE-28). Las importaciones ascendieron a 43,93 millones de toneladas, el 43,38 % correspondieron a países de la UE-28, de las toneladas procedentes del resto del mundo, algo más del 56 %, cinco

GRÁFICO 4

EVOLUCIÓN DE LA HUELLA ECOLÓGICA PER CÁPITA, ESPAÑA

(Componentes, hag)



FUENTE: Elaboración propia, a partir de Global Footprint Network.

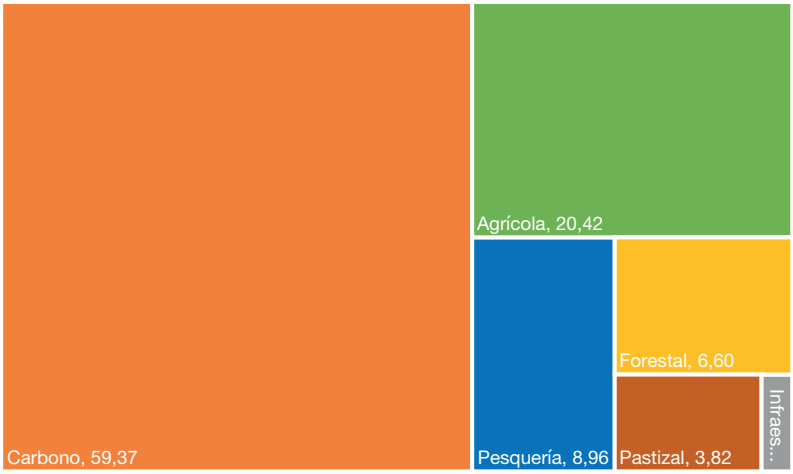
países: Brasil (12,5 %), Ucrania (11,1 %), USA (8,7 %), Argentina (4,6 %) e Indonesia (2,9 %), concentran el 39,8 % de las importaciones totales. Los más de 43 millones de toneladas de alimentos, importados en 2018, recorrieron cerca de 7.000 km y generaron más de 6.500 millones de toneladas de CO_2 (MINCOTUR, 2019). Desde un punto de vista comparativo, las importaciones de productos alimentarios españoles representan un 1,5 % del total de las importaciones mundiales de estos productos, y un 2,3 % de las exportaciones mundiales, muy por encima de su representación en cuanto a población o superficie. Esto ilustra la dimensión de la producción agroalimentaria y su impacto ambiental.

Una sección básica de la estimación de la huella ecológica es el consumo energético, debido al consumo de combustibles fósiles, su principal componente, para la producción de energía, que concentra, en 2017, el 59,37 % de la huella ecológica total (Gráfico 5). Veamos su comportamiento con algo más de detalle para la realidad española.

En 2018, en España, los combustibles de origen fósil concentraban el 74 % del total de energía primaria consumida (Cuadro 5). La evolución del consumo de energía primaria en las tres últimas décadas se recoge en el Gráfico 6.

En el Gráfico 7 puede observarse existe una fuerte correlación entre el consumo de energía y la huella de carbono (coeficiente de correlación de Pearson, 0,95). Tanto el consumo de energía como la huella de carbono crecen y decrecen más que propor-

GRÁFICO 5
HUELLA ECOLÓGICA, ESPAÑA
(En %)



FUENTE: Elaboración propia, a partir de Global Footprint Network.

CUADRO 5
CONSUMO DE ENERGÍA PRIMARIA, ESPAÑA, 2018
(ktep)

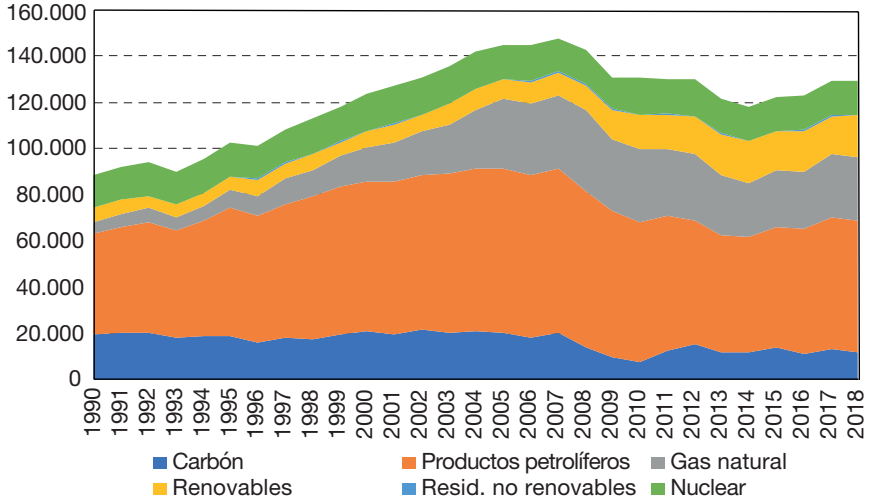
	Total	Carbón	Productos petrolíferos	Gas natural	Renovables	Residuos no renovables	Nuclear	Saldo eléctrico
ktep	129.813	11.516	57.512	27.082	17.944	325	14.479	955
%	100,00	8,87	44,30	20,86	13,82	0,25	11,15	0,74

FUENTE: Elaboración propia, a partir de Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO, 2018).

GRÁFICO 6

CONSUMO DE ENERGÍA PRIMARIA, ESPAÑA (1990-2018)

(Fuentes, ktep)

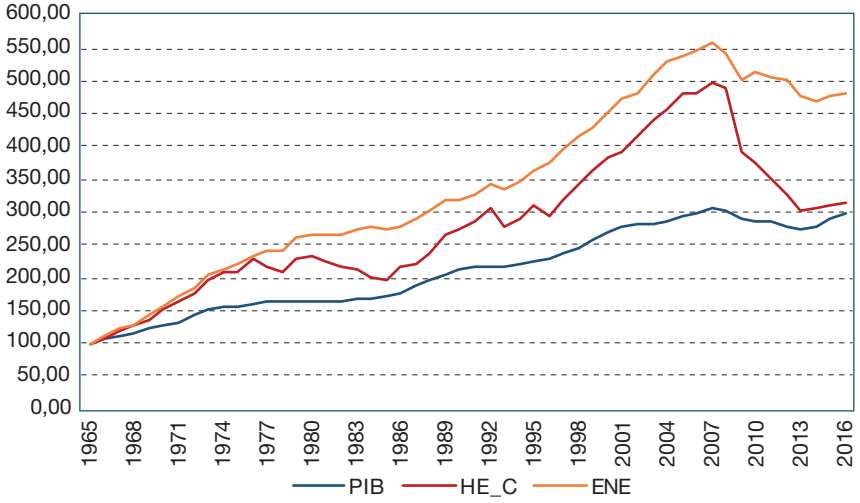


FUENTE: Elaboración propia, a partir de Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO).

GRÁFICO 7

EVOLUCIÓN DEL PIB, CONSUMO DE ENERGÍA PRIMARIA Y HUELLA DE CARBONO, ESPAÑA

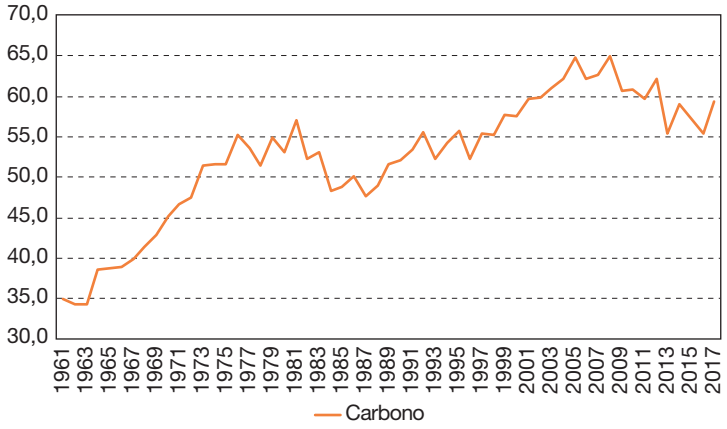
(Base 100=1965)



FUENTE: Elaboración propia, a partir de Banco Mundial, Global Footprint Network y MITECO.

cionalmente a lo que hace el PIB y la huella ecológica total. Esto no solo describe el hecho de que la huella de carbono es el principal componente de la huella ecológica, que representa aproximadamente el 60 % de la huella ecológica total (Gráfico 8), sino que el crecimiento económico, expresado en términos de PIB, y huella ecológica no se comportan exactamente igual.

GRÁFICO 8
EVOLUCIÓN DE LA HUELLA DE CARBONO, ESPAÑA (1961-2017)
(En % sobre la Huella Ecológica total)



FUENTE: Elaboración propia, a partir de Global Footprint Network.

Algunos trabajos de investigación han tratado la relación entre el crecimiento económico, en términos de PIB, y la huella ecológica (ver, entre otros, Stern, 2004; Hervieux & Darné, 2013; Al-Mulali *et al*., 2015; Ulucak & Bilgili, 2018; Ansari *et al*., 2020), a través del análisis de la denominada Curva de Kuznets Ambiental (CKA), por similitud con la relación que Simon Kuznets, a mediados de los años cincuenta del pasado siglo, estableciera entre el crecimiento económico y el aumento de la desigualdad en la distribución de la renta.

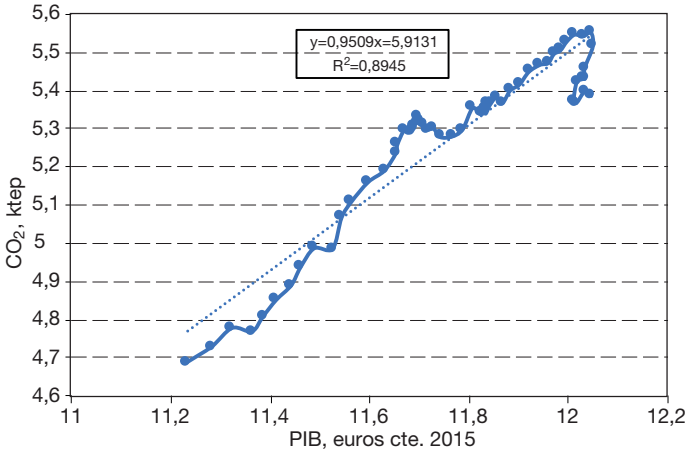
Para la economía española pueden verse, a este respecto, los trabajos de Óscar Carpintero (2005), que originariamente trató en su tesis doctoral, en la que estudia la evolución de la huella ecológica para España, y discute la hipótesis de la Curva de Kuznets Ambiental, para el periodo comprendido entre 1955 y 2000. También puede mirarse el trabajo de Esteve y Tamarit (2012), donde se relacionan las emisiones de CO_2 y la renta per capita de la economía española desde 1857 a 2007. Son series temporales, las utilizadas en estos trabajos, muy largas y esto permite una mayor compresión de estas relaciones.

En concreto, con datos correspondientes al periodo comprendido entre 1960 y 2017, la hipótesis de la CKA no parece confirmarse. Esto es, la forma de U invertida no se observa (Gráfico 9), al menos, durante este periodo, cuando relacionamos el PIB (valores constantes año 2015) con las emisiones de CO_2 (ktep). Es más, como se ha

GRÁFICO 9

EMISIONES DE CO_2 Y PIB, ESPAÑA (1960-2017)

(ktep y euros constantes de 2015, log_{10})



FUENTE: Elaboración propia, a partir de Banco Mundial.

indicado antes la huella de carbono crece más que proporcionalmente al crecimiento del PIB. Por tanto, la huella ecológica, que traduce a toneladas equivalentes de CO_2 los requerimientos humanos de recursos y la generación de desechos, en el caso y para el periodo de tiempo analizado, discute la hipótesis de que a medida que aumenta la renta las emisiones de contaminantes, o la huella ecológica generada, disminuye[9].

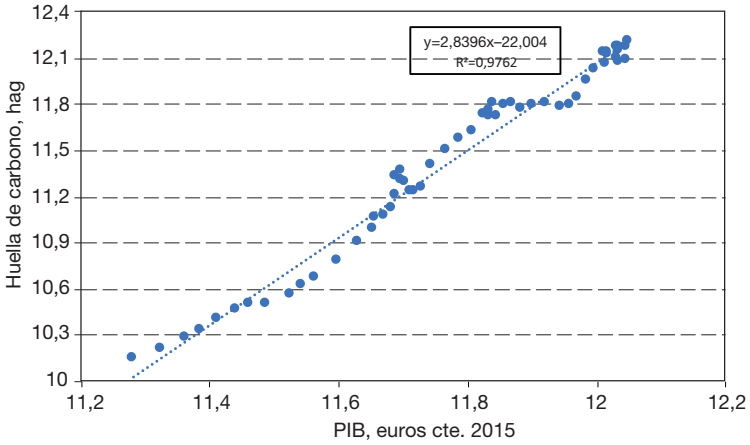
En estudios realizados sobre la aplicación de la huella ecológica, para testar la hipótesis de la curva de Kuznets ambiental, se utilizaron distintas aproximaciones econométricas (York *et al*., 2004; Caviglia-Harris *et al*., 2009; Hervieux & Darné, 2013; Uddin *et al*., 2017; Ulucak & Bilgili, 2018; Wang & Dong, 2019; Altıntaş & Kassouri, 2020; Lee & Chen, 2021), que no encontraron evidencia empírica que permitiesen sostener las asunciones sobre la curva de Kuznets ambiental. En cualquier caso, en este trabajo por razones de espacio y en aras de la simplicidad hemos recurrido a la aproximación lineal, observándose que la relación lineal estadística entre el PIB y las emisiones de CO_2 o la huella de carbono muestra que el comportamiento es similar; esto es, incrementos del PIB se alinean positivamente con crecimientos tanto de las emisiones de CO_2 como de la huella de carbono generada por la economía española, para el periodo de tiempo analizado (Gráficos 9 y 10).

[9] El propio Simon Kuznets (1955), reconoce, en *Economic Growth and Income Inequality*, que: «Al concluir este documento, soy muy consciente de la escasez de información fiable presentada» (p. 26). El documento contiene tal vez un 5 % de información empírica y un 95 % de especulaciones, algunas de las cuales posiblemente estén contaminadas por deseos. La duda expresada por Kuznets parece sensata para su época, también podría serlo para la actual, donde la excesiva financiarización de la actividad económica y su importante volatilidad requiere ciertas dosis de especulación, aunque también de prudencia ante fenómenos tan complejos y cambiantes.

GRÁFICO 10

HUELLA DE CARBONO Y PIB, ESPAÑA (1961-2017)

(hag y euros constantes de 2015, $\log_{10}$)



FUENTE: Elaboración propia, a partir de Banco Mundial y Global Footprint Network.

Otro de los tipos de superficie que participan en el agregado total de la huella ecológica, aunque represente cuantitativamente un porcentaje relativamente reducido de esta, son las áreas ocupadas por infraestructuras o urbanizadas. Dentro de esta categoría, especialmente importante en el análisis de la huella ecológica, tanto cuantitativamente como cualitativamente, se encuentra el espacio urbanizado (las ciudades). De hecho, las ciudades juegan un papel clave en el contexto de la sostenibilidad. Es necesario entender que la ciudad constituye un nodo espacial de intenso consumo de energía y materiales y de generación de residuos. Más aún, los recursos demandados y los residuos generados, para satisfacer las exigencias metabólicas de la ciudad, dependen de un área adicional de ecosistemas tanto productivos como de asimilación de desechos que suele ser de 200 a 1.000 veces mayor que su demarcación política o geográfica (Rees, 2018), superando, a veces, el límite superior de este rango. Esta superficie extraurbana o adicional se corresponde con los requerimientos de biocapacidad de la ciudad y representa su huella ecológica. Las ciudades pueden mostrar una gran capacidad de resiliencia, pero, al mismo tiempo, revelan una enorme fragilidad y vulnerabilidad al depender, para satisfacer sus exigencias metabólicas, de hábitats ajenos, en general muy alejados, al territorio que ocupan. Sin estos últimos, en las condiciones actuales, cualquier ciudad perecería.

En este sentido, uno de los problemas más importantes en la territorialización de la huella ecológica es la falta de datos existentes a nivel municipal o escala local, para poder estimar con precisión el comportamiento de las ciudades, sus necesidades metabólicas, en definitiva, su huella ecológica. Para suplir esta carencia, generalmente, se ha usado la población como factor de asignación de la huella ecológica a

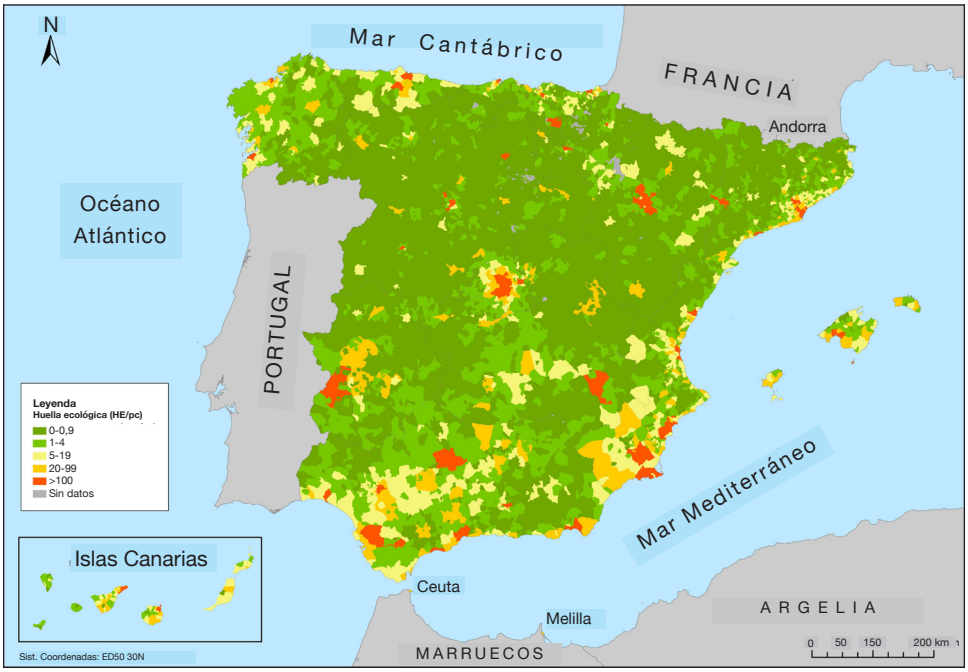
cada localidad, a partir del valor correspondiente al país o nación al que pertenece, que no deja de ser, como los datos agregados, un promedio del conjunto del territorio. Este criterio asume, implícitamente, que el comportamiento de las poblaciones es homogéneo, lo cual contradice la idea originaria con la que fue pensado el indicador; esto es, el factor determinante de la huella ecológica generada por los seres humanos son sus pautas de consumo, y esta tiene lugar en las ciudades, nadie vive en un territorio abstracto, el hábitat de cada ser humano es el urbano, aunque este no tenga los límites definidos, como se ha comentado antes, al disponer, para cubrir los requerimientos de consumo y verter los desechos generados, del conjunto del planeta. El consumo, pues, podría utilizarse como factor de ponderación para asignar a cada municipio la huella ecológica específica. De este modo, mitigaríamos, aunque parcialmente, la carencia de datos a nivel municipal para poder realizar una estimación de la huella a esta escala territorial.

Cuando parcialmente podemos disponer de variables de consumo suficientemente relevantes, con una fuerte correlación con el consumo total, puede recurrirse al método de los componentes principales, como procedimiento de estimación indirecta, para, de este modo, determinar los factores de ponderación en la asignación de la huella a cada localidad. Por ejemplo, el consumo de electricidad, los residuos sólidos urbanos, el parque de vehículo, el parque de viviendas, las plazas de hostelería y restauración, el número de establecimientos empresariales o comerciales (Cano-Orellana, 2004; Cano-Orellana & Delgado-Cabeza, 2015), suelen ser variables, y algunas otras, expresadas en unidades físicas, sobre las que existe información a nivel local, aunque el hecho de que no haya un criterio armonizador a nivel estatal dificulta su uso para todo el territorio ciudad a ciudad. Una vía podría ser hacer esto a nivel de comunidad autónoma, que, además, si esto es posible, tomaría como referencia la estimación de la huella ecológica de la comunidad autonómica correspondiente en lugar de la estatal.

En el caso de los municipios españoles, dada la carencia de datos a nivel municipal, se ha recurrido, para la asignación de la huella, a la renta media de los municipios como variable *proxy*. Esto ha permitido establecer una relación entre la dinámica de localización de la población española y la huella ecológica generada.

Con la información disponible a partir de la Agencia Tributaria española, el Instituto Nacional de Estadística, el Instituto de Estadística de Navarra, el Instituto Vasco de Estadística y Foro Ciudad, se ha podido estimar la renta media de los 8.131 municipios españoles (Mapa 3). Este dato, como se indicó antes, es el utilizado para asignar la huella municipal, como factor de ponderación. A nuestro criterio, ponderar por algunas de las variables más relevantes de consumo, como puede ser la renta, permite una mejor aproximación a la huella ecológica generada que la población. De hecho, lo que se hace implícitamente es discriminar a la población en función de capacidad de consumo. Evidentemente, esto no deja de ser una aproximación, y lo deseable es disponer de un banco de datos suficiente a escala local, municipio a municipio, de manera que sea factible una aproximación más precisa. En aquellas comunidades autónomas en que la información estadística lo permita, lo deseable es

MAPA 3
DISTRIBUCIÓN DE LA HUELLA ECOLÓGICA EN LOS MUNICIPIOS ESPAÑOLES (2017)



FUENTE: Elaboración propia a partir de las fuentes citadas en el texto.

contar con un set de variables que, a través, como ya se ha indicado, del método de los compontes principales se pueda determinar un factor que permita la asignación de la huella ecológica regional, más cercana que la del territorio estatal.

Como puede apreciarse en el mapa la huella ecológica se concentra en las grandes conurbaciones y el litoral. Cabe indicar que tan solo 187 municipios (que representan el 2,3 % de los 8.131 municipios, el 56,4 % de la población, el 64,6 % de la renta total y ocupan el 6,4 % del territorio) concentran el 99 % de la huella total generada. Esto es, aquellos lugares con mayor densidad de población (187 municipios: 817,5 hab./km^2; España: 93,2 hab./km^2) y mayor concentración de rentas, concentran una huella ecológica más que proporcional al volumen de población y de renta. El propósito de este trabajo, no obstante, es el de abrir una vía para la aproximación y el cálculo de la huella ecológica hacia realidades que cada vez adquieren mayor protagonismo en la planificación y gestión de la sostenibilidad, pero que se han estudiado escasamente debido a la falta de datos. Estas realidades son los municipios, especialmente las grandes ciudades y conurbaciones, así como aquellos situados en localizaciones especialmente frágiles, como son los municipios costeros, sometidos a una extraordinaria y sostenida presión.

Para concluir este apartado hay dos aspectos sobre los que convendría tener en consideración. De una parte, las iniciativas tendentes a mitigar la huella ecológica generada creando sumideros de carbono, o compensándola con la generación y desarrollo de espacios verdes, especialmente en las grandes ciudades. De otra, afrontar las limitaciones que presenta la huella ecológica como indicador.

En relación con las primeras, es interesante mirar los trabajos publicados con este tema en *Encyclopedia of Energy*, especialmente el artículo de Lal (2004), así como explorar las distintas iniciativas que para este fin se están proponiendo y desarrollando.

En cuanto a las limitaciones del indicador se han planteado varias, a pesar de la popularidad y aceptación que ha ido ganando con el tiempo. Una que es especialmente relevante, a nuestro juicio, es la incapacidad de la huella ecológica para seguir el agotamiento de las reservas de capital natural inducido por el hombre. Para ello, Mancini *et al*. (2017) proponen abrir una vía de investigación que se ocupe de establecer la distinción entre el uso de las reservas y el uso de los flujos de capital natural e incorporar esto en la contabilidad de la huella ecológica.

5. Conclusiones

Prácticamente desde su aparición a principios de los años noventa del pasado siglo la huella ecológica ha ido ganando protagonismo como indicador utilizado para la evaluación, planificación y gestión de la sostenibilidad. En su concepción y diseño el territorio siempre jugó un papel importante, así como el deseo de ofrecer, a través de un índice fácil de interpretar, las limitaciones biofísicas existentes para satisfacer los requerimientos irrefrenables de recursos naturales por los seres humanos. Tal es su vocación territorial que el índice que promueve se expresa en hectáreas. Es, por tanto, una útil herramienta de comunicación y un indicador adecuado para evaluar la sostenibilidad territorial. En este trabajo, tomando como referencia la realidad del Estado español, se ha analizado la relación entre las pautas de localización seguida por la población española y su impacto ambiental en el territorio. Como contexto para el análisis se estudió la evolución de la localización espacial de la población española desde el inicio del pasado siglo hasta la actualidad. Esto permitió concluir que el territorio español desde hace más de 100 años ha vivido un constante vaciamiento de parte de su territorio. Situación que lejos de mitigarse se acentuó entre los años sesenta y ochenta, y se ha mantenido hasta ahora. Así, en 2019, el 50,06 % de la población ocupaba tan solo el 4,8 % del territorio, concentrada principalmente en las grandes conurbaciones y el litoral. Esta particular localización está asociada a una creciente huella ecológica. De hecho, con los datos disponibles correspondientes a 2017, en términos de huella ecológica, para cubrir los requerimientos de recursos y absorber los desechos generados por la población española se necesitan del orden de 3,7 territorios como el español.

Un aspecto importante que singulariza este trabajo es haber estimado la huella ecológica de los 8.131 municipios españoles. De acuerdo con los resultados obte-

nidos se puede concluir que la densidad de población y su capacidad de consumo, medida a través de la renta media de los municipios, genera una huella ecológica más que proporcional al volumen tanto de población como de renta. Tan solo 187 municipios concentran el 99 % de la huella total. Este intento de bajar la escala territorial de análisis de la huella ecológica se vería reforzado si se dispusiera de un banco de datos, no solo monetarios, a escala municipal, capaz de informar de los patrones de consumo en los que incurren las diferentes poblaciones y territorios. Este asunto es clave desde el punto de vista de la sostenibilidad. Los grandes agregados tienen utilidad en algunos aspectos, pero la evaluación de la sostenibilidad demanda un tipo de indicadores más cercanos y desagregados. La huella ecológica de las ciudades inspiró a Rees y Wackernagel a proponer el indicador de huella ecológica, la carencia de datos en esta escala territorial ha frustrado, al menos hasta ahora, ese propósito. Si la población se localiza mayoritariamente en las ciudades y es en ellas donde está la clave para avanzar hacia una sociedad sostenible, la nula o escasa información existente para esta escala territorial dificulta extraordinariamente la evaluación, planificación y gestión de la sostenibilidad. Esperemos que esta información mejore y podamos avanzar en el cumplimiento de este propósito.

Referencias bibliográficas

Alier, J. M., & Jusmet, J. R. (2001). *Economía Ecológica y Política Ambiental*. Fondo de Cultura Económica.

Al-Mulali, U., Weng-Wai, C., Sheau-Ting, L., & Mohammed, A. H. (2015). Investigating the environmental Kuznets curve (EKC) hypothesis by utilizing the ecological footprint as an indicator of environmental degradation. *Ecological Indicators*, *48*, 315-323.

Ansari, M. A., Ahmad, M. R., Siddique, S., & Mansoor, K. (2020). An environment Kuznets curve for ecological footprint: Evidence from GCC countries. *Carbon Management*, *11*(4), 355-368.

Altıntaş, H., & Kassouri, Y. (2020). Is the environmental Kuznets Curve in Europe related to the per-capita ecological footprint or CO2 emissions? *Ecological Indicators*, *113*, 106187.

Banco Mundial. https://datos.bancomundial.org/

BloombergNEF (2020). *Oil Demand From Road Transport: Covid-19 and Beyond*. https://www.about.bnef.com/blog/oil-demand-from-road-transport-covid-19-and-beyond/

BP (2020). *Statistical Review of World Energy*. http://www.bp.com/statisticalreview

Cano-Orellana, A. (2004). *Economía y sostenibilidad en las grandes aglomeraciones urbanas: aproximación al cálculo de la huella ecológica de Sevilla y su área metropolitana*. Sevilla Global.

Cano-Orellana, A., & Delgado-Cabeza, M. (2015). Local ecological footprint using Principal Component Analysis: A case study of localities in Andalusia (Spain). *Ecological Indicators*, *57*, 573-579.

Carpintero, Ó. (2005). *El metabolismo de la economía española. Recursos naturales y huella ecológica (1955-2000)*. Fundación César Manrique. http://www.fcmanrique.org/recursos/publicacion/elmetabolismo.pdf

Catton, W. R. (1980). *Overshoot: The Ecological Basis of Revolutionary Change*. University of Illinois Press.

Catton, W. R. (1986). Carrying Capacity and the Limits to Freedom. *Social Ecology Session, 1*. XI World Congress of Sociology.

Catton Jr, W. R. (2009). *Bottleneck: Humanity's Impending Impasse: Humanity's Impending Impasse*. Xlibris Corporation.

Caviglia-Harris, J. L., Chambers, D., & Kahn, J. R. (2009). Taking the "U" out of Kuznets: A comprehensive analysis of the EKC and environmental degradation. *Ecological Economics*, *68*(4), 1149-1159.

Chatham House (2018). *Resource Trade Earth*. http://resourcetrade.earth/

Common, M., & Stagl, S. (2008). *Introducción a la Economía Ecológica*. Revertè.

Constanza, R. (1997). La economía ecológica de la sostenibilidad: invertir en capital natural. En R. Goodland, H. E. Daly, S. El Serafy & B. von Droste (eds.), *Medio ambiente y desarrollo sostenible: más allá del Informe Brundtland* (pp. 103-114). Trotta.

Daly, H. E. (1999). *Ecological economics and the ecology of economics: essays in criticism*. Edward Elgar Published.

Daly, H. E., Vettese, T., Pollin, R., Burton, M., & Somerville, P. (2019). *Decrecimiento vs Green New Deal. New Left Review, en español. Traficantes de Sueños*. https://traficantes.net/sites/default/files/pdfs/documentos_nlr_5_web.pdf

Esteve, V., & Tamarit, C. (2012). Threshold cointegration and nonlinear adjustment between CO2 and income: the environmental Kuznets curve in Spain, 1857–2007. *Energy Economics*, *34*(6), 2148-2156.

European Commission (2019). *A European Green Deal*. https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en

Ewing, B., Reed, A., Galli, A., Kitzes, J., & Wackernagel, M. (2010). *Calculation methodology for the national footprint accounts*. Global Footprint Network.

Galli, A., Iha, K., Pires, S. M., Mancini, M. S., Alves, A., Zokai, G., Lin, D., Murthy, A., & Wackernagel, M. (2020). Assessing the ecological footprint and biocapacity of Portuguese cities: Critical results for environmental awareness and local management. *Cities*, *96*, 102442. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264275119302306

Galvin, R., & Healy, N. (2020). The Green New Deal in the United States: What it is and how to pay for it. *Energy Research & Social Science*, *67*, 101529. https://doi.org/10.1016/j.erss.2020.101529

Georgescu-Roegen, N. (1975). Energy and economic myths. *Southern Economic Journal*, *41*(3), 347-381.

Georgescu-Roegen, N. (1996). *La Ley de Entropía y el Proceso Económico*. Fundación Argentaria-Visor Distribuciones.

Giannetti, B. F., Agostinho, F., Almeida, C. M. V. B., & Huisingh, D. (2015). A review of limitations of GDP and alternative indices to monitor human wellbeing and to manage eco-system functionality. *Journal of cleaner production*, *87*, 11-25. http://www.advancesincleanerproduction.net/papers/journals/2014/2014_jcp.pdf

Gladek, E., Fraser, M., Roemers, G., Muñoz, O., Kennedy, E., Hirsch, P. (2017). *The Global Food System: An Analysis*. Metabolic, commissioned by WWF Netherlands. https://www.metabolic.nl/publications/global-food-system-an-analysis-pdf/

Global Footprint Network. https://www.footprintnetwork.org/our-work/earth-overshoot-day/ https://www.footprintnetwork.org/content/uploads/2019/05/National_Footprint_Accounts_Guidebook_2019.pdf

Global Footprint Network (2021). *National Footprint and Biocapacity Accounts 2021*. https://www.footprintnetwork.org/licenses/public-data-package-free/

Hervieux, M. S., & Darné, O. (2013). Environmental Kuznets Curve and ecological footprint: A time series analysis. *Economics Bulletin*, *35*(1), 814-826. http://accessecon.com/Pubs/EB/2015/Volume35/EB-15-V35-I1-P84.pdf

Kessler, J. J. (1994). Usefulness of the human carrying capacity concept in assessing ecological sustainability of land-use in semi-arid regions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *48*(3), 273-284.

Kuznets, S. (1955). Economic growth and income inequality. *The American Economic Review*, *45*(1), 1-28. http://courses.nus.edu.sg/course/ecshua/eca5374/Economics%20growth%20and%20income%20inequality_Kuznets_AER55.pdf

Lal, R. (2004). Carbon Sequestration in terrestrial ecosystems. In C. J. Cleveland (ed.), *Encyclopedia of Energy* (pp. 289-298). Elsevier.

Lee, C. C., & Chen, M. P. (2021). Ecological footprint, tourism development, and country risk: International evidence. *Journal of Cleaner Production*, *279*, 123671.

Lin, D., Hanscom, L., Martindill, J., Borucke, M., Cohen, L., Galli, A., Lazarus, E., Zokai, G., Iha, K., Eaton, D., & Wackernagel, M. (2019). *Working guidebook to the national footprint and biocapacity accounts*. Global Footprint Network. https://www.footprintnetwork.org/content/uploads/2019/05/National_Footprint_Accounts_Guidebook_2019.pdf

Lotka, A. J. (1925). *Elements of Physical Biology*. William & Wilkins Company. https://archive.org/details/elementsofphysic017171mbp/page/n1/mode/2up

Lotka, A. J. (1945). The law of evolution as a maximal principle. *Human Biology*, *17*(3), 167-194.

Lovelock, J. (2007). *La venganza de la tierra: la teoría de Gaia y el futuro de la humanidad*. Planeta.

Mancini, M. S., Galli, A., Niccolucci, V., Lin, D., Hanscom, L., Wackernagel, M., Bastianoni, S., & Marchettini, N. (2017). Stocks and flows of natural capital: Implications for ecological footprint. *Ecological Indicators*, *77*, 123-128.

McDonough, W., & Braungart, M. (2005). *Cradle to cradle (De la cuna a la cuna)*. McGraw Hill.

MINCOTUR, Ministerio de Industria, Comercio y Turismo (2019). *La balanza comercial agroalimentaria en 2018*. Subdirección General de Comercio Internacional de Mercancías. https://comercio.gob.es/ImportacionExportacion/Informes_Estadisticas/Sectores/Balanza%20Comercial%20Agroalimentaria%20-%20%C3%BAltimo%20Periodo/Balanza-Comercial-Agroalimentaria-ultimo-periodo.pdf

MITECO, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. https://sites.google.com/gl.miteco.gob.es/estadisticas/

Naciones Unidas (2018). Las ciudades seguirán creciendo, sobre todo en los países en desarrollo. *Noticias ONU*. https://www.un.org/development/desa/es/news/population/2018-world-urbanization-prospects.html

Odum, H. T. (1973). Energy, Ecology, and Economics. *Ambio*, *2*(6), 220-227.

Odum, H. T. (1996). *Environmental accounting: Emergy and decision making*. *Emergy evaluation*. University of Florida.

OECD, Organization for Economic Cooperation and Development (2020). *CO_2 Emissions Embodied in International Trade and Domestic Final Demand, using the OECD ICIO*. https://www.oecd.org/sti/ind/TECO2_OECD_webdoc2020.pdf

Paredis, E., Goeminne, G., Vanhove, W., Maes, F., & Lambrecht, J. (2009). *The concept of ecological debt: its meaning and applicability in international policy*. Academia Press.

Rees, W. E. (1992). Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out. *Environment and urbanization*, *4*(2), 121-130. https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/095624789200400212

Rees, W. E. (1996). Indicadores territoriales de sustentabilidad. *Ecología política*, 12, 27-41. https://www.jstor.org/stable/20742893

Rees, W. E. (2018, June 06). *Climate Change, Globalization and the Uncertain Future of Cities*. Public Seminar, Tokio. Co-organised for Institute for Global Environmental Strategies-IGES), United Nations University Institute for the Advanced Study of Sustainability-UNU-IAS).

Rees, W. E., & Wackernagel, M. (1994). Ecological footprints and appropriated carrying capacity: Measuring the natural capital requirements of the human economy. In A-M. Jansson, M. Hammer, C. Folke, & R. Costanza (eds.), *Investing in natural capital: The ecological economics approach to sustainability* (pp. 362-390). Island Press.

Scienceman, D. M. (1987). Energy and emergy. In G. Pillet & T. Murota (eds.), *Environmental Economics: The Analysis of a Major Interface* (pp. 257-276). Roland Leimgruber (CFW-86-26).

Seto, K. C., Fragkias, M., Güneralp, B., & Reilly, M. K. (2011). A meta-analysis of global urban land expansion. *PLOS ONE*, *6*(8), e23777.

Stern, D. I. (2004). The rise and fall of the environmental Kuznets curve. *World development*, *32*(8), 1419-1439.

Stiglitz, J. E, Sen, A. K., & Fitoussi, J. P. (2010). *Mismeasuring Our Lives: Why GDP Doesn't Add Up*. The New Press.

Uddin, G. A., Salahuddin, M., Alam, K., & Gow, J. (2017). Ecological footprint and real income: panel data evidence from the 27 highest emitting countries. *Ecological Indicators*, *77*, 166-175.

Ulucak, R., & Bilgili, F. (2018). A reinvestigation of EKC model by ecological footprint measurement for high, middle and low income countries. *Journal of cleaner production*, *188*, 144-157.

Wackernagel, M., & Rees, W. (1998). *Our ecological footprint: reducing human impact on the earth*. The new catalyst bioregional series (Vol. 9). New Society Publishers.

Wackernagel, M., Cranston, G., Morales, J. C., & Galli, A. (2014). Ecological Footprint Accounts. In G. Atkinson, S. Dietz, E. Neumayer & M. Agarwala (eds.), *Handbook of Sustainable Development* (pp. 371-396). Edward Elgar Publishing Limited.

Wackernagel, M., Lin, D., Evans, M., Hanscom, L., & Raven, P. (2019). Defying the Footprint Oracle: Implications of Country Resource Trends. *Sustainability*, *11*(7), 2164. https://doi.org/10.3390/su11072164

Wang, J., & Dong, K. (2019). What drives environmental degradation? Evidence from 14 Sub-Saharan African countries. *Science of the Total Environment*, *656*, 165-173.

Wolman, A. (1965). The metabolism of cities. *Scientific American*, *213*(3), 178-193.

Yang, Q., Liu, G., Hao, Y., Coscieme, L., Zhang, J., Jiang, N., Casazza, M., & Giannetti, B. F. (2018). Quantitative analysis of the dynamic changes of ecological security in the provinces of China through emergy-ecological footprint hybrid indicators. *Journal of cleaner production*, *184*, 678-695. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652618306036

York, R., Rosa, E. A., & Dietz, T. (2004). The ecological footprint intensity of national economies. *Journal of Industrial Ecology*, *8*(4), 139-154.

CUADERNOS ECONÓMICOS ICE INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA

Indicadores de agua incorporada y actividad económica desde la perspectiva de la producción y el consumo: un análisis temporal para la economía española*

Embodied Water Indicators and Economic Activity from the Perspective of Production and Consumption: A Temporal Analysis for the Spanish Economy

Rosa Duarte
Vicente Pinilla
Ana Serrano
Universidad de Zaragoza
Instituto Agroalimentario de Aragón

Resumen

El objetivo de este trabajo es presentar un conjunto de indicadores económico-ambientales que den cuenta del impacto que las relaciones de producción, consumo y comercio de la economía española ejercen sobre el medioambiente y, en particular, sobre los recursos hídricos. Con este objetivo, se utiliza la modelización input-output multirregional extendida ambientalmente, y se presentan indicadores de agua incorporada en la producción y la demanda de la economía. Posteriormente, y tomando como referencia el horizonte 1995-2016, se evalúa el consumo de agua en España asociado a la estructura productiva y sectorial del país, y a sus vínculos internacionales a través de las cadenas de producción mundial.

Palabras clave: *consumo de agua, input-output, economía española, estructura productiva, economía ambiental.*

Clasificación JEL: *C67, F64, N54, Q25, Q27.*

Abstract

The aim of this paper is to present a set of economic-environmental indicators that account for the impact that the production, consumption and trade relations of the Spanish economy have on the environment and, in particular, on water resources. With this objective, the study uses environmentally extended multiregional input-output modeling and presents indicators of water incorporated in the production and demand of the economy. Subsequently, and taking as a reference the 1995-2016 horizon, the paper analyses the Spanish water consumption associated with the productive and sectorial structure of the country, and its international links through the global production chains.

Keywords: *water consumption, input-output, Spanish economy, production structure, environmental economics.*

* Los autores agradecen la financiación del Ministerio de Ciencia e Innovación, a través de los proyectos PGC2018-095529-B-I00 y PID2019-106822RB-I00, y del Departamento de Ciencia, Innovación y Universidades del Gobierno de Aragón, a través de los grupos S40_R20 y S55_20R.

DOI: https://doi.org/10.32796/cice.2021.101.7196
Recibido: Marzo 2021 · Aceptado: Abril 2021

1. Introducción

No cabe duda de que el agua es un elemento fundamental para el desarrollo económico, la sostenibilidad de los ecosistemas y la propia vida humana. El imparable cambio climático y el continuo crecimiento en las demandas de agua han llevado a situar la «crisis del agua» como uno de los principales retos que debe abordar la humanidad para su supervivencia y bienestar futuro (ONU, 2018). El uso de agua en el mundo se ha multiplicado por seis en el último siglo y, desde la década de los años ochenta, sigue creciendo a un ritmo anual del 1 % (UNESCO, 2020). Se espera que la demanda global de agua siga aumentando a una tasa similar hasta 2050, lo que supondrá un incremento de casi el 30 % sobre el consumo.

El impacto del cambio climático en la disponibilidad de agua ha sido ampliamente documentado en la literatura (Rockström *et al*., 2009; Taylor *et al*., 2013; Vörösmarty *et al*., 2000), siendo los recursos hídricos de las regiones áridas y semiáridas especialmente sensibles al mismo. En el último siglo, el cambio climático ha supuesto un incremento de la temperatura y una distribución más errática de las precipitaciones, lo que imprime una importante irregularidad a la oferta de agua. Por su parte, el crecimiento demográfico, la expansión agraria, el cambio en los patrones de consumo y, más recientemente, el crecimiento en la demanda en los sectores industriales y hogares, ligados a los procesos de concentración urbana, han incrementado la presión por la parte de la demanda (Duarte *et al*., 2021), generando una creciente competencia entre usuarios y conduciendo a unos claros desequilibrios hídricos y al deterioro del medio natural.

En este contexto, el estudio de los procesos de transformación económica y sus impactos sobre el agua, y el desarrollo de instrumentos informativos que integren las relaciones entre la economía y el medioambiente aparecen como un elemento fundamental para la formulación de políticas sostenibles de gestión del agua. Así, tanto la literatura académica como distintos organismos internacionales, destacan cada vez más la necesidad de considerar la doble dimensión «local-global» y de «oferta-demanda» que caracteriza el problema hídrico en la construcción de dichos instrumentos. En economías altamente globalizadas como las actuales, las presiones hídricas sobre un territorio no pueden considerarse ajenas a las tendencias de producción y consumo en el mercado mundial.

La creciente globalización ha incrementado la interconexión de las personas y la producción a nivel mundial; el consumo local se satisface crecientemente mediante cadenas de suministro globales a través del comercio internacional que, a menudo, implican grandes distancias geográficas y generan impactos a veces muy lejos de donde se consume (Hubacek *et al*., 2014). En este contexto, el objetivo de este trabajo es revisar un conjunto de indicadores económico-ambientales que permitan evaluar el impacto de la actividad productiva, su especialización y su integración en las cadenas globales de producción sobre los recursos hídricos, identificando el agua incorporada en las distintas etapas de la actividad productiva. Estos indicado-

res permiten vincular la evolución de las principales variables macroeconómicas y sectoriales, con los impactos locales y globales en términos de agua consumida, ofreciendo una información significativa sobre la implicación ambiental subyacente a los procesos de cambio tecnológico y estructural.

El resto del trabajo se articula de la siguiente forma. La sección 2 presenta los principales indicadores sobre el consumo de agua incorporado en la actividad productiva, discutiendo las principales aproximaciones y justificando su desarrollo desde esa doble perspectiva «local-global» y de «oferta-demanda». Se plantea también la relevancia de estos indicadores en el contexto español. Posteriormente, en la sección 3, el trabajo se centra en lo que llamaremos enfoque *top-down* (frente al enfoque *bottom-up*). En dicha sección se muestra la potencialidad de los modelos *input-output* multirregionales para la definición de indicadores económico-ambientales que permitan explicar la evolución de los flujos de agua asociados a la producción y consumo de bienes de un país. Para ello se presta atención a las principales relaciones intersectoriales y a la composición internacional de las cadenas productivas. El análisis *input-output* nos permitirá obtener simultáneamente indicadores del agua incorporada desde la perspectiva de la producción y del consumo, los cuales resultarán fundamentales para la discusión de las responsabilidades directas e indirectas de los agentes en relación a las presiones hídricas. Se realiza una interpretación de los mismos en el marco multirregional y se presentan las fuentes de datos utilizadas. La sección 4 expone y discute los principales resultados del trabajo en una aplicación para la economía española. Finalmente, la sección 5 cierra el trabajo con una revisión de las principales conclusiones.

2. Indicadores de consumo de agua incorporada en la actividad económica

Desde la década de los noventa se han realizado estimaciones de las posibles trayectorias de consumo de agua en el mundo, constatando su incremento continuado en el tiempo, así como, en términos generales, el predominio del uso agrario (Shiklomanov, 2000). Se reconoce que esta evolución ha sido impulsada por el crecimiento poblacional (Gleick, 2000), y de forma significativa, por el aumento de la renta per cápita ligado a los procesos de crecimiento económico (Duarte *et al*., 2013, 2014a). Junto a estos factores, la expansión del comercio internacional ha sido un elemento clave tanto para la transformación de las economías, como para el crecimiento acelerado de los impactos sobre el agua. Las globalizaciones de los dos últimos siglos, caracterizadas por una creciente integración de los mercados, han representado el mayor movimiento en la historia de bienes y factores de producción, con su consecuente afección a los recursos naturales y, en particular, a las demandas de agua (Duarte *et al*., 2021).

En el contexto actual de hiperglobalización, el concepto de «agua virtual», acuñado en la década de los noventa (Allan, 1993; Allan *et al*., 1997) como el volumen de agua incorporada en los bienes y servicios intercambiados a través del comercio

internacional, irrumpe como un importante indicador para la toma de decisiones en la gestión sostenible del agua desde una perspectiva global. Por tanto, el «comercio de agua virtual» es el volumen de agua incorporado en productos intercambiados internacionalmente como importaciones y exportaciones. De esta forma, los intercambios de productos agrícolas, así como los de *inputs* industriales, están relacionados con grandes volúmenes de uso y consumo de agua en los países y regiones de origen, representando flujos de recursos «escondidos» detrás de la producción, e incorporados *(embodied)* en el comercio internacional.

En esta misma línea, y en analogía con el concepto de «huella ecológica» desarrollada por Wackernagel y Rees (1996), Hoekstra y Hung (2002) introducen y hacen operativo el concepto de *water footprint* o «huella hídrica», indicando «el volumen de agua necesario para la producción de bienes y servicios consumidos por los habitantes de un país», esto es, el agua total contenida en cada producto, ofreciendo también un método de cálculo a escala regional. En este sentido, la huella hídrica tiene en cuenta no solo el uso directo de agua, sino también el consumo indirecto en la cadena productiva.

Los estudios sobre agua virtual y huella hídrica desarrollados a partir de Hoekstra y Hung (2002) tienden a distinguir entre la llamada «agua verde», «agua azul» y «agua gris», ya que, aunque relacionados, presentan características diferentes. El agua verde hace referencia al volumen de agua de lluvia (almacenada en el suelo como humedad) que se evapotranspira, mientras que el agua azul es el volumen de agua superficial o subterránea incorporada en la producción (Chapagain & Hoekstra, 2008). Como comentan Yang *et al*. (2007), el agua azul puede reasignarse con cierta facilidad a usos agrícolas, industriales o urbanos, mientras que en el caso del agua verde no es factible dicha reasignación. En este sentido, el agua azul presenta unos mayores costes de oportunidad (Hoekstra, 2010). Finalmente, el agua gris es un indicador del volumen de agua necesario para asimilar una carga contaminante que llega a una masa de agua, siendo un indicador de la apropiación de los recursos hídricos a través de la contaminación.

En nuestra aplicación empírica, nos centraremos en el estudio del agua azul como indicador sobre la presión de recursos que ejerce la economía, por ser el concepto más cercano a indicadores de regulación hídrica (agua regulada), lo que tendrá implicación sobre la oferta. Esto es relevante en un área como la española donde la baja pluviometría hace que el agua azul sea un componente fundamental del agua total.

La aproximación a los conceptos de agua virtual y huella hídrica, se ha realizado tradicionalmente desde dos perspectivas, las denominadas *bottom-up* y *top-down*.

La perspectiva *bottom-up* permite capturar los flujos de agua incorporados en los productos de forma altamente desagregada, lo que resulta especialmente indicado en el estudio de los procesos de transformación de la producción agraria, pudiendo llegar a un elevado grado de detalle por cultivo y región en el mundo (Chapagain & Hoekstra, 2004; Mesfin Mekonnen & Hoekstra, 2011). Además, este enfoque ha encontrado aplicabilidad a distintas escalas para identificar la discrepancia espacial

en la disponibilidad y demanda de agua (Dalin *et al*., 2012; Hoekstra & Hung, 2005). Más concretamente, la estimación del agua virtual incorporada en la producción desde esta perspectiva *bottom-up*, siguiendo la propuesta de Hoekstra y Hung (2005), puede estimarse de la siguiente forma:

Para un país *c*, en un año *t, el agua incorporada en la producción (agua virtual)* (m^3/año) puede obtenerse como la suma del agua virtual incorporada en cada uno de sus *p* productos. Así, el agua virtual en la producción agraria de dicho país, puede obtenerse como:

$$AVP(c,t) = \sum_{p} d_p^c(c,p,t)*P_p^c(c,p,t)$$

donde $AVP(c,t)$ representa el volumen de agua necesario para la producción de los productos agrarios y alimentarios en el país *c* en el año *t* (m^3), $d_p^c(c,p,t)$ representa el contenido de agua del producto *p* en el país productor *c* (m^3/Tm), y $P_p^c(c,p,t)$ es la producción de cada producto *p* en el país *c* y año *t* (en unidades físicas, Tm). Siguiendo la misma metodología, podemos también medir el agua incorporada en los flujos de productos comerciados internacionalmente, así como el balance de dicho comercio en términos de agua virtual.

Para un país *c* y periodo *t*, podemos definir el agua virtual contenida en sus exportaciones de productos agrarios (*AVE*), y el agua virtual contenida en sus importaciones (*AVI*):

$$AVE(c,t) = \sum_{p} d_p^c(c,p,t)*x_p^c(c,p,t)$$

$$AVI(c,t) = \sum_{z,p} d_p^z(z,p,t)*m_p^z(z,p,t)$$

donde x_p^c representa el total de exportaciones del producto *p* realizadas por el país *c*, y m_p^z representa la cantidad de producto *p* que es importado por el país *c* del país *z*.

Finalmente, calculando la diferencia entre el agua virtual exportada e importada, podemos calcular el balance de agua virtual (*virtual water trade balance*) como:

$$AVT(c,t) = AVE(c,t) - AVI(c,t)$$

Un *AVT* positivo indica una presión sobre los recursos hídricos locales debida a las exportaciones superior a la que está evitando vía la importación de productos agrarios para satisfacer las demandas internas de estos productos. De esta forma, la comparativa de estos indicadores con la disponibilidad de agua en el territorio puede informar de cómo el comercio puede contribuir a intensificar o aliviar las presiones sobre los recursos. Dicho de otra manera, conecta la presión local sobre el medio hídrico con los procesos de apertura e intensificación del comercio internacional. Dada la existencia de bases de datos de consumo de agua verde y azul con un elevado grado de detalle espacial y por productos, el enfoque *bottom-up* es el principalmente

seguido por la *Water Footprint Network* para la estimación del agua incorporada en los productos con fuerte componente agrario (Chapagain & Hoekstra, 2004; Mekonnen & Hoekstra, 2012; Mekonnen & Hoekstra, 2011).

Es de destacar que esta aproximación *bottom-up* se apoya en la disponibilidad de datos precisos de evapotranspiración por unidad de producto en distintas áreas geográficas. Son de gran utilidad los indicadores de requerimientos de agua por cultivos (tanto de secano como de regadío) que se pueden obtener a partir de CROPWAT, así como la información detallada que ofrece FAO (2021a). Para los flujos comerciales, es fundamental la información de comercio bilateral ofrecida por United Nations (2021) y por FAO (2021b). Ambas bases de datos tienen una cobertura espacial muy importante, además de serie temporales que comienzan en torno 1965. Sin embargo, el detalle a nivel de producto es mucho mayor en el caso de United Nations (2021), aunque optar por una u otra es una cuestión que el investigador debe valorar en función del objetivo de su trabajo.

Mientras que la perspectiva *bottom-up* es ampliamente usada para estudiar el agua incorporada en los productos agrarios y sus procesos de transformación, la perspectiva *top-down* pone el foco en las relaciones intersectoriales de la economía y, en definitiva, en las cadenas productivas globales. Bajo este enfoque se considera no solo el sector agrario, sino el resto de sectores de la economía, ofreciendo una perspectiva más completa de los flujos de agua en economías con distintos tipos de especialización y su vinculación con la evolución estructural, tecnológica y comercial de las mismas (Cazcarro *et al*., 2013; Feng *et al*., 2014). La creciente globalización, que ha supuesto una clara fragmentación de las cadenas productivas, a menudo con grandes distancias entre los centros de producción y consumo de los bienes, ofrece una oportunidad para este tipo de modelos, por su capacidad para capturar las distintas etapas de las cadenas productivas globales y, en consecuencia, los recursos e impactos ambientales asociados a las mismas. Este es el enfoque que se utilizará en este trabajo y la metodología específica se presenta, por tanto, en el siguiente apartado. Así, autores como Duarte *et al*. (2002) o Velázquez (2006) ya observaron la necesidad de utilizar modelos multisectoriales para captar de forma más precisa las relaciones entre la economía y su impacto hídrico, identificando el agua total cristalizada en los bienes finales, concepto similar al de agua virtual, en este contexto, y fuertemente ligado a la tradicional visión de recursos involucrados en la producción (Leontief, 1970; Pasinetti, 1974). En Sánchez-Chóliz y Duarte (2005) se hace explícita la relación entre los indicadores derivados de los modelos *input-output* extendidos y las huellas hídricas, en particular en relación a la contaminación hídrica de la economía española. Diversos estudios sitúan el concepto del agua virtual en el marco de las teorías del comercio internacional de factores y el principio de ventaja comparativa (Allan, 2011; Guan & Hubacek, 2007; Reimer, 2012).

El concepto de huella hídrica, en este contexto, hace referencia al agua contenida en toda la cadena de producción de un bien final, siendo un indicador de la demanda total de recursos hídricos, desde el origen de la producción hasta el consumo final de los bienes (Feng *et al*., 2011). Esto es, sintetiza toda el agua virtual incorporada

que finalmente termina en la demanda final de un producto. De esta forma, es un indicador de la apropiación de recursos hídricos ligados a la producción y distribución de bienes a través de las cadenas productivas y el comercio internacional, lo que implica considerar el carácter local-global de los impactos.

La utilidad de los indicadores reside en su capacidad informativa, vinculando la estructura y evolución económica en un marco de innegable globalización de la producción, buscando la integración de las distintas escalas decisionales, y considerando las perspectivas de la oferta y la demanda, dimensiones de compleja medición, pero fundamentales para la aplicación de las políticas de gestión de los recursos hídricos.

Como muestra de ello, notemos que el estudio del impacto de la actividad económica sobre el consumo de agua (la huella hídrica), sus determinantes y su evolución es particularmente importante en países como España, donde a la irregularidad temporal y espacial de sus precipitaciones se ha unido una creciente demanda del recurso. Los escenarios de cambio climático sitúan a España entre las regiones del mundo con mayor vulnerabilidad a la desertificación a lo largo de este siglo (Prăvălie *et al*., 2017), por lo que el estudio de los patrones de consumo, y su relación con el modelo de producción y consumo constituye un auténtico reto científico y social.

El crecimiento de la demanda de agua en España tiene su origen en la extensión e intensificación del regadío, ligado a los procesos de expansión comercial internacional, una baja eficiencia en el consumo urbano e industrial y un desarrollo turístico, en muchos casos incontrolado, altamente intensivo en el consumo de agua (Cazcarro *et al*., 2014; Clar *et al*., 2015; Duarte *et al*., 2014, 2016). Históricamente, estas crecientes demandas trataron de satisfacerse a través de las llamadas «políticas de oferta», principalmente basadas en el aseguramiento de agua suficiente y temporalmente estable a través de la construcción de una importante infraestructura de almacenamiento, regulación y distribución, con altos costes económicos, sociales y ambientales (Cazcarro *et al*., 2015). No obstante, la adopción de la Directiva Marco del Agua (2000/60/EC) (European Commission, 2000) en el año 2000 impuso en las instituciones europeas y españolas, y en la sociedad en su conjunto, un claro cambio de enfoque, un giro hacia una «perspectiva de demanda» caracterizada por la identificación de las posibilidades de ahorro en los distintos usuarios, el impulso a la coordinación de los agentes relevantes en las cuencas, y una visión de corresponsabilidad de todos los implicados en la gestión, consumo y sostenimiento del recurso hídrico. Esta perspectiva de responsabilidad compartida llevó a la búsqueda de marcos e instrumentos analíticos que dieran cuenta de las presiones sobre el agua de los agentes y actividades, de la demanda, elemento central en la huella hídrica. De hecho, la Orden Ministerial (ARM/2656/2008) que adaptaba la legislación española a la Directiva Marco del Agua en materia de planificación hídrica (BOE, 2008), establecía que los nuevos Planes de Cuenca debían incluir un «análisis de la huella hidrológica de los distintos sectores socioeconómicos».

En el presente trabajo presentamos un estudio de la evolución de la huella hídrica en España desde la perspectiva *top-down*, es decir, teniendo en cuenta la evolución

de los distintos sectores económicos y el papel que la demanda ha jugado en la configuración del consumo de agua.

3. Metodología y fuentes de datos

El objetivo de esta sección es ofrecer un mayor detalle sobre los modelos *input-output* extendidos ambientalmente (Miller & Blair, 2009; Wiedmann *et al*., 2011), que han sido ampliamente utilizados en la literatura para evaluar las presiones sobre el medioambiente derivadas de la actividad económica. Estos modelos se han usado recientemente para analizar los impactos de la globalización de las cadenas productivas sobre los recursos a distintas escalas (Duarte *et al*., 2018; Hubacek *et al*., 2017; Moran *et al*., 2013; Oppon *et al*., 2018; Wiebe & Yamano, 2016).

Así, el modelo *input-output* multirregional captura las interrelaciones entre los sectores productivos de los distintos países y las demandas finales, ofreciendo información desagregada de los *inputs* intermedios necesarios para obtener la demanda final (consumo privado y público, inversión y exportaciones de bienes finales). El punto de partida del modelo es la ecuación de equilibrio, que puede expresarse de la siguiente forma:

$$\mathbf{x} = \mathbf{A}\mathbf{x} + \mathbf{y} \qquad [1]$$

Esta ecuación, definida para m países y n sectores, muestra que la producción total de la economía se distribuye entre la producción de bienes intermedios y la producción bienes finales. Representamos por $\mathbf{x}$ el vector $m \times n$ de producción total. En esta ecuación de equilibrio, la matriz $\mathbf{A} = (a_{ij}^{rs})$ o matriz de coeficientes técnicos, representa la tecnología de producción. El elemento genérico de la matriz $\mathbf{A}$, a_{ij}^{rs} muestra los *inputs* intermedios del sector i en el país r que se usan para producir una unidad del producto j en el país s.

En este marco multirregional denotamos por $\mathbf{Y} = (\mathbf{y}^{rs}) = (y_i^{rs})$ la matriz $(m \times n) \times m$ de demandas finales, cuyos elementos y_i^{rs} muestran la producción del sector i y país r que constituye la demanda final del país s, siendo $\mathbf{y}^{rs}$ el vector $n \times 1$ de bienes del país r incluidos en la demanda final del país s. Denotamos por $\mathbf{y} = (y_i^r) = (\Sigma_s y_i^{rs})$ al vector $m \times n$ de demandas finales globales, tal como aparece en la ecuación [1].

La ecuación de equilibrio [1] puede también expresarse en términos de la conocida inversa de Leontief como:

$$\mathbf{x} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}\mathbf{y} = \mathbf{L}\mathbf{y} \qquad [2]$$

siendo $\mathbf{L} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} = (\alpha_{ij}^{rs})$, cuyo elemento representativo α_{ij}^{rs} muestra la cantidad total de producción de la industria i en el país r que es incorporada, directa e indirectamente, en cada unidad de demanda final de bien j en el país s.

Nótese que la anterior expresión puede también escribirse como:

$$\mathbf{x} = (\mathbf{I} + \mathbf{A} + \mathbf{A}^2 + \mathbf{A}^3 + ... + \mathbf{A}^n + ...)\mathbf{y} \quad [3]$$

por lo que la ecuación de equilibrio, expresada mediante la inversa de Leontief, indica la producción incorporada en la demanda final a lo largo de las distintas etapas productivas a través de los inputs, los inputs necesarios para producir estos inputs, y así sucesivamente. Además, la inversa de Leontief permite ligar la producción total y la demanda final, haciendo posible, para cada elemento de demanda final de un sector y país, obtener cuál es la producción que ha sido necesaria para su generación en cualquier otro país y sector de la economía mundial.

El modelo multirregional presentado puede ampliarse con el fin de evaluar la cantidad de recursos o impactos ambientales ligados a estas producciones. Más concretamente, considerando un vector de consumos de agua en cada sector y país **W**, a partir del cual se obtiene un vector de intensidades en el consumo de agua, es decir, consumo de agua por unidad de producción $\mathbf{w} = (w_i^r) = \left(\frac{w_i^r}{x_i^r}\right)$, podemos calcular el agua total consumida en la economía de cada sector y país, y vincular la misma a la producción de los distintos bienes finales en el mundo. En particular, podemos obtener una descripción detallada de todos los flujos de agua en el mundo, sus orígenes y destinos, conectando de esta forma, la perspectiva de la producción (dónde se consume de forma directa el agua) y la perspectiva de la demanda (dónde termina el agua consumida, en qué bienes está cristalizada el agua, dicho de otra forma, para qué bienes y países se está consumiendo agua en el mundo). Ello se representa en la matriz $\mathbf{\Omega}$ ($(m \times n) \times (m \times n)$) como:

$$\mathbf{\Omega} = \left(\omega_{ij}^{rs}\right) = \hat{\mathbf{w}}\mathbf{L}\tilde{\mathbf{y}} = \begin{pmatrix} \mathbf{\Omega}^{11} & \mathbf{\Omega}^{12} & . & . & \mathbf{\Omega}^{1m} \\ \mathbf{\Omega}^{21} & \mathbf{\Omega}^{22} & . & . & \mathbf{\Omega}^{2m} \\ . & . & . & . & . \\ \mathbf{\Omega}^{r1} & . & \mathbf{\Omega}^{rs} & . & \mathbf{\Omega}^{rm} \\ . & . & . & . & . \\ \mathbf{\Omega}^{m1} & \mathbf{\Omega}^{m2} & . & . & \mathbf{\Omega}^{mm} \end{pmatrix} =$$

$$= \begin{pmatrix} \hat{\mathbf{w}}^1 & \mathbf{0} & \mathbf{0} & \mathbf{0} & \mathbf{0} \\ \mathbf{0} & \hat{\mathbf{w}}^2 & . & . & \mathbf{0} \\ . & . & . & . & . \\ \mathbf{0} & . & \hat{\mathbf{w}}^r & . & \mathbf{0} \\ . & . & . & . & . \\ \mathbf{0} & \mathbf{0} & . & . & \hat{\mathbf{w}}^m \end{pmatrix} \begin{pmatrix} \mathbf{L}^{11} & \mathbf{L}^{12} & . & . & \mathbf{L}^{1m} \\ \mathbf{L}^{21} & \mathbf{L}^{22} & . & . & \mathbf{L}^{2m} \\ . & . & . & . & . \\ \mathbf{L}^{r1} & . & \mathbf{L}^{rs} & . & \mathbf{L}^{rm} \\ . & . & . & . & . \\ \mathbf{L}^{m1} & \mathbf{L}^{m2} & . & . & \mathbf{L}^{mm} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} \hat{\mathbf{y}}^{11} & \hat{\mathbf{y}}^{12} & . & . & \hat{\mathbf{y}}^{1m} \\ \hat{\mathbf{y}}^{21} & \hat{\mathbf{y}}^{22} & . & . & \hat{\mathbf{y}}^{2m} \\ . & . & . & . & . \\ \hat{\mathbf{y}}^{r1} & . & \hat{\mathbf{y}}^{rs} & . & \hat{\mathbf{y}}^{rm} \\ . & . & . & . & . \\ \hat{\mathbf{y}}^{m1} & \hat{\mathbf{y}}^{m2} & . & . & \hat{\mathbf{y}}^{mm} \end{pmatrix} \quad [4]$$

El elemento genérico de dicha matriz ω_{ij}^{rs} muestra el consumo de agua en el país *r* y sector *i* realizado para producir los *inputs* que de forma directa e indirecta terminan en el bien *j* consumido en el país *s*. Por su parte, las distintas submatrices $\mathbf{\Omega}^{rs}$ capturan los flujos de agua incorporados en las relaciones de compraventa entre dos países desde esta perspectiva integrada. Así, si $r \neq s$, $\mathbf{\Omega}^{rs}$ representa el consumo de agua en el país *r* incorporada en las exportaciones al país *s*, mientras que cuando $r = s$, $\mathbf{\Omega}^{rs}$ muestra los flujos directos e indirectos de agua dentro de un país.

En consecuencia, sumando verticalmente en la matriz, es decir, $\Sigma_s \mathbf{\Omega}^{rs}$, obtenemos el consumo total de agua en el mundo ligado a la producción de los bienes finales consumidos en un país *s* (la huella hídrica del consumo de ese país, perspectiva del consumo). Por el contrario, sumando horizontalmente, $\Sigma_r \mathbf{\Omega}^{rs}$ obtenemos el consumo directo de agua en la producción de ese país (perspectiva de la producción), informando los elementos de las filas de la distribución de ese consumo según el país de destino de los bienes. Obviamente, la suma total por filas y columnas de los elementos de la matriz $\mathbf{\Omega}$ coincide, mostrando que el modelo *input-output* no hace sino realizar una atribución del agua consumida en los procesos de producción de los países mediante otro criterio, atribuyendo el agua al destino final de los bienes producidos. Finalmente, los distintos elementos de la matriz $\mathbf{\Omega}$ nos dan información de los orígenes y destinos de la producción y de los flujos de agua incorporados, siendo posible obtener una completa descripción de los flujos de agua cristalizados en las cadenas productivas globales.

Partiendo de este modelo para la economía global, una vez que obtenemos las interrelaciones completas entre todos los sectores y países del mundo, en este trabajo nos centraremos en el análisis de aquellos flujos relativos a la producción y a la demanda española, prestando atención a la evolución de los mismos en el tiempo, así como a su composición productiva y geográfica. Hay que destacar que la visión presentada tiene un carácter fundamentalmente productivo, y en este sentido, no incluye el consumo directo de agua por parte de los hogares, que debería añadirse como un elemento más a la hora de calcular el consumo total de agua ligado al desarrollo de la actividad económica. Este consumo representaría, para una economía como la española, en torno al 1,5 % del total en 2016 (Stadler *et al*., 2018). De esta forma, se pone de manifiesto el papel de los hogares y de las dinámicas urbanas, como impulsores, fundamentalmente indirectos, del consumo de agua.

Por tanto, las hipótesis de trabajo son: (i) que la especialización productiva y regional es importante en la determinación de los impactos de una economía sobre el consumo de agua; (ii) que la demanda final ejerce un papel significativo incentivando estos consumos a través de sus relaciones productivas, revelándose, por tanto, una responsabilidad del consumo en la evolución de los impactos; (iii) que la agricultura es un importante consumidor directo, pero también indirecto; (iv) que las tendencias se intensifican con la expansión comercial y la integración global entre sectores y países.

Desde el punto de vista empírico, utilizamos la versión 3.7 de EXIOBASE (Stadler *et al*., 2018), la cual ofrece información integrada de las relaciones de producción

y consumo entre 44 países del mundo (y 5 grandes regiones que engloban al resto de áreas)[1] para 163 sectores económicos durante el periodo 1995 a 2016. Asimismo, esta base de datos ofrece información ambiental armonizada, permitiendo extender el modelo para el consumo de agua. El consumo o uso consuntivo de agua se define como el agua extraída de su fuente para ser utilizada (en nuestro caso en los distintos sectores que conforman la estructura productiva) y que no se podrá reutilizar debido a que se haya evapotranspirado o a que esté embebida o incorporada en productos. El consumo de agua se diferencia del uso de agua. Mientras el uso hace referencia a toda el agua extraída de cualquier fuente subterránea o superficial, el consumo incluye solo la parte o fracción que no podrá volver a usarse (FAO, 2020; Hoekstra *et al*., 2011). La principal ventaja de esta base de datos multirregional y multisectorial frente a otras fuentes alternativas, es el elevado grado de desagregación sectorial de la agricultura y ganadería, así como de la industria agroalimentaria, lo cual, es especialmente relevante para el análisis de los impactos sobre el agua[2].

Por otra parte, el trabajo se focaliza en el agua azul, esto es, el agua de fuentes superficiales (ríos, lagos, etc.) o subterráneas (pozos, acuíferos, etc.) (Falkenmark, 1995; Hoekstra *et al*., 2011). Como se ha señalado anteriormente, frente al agua verde, el agua azul puede ser almacenada y, por tanto, gestionada, siendo posible su uso para el regadío, la industria o los hogares (Hoekstra, 2019). Dada la posibilidad de utilizar el agua azul para múltiples fines productivos, en este trabajo nos centraremos en su análisis, dejando al margen el estudio del consumo de agua verde y del agua gris.

4. Resultados y discusión

En esta sección de resultados se evalúan las tendencias y patrones en el consumo de agua asociadas a la estructura productiva española entre 1995 y 2016 y estimadas mediante un modelo multirregional *input-output* extendido ambientalmente. Ello permitirá analizar el consumo de agua asociado al componente doméstico de la economía y a los flujos comerciales de exportación e importación, así como evaluar la composición productiva y regional de tales componentes. El objetivo es mostrar cómo el modelo permite calcular macro indicadores económicos relacionados con el consumo de agua en la economía española y cómo la evolución de la estructura económica condiciona el agua incorporada en la producción y la demanda final.

[1] La lista de países incluidos en la base de datos EXIOBASE se muestra en el Cuadro A1 del apéndice con sus correspondientes códigos ISO3.

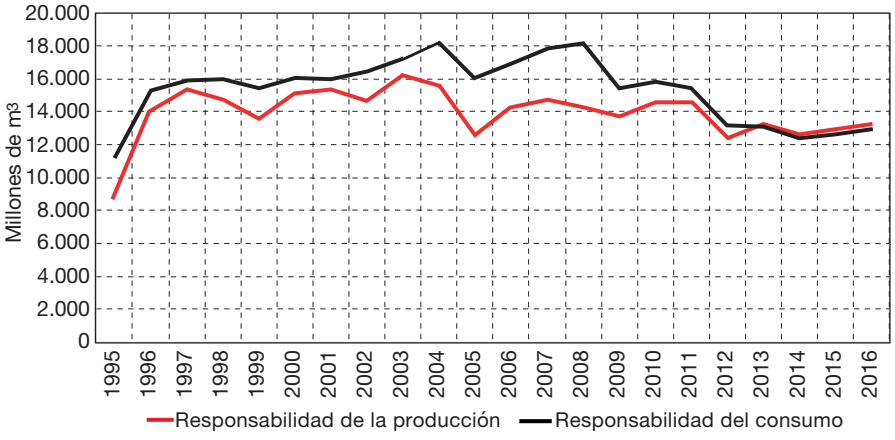
[2] Además de EXIOBASE, otra fuente de datos multirregionales con alta desagregación sectorial es EORA (https://worldmrio.com). Se trata de tablas MRIO mundiales con desagregación de más de 180 países y un total de 2720 items ambientales No cuenta, sin embargo, con un desglose agrario significativo. Algo similar ocurre con WIOD y las cuentas ambientales asociadas (http://www.wiod.org/database/eas13) con un nivel de desagregación sectorial elevado, pero sin desglose de la agricultura e información sobre consumo de agua disponible solo hasta 2009.

Como el Gráfico 1 muestra, el consumo de agua en España experimentó considerables altibajos a lo largo del periodo 1995-2016. Si atendemos a los diferentes enfoques de medición, esto es, a la responsabilidad de la producción y a la responsabilidad del consumo (huella hídrica), puede verse que el segundo ofrece una medida superior del consumo de agua prácticamente durante todo el horizonte temporal. Mientras que la media del uso consuntivo de agua cuantificado a través de la responsabilidad de la producción se situó en torno a 13.855 millones de metros cúbicos, esta alcanzó 15.434 millones de metros cúbicos si consideramos la responsabilidad del consumo. Es decir, fue aproximadamente un 11 % mayor en media.

A pesar de estas diferencias de magnitud, la evolución experimentada por ambas series fue bastante paralela, mostrando tasas de crecimiento medias en torno a –0,2 % y 0,7 %. Lo anterior nos indicaría que el consumo de agua asociado a la estructura productiva española se mantuvo en valores similares entre los dos años extremos analizados, 1995 y 2016. No obstante, las series no presentan una trayectoria estable, sino que es posible fijar dos etapas claramente diferenciadas. En la primera, para el horizonte 1995-2003, el consumo de agua mostró una tasa de crecimiento medio anual de alrededor del 4,2 % para el caso de la responsabilidad de la producción, siendo más moderado si evaluamos la huella hídrica, con un crecimiento medio del 3,7 %. A un intenso incremento entre 1995 y 1997, le siguió una expansión más moderada hasta 2003, especialmente para el caso de la responsabilidad de la producción. Uno de los factores que puede explicar esta tendencia es la evolución de la superficie de regadío en el periodo. Según datos del Anuario de Estadística Agraria (MAPA, varios años), esta se incrementó en torno a un 10 % (1,2 % medio

GRÁFICO 1

EVOLUCIÓN DEL CONSUMO DE AGUA EN ESPAÑA MEDIDO CON EL ENFOQUE DE RESPONSABILIDAD DE LA PRODUCCIÓN Y DEL CONSUMO (1995-2016)



FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de EXIOBASE v.3.7.

anual), siendo la expansión de la superficie regada del país especialmente intensa hasta 1997. En concreto, el crecimiento de la superficie de regadío entre 1995 y 1997 representa un 86 % del aumento experimentado entre 1995 y 2003.

En segundo lugar, a partir de los años 2003/2004 el consumo de agua comenzó a reducirse hasta 2016, siendo las tasas de crecimiento medias anuales del –1,6 % y del –2,7 % para los casos de la responsabilidad de la producción y del consumo, respectivamente. En cuanto a la agricultura, durante estos años, la superficie de regadío continuó creciendo, aunque de forma más moderada (0,5 % de media al año). Sin embargo, fueron importantes los esfuerzos que se produjeron para la mejora de la eficiencia del regadío desde 2002, que culminaron con la aprobación del Plan Nacional de Choque para la Modernización de Regadíos en 2006. Las implicaciones de este proceso de modernización se han evaluado desde la perspectiva de la reducción de la contaminación del agua, del aumento del consumo energético, del incremento inversor en la agricultura o del conocido como efecto rebote (Lecina *et al*., 2010; López-Gunn *et al*., 2012; Rodríguez-Díaz *et al*., 2011; Ward & Pulido-Velázquez, 2008). Lo que parece claro, es que el esfuerzo inversor se tradujo en un importante cambio de los métodos de riego. Así, según la información proporcionada por MAPA (2017), mientras que en 2007 el riego por gravedad representaba un 33 % de las hectáreas de regadío totales en España, este porcentaje era del 26 % en 2016. Por el contrario, se produjo un importante ascenso del riego localizado, que pasó del 45 % al 51 % del total entre 2007 y 2016.

La caída en el consumo de agua producida desde 2003/2004 a 2016 no estuvo exenta de oscilaciones cíclicas. Como puede verse en el Gráfico 1, durante los años en los que España experimentó un fuerte crecimiento económico, esto es, entre 2000 y 2007, el uso de agua creció notablemente. Por un lado, en este periodo se produjo el auge de la construcción, que en sí mismo es un consumidor destacable de agua y que tiene importantes interconexiones a lo largo de la cadena de producción con otros sectores que le proveen de materiales. Por otro lado, durante estos años la creciente demanda nacional e internacional impulsó otras ramas de actividad como el turismo o la restauración, ambas con fuertes vínculos productivos con la industria agroalimentaria y, por ende, con el mayor consumidor directo de agua del país, la agricultura. Asimismo, fue en los años de mayor crecimiento económico cuando la brecha entre los dos enfoques de medición se amplió, siendo la huella hídrica aproximadamente un 24 % mayor que el consumo directo de agua. Ello se explica por la diferente evolución seguida por el agua incorporada en las exportaciones y en las importaciones españolas, la cual se analiza con detalle posteriormente.

Sectorialmente, tal y como se muestra en el Gráfico A1 del apéndice, el cultivo de frutas, vegetales y cereales representa aproximadamente el 80 % del consumo de agua directo en España, situándose el peso medio de las frutas y vegetales en torno al 45 %. Como hemos visto, el regadío es esencial para producir este tipo de cultivos en un país eminentemente semiárido. Por otra parte, el Gráfico A2 detalla los sectores con más peso en la huella hídrica de España, esto es, aquellos que generan mayor impacto directo o indirecto sobre el agua, tanto doméstica como de otros países

fuera de las fronteras españolas. En este caso, siguen destacando las distintas ramas de la agricultura y, además, ganan peso la industria agroalimentaria (incluyendo el procesado de bebidas) y algunos servicios como el sector de hoteles y restaurantes. Este supone alrededor del 13 % de la huella hídrica total y alcanzó su mayor cuota en los años previos a la crisis económica de 2008. Además, tal y como se comenta anteriormente, cabe destacar el protagonismo creciente de la construcción en la huella hídrica española, especialmente hasta 2008, lo cual muestra las interrelaciones que se producen a lo largo de la cadena de producción mundial que generan impactos sobre el agua.

Tal y como se explica en la sección de Metodología, los modelos multirregionales *input-output* extendidos ambientalmente nos permiten distinguir qué parte del consumo de agua puede atribuirse a los intercambios productivos que se generan domésticamente y a las relaciones que se dan con el exterior. Por ello, en el Cuadro 1 se muestra el porcentaje asociado a cada una de estas partidas. Parece claro que el componente doméstico es predominante a la hora de explicar el consumo de agua en España, independientemente del enfoque de medición utilizado. Esto es, la mayor parte del consumo de recursos hídricos vinculado a la estructura productiva española se genera debido a los bienes y servicios que se producen y consumen en el país. No obstante, este componente ha tendido a perder peso a lo largo del periodo de análisis en favor del consumo de agua asociado a los flujos comerciales.

CUADRO 1

DISTRIBUCIÓN DEL CONSUMO DE AGUA POR COMPONENTE DOMÉSTICO Y DE COMERCIO

(En %)

	Responsabilidad de la producción		Responsabilidad del consumo	
	Doméstico	**VWX**	**Doméstico**	**VWM**
1995-1996	76,3	23,7	64,4	35,6
1997-1998	72,4	27,6	67,8	32,2
1999-2000	71,1	28,9	63,9	36,1
2001-2002	69,0	31,0	63,1	36,9
2003-2004	70,7	29,3	62,9	37,1
2005-2006	71,0	29,0	57,0	43,0
2007-2008	69,2	30,8	55,3	44,7
2009-2010	67,6	32,4	60,3	39,7
2011-2012	62,9	37,1	58,4	41,6
2013-2014	59,2	40,8	59,4	40,6
2015-2016	56,9	43,1	57,5	42,5

NOTA: Promedios bianuales. Doméstico: componente doméstico. VWX: exportaciones de agua virtuales. VWM: importaciones de agua virtuales.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de EXIOBASE v.3.7.

Así, el agua incorporada en las exportaciones de bienes y servicios españolas ha pasado de ser el 23,7 % del consumo de agua directo total en 1995/1996 al 43,1 % en la actualidad. Vemos que su peso casi se ha duplicado, lo cual no solo se explica por el fuerte crecimiento de las exportaciones de agua virtual en España, que aumentaron al 3,7 % anual en media entre 1995 y 2016, sino también por la caída del consumo directo de agua para fines domésticos. La entrada de España en la Unión Europea en 1986 y su posterior incorporación a la Organización Mundial del Comercio en 1995 dieron paso a un importante despegue de las exportaciones agroalimentarias españolas que se mantuvo a lo largo del tiempo (Clar *et al.,* 2015; Duarte *et al.,* 2016). Concretamente, destacan las exportaciones de cultivos de regadío como las frutas y hortalizas, además de otros bienes de la industria agroalimentaria como el vino y el aceite de oliva, ambos producidos a partir de cultivos (el viñedo y el olivar) que han tendido a producirse en regadío de forma creciente. El crecimiento de las exportaciones de la industria agroalimentaria todavía ha sido más importante. Entre 1995 y 2015, se han más que triplicado en términos reales, no solo por las ventajas de acceder al mercado único europeo, sino también por el impulso producido por el llamado efecto de mercado doméstico *(home market effect),* es decir, la especialización en productos diferenciados aprovechando haberse alcanzado economías de escala (Serrano *et al.,* 2015). Por tanto, el incremento de las exportaciones de productos agrícolas de regadío y de la industria agroalimentaria estaría detrás del auge de las exportaciones de agua virtual azul.

De la misma manera, el agua incorporada en las importaciones también ha crecido en términos relativos, representando un 35,6 % de la huella hídrica española en 1995/1996 y un 42,5 % en 2015/2016. Las importaciones virtuales de agua azul aumentaron al 0,8 % de media cada año, esto es, a un ritmo mucho más moderado que el agua incorporada en las exportaciones. El crecimiento de las importaciones virtuales de agua azul se explica mayoritariamente por el agua azul incorporada en las importaciones de productos agrarios como cereales, frutas y vegetales, así como de otros bienes procesados de la industria agroalimentaria. En esta línea, usando un enfoque *bottom-up* para el análisis de los flujos comerciales agrarios de agua virtual en España, Duarte *et al*. (2016) ya mostraban el auge de estas partidas desde 1965.

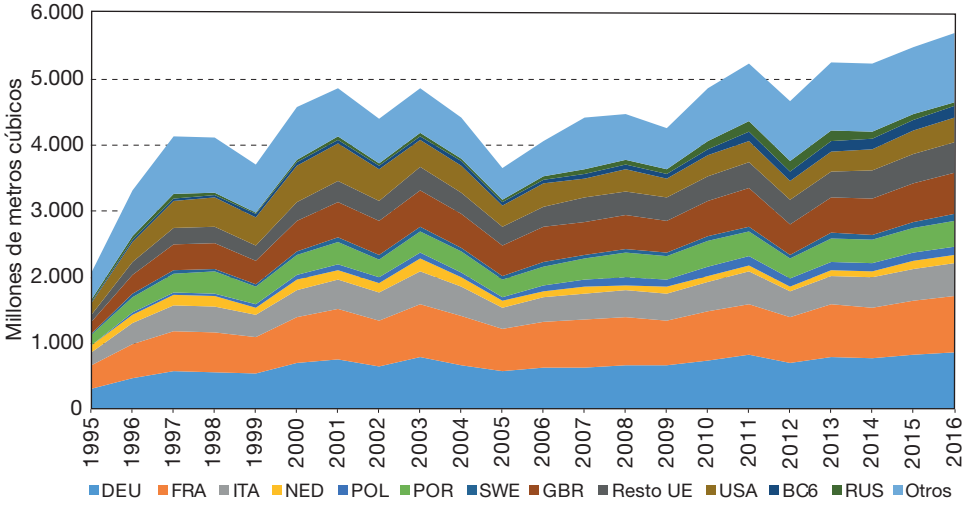
Dado el distinto peso y la diferenciada evolución del consumo de agua asociado a los intercambios domésticos y a los flujos comerciales con el exterior, a continuación, se analizan las características particulares de cada uno de estos componentes. En primer lugar, el uso consuntivo de recursos hídricos españoles que se utilizan para satisfacer la demanda productiva nacional, creció de forma errática entre 1995 y 2007, en torno al 1,5 % medio anual, pero a partir de 2007 experimentó un notable descenso, mostrando una tasa de crecimiento media anual del –3,3 %. La agricultura representaba en promedio el 90 % del consumo directo de agua doméstico en España, siendo un 41 % el consumo de agua azul asociado a cereales y un 39 % al regadío de las frutas y vegetales. Mientras que los primeros se procesan y terminan satisfaciendo demandas finales de la industria agroalimentaria o del sector de hoteles y restaurantes, los segundos son destinados en su mayoría al consumo final. Además,

las frutas y vegetales explican más del 75 % de la caída en el consumo de agua que se produjo a partir de 2007. En consecuencia, estos datos confirman la tesis planteada previamente acerca de la importancia de la agricultura y de la mejora en la eficiencia del regadío para explicar la caída del consumo de agua que se observa durante el periodo.

En segundo lugar, tal y como comentamos anteriormente, las exportaciones de agua virtual crecieron al 3,7 % al año de media, doblándose entre 1995 y 2016. Como puede verse en el Gráfico 2, una gran parte de las mismas, el 71 % en promedio durante todo el periodo, se concentraron en los países de la Unión Europea. Dentro de esta región, el agua azul incorporada en las exportaciones españolas tuvo como destino principal Francia, Alemania, Reino Unido, Italia y Portugal. La entrada de España en la Comunidad Europea en 1986 supuso el fortalecimiento de las relaciones comerciales con sus socios europeos y, con ello, una aceleración de las exportaciones agroalimentarias españolas, fuertemente sustentadas en el agua de regadío (Clar *et al*., 2015; Duarte *et al*., 2016). En el resto del mundo, los recursos hídricos españoles tenían como destino final la demanda de Estados Unidos y de China. Mientras que la primera perdió cuota a lo largo de periodo, el gigante asiático ganó peso en las exportaciones de agua azul virtual de España. Por productos, las frutas y vegetales representaron más de la mitad de las exportaciones de agua azul virtual, siendo este porcentaje cercano al 50 % en 1995, al 65 % en los primeros años de la década de los 2000 y al 56 % en la actualidad.

GRÁFICO 2

EVOLUCIÓN DE LAS EXPORTACIONES VIRTUALES DE AGUA POR PAÍSES DE DESTINO (1995-2016)

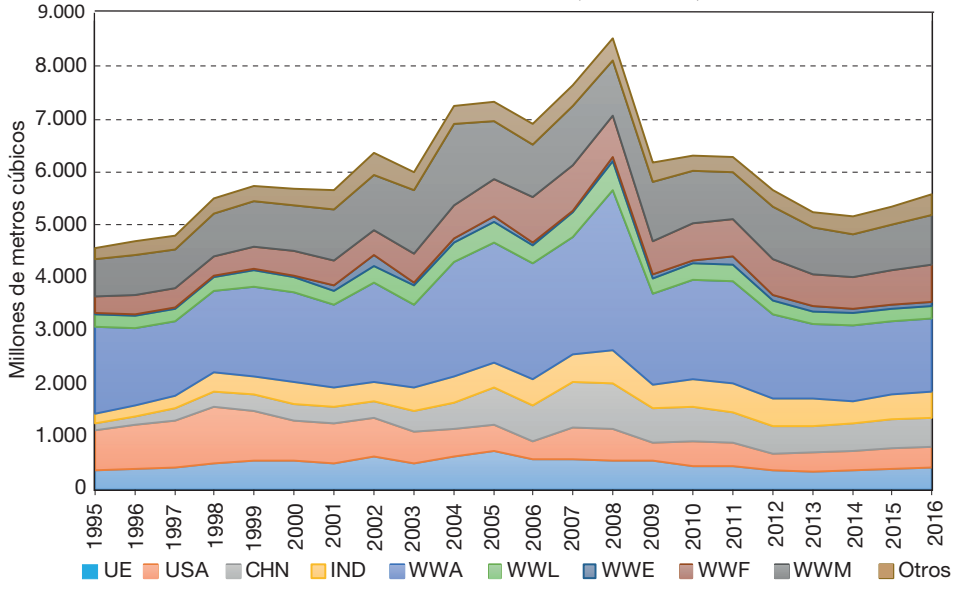


NOTA: El significado de las abreviaturas se encuentra recogido en el Cuadro A1 del apéndice.
FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de EXIOBASE v.3.7.

En tercer lugar, si analizamos las importaciones de agua azul virtual, en el Gráfico 3 podemos observar el moderado crecimiento entre 1995 y 2016. No obstante, el gráfico muestra una intensa expansión de las importaciones de agua azul virtual hasta 2008 (del 4,7 % medio anual) y una caída de las mismas a partir de ese momento (del 4,1 % de media al año). El crecimiento inicial viene dado por el auge de las importaciones de agua desde países como China e India, así como de otras áreas de Asia y el Pacífico, de África o de los países de Oriente Medio. Por el contrario, la reducción de las importaciones de agua virtual a partir de 2008 se explica en su mayor parte por la caída de los flujos procedentes de Asia y el Pacífico (incluyendo China) y América Latina. El inicio de esta reducción coincide con la crisis económica que comenzó en ese año y que se extendió a lo largo de una década en España. Puede comprobarse, por tanto, que entre 1995 y 2016 España importaba recursos hídricos principalmente de países en desarrollo. Sin embargo, la Unión Europea y Estados Unidos mostraban un peso menor en las importaciones de agua azul virtual de España. Las importaciones de agua procedentes de otros países de la Unión Europea representaban en torno al 8 % del total en media, y su peso tendió a ser decreciente, siendo las compras a los países vecinos como Francia o Portugal las más relevantes en términos de agua incorporada. Además, la cuota de Estados Unidos en las importaciones de agua española cayó drásticamente, pasando de alcanzar en torno al 19 % del total al inicio del periodo hasta el 7 % hoy en día. En su mayoría, España importa

GRÁFICO 3

EVOLUCIÓN DE LAS IMPORTACIONES VIRTUALES DE AGUA POR PAÍSES DE ORIGEN (1995-2016)



NOTA: El significado de las abreviaturas se encuentra recogido en el Cuadro A1 del apéndice.
FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de EXIOBASE v.3.7.

agua incorporada en las compras de productos agrícolas y agroalimentarios y, cada vez en mayor medida, en artículos de ropa y vestir (procedentes de áreas en desarrollo en África y Asia), en productos químicos (de India, China y Oriente Medio) y de la construcción (de China y otros países de Asia y el Pacífico), así como en el sector de hoteles y restaurantes de otras zonas del mundo.

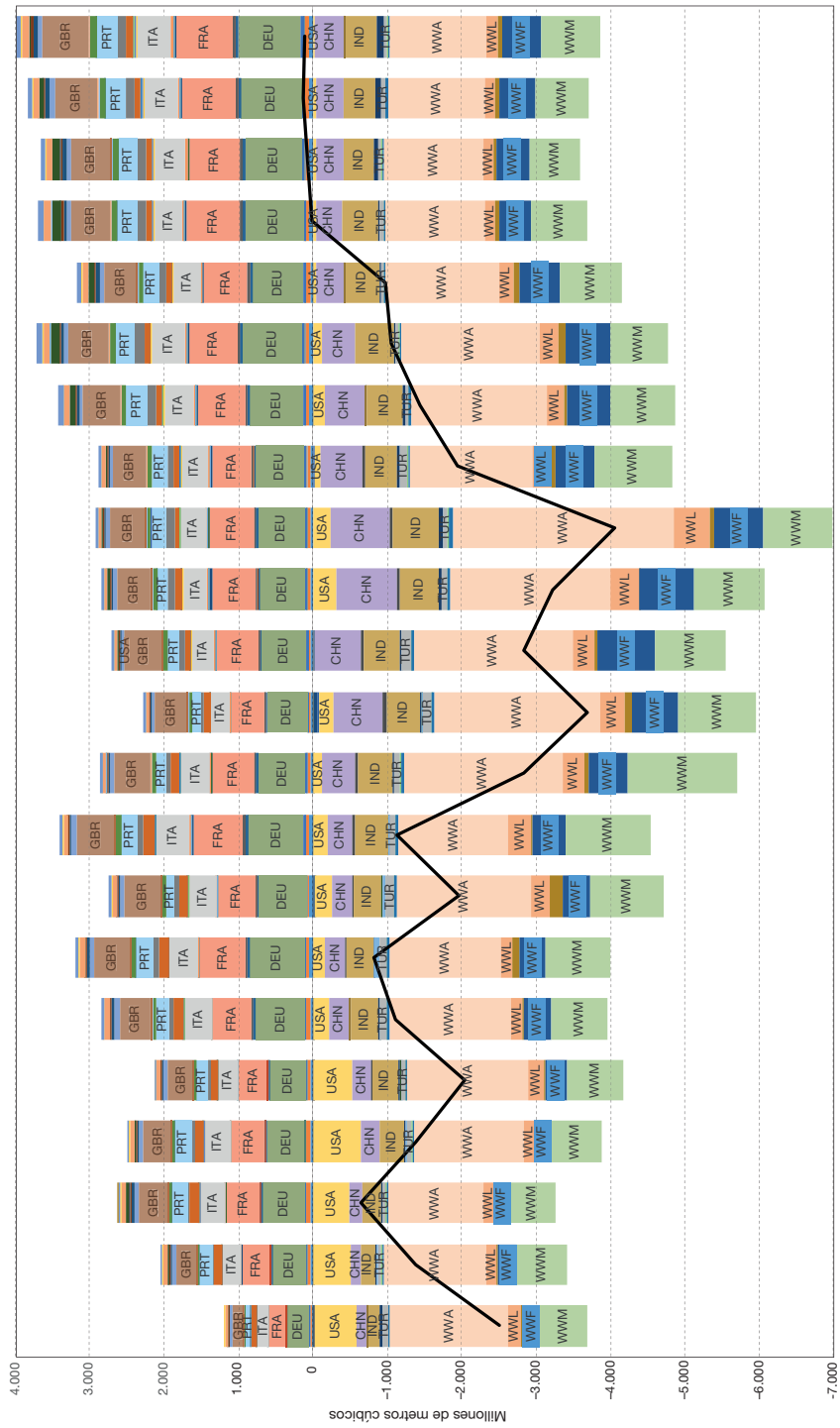
Terminaremos esta sección analizando qué ocurre con las exportaciones netas de agua azul virtual. Este indicador nos permite evaluar en qué medida el impacto que las relaciones comerciales con otros países generan sobre los recursos hídricos domésticos de España es mayor o menor que el que la actividad productiva de nuestro país induce sobre el agua de otras regiones del planeta. Esto es, si España es exportadora neta de agua, diremos que el resto del mundo está generado mayores presiones ambientales en España de las que el país genera en el exterior. Es decir, las presiones sobre el agua se estarían trasladando a España en términos netos. Por el contrario, si España es importadora neta de agua, puede decirse que, en términos relativos, se estarían externalizando las presiones sobre el agua azul a otras zonas del mundo. Así, el Gráfico 4 muestra la evolución de las exportaciones netas de agua azul totales de España (línea negra), además del valor de estas exportaciones netas con cada uno de los países de forma individualizada (barras). Cuando la barra presente valor positivo, diremos que España es un exportador neto de agua a ese país. Por el contrario, cuando sea negativo, podremos concluir que España está importando agua en términos netos del país en cuestión.

En el Gráfico 4 se observa cómo desde 1995 a 2013 España fue importadora neta de agua azul a causa de las relaciones comerciales asociadas a los sectores involucrados en toda la cadena de producción mundial. Las importaciones netas siguieron una senda creciente hasta 2008, mostrando una tasa de crecimiento superior al 5 %. A partir de 2008 empezaron a disminuir con intensidad. Esta caída de las importaciones netas de agua fue tal que España se convirtió en un país exportador neto de agua azul a partir de 2013. La dinámica reacción de las exportaciones españoles durante la crisis económica, coincidente con una clara atonía de las importaciones, implicó que la mejora en la balanza comercial española se tradujera en este cambio de posición en cuanto a las exportaciones netas de agua azul, especialmente si tenemos en cuenta que las exportaciones agroalimentarias tuvieron un papel destacado durante esos años. Así la tasa de cobertura (exportaciones sobre importaciones) pasó de ser un 67 % en 2008 a un 93 % en 2016.

En términos netos, España importaba agua principalmente de países en desarrollo de Asia y el Pacífico, Oriente Medio y África. Además, como puede verse en el Gráfico 4, a partir de 2004, países como China e India ganaron peso, en detrimento de las importaciones netas de agua virtual procedentes de Estados Unidos. Por el contrario, España fue exportador neto de agua azul virtual a los países de la Unión Europea durante todo el periodo. Destacan los flujos a los principales miembros de la región como Alemania, Francia o Reino Unido, o a países cercanos geográfica y culturalmente como Italia y Portugal. En consecuencia, las relaciones comerciales de España con el resto del mundo nos estarían mostrando un claro patrón en lo que

GRÁFICO 4

EVOLUCIÓN DE LAS EXPORTACIONES NETAS DE AGUA VIRTUAL POR PAÍSES (1995-2016)



NOTA: El significado de las abreviaturas se encuentra recogido en el Cuadro A1 del apéndice.
FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de EXIOBASE v.3.7.

respecta a los impactos sobre el agua. Mientras que España tendió a generar importantes presiones sobre los recursos hídricos de otros países en desarrollo, los países de la UE, con los que mantiene fuerte vínculos comerciales históricos, estarían externalizando sus impactos sobre el agua a España.

5. Conclusiones

A lo largo de este trabajo se han presentado un conjunto de indicadores económico-ambientales que informan del impacto de la actividad económica sobre el consumo de agua. Este tipo de estudios en los que se vincula la actividad económica con su impacto sobre el medio natural resultan de vital importancia, especialmente en regiones semi-áridas como España, altamente vulnerables en un contexto de cambio climático.

Para ello se ha utilizado un modelo multirregional *input-output* extendido ambientalmente. Estos modelos, ampliamente usados en la literatura científica reciente, poseen importantes ventajas que los convierte en una herramienta óptima para el caso de estudio que nos ocupa. En primer lugar, analizan los impactos que la actividad económica ejerce sobre el medioambiente. Además, consideran las relaciones intersectoriales e interregionales de las economías, captando el agua asociada a la globalización y a la creciente fragmentación de las cadenas de producción global. Asimismo, permiten cuantificar simultáneamente el consumo de agua tanto desde la perspectiva del consumo como de la producción, ofreciendo indicadores para la evaluación de las responsabilidades directas e indirectas de los agentes en los impactos sobre el agua, claves para la discusión en torno a la responsabilidad compartida en dichas presiones.

Desde el punto de vista empírico, tomando como referencia el horizonte 1995-2016, se evalúa el consumo de agua en España asociado a los cambios en la estructura productiva y sectorial del país, y a sus vínculos internacionales a través de las cadenas de producción mundial. Se identifican las principales tendencias y patrones productivos.

Nuestros resultados muestran que, aunque el consumo de agua se mantuvo básicamente estable entre 1995 y 2016, hubo realmente dos etapas diferentes. Una primera de incremento en el consumo hasta 2003, y una segunda de caída en aquel, desde 2004. Sectorialmente, el consumo directo de agua en España estuvo fuertemente vinculado a la agricultura, destacando cultivos de regadío como los cereales, las frutas y los vegetales. Además, si tenemos en cuenta el consumo de agua asociado a las ligazones que se producen a lo largo de la cadena de valor mundial, esto es, la huella hídrica, destacan otros sectores no primarios como la industria agroalimentaria, la restauración, la hostelería y la construcción, esta última fuertemente condicionada por la coyuntura económica previa a la crisis económica de 2008.

En el consumo de agua en España generado por los cambios en la estructura productiva, ha sido mucho más relevante el componente doméstico que el asociado

a los flujos comerciales. Sin embargo, es muy importante destacar que este último ha ganado peso sustancialmente a lo largo del periodo, ya que casi se ha duplicado tanto por el fuerte crecimiento de las exportaciones de agua virtual, como por la caída del consumo directo de agua para fines domésticos. Como consecuencia, España se convirtió en un exportador neto de agua azul a partir de 2013, a lo que también contribuyó el débil crecimiento de sus importaciones tras la crisis de 2008. Estas exportaciones netas tuvieron como destino principal los países de la Unión Europea, lo cuales externalizaron los impactos sobre el agua en España de forma creciente. Por el contrario, España destacó como importador neto de agua azul procedente de países en desarrollo, mostrando un patrón dual en las relaciones comerciales y de presión sobre los recursos hídricos. Los resultados indican, en definitiva, una continuada presión sobre los recursos domésticos, ligada a su proceso de expansión económica y comercial, lo que en un contexto de reducción e irregularidad de la oferta de agua representa un cuello de botella para el propio sistema económico, a la vez que pone de manifiesto la insostenibilidad de determinadas especializaciones productivas. Los indicadores presentados contribuyen a aportar luz sobre el papel de los hogares como impulsores indirectos del consumo de agua, principalmente a través de las demandas alimentarias, así como el impacto en términos de presión hídrica, de la transformación de los sectores agrarios y agroalimentarios como consecuencia de su creciente integración en los mercados globales. La posibilidad de desarrollar los indicadores a distintas escalas (regional, cuenca hidrográfica, país, etc.) y el hecho de disponer de una sólida metodología, así como bases de datos con elevado detalle, permiten avanzar en el objetivo de la gestión integrada de los recursos hídricos y en una mejor consideración de sus dimensiones local-global.

Referencias bibliográficas

Allan, J. A. (1993). Fortunately There Are Substitutes for Water Otherwise Our Hydropolitical Futures Would Be Impossible. *En Proceedings of the conference on priorities for water resources allocation* and *management*. *Natural Resources and Engineering Advisers Conference* (pp. 13-26). Overseas development administration.

Allan, J. A. (2011). *Virtual Water: Tackling the Threat to Our Planet's Most Precious Resource*. I.B. Taurus.

Allan, J. A., Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M., Mekonnen, M. M., Federico, G., & Schulz, N. (1997). 'Virtual water': A Long Term Solution for Water Short Middle Eastern Economies, *British Association Festival of Science*. *University of Leeds*, *9*(2), 203-221.

Cazcarro, I, Hoekstra, A. Y., & Sánchez Chóliz, J. (2014). The water footprint of tourism in Spain. *Tourism Management*, *40*, 90-101.

Cazcarro, Ignacio, Duarte, R., Martín-Retortillo, M., Pinilla, V., & Serrano, A. (2015). How Sustainable is the Increase in the Water Footprint of the Spanish Agricultural Sector? A Provincial Analysis between 1955 and 2005–2010. *Sustainability*, *7*(5), 5094-5119. https://doi.org/10.3390/su7055094

Cazcarro, Ignacio, Duarte, R., & Sánchez-Chóliz, J. (2013). Economic growth and the evolution of water consumption in Spain: A structural decomposition analysis. *Ecological Economics*, *96*, 51-61. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.09.010

Chapagain, A. K., & Hoekstra, A. Y. (2004). Water Footprints of Nations. (Value of Water Research Report Series No. 16). *UNESCO-IHE. Institute for Water Education*.

Chapagain, A. K., & Hoekstra, A. Y. (2008). The global component of freshwater demand and supply: an assessment of virtual water flows between nations as a result of trade in agricultural and industrial products. *Water International*, *33*(1), 19-32. https://doi.org/10.1080/02508060801927812

Clar, E., Serrano, R., & Pinilla, V. (2015). El comercio agroalimentario español en la segunda globalización, 1951-2011. *Historia Agraria,* 65, 149-186.

Dalin, C., Konar, M., Hanasaki, N., Rinaldo, A., & Rodriguez-Iturbe, I. (2012). Evolution of the global virtual water trade network. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *109*(16), 5989-5994. https://doi.org/10.1073/pnas.1203176109

Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, *Official Journal L 327*, 22/12/2000 P. 0001-0073. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:32000L0060

Duarte, R., Pinilla, V., & Serrano, A. (2013). Is there an environmental Kuznets curve for water use? A panel smooth transition regression approach. *Economic Modelling*, *31*(1), 518-527. https://doi.org/10.1016/j.econmod.2012.12.010

Duarte, R., Pinilla, V., & Serrano, A. (2014a). Looking backward to look forward: water use and economic growth from a long-term perspective. *Applied Economics*, *46*(2), 212-224. https://doi.org/10.1080/00036846.2013.844329

Duarte, R., Pinilla, V., & Serrano, A. (2014b). The effect of globalisation on water consumption: A case study of the Spanish virtual water trade, 1849–1935. *Ecological Economics*, *100*, 96-105. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.01.020

Duarte, R., Pinilla, V., & Serrano, A. (2016). Globalization and natural resources: the expansion of the Spanish agrifood trade and its impact on water consumption, 1965–2010. *Regional Environmental Change*, *16*(1), 259-272. https://doi.org/10.1007/s10113-014-0752-3

Duarte, R., Pinilla, V., & Serrano, A. (2018). Factors driving embodied carbon in international trade: a multiregional input-output gravity model. *Economic Systems Research*, *30*(4), 545-566. https://doi.org/10.1080/09535314.2018.1450226

Duarte, R., Pinilla, V., & Serrano, A. (2021). Revisiting water and economic growth from a long-term perspective. En *Water Resources and Economic Processes* (pp. 9-33). London: Routledge.

Duarte, R., Sánchez-Chóliz, J., & Bielsa, J. (2002). Water use in the Spanish economy: An input-output approach. *Ecological Economics*, *43*(1), 71-85. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00183-0

Falkenmark, M. (1995). Land-water linkages: a synopsis. En F. and A. Organization (Ed.), *FAO, Land and water integration and river basin management, Proceedings of an FAO informal workshop* (pp. 15-16). Rome, Italy: Food and Agriculture Organization.

FAO (2020). AQUASTAT.

FAO (2021a). Crop Water Information. Recuperado de http://www.fao.org/land-water/databases-and-software/crop-information/es/

FAO. (2021b). *FAOSTAT: Statistical database*.

Feng, K., Chapagain, A. K., Suh, S., Pfister, S., & Hubacek, K. (2011). Comparison of bottom-up and top-down approaches to calculating the water footprints of nations. *Economic Systems Research*, *23*(4), 371-385. http://dx.doi.org/10.1080/09535314.2011.638276

Feng, K., Hubacek, K., Pfister, S., Yu, Y., & Sun, L. (2014). Virtual scarce water in China. *Environmental Science and Technology*. https://doi.org/10.1021/es500502q

Gleick, P. H. (2000). A Look at Twenty-first Century Water Resources Development. *Water International*, *25*(1), 127-138. https://doi.org/10.1080/02508060008686804

Guan, D., & Hubacek, K. (2007). Assessment of regional trade and virtual water flows in China. *Ecological Economics*, *61*(1), 159-170. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.02.022

Hoekstra, A. Y. (2010). *The relation between international trade and freshwater scarcity*. WTO Staff Working Paper.

Hoekstra, A. Y. (2019). Green-blue water accounting in a soil water balance. *Advances in Water Resources*, *129*, 112-117. https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2019.05.012

Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M., & Mekonnen, M. M. (2011). *The water footprint assessment manual: Setting the global standard*. Earthscan.

Hoekstra, A. Y., & Hung, P. Q. (2002). *Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade*. *Value of Water Research Report Series* (Vol. 11). Delft. IHE.

Hoekstra, A. Y., & Hung, P. Q. (2005). Globalisation of water resources: international virtual water flows in relation to crop trade. *Global Environmental Change*, *15*(1), 45-56. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.06.004

Hubacek, K., Baiocchi, G., Feng, K., Muñoz Castillo, R., Sun, L., & Xue, J. (2017). Global carbon inequality. *Energy, Ecology and Environment*, *2*, 361-369. https://doi.org/10.1007/s40974-017-0072-9

Hubacek, K., Feng, K., Minx, J. C., Pfister, S., & Zhou, N. (2014). Teleconnecting Consumption to Environmental Impacts at Multiple Spatial Scales. *Journal of Industrial Ecology*, *18*(1), 7-9. https://doi.org/10.1111/jiec.12082

Lecina, S., Isidoro, D., Playán, E., & Aragüés, R. (2010). Irrigation modernization in Spain: Effects on water quantity and quality-a conceptual approach. *International Journal of Water Resources Development*, *26*(2), 265-282. https://doi.org/10.1080/07900621003655734

Leontief, W. (1970). Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach. *The Review of Economics and Statistics*, *52*(3), 262-271. https://doi.org/10.2307/1926294

López-Gunn, E., Mayor, B., & Dumont, A. (2012). Implications of the modernization of irrigation systems. En *Water, Agriculture and the Environment in Spain: Can We Square the Circle?* https://doi.org/10.1201/b13078-24

MAPA (s. f.). Anuario de estadística agraria. Recuperado de https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/

MAPA (2017). *Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivo (ESYRCE)*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente Secretaría General Técnica Centro de Publicaciones Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado.

Mekonnen, M., & Hoekstra, A. Y. (2012). A Global Assessment of the Water Footprint of Farm Animal Products. *Ecosystems*, *15*, 401-415. http://dx.doi.org/10.1007/s10021-011-9517-8

Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2011). The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, *15*(5), 1577-1600. http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/15/1577/2011/

Miller, R. E., & Blair, P. D. (2009). *Input-Output Analysis: Foundations and Extensions*. Cambridge University Press.

Moran, D. D., Lenzen, M., Kanemoto, K., & Geschke, A. (2013). Does Ecologically Unequal Exchange Occur? *Ecological Economics*, *89*, 177-186. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.02.013

ONU. (2018). Asamblea General de la ONU, Decenio de Acción del Agua. En *La respuesta está en la naturaleza*.

Oppon, E., Acquaye, A., Ibn-Mohammed, T., & Koh, L. (2018). Modelling Multi-regional Ecological Exchanges: The Case of UK and Africa. *Ecological Economics*, *147*, 422-435. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.01.030

Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por lo que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica, *Boletín Oficial del Estado*, nº 229, de 22 de septiembre de 2008, pp. 38472 a 38582. https://www.boe.es/eli/es/o/2008/09/10/arm2656

Pasinetti, L. (1974). *Growth and Income Distribution–Essays in Economic Theory*. Cambridge University Press.

Prăvălie, R., Patriche, C., & Bandoc, G. (2017). Quantification of land degradation sensitivity areas in Southern and Central Southeastern Europe. New results based on improving DISMED methodology with new climate data. *Catena*, *158*, 309-320. https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.07.006

Reimer, J. J. (2012). On the economics of virtual water trade. *Ecological Economics*, *75*, 135-139. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.01.011

Rockström, J., Falkenmark, M., Karlberg, L., Hoff, H., Rost, S., & Gerten, D. (2009). Future water availability for global food production: The potential of green water for increasing resilience to global change. *Water Resources Research*, *45*(7). https://doi.org/10.1029/2007WR006767

Rodríguez-Díaz, J. A., Pérez-Urrestarazu, L., Camacho-Poyato, E., & Montesinos, P. (2011). The paradox of irrigation scheme modernization: more efficient water use linked to higher energy demand. *Spanish Journal of Agricultural Research*, *9*(4), 1000-1008. https://doi.org/10.5424/sjar/20110904-492-10

Sánchez-Chóliz, J., & Duarte, R. (2005). Water pollution in the Spanish economy: Analysis of sensitivity to production and environmental constraints. *Ecological Economics*, *53*(3), 325-338. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.09.013

Serrano, R., García-Casarejos, N., Gil-Pareja, S., Llorca-Vivero, R., & Pinilla, V. (2015). The internationalisation of the Spanish food industry: the home market effect and European market integration. *Spanish Journal of Agricultural Research; Vol 13, No 3 (2015)*. https://doi.org/10.5424/sjar/2015133-7501

Shiklomanov, I. A. (2000). Appraisal and Assessment of world water resources. *Water International*, *25*(1), 11-32. https://doi.org/10.1080/02508060008686794

Stadler, K., Wood, R., Bulavskaya, T., Södersten, C. J., Simas, M., Schmidt, S., & Tukker, A. (2018). EXIOBASE 3: Developing a Time Series of Detailed Environmentally Extended Multi-Regional Input-Output Tables. *Journal of Industrial Ecology*, *22*(3), 502-515. https://doi.org/10.1111/jiec.12715

Taylor, R. G., Scanlon, B., Döll, P., Rodell, M., van Beek, R., Wada, Y., & Treidel, H. (2013). Ground water and climate change. *Nature Climate Change*, *3*(4), 322-329. https://doi.org/10.1038/nclimate1744

UNESCO. (2020). *Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2020: agua y cambio climático*. Paris: UNESCO.

United Nations. (2021). UN comtrade database. Recuperado de http://comtrade.un.org/db/

Velázquez, E. (2006). An input-output model of water consumption: Analysing intersectoral water relationships in Andalusia. *Ecological Economics*, *56*(2), 226-240. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.09.026

Vörösmarty, C. J., Green, P., Salisbury, J., & Lammers, R. B. (2000). Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. *Science*, *289*(5477), 284 LP - 288. https://doi.org/10.1126/science.289.5477.284.

Wackernagel, M., & Rees, W. (1996). *Our ecological footprint: Reducing human impact on the earth*. John Carpenter.

Ward, F. A., & Pulido-Velázquez, M. (2008). Water conservation in irrigation can increase water use. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *105*(47), 18215–18220. https://doi.org/10.1073/pnas.0805554105

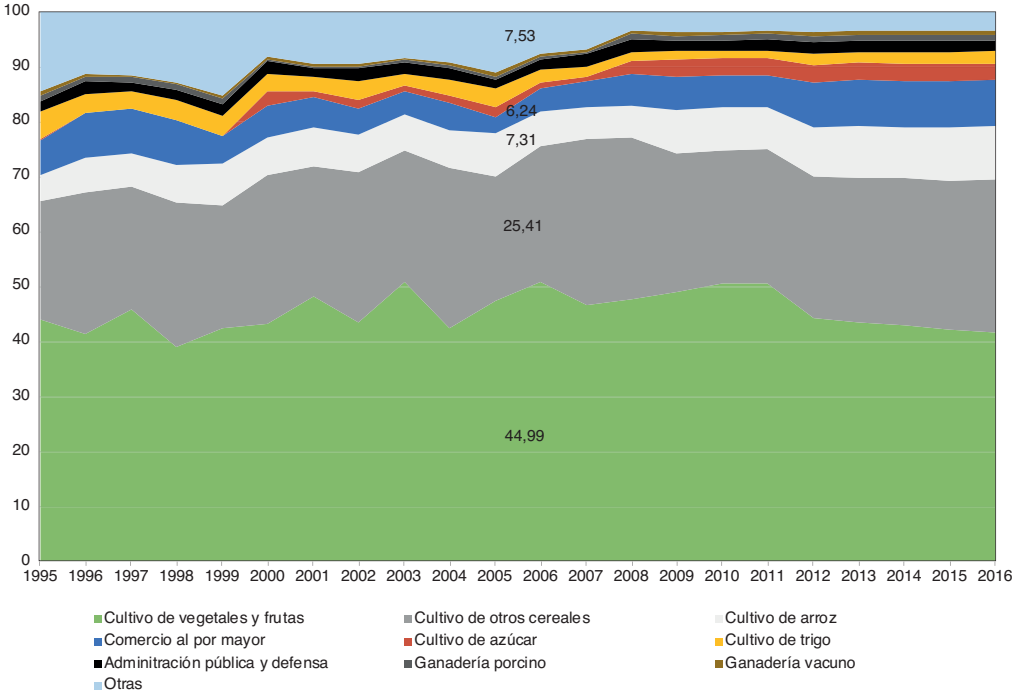
Wiebe, K. S., & Yamano, N. (2016). Estimating CO2 Emissions Embodied in Final Demand and Trade Using the OECD ICIO 2015: Methodology and Results. *OECD Science, Technology and Industry Working Papers No. 2016/05*. https://doi.org/DOI: http://dx.doi.org/10.1787/5jlrcm216xkl-en

Wiedmann, T., Wilting, H. C., Lenzen, M., Lutter, S., & Palm, V. (2011). Quo Vadis MRIO? Methodological, data and institutional requirements for multi-region input-output analysis. *Ecological Economics*, *70*(11), 1937-1945. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.06.014

Yang, H., Wang, L., & Zehnder, A. J. B. (2007). Water scarcity and food trade in the Southern and Eastern Mediterranean countries. *Food Policy*, *32*(5), 585-605. https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2006.11.004

APÉNDICE

GRÁFICO A1
COMPOSICIÓN SECTORIAL DEL CONSUMO DE AGUA DIRECTO (1995-2016)
(En %)

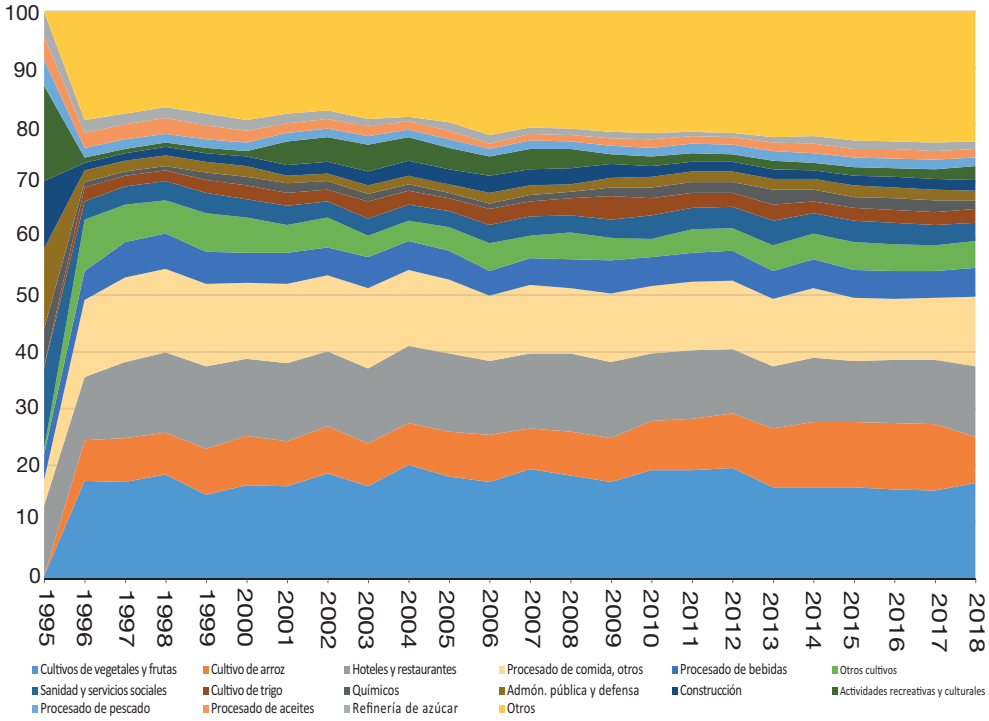


FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de EXIOBASE v.3.7.

GRÁFICO A2

COMPOSICIÓN SECTORIAL DEL CONSUMO DE AGUA DIRECTO E INDIRECTO (HUELLA HÍDRICA) (1995-2016)

(En %)



FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de EXIOBASE v.3.7.

CUADRO A1
LISTA DE PAÍSES CON SU CORRESPONDIENTE CÓDIGO ISO3 INCLUIDOS EN EL ESTUDIO

ISO3 code	Country name	ISO3 code	Country name
AUT	Austria	SVN	Eslovenia
BEL	Bélgica	SVK	República eslovaca
BGR	Bulgaria	GBR	Reino Unido
CYP	Chipre	USA	Estados Unidos
CZE	República Checa	JPN	Japón
DEU	Alemania	CHN	China
DNK	Dinarmarca	CAN	Canadá
EST	Estonia	KOR	Corea del Sur
ESP	España	BRA	Brasil
FIN	Finlandia	IND	India
FRA	Francia	MEX	Méjico
GRC	Grecia	RUS	Rusia
HRV	Croacia	AUS	Australia
HUN	Hungría	CHE	Suiza
IRL	Irlanda	TUR	Turquía
ITA	Italia	TWN	Taiwan
LTU	Lituania	NOR	Noruega
LUX	Luxemburgo	IDN	Indonesia
LVA	Letonia	ZAF	Sudáfrica
MLT	Malta	WWA	Resto del mundo Asia y el Pacífico
NLD	Holanda	WWL	Resto del mundo América
POL	Polonia	WWE	Resto del mundo Europa
PRT	Portugal	WWF	Resto del mundo África
ROM	Rumanía	WWM	Resto del mundo Oriente Medio
SWE	Suecia		

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de EXIOBASE v.3.7.

CUADERNOS ECONÓMICOS ICE INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA

The Sustainable Society Index: Analysis of the Recent Situation of the Sustainability Worldwide*

El Índice de Sociedad Sostenible: análisis de la situación reciente de la sostenibilidad en el mundo

Miguel Rodríguez-Rosa
M. Purificación Galindo-Villardón
Universidad de Salamanca

Isabel Gallego-Álvarez
Universidad de Salamanca e Instituto Multidisciplinar de Empresa (IME)
de la Universidad de Salamanca

Abstract

This paper aims to investigate the current prospects of sustainability worldwide using the Sustainable Society Index. To do so, we use the Partial Triadic Analysis multivariate strategy, a generalization of the Principal Component Analysis for three-dimensional data, studying the relations among countries and indicators along the period 2006-2016. The analysis shows that social and economic indicators are higher in high-income countries while countries with lower incomes are more connected with environmental issues. In addition, the analysis allows observing the evolution of countries and indicators during the period regarding sustainability.

Keywords: *sustainability, Sustainable Society Index, partial triadic analysis, income levels, countries worldwide.*

JEL Classification: *C38, F63, F64, I31, O15.*

Resumen

Este artículo tiene como objetivo investigar la situación reciente sobre sostenibilidad en países de todo el mundo según el Sustainable Society Index. Para ello, se usa la estrategia multivariante del análisis parcial triádico, que es una generalización del análisis de componentes principales para datos tridimensionales, estudiando las relaciones entre los países e indicadores a lo largo del periodo 2006-2016. El análisis realizado muestra que los indicadores sociales y económicos son más elevados en aquellos países de renta más alta, mientras que los países con renta más baja están más conectados con temas medioambientales. Además, este procedimiento permite observar la evolución en términos de sostenibilidad de cada país a lo largo del tiempo.

Palabras clave: *sostenibilidad, Sustainable Society Index, análisis parcial triádico, niveles de ingresos, países de todo el mundo.*

* The authors wish to acknowledge the financial support provided to the Research Unit of Excellence "Economic Management for Sustainability" (GECOS) by the Junta de Castilla y León and the European Regional Development Fund (Grant CLU-2019-03).

DOI: https://doi.org/10.32796/cice.2021.101.7197
Recibido: Marzo 2021 · Aceptado: Abril 2021

1. Introduction

During the last years, a great interest for issues like sustainable development or sustainability has arisen, at both a microeconomic and a macroeconomic level. By a microeconomic level we mean sustainability in the business arena. This kind of sustainability is becoming more widespread, as shown by the sustainability reports that many companies now produce. By a macroeconomic level we mean sustainability at the country level, a topic which may be less developed than at the microeconomic level but which is definitely very important.

This paper focuses on sustainability at the macroeconomic level, which has become increasingly relevant since the United Nations Conference on Environment and Development held in Rio de Janeiro in 1992. The Conference, also known as the Earth Summit, incorporated the topic of sustainable development into the international political agenda as defined in the Brundtland Report of 1987. In that report we find the first record in an official document of the concept of sustainable development, which is defined as the growth that satisfies present needs without endangering the capacity of future generations to satisfy their own needs (Brundtland et al., 1987). In this way, the general principle that must guide international relations regarding the relationship between the economy and the environment is defined, where the need of looking for strategies that allow to make compatible the processes of growth with sustainability are highlighted (Erias Rey, 2003).

The attainment of sustainable development implies making progress in three fundamental dimensions: social sustainability, economic sustainability and environmental sustainability. Each dimension is defined as follows:

– Social sustainability. It implies the need of guaranteeing both the intra-generational equity (satisfying the actual basic needs of the people), and the intergenerational equity (guaranteeing at the same time that next generations will be able to satisfy as well all their basic needs in the future).
– Environmental (ecological) sustainability. It is defined as the need of keeping the stock of environmental resources along the time. It can be attained through the limitation in the consumption of resources and products easily exhaustible, the reduction of waste and pollution in all sorts, the conservation of the energy and recycling.
– Economic sustainability. It implies the search of the economic equilibrium through an optimal combination between economic development and the conservation of natural resources.

To be able to attain sustainability the first step is to define its components in measurable terms (Hales & Prescott-Allen, 2002). However, the notion of what sustainability means considerably varies and the way of measure it is still ambiguous (Mori & Christodoulou, 2012). Needless to say, the literature on sustainability is huge (Hák et al., 2007; Arezki & Van der Ploeg, 2007; Bell & Morse, 2008; Betsill & Rabe, 2009; Guy & Kibert, 1998; Meadows, 1998).

The new definition of sustainability incorporated by Van de Kerk and Manuel (2008) is useful in the sense they treat the three main dimensions, namely, social, environmental and economic sustainability. According to them, a sustainable society is a society where each human being is able to: develop by themselves in a healthy way and obtain an adequate education, live in a clean environment, live in a safe and well balanced society, use non-renewable resources in a responsible way so that future generations will not be empty-handed, and to contribute to a sustainable world. Other different definitions of sustainability can be found in Moore et al. (2017).

Sustainability has received great attention and big advances have been made in this topic. For instance, the term sustainability has been used by politicians and economists, in order to declare that a society is economically achievable, rationally environmental and socially responsible, although the big changes that social and economic topics have suffered make a measure for the sustainability (Saisana & Philippas, 2012). Speaking about environmental sustainability, Valizadeh and Hayati (2021) regard the challenges faced by researchers, decision-makers and policymakers in improving and attaining agricultural sustainability, so they developed an agricultural sustainability measurement index that might be used for the comparison of different countries.

The new indices that have increasingly appeared try to measure the three aspects of sustainability, but only one at a time. Some of them have been established by the OECD or the UN by means of the Sustainable Society Index (SSI). The SSI is elaborated since 2006 and that can be considered one of the newest indices (Van de Kerk & Manuel, 2012). The new index treat the three aspects in a more complex way (in the sense that it measures the three aspects of the sustainability at the same time) but still in an accurate fashion. The Sustainable Society Index has recently been audited by the Joint Research Center of the European Commission that considers it an integral and quantitative method for internationally measuring and guarding the health of the human and environmental systems. Moreover, it considers the index a conceptual and statistically solid tool that is widely applicable for the continuous evaluation of the human and environmental systems and a key point of reference with which comparing the future progress and reporting about the actual society (Saisana & Philippas, 2012). As it can be seen in the following section, the Sustainable Society Index is built from 21 different indicators, which can be individually separated in order to see how each one of the countries does regarding a specific sustainability aspect, a feature that provides very valuable additional information.

The goal of this paper is to review the evolution of the concept of sustainability, and the discussion about measuring it. This paper also aims to analyze the current situation of sustainability in the world by means of these sustainability indicators mentioned above. It will be analyzed by means of the use of a statistical tool called Partial Triadic Analysis, which is very useful when the data is available as a three-dimensional matrix, in our case, countries in rows, indicators in columns and the different years of study in layers. The structure of this paper is as follows: section 2

shows how sustainability can be measured and discuss the chosen set of sustainability indicators, the Sustainable Society Index, section 3 explains the methodology of the chosen statistical technique, in section 4 we present the results and section 5 includes the conclusions.

2. Measuring sustainability

2.1. Available sustainability indices

Generally speaking, indices have three main functions. Firstly, they reduce the number of measurement instruments needed to give a description of a situation (Organization of Economic Co-operation and Development, 2003). Secondly, it is imperative that they measure the progress to the politic objectives and for evaluating the effectivity of politics (Dalal-Clayton & Krikhaar, 2007). And thirdly, the development of indices at national, regional or local level has to be an approximation commonly used for knowing the crucial need for evaluation tools. Such tools are a pre-requirement for the implementation of the concept of sustainability (Hansen, 1998; Jasch, 2000; Perotto et al., 2008).

Recently (Karavanas et al., 2009), several indices have been used for topics like quality of life and environment, mainly in order to sort the level of performance of a country. Moreover, these indices provide information about the status of the environment and they evaluate the economic, social and environmental impact in the development.

With the purpose of studying the sustainability at international level, Bell and Morse (2008), Meadows (1998), Guy and Kibert (1998) and Van de Kerk and Manuel (2008) reviewed a lot of actual indices and indicators related to sustainability (where the difference between index and indicator is that an index is a single number that summarizes the information of all the indicators that comprise the index, that is, an index can be seen as a set of indicators). They did that in order to find a good set of indicators, that is, those that give a complete view of all relevant aspects of sustainability in a transparent and easily understandable way. The criteria that each of the indicators of the chosen set must meet are the following:

- They must be relevant for some of the aspects related to the previous sustainability definition.
- All of them must cover the whole field of sustainability, in line with the definition.
- All of them have to be independent so they do not mutually overlap.
- The aspect of sustainability that they capture must be measurable.
- They must be easily accessible, also for the general public. This implies that the number of indicators must be limited.
- The data for building the indicators must be publicly available.

– The data must be available for all countries, at least for all of them except for the smallest ones.
– The data must be reliable.
– The data must be recent and regularly updated.
– All of them must give an accurate picture of the current prospects of sustainability and indicate the gap between the current prospects and a complete sustainable situation.
– They must allow the comparison between countries.

Next, some of the more relevant indices on sustainability that were selected by Van de Kerk and Manuel (2012) and Saisana and Philippas (2012) are presented:

– Human Development Index (HDI) (UNDP, 2005). It is published every year.
– Environmental Sustainability Index (ESI-2005) (Esty, 2005).
– Environmental Performance Index (EPI-2006) (Esty, 2006).
– Commitment to Development Index (CDI-2006) (Center for Global Development, 2007). It is published every year.
– Index for Sustainability Economic Welfare (Daly & Cobb, 1989).
– Ecological Footprint (Wackernagel & Rees, 1998). It is published every two years.
– Well-being of Nations (Prescott-Allen, 2001): published only once.
– Millennium Development Indicators (United Nations, 2005).
– Indicators for the EU Sustainable Development Strategy (UNECE, 2007).
– CSD Indicators (United Nations, 2007). It is published every year.

The general conclusion is that none of the mentioned indices seems to completely adjust to the criteria mentioned above, due to some of the following shortcomings: they only partially cover sustainability in a wider way, they do not include some of its aspects, they have redundant indicators, they only offer information for a limited number of countries, the sets comprise a lot of indicators, they offer too much information, so they are not very transparent, they are not uploaded, they do not give a clear point of view of the level of sustainability, their calculation methods are questioned and they only were published once.

2.2. The Sustainable Society Index (SSI)

Taking into account the limitations found in most indices, especially when it comes to making international comparisons, we have chosen the Sustainable Society Index (SSI), established by Van de Kerk and Manuel (2012), to carry our analysis. The SSI comprises 21 indicators grouped in three categories, human, environmental and economic well-being and its being detailed next (Van de Kerk & Manuel, 2012).

- Social well-being
  - Sufficient Food (SF): Prevalence of undernourishment (expressed in percentage terms).
  - Sufficient to Drink (SD): Percentage of population using at least basic drinking water services (expressed in percentage terms).
  - Safe Sanitation (SS): Percentage of population using at least basic sanitation services.
  - Education (ED): Number of students enrolled in primary, secondary and tertiary levels of education, as a percentage of the population of official school age for the three levels.
  - Healthy Life (HL): Life expectancy at birth in number of healthy life years.
  - Gender Equality (GE): Gender Gap Index: a comprehensive index yearly published by World Economic Forum.
  - Income Distribution (ID): Ratio of income share held by lowest 10 % to income share held by highest 10 %.
  - Population Growth (PG): Average yearly 5-years change in population, total.
  - Good Governance (GGO): Sum of the values of the six Worldwide Governance Indicators, yearly published by the World Bank.
- Environmental well-being
  - Biodiversity (B): 10-years change in a) Forest area (expressed in percentage terms of land area) and b) Terrestrial protected areas (expressed in percentage terms of total land area).
  - Renewable Water Resources (RWR): Water consumption per year as a percentage of total available renewable water resources.
  - Consumption (C): Ecological Footprint (global hectares per person).
  - Energy Use (EU): Total Primary Energy Supply as production plus imports minus exports ± stock changes.
  - Energy Savings (ES): Change in primary energy usage expressed in percentage terms.
  - Greenhouse Gases (GGA): Total CO_2 emissions minus Fuel Combustion (metric tons of CO_2).
  - Renewable Energy (RE): renewable energy consumption (expressed in percentage terms of the total final energy consumption).
- Economic well-being
  - Organic Farming (OF): Organic area share of total farming (expressed in percentage terms).
  - Genuine Savings (GS): True rate of savings in an economy after taking into account investments in human capital, depletion of natural resources and damage caused by pollution, including particulate emission damage (expressed in percentage terms of Gross National Income).
  - Gross Domestic Product (GDP): GDP per capita in Purchasing Power Parity (current international dollars).

– Employment (EM): Unemployment, total (percentage of total labor force). This is an International Labour Organization estimate.
– Public Debt (PD): General Government liabilities or debt plus loans or net lending.

3. Data and analysis techniques

3.1. Data

The indicators data were available for 154 out of the 195 existing countries for the last available biennia –2006, 2008, 2010, 2012, 2014 and 2016 (they can be found on the Sustainable Society Index website[1]). Thus, Van de Kerk and Manuel (2008) calculated the SSI for most of the medium or large sized countries (Appendix A). Exceptions for larger sized countries are Afghanistan, Somalia and Suriname. Apart from that, most of the insular states have been excluded due to a lack of data. Therefore, the SSI has been obtained for every possible major country. This allows comparing among countries from several points of view: bordering countries, countries from the same region, countries with similar characteristics, compare among rich countries, like the members of the Organization for Economic Co-operation and Development (OECD), compare among north and south hemispheres, etc.

With the objectives of this research in mind, the available data is useful for the interest of extending and generalizing the obtained results in previous studies, and overcoming two limitations: the studied countries and the data analysis techniques used there. The previous studies usually focused on contexts about specific geographical areas, such as industrialized occidental countries (Scruggs, 2003; Jahn, 1998; Crepaz, 1995), 14 OECD countries and five well-being measures (Giles & Feng, 2005), and 131 countries (Hosseini & Kaneko, 2011).

In this research, 154 countries from all over the world are considered (they are listed in Appendix A) grouped in 4 income classes (low, lower-middle, upper-middle and high incomes, Appendix A); the 21 numerical variables are the values obtained for the chosen countries related to the constituent indicators of the SSI mentioned in the previous section for the last available biennia (2006, 2008, 2010, 2012, 2014 and 2016).

So, in this research, the data consist of the SSI values for every country in every period, that is, a three-dimensional matrix 154 rows × 21 columns × 6 repetitions.

3.2. Analysis techniques

The analysis of all the elements included in the set of sustainability indicators at once requires a large volume of data. In order to explore the data to get a better understanding of them, it is important to identify the principal underlying structure.

[1] https://ssi.wi.th-koeln.de/index.html

The methods for reducing the dimensionality of the data help us to summarize the information from a large number of variables with a smaller number of latent variables. Graphics that simultaneously show both the rows and the columns of the data set can be very useful in this regard. These kind of graphics are used in this article.

The methods for reducing the dimensionality of the data will allow to check if the proposed indicators included in the SSI are similar along the different countries (for instance, if social, environmental or economic topics are similar in different countries from the same income class) or along the different years, to find geographical areas with similar sustainability profiles and to identify the most differentiated countries and sort them according to a sustainability gradient. In addition, the most important components of the sustainability for each income class for each year can be identified.

The Partial Triadic Analysis is one of the Structuration des Tableaux À Trois Indices de la Statistique (STATIS) methods for three-dimensional data analysis (L'Hermier des Plantes, 1976). A STATIS method can be thought as a generalization of the Principal Component Analysis not for a bi-dimensional matrix, but for a set of three-dimensional data. The Partial Triadic Analysis is the simplest of these methods, but also the most restrictive one. Its objective is to analyze a sequence of k matrices (the layers of the three-dimensional data) with the same number of rows and columns, what means that the same variables have to be measured for the same individuals, several times (every layer represents a repetition). The Partial Triadic Analysis, as every STATIS method, comprises three steps: interstructure, compromise and intrastructure, also known as 'trajectories' (Thiolouse 2011).

The interstructure step provides the coefficients of a special linear combination of the data matrices from the sequence, which leads to an optimum representation called 'compromise'. The second step computes the Principal Component Analysis of this linear combination, this 'compromise'. The intrastructure step is a projection of the rows and columns from every repetition in the compromise analysis.

The interstructure is based on a matrix of inner products among repetitions (the vector covariance matrix), built as $\text{Covv}(X_{k1}, X_{k2}) = \text{Tr}(X^t_{k1} D_I X_{K2} D_J)$, where X_{k1} and X_{k2} are the k1-th and the k2-th matrices in the sequence, D_I is the diagonal matrix with the weights for the rows and D_J is a metric in the space of the columns (the latter ones are usually the euclidean metrics). The eigendecomposition of this vector covariance matrix results in a first eigenvector, and the coordinates, α_k, of this first eigenvector are used as the weights for computing the compromise.

Moreover, this interstructure can be plotted with vectors from the origin to the points given by the rows of $V_2\Lambda_2$ where V_2 are the first two eigenvectors of the vector covariance matrix and Λ_2 is the diagonal matrix with the two associated eigenvalues, so the different repetitions can be graphically represented.

The compromise X_c is a linear combination of the initial layers (the repetitions), weighted by the coordinates of the first eigenvector of the interstructure: $X_c = \Sigma_k \alpha_k X_k$. The principal property of this compromise is that it maximizes the similarity with all the layers.

The weight of each layer is proportional to its similarity, so matrices different from the others will be poorly weighted. This property ensures that the compromise will be similar to all the repetitions. The compromise analysis, for example, by means of a Principal Component Analysis, results in bi-dimensional representations (principal axes plots) that can be used for interpreting the structure.

The intrastructure is obtained by projecting the rows and the columns of each repetition onto the compromise analysis. Let V_r be the matrix with the first r eigenvectors of the compromise analysis, that is, of $X_c^t D_I X_c D_J$. The coordinates for the rows of the matrix X_k are $X_k D_J V_r$ and for the columns are $X_k^t D_I U_r$, where U_r are the first r eigenvectors of $X_c D_J X_c^t D_I$.

The advantage of the Partial Triadic Analysis and what makes it different from other methods for reducing the dimensionality of three-dimensional data, is that it highlights the 'stable structure' of a matrix sequence. The compromise step plots this stable structure (whenever exists), and the intrastructure step shows how each matrix moves away from it (Thiolouse, 2011).

The Sustainable Society Index has been analyzed in other studies, using different approximations. Gallego-Álvarez et al. (2015a) studied the relations among countries and indicators only for the year 2012 with the Biplot technique. Gallego-Álvarez et al. (2015b) studied the 2006-2012 period data with the STATICO technique, so that means the relations between the indicators two at a time (social/environmental, social/economic and environmental/economic) and without the income levels for the countries, unlike we did in this paper, where the three dimensions were studied at the same time and the countries were grouped in income classes. Rodríguez-Rosa et al. (2017) studied the 2006-2012 period data with the Partial Triadic Analysis and the COSTATIS techniques, where they paid more attention to the economic indicators, that is why we build this paper, in order to study the most recent situation with the 2006-2016 period, and paying the same attention to the three dimensions of the sustainability and Rodríguez-Rosa et al. (2019) studied the 2006-2012 period data with the Co-Tucker3 technique, so, again, the relations between the indicators are studied two at the time, not the three dimensions at the same time, moreover, Co-Tucker3 technique is useful for highlighting the non-stable structure of the data, unlike the Partial Triadic Analysis here, which serves to study the stable part of the data.

The software used for implementing the methods for reducing the dimensionality is an R package called 'KTensorGraphs' developed by Rodríguez-Rosa (2019).

4. Results

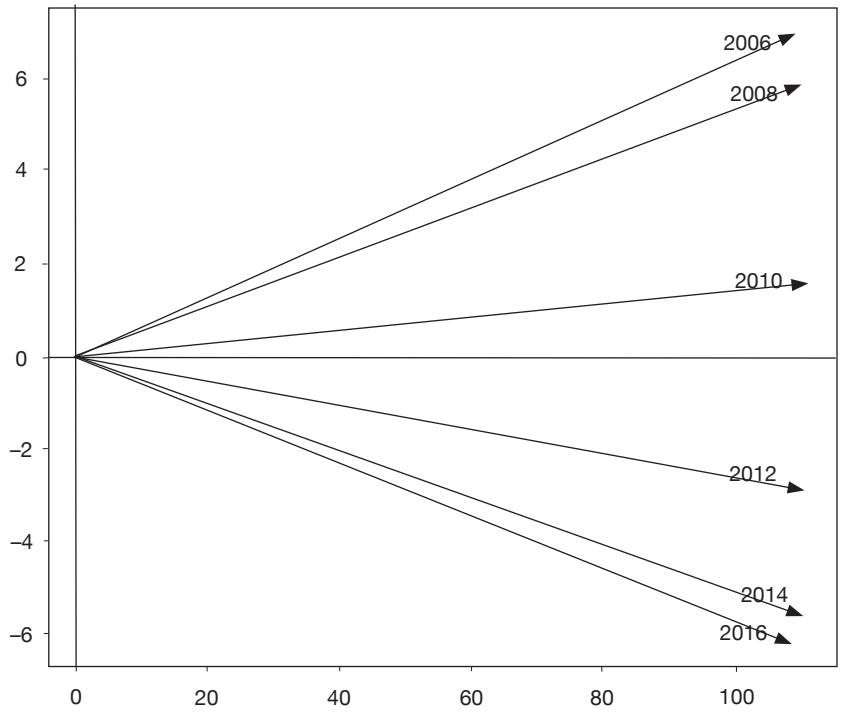
Our data are sorted in a three-dimensional array (cube) with 154 rows, the countries, 21 columns, the indicators from the Sustainable Society Index, for six repetitions, the six years of study (2006, 2008, 2010, 2012, 2014 and 2016).

The objective of the Partial Triadic Analysis (PTA) is to highlight the stable structure along the six years of the countries and the indicators, that is, to find an 'average year', to graphic the countries and indicators from this stable structure, and to show how each one of the former separates from the latter.

For all the graphics in this section, the axes do not have units, the numbers on them only serve to find out the scale, that is, the variability that the elements (countries, indicators, or years) present along the horizontal and vertical axes. In some of them even a percentage indicating this variability can be found.

The first resulting graphic obtained after the PTA analysis is the Figure 1, called interstructure. It is a graphic representation that helps to interpret the similarities and differences among the repetitions that have been studied, in our case, the different years, as well as to make evident which of those repetitions are more relevant by the time of building the so called compromise matrix, that is, those years that are more similar to an 'average year' that will highlight the stable part of the evolution of the data along time.

FIGURE 1
INTERSTRUCTURE FROM THE PARTIAL TRIADIC ANALYSIS



SOURCE: Own elaboration.

In this kind of plot, the horizontal axis, represents the average repetition, the most stable configuration, so it can be seen that the most similar year to, on average, all of the rest of the years is 2010, which is the one that is placed nearer to the horizontal axis, that is, the one that has the smallest, most horizontal slope. Moreover, with this kind of plot it can also be seen how the years are different or similar among them: on the one hand, 2006 and 2008, in quadrant I, are placed very near to each other and far from the rest of the years; on the other hand, 2014 and 2016, in quadrant IV, are also placed very near to each other and far from the others; while 2010 and 2012 are placed in between far from each other and from the others. Generally speaking, the vectors placed on the quadrant I are different from the ones placed in the quadrant IV. Therefore, significant evidences have been found to show that the countries took different values on the indicators of the SSI (generally speaking) between 2008 and 2010, between 2010 and 2012, and between 2012 and 2014, that is, the difference among the repetitions in this kind of plot implies a difference among the rows and/or the columns of the corresponding repetitions.

In a second step, once the similarities and differences between the repetitions and the 'average year' are known, the latter can be explicitly obtained as a combination of all the repetitions. Therefore, the so called compromise matrix has been calculated, which includes the countries and the most stable values that they take into the indicators. This matrix can be analyzed by means of the Principal Component Analysis (PCA) according to which the graphic in Figure 2 has been obtained.

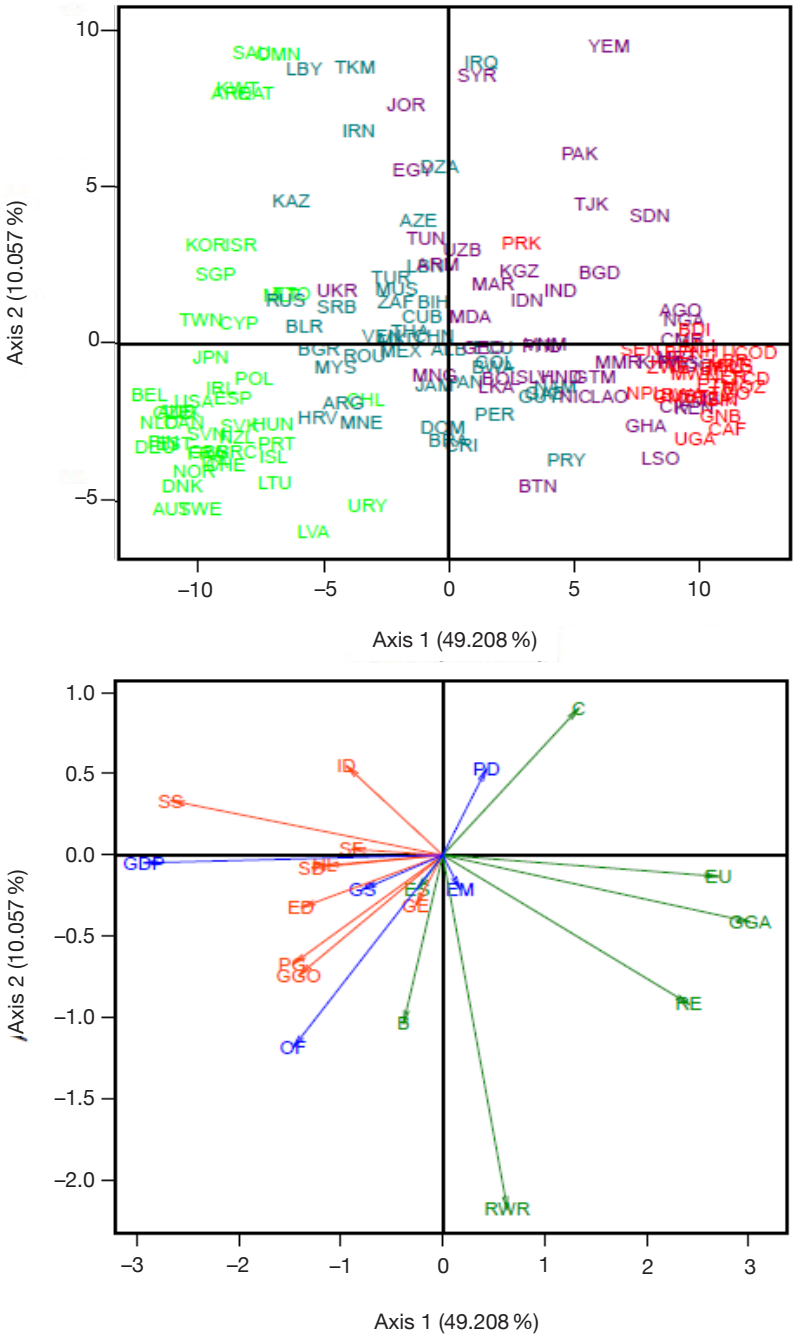
This graphic includes the countries (see Appendix A) and the indicators from the SSI, listed in a previous section. All the countries are represented with different colors according to their income classes: the countries from the low income class in red, the ones from the lower-middle income class in purple, the ones from the upper-middle income class in light blue and the ones from the high income class in light green. The indicators are represented with vectors with colors according to which one of the three different dimensions from the SSI they belong to: the social indicators in orange, the environmental ones in dark green and the economic ones in dark blue.

Figure 2 is interpreted like a PCA: on the left part, interpretations about the relations among the countries can be done. It can be observed that the countries from the same income class are near each other, those groupings show that the countries from the same income class have similar profiles. Moreover, the income classes groups are placed in the graphic forming a gradient from left to right: high incomes, upper-middle incomes, lower-middle incomes and low incomes. That means that the main reason for the separation of the countries is the income level, because that is the feature represented on the horizontal axis, that is, the first axis from the eigendecomposition of the compromise matrix, which is the axis that holds the highest variation, because it is related to the highest eigenvalue.

On the right part of the same figure, the relations among the SSI indicators can be interpreted. On the one hand, social and economic indicators are placed forming small angles among them (except for Employment (EM) and Public Debt (PD))

FIGURE 2

COUNTRIES AND INDICATORS ACCORDING TO THE COMPROMISE FROM THE PARTIAL TRIADIC ANALYSIS



SOURCE: Own elaboration.

and, on the other hand, on the opposite side, the environmental indicators are placed (except for Biodiversity (B) and Energy Savings (ES)); that means that the social and economic indicators are positively correlated among them, and in a negative way with the environmental ones, which, at the same time, are also positively correlated among them. That implies that when a country takes high values on the social indicators, it also takes high values on the economic indicators (and vice versa) but low values on the environmental indicators, and the other way round, if a country takes high values on the environmental indicators, it takes low values on the social and economic indicators (both conclusions generally speaking).

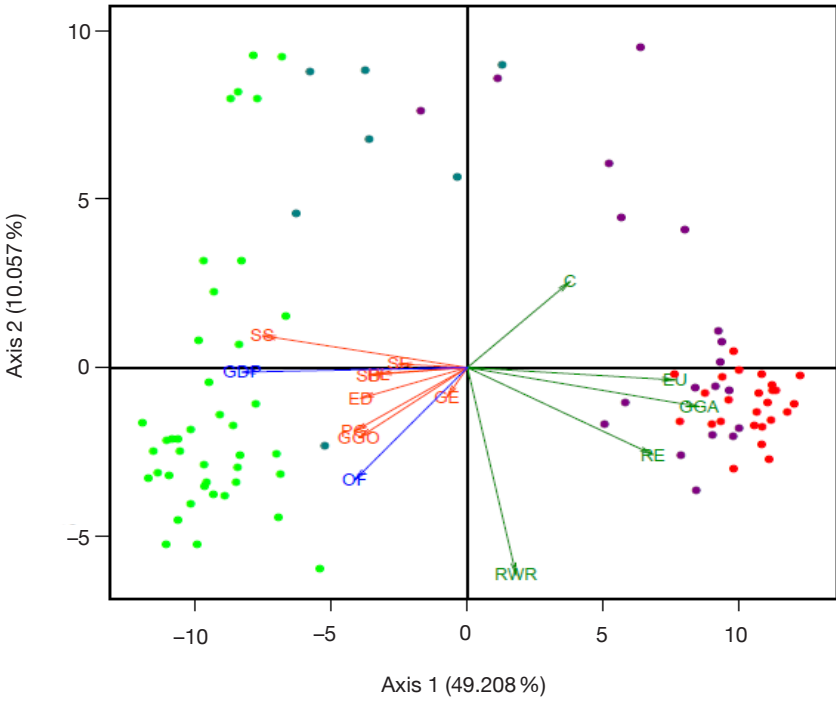
The lengths of the vectors that represent the indicators can also be interpreted, so vectors with longer lengths mean columns that present a higher variability in the values, while vectors with shorter lengths represent columns with a high similarity in their values. In our case, the countries present a higher variability in the values that they take in the environmental indicators, while they present a higher similarity in the values that they take in the social and economic indicators, because the former ones are represented by longer vectors, while the latter ones are represented by shorter vectors.

Finally, the similarities between the countries and the indicators can be interpreted by means of both sides of Figure 2 but, in order to better clarify these similarities, a joint plot was created, with the countries and the indicators on the same graphic (see Figure 3). On this Figure 3, all the indicators were multiplied by a constant so that they could be represented with the same coordinates system, but the conclusions are independent of this fact. Moreover, the labels for the countries were removed, so that the plot was not too much overfilled, so just the points with their corresponding color were plotted. Also, not all the countries and the indicators were plotted, just the ones with a higher quality of representation on the first-second axes factorial plane, that is, just the ones that are more related to the first two axes. With elements (countries or indicators) with higher quality of representation we mean the following: first, we calculate a value of how near each element is to each factorial axis (in a 0-1000 scale), then, we calculate the sum of the values for the corresponding factorial plane (the first-second axes factorial plane in our case), and finally, only the elements with a value higher than 500, that is, the ones with a higher quality of representation in that factorial plane, are represented.

The interpretation is as follows, according to which quadrants or half-planes belong the countries and the indicators. Therefore, countries with high and upper-middle incomes pay more attention to social and economic issues because those countries and those indicators are placed on the left half-plane, in quadrants II and III. And on an opposite way, the countries with low and lower-middle incomes are more related to the environmental indicators, because they are placed on the right half-plane, that is, in quadrants I and IV.

At last, the countries and indicators from all of the years are projected onto the same subspace as the compromise matrix (Figure 4), the so called intrastructure representation or trajectories. The evolution along time of the countries and the SSI

FIGURE 3
JOINT PLOT FOR THE COMPROMISE FROM THE PARTIAL TRIADIC ANALYSIS



SOURCE: Own elaboration.

indicators can be interpreted in a more detailed way with that graphic. For example, the indicators that have the longest trajectories, those that have presented a higher evolution along time, are the economic indicators. In particular, Public Debt (PD) stands out.

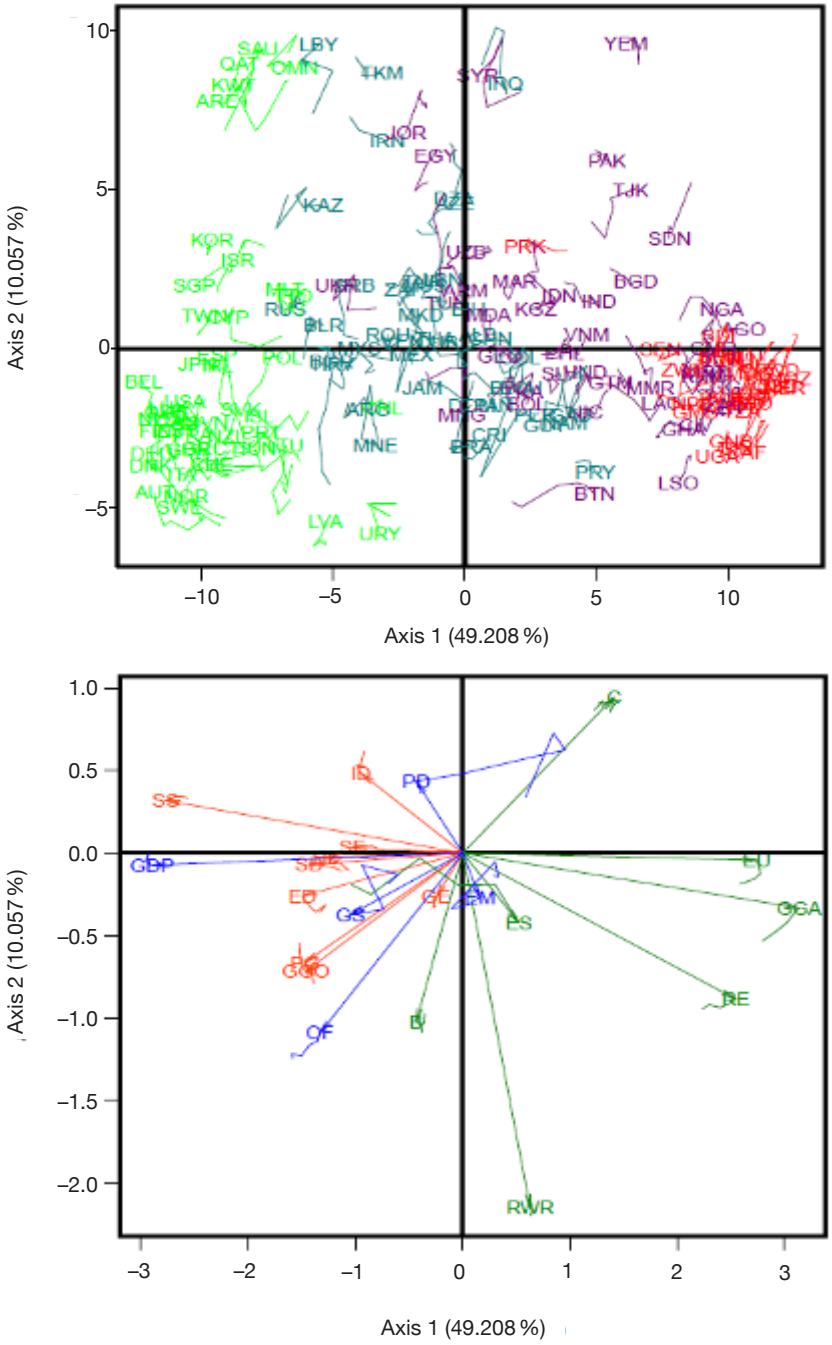
The thing is that the Public Debt indicator vector does not have a good quality of representation on the 1-2 factorial plane, although it is the indicator that has presented the highest evolution, so we chose to represent the 1-3 factorial plane too (see Figure 5). That means that not only the first and second eigenvectors for the intrastructure eigendecomposition have been calculated, but the third one too, the axis that retains more variability from the data after the first two axes.

In a similar way as for the Figure 3, we only plotted the joint representation for the countries and the SSI indicators on the 1-3 factorial plane for the intrastructure. Moreover, only the elements (countries or indicators) with higher quality of representation on that plane are represented.

As it can be seen in that graphic (Figure 5) the longest vector and the one that is placed the nearest to the third axis (the vertical axis) is the one that represents the

FIGURE 4

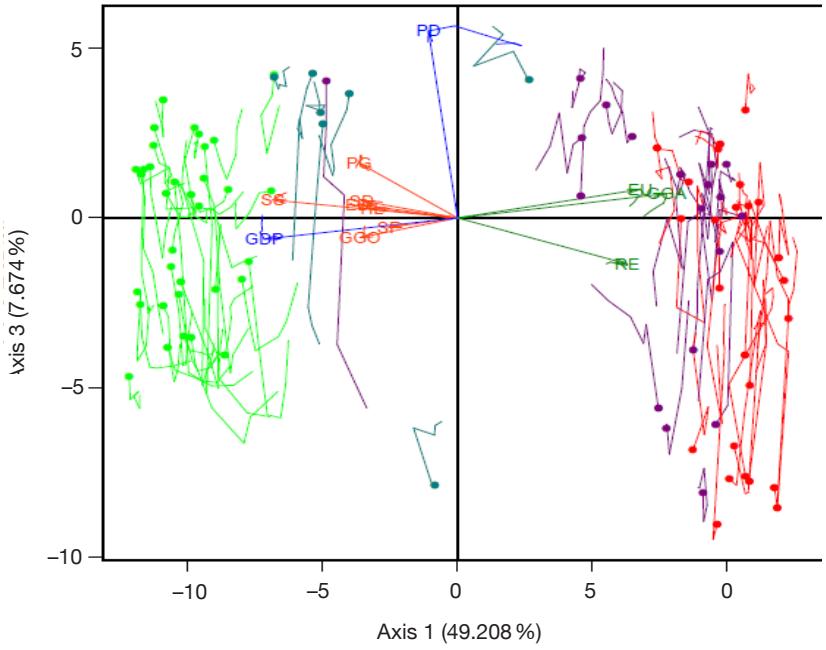
COUNTRIES AND INDICATORS ACCORDING TO THE 1-3 FACTORIAL PLANE FOR THE INTRASTRUCTURE FROM THE PARTIAL TRIADIC ANALYSIS



SOURCE: Own elaboration.

FIGURE 5

JOINT PLOT OF THE 1-3 FACTORIAL PLANE FOR THE INTRASTRUCTURE FROM THE PARTIAL TRIADIC ANALYSIS



SOURCE: Own elaboration.

PD indicator. Again, that means that this indicator presents a higher variability in the values that the countries take in it. Also, the most interesting result is that all the countries evolve along the time according to a vertical trajectory, that is, the main reason to the countries evolving this way is because of the Public Debt, in other words, after the main separation due to the income classes, the changes in the Public Debt are the reason that explains how the countries, according to their sustainability level, evolve along the studied period of time. So the final conclusion for the trajectories (evolution) of the countries along the time is that: those ones that have a descending trajectory, that is, one that goes from the quadrants I or II (where the vector that represents Public Debt is placed) to the quadrants III or IV, behave worse on sustainability; while countries with an ascending trajectory (from the quadrants III or IV to the quadrants I or II) improve their behavior about sustainability. In both cases, the countries with low or lower-middle incomes behave worse or better about the environmental sustainability (because those countries and those indicators are placed on the same I-IV quadrant semi plane), while the countries with high or upper-middle incomes get better or worse in the social and economic sustainability (countries and indicators are placed on the II-III quadrant semi plane).

5. Conclusions

The objective of this exploratory research was to dissect the appraisal of sustainability indicators all through the period 2006–2016 trying to build up whether they experienced any diversity. Simultaneously, we needed to decide how these indicators had advanced in countries belonging to various income classes. That is why we chose to use the Partial Triadic Analysis, because it is the statistical tool for analyzing not a single data matrix, like the Principal Component Analysis does, but a sequence of matrices where each one of them can represent a year of study. Partial Triadic Analysis can be then thought as a generalization of the PCA for three-dimensional data.

None of the current indices appears to satisfy our requirements totally, since no single one is altogether reasonable or able to accommodate our exploratory needs. Considering this, we display the constraints of the sustainability indices that have overwhelmingly been utilized with regards to sustainability. The SSI ended up being the one that best fits in our exploratory requirements as it conceals sustainability in its most extensive meaning encompassing social, environmental and economic viewpoints, while most of the different lists do so incompletely. Moreover, this SSI index was audited by the Joint Research Centre of the European Commission, which considers it a conceptual and statistically solid tool that is widely applicable to the continuous assessment of human and environmental systems (Saisana & Philippas, 2012).

The SSI is useful for these most relevant aspects: comparing the sustainability of each country with others from the same geographical area and identifying the most effective aspects; for the government, showing in a transparent and effective way to the general audience the situation of the sustainability in each country and making decisions about politics, projects and social, environmental or economic strategies to be adopted; at the educational level, being able to include sustainability subjects in secondary schools and universities so that the students can know the situation in the world around us; at the business level, knowing the sustainability indicators of the different countries where the companies perform their activities in order to observe if they can have some kind of competitive advantage in terms of business innovation.

Interpretations of the diagrams given by Partial Triadic Analysis allowed us to derive which of the years considered are equivalent from the viewpoint of every class of indicator studied together: social, environmental and economic.

Two principal results were obtained in this investigation, the first being, speaking about the evolution of sustainability, that Public Debt is the indicator that has evolved with the biggest contrasts along the 2006-2016 period, the countries with low and lower-middle incomes paid more attention to the environmental indicators, but some of them evolved by getting worse values in Public Debt, while others got better values in Public Debt. The same outcome happened for the countries with high or upper-middle incomes, but with social and economic indicators.

The second main result is that countries with high and upper-middle incomes got an improvement in the social and economic indicators while having poor values in the environmental ones, while the opposite can be said for the countries with low and lower-middle incomes.

The investigation portrayed here is an endeavour to propel our insight into the evaluation of sustainability indicators; nevertheless, the research does not lack of restrictions. For instance, it would likewise be prudent to study more factors that may impact in the sustainability indicators, for example, invention, innovation and diffusion of technology or processes, investigation and development, stock exchanges or production of human material provisions.

References

Arezki, R., & Van der Ploeg, F. (2007). Can the Natural Resource Curse be Turned into a Blessing? The Role of Trade Policies and Institutions. *IMF Working Paper* (07/55).

Bell, S., & Morse, S. (2008). *Sustainability Indicators: Measuring the Immeasurable?* London: Earthscan.

Betsill, M. M., & Rabe, B. G. (2009). Climate Change and Multilevel Governance: The Evolving State and Local Roles. In Daniel A. Mazmanian and Michael E. Kraft, *Toward Sustainable Communities. Transitions and Transformations in Environmental Policy* (pp. 208-211). The MIT Press

Brundtland, G. H., Khalid, M., Agnelli, S., Al-Athel, S., & Chidzero, B. J. N. Y. (1987). Our common future. *New York*, *8*.

Center for Global Development (2007). *The Commitment to Development Index 2007 Report*. https://www.cgdev.org/sites/default/files/14716_file_CDI_Report.pdf

Crepaz, M. (1995). Explaining National Variations of Air Pollution Levels: Political Institutions and their Impact on Environmental Policy-making. *Environmental Politics*, *4*(3), 391-414. https://doi.org/10.1080/09644019508414213

Dalal-Clayton, B., & Krikhaar, F. (Eds.). (2007). *A new sustainable development strategy: An opportunity not to be missed*. The Hague: RMNO.

Daly, H.E., & Cobb, J. (1989). *For the Common Good, Redirecting the Economy Toward Community, Environment and a Sustainable Future*. Beacon Press.

Erias Rey, A. (2003). Desarrollo Sostenible: Un Nuevo Escenario en el Ámbito Local. In *Economía, Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible* (pp. 329-342). Diputación Provincial da Coruña.

Esty, D. (2005). *Environmental Sustainability Index*. Yale Center for Environmental Law and Policy.

Esty, D. (2006). *Pilot 2006 Environmental Performance Index*. Yale Center for Environmental Law and Policy.

Gallego-Álvarez, I., Galindo-Villardón, M.P., & Rodríguez-Rosa, M. (2015a). Analysis of the Sustainable Society Index Worldwide: A Study from the Biplot Perspective. *Social Indicators Research*, *120*(1),29-65. https://doi.org/10.1007/s11205-014-0579-9

Gallego-Álvarez, I., Galindo-Villardón, M.P., & Rodríguez-Rosa, M. (2015b). Evolution of the sustainability indicator worldwide: A study from the economic perspective based on the X-STATICO method. *Ecological Indicators*, *58*, 139-151. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.025

Giles, D., & Feng, H. (2005). Output and Well-being in Industrialized Nations in the Second Half of the 20th Century: Testing for Convergence Using Fuzzy Clustering Analysis. *Structural Change and Economic Dynamics*, *16*(2), 285-308. https://doi.org/10.1016/j.strueco.2004.08.001

Guy, G. B., & Kibert, C. J. (1998). Developing Indicators of Sustainability: US Experience. *Building Research and Information*, *26*(1), 39-45. https://doi.org/10.1080/096132198370092

Hák, T., Moldan, B., & Dahl, A. L. (2007). *Sustainability Indicators: A Scientific Assessment*, *67*. Island Press.

Hales, D., & Prescott-Allen, R. (2002). Flying Blind: Assessing Progress toward Sustainability. In D. C. Esty and M. H. Ivanova (eds), *Global Environmental Governance: Options and Opportunities*. Yale Center for Environmental Law and Policy.

Hansen, J. W. (1996). Is Agricultural Sustainability a Useful Concept? *Agricultural Systems*, *50*(2), 117-143. https://doi.org/10.1016/0308-521X(95)00011-S

Hosseini, M. H., & Kaneko, S. (2011). Dynamic Sustainability Assessment of Countries at the Macro Level: A Principal Component Analysis. *Ecological Indicators*, *11*(3), 811-823. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.10.007

Jahn, D. (1998). Environmental Performance and Policy Regimes: Explaining Variations in 18 OECD-countries. *Policy Sciences*, 31(2), 107-131. https://doi.org/10.1023/A:1004385005999

Jasch, C. (2000). Environmental Performance Evaluation and Indicators. *Journal of Cleaner Production*, *8*(1),79-88. https://doi.org/10.1016/S0959-6526(99)00235-8

Karavanas, A., Chaloulakou, A., & Spyrellis, N. (2009). Evaluation of the Implementation of Best Available Techniques in IPPC Context: An Environmental Performance Indicators Approach. *Journal of Cleaner Production*, *17*(4), 480-486. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.08.016

L'Hermier des Plantes, H. (1976). *Structuration des Tableaux à Trois Indices de la Statistique*. Université des Sciences et Techniques du Languedoc.

Meadows, D. (1998). *Indicators and Information Systems for Sustainable Development*. The Sustainability Institute.

Moore, J. E., Mascarenhas, A., Bain, J., & Straus S. E. (2017). Developing a comprehensive definition of sustainability. *Implementation Science*, *12*(1), 1-8. https://doi.org/10.1186/s13012-017-0637-1

Mori, K., & Christodoulou, A. (2012). Review of Sustainability Indices and Indicators: Towards a new City Sustainability Index (CSI). *Environmental Impact Assessment Review*, *32*(1), 94-106. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2011.06.001

Organization of Economic Cooperation and Development (2003). *Environmental Indicators: Towards Sustainable Development*.

Perotto, E., Canziani, R., Marchesi, R., & Butelli, P. (2008). Environmental Performance, Indicators and Measurement Uncertainty in EMS Context: A Case Study. *Journal of Cleaner Production*, *16*(4), 517–530. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2007.01.004

Prescott-Allen, R. (2001). *The Wellbeing of Nations: A Country-by-Country Index of Quality of Life and the Environment*. Island Press.

Rodríguez-Rosa, M. (2019). *KTensorGraphs: Co-Tucker3 Analysis of Two Sequences of Matrices*. R package version 0.1. https://cran.r-project.org/package=KTensorGraphs

Rodríguez-Rosa, M., Gallego-Álvarez, I., Vicente-Galindo, M. P., & Galindo-Villardón, M. P. (2017). Are Social, Economic and Environmental Well-Being Equally Important in all Countries Around the World? A Study by Income Levels. *Social Indicators Research*, *131*(2), 543-565. https://doi.org/10.1007/s11205-016-1257-x

Rodríguez-Rosa, M., Gallego-Álvarez, I., & Galindo-Villardón, M.P. (2019). Spatio-temporal analysis of economic, social, and environmental issues in the framework of sustainable development in worldwide countries. *Sustainable Development*, *27*(3), 429-447. https://doi.org/10.1002/sd.1916

Saisana, M., & Philippas, D. (2012). Sustainable Society Index (SSI): Taking societies' pulse along social, environmental and economic issues. *Environmental Impact Assessment Review*, *32*, 94-106.

Scruggs, L. (2003). *Sustaining Abundance: Environmental Performance in Industrial Democracies*. Cambridge University Press.

Thiolouse, J. (2011). Simultaneous analysis of a sequence of paired ecological tables: a comparison of several methods. *The Annals of Applied Statistics, 5*(4), 2300-2325

UNDP (2005). *Human Development Report 2005*.

UNECE/OECD/Eurostat Working Group on Statistics for Sustainable Development (2007). *Statistics for sustainable Development: A framework for sustainable development indicators, (SDI)*, Working Paper 2.

United Nations (2005). *Millennium Development Goals Report*.

United Nations, Department of Economic and Social Affairs (2007). *Indicators of Sustainable Development – Guidelines and Methodologies*.

Valizadeh, N., & Hayati, D. (2021). Development and validation of an index to measure agricultural sustainability. *Journal of Cleaner Production*, *280*, 123797. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123797

Van de Kerk, G., & Manuel, A. R. (2008). A comprehensive index for a sustainable society: The SSI—the Sustainable Society Index. *Ecological Economics*, *66*(2-3), 228-242. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.01.029

Van de Kerk, G., & Manuel, A. (2012). Sustainable society foundation. *Sustainable Society Index SSI-2012. The Hague*.

Wackernagel, M., & Rees, W. (1998). *Our ecological footprint: reducing human impact on the earth* (Vol. 9). New society publishers.

APPENDIX

LIST OF COUNTRIES

Low incomes		Lower-middle incomes		Upper-middle incomes		High incomes	
≤ $ 1005		$ 1006 - $ 3955		$ 3956 - $ 12235		> $ 12235	
BDI	Burundi	AGO	Angola	ALB	Albania	ARE	United Arab Emirates
BEN	Benin	ARM	Armenia	ARG	Argentina	AUS	Australia
BFA	Burkina Faso	BGD	Bangladesh	AZE	Azerbaijan	AUT	Austria
CAF	Central African Republic	BOL	Bolivia	BGR	Bulgaria	BEL	Belgium
COD	Congo, Dem. Rep.	BTN	Bhutan	BIH	Bosnia and Herzegovina	CAN	Canada
ETH	Ethiopia	CIV	Côte d'Ivoire	BLR	Belarus	CHE	Switzerland
GIN	Guinea	CMR	Cameroon	BRA	Brazil	CHL	Chile
GMB	Gambia, The	COG	Congo, Rep.	BWA	Botswana	CYP	Cyprus
GNB	Guinea-Bissau	EGY	Egypt, Arab Rep.	CHN	China	CZE	Czech Republic
HTI	Haiti	GEO	Georgia	COL	Colombia	DEU	Germany
LBR	Liberia	GHA	Ghana	CRI	Costa Rica	DNK	Denmark
MDG	Madagascar	GTM	Guatemala	CUB	Cuba	ESP	Spain
MLI	Mali	HND	Honduras	DOM	Dominican Republic	EST	Estonia
MOZ	Mozambique	IDN	Indonesia	DZA	Algeria	FIN	Finland
MWI	Malawi	IND	India	ECU	Ecuador	FRA	France
NER	Niger	JOR	Jordan	GAB	Gabon	GBR	United Kingdom
NPL	Nepal	KEN	Kenya	GUY	Guyana	GRC	Greece
PRK	Korea, Dem. Rep.	KGZ	Kyrgyz Republic	HRV	Croatia	HUN	Hungary
RWA	Rwanda	KHM	Cambodia	IRN	Iran, Islamic Rep.	IRL	Ireland
SEN	Senegal	LAO	Lao PDR	IRQ	Iraq	ISL	Iceland
SLE	Sierra Leone	LKA	Sri Lanka	JAM	Jamaica	ISR	Israel
TCD	Chad	LSO	Lesotho	KAZ	Kazakhstan	ITA	Italy
TGO	Togo	MAR	Morocco	LBN	Lebanon	JPN	Japan
TZA	Tanzania	MDA	Moldova	LBY	Libya	KOR	Korea, Rep.

SOURCE: Own elaboration.

LIST OF COUNTRIES *(Cont.)*

Low incomes		Lower-middle incomes		Upper-middle incomes		High incomes	
≤ $ 1005		**$ 1006 - $ 3955**		**$ 3956 - $ 12235**		**> $ 12235**	
UGA	Uganda	MMR	Myanmar	MEX	Mexico	KWT	Kuwait
ZWE	Zimbabwe	MNG	Mongolia	MKD	North Macedonia	LTU	Lithuania
		MRT	Mauritania	MNE	Montenegro	LUX	Luxembourg
		NGA	Nigeria	MUS	Mauritius	LVA	Latvia
		NIC	Nicaragua	MYS	Malaysia	MLT	Malta
		PAK	Pakistan	NAM	Namibia	NLD	Netherlands
		PHL	Philippines	PAN	Panama	NOR	Norway
		PNG	Papua New Guinea	PER	Peru	NZL	New Zealand
		SDN	Sudan	PRY	Paraguay	OMN	Oman
		SLV	El Salvador	ROU	Romania	POL	Poland
		SYR	Syrian Arab Republic	RUS	Russian Federation	PRT	Portugal
		TJK	Tajikistan	SRB	Serbia	QAT	Qatar
		TUN	Tunisia	THA	Thailand	SAU	Saudi Arabia
		UKR	Ukraine	TKM	Turkmenistan	SGP	Singapore
		UZB	Uzbekistan	TUR	Turkey	SVK	Slovak Republic
		VNM	Vietnam	VEN	Venezuela, RB	SVN	Slovenia
		YEM	Yemen, Rep.	ZAF	South Africa	SWE	Sweden
		ZMB	Zambia			TTO	Trinidad and Tobago
						TWN	Taiwan, China
						URY	Uruguay
						USA	United States

SOURCE: Own elaboration.

MINISTERIO DE INDUSTRIA, COMERCIO Y TURISMO
ICE
INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA

CUADERNOS
ECONÓMICOS

NORMAS DE PUBLICACIÓN

Los manuscritos que se envíen para publicar en Cuadernos Económicos de ICE deberán ser originales, no publicados, ni en proceso de evaluación por otra publicación. Se aceptan trabajos en castellano o en inglés. Todos los trabajos recibidos serán sometidos para su aceptación a evaluación externa anónima.

1. Los originales se enviarán en formato Microsoft Word a la dirección de correo electrónico, revistasice.sscc@mincotur.es o directamente a la editora, María del Carmen Díaz Roldán (carmen.diazroldan@uclm.es), señalando en el asunto «Cuadernos Económicos de ICE». También pueden enviarse a través de la página web de *Revistas ICE*.
2. La extensión del trabajo, incluyendo cuadros, gráficos, tablas, notas y referencias bibliográficas, no excederá de 30 páginas. La fuente será Times New Roman 12, márgenes de 3 cm, espaciado doble y paginado en la parte inferior derecha.
3. Cada original incluirá en una primera página independiente el título del artículo y la fecha de conclusión del mismo; el nombre y apellidos de los autores, afiliación institucional, dirección, teléfono y correo electrónico de cada uno de ellos.
4. En la primera página del texto se incluirá:
   - El título en castellano y en inglés.
   - Un resumen del trabajo, en castellano y en inglés, con una extensión que no exceda de 100 palabras.
   - Una lista de 2 a 6 palabras clave
   - Los códigos (entre 1 y 5) de la clasificación del Journal of Economic Literature (JEL) que puede consultarse en el siguiente enlace https://www.aeaweb.org/jel/guide/jel.php
5. En las siguientes páginas se incorporará el texto, la información gráfica y la bibliografía con la siguiente organización:
   - Se incluirá, por este orden, introducción, desarrollo, conclusiones y referencias bibliográficas. Si hubiera anexos, se insertarán tras las referencias bibliográficas y deberán llevar título.
   - En un archivo Excel independiente se incluirá la representación gráfica (cuadros, gráficos, diagramas, figuras, etcétera), que debe llevar título, estar numerada y referenciada en el texto. En la parte inferior se incluirán la fuente de información y, en su caso, las notas aclaratorias.
   - Los apartados y subapartados se numerarán en arábigos según el siguiente modelo:

1. Título del apartado (primer nivel)

1.1. Subapartado (segundo nivel)

1.1.1. Sección del subapartado (tercer nivel)

- Las notas a pie de página irán integradas en el texto y su contenido debe estar al final de su misma página en tamaño 10, Times New Roman.
- En las citas en el texto, de acuerdo con las normas de la American Psychological Association (Normas APA), se indicará entre paréntesis el apellido del autor y el año. Ej.: (Martínez, 1991)
- Las referencias a siglas deben ir acompañadas, en la primera ocasión en que se citen, de su significado completo.
- Al final del texto se recogerá la bibliografía utilizada, bajo el título de «Referencias bibliográficas», ordenada alfabéticamente según las Normas APA. A continuación se recogen los ejemplos de referencias más utilizados:

Libro

Apellido, A. A. (Año). *Título*. Editorial.
Pilling, D. (2019). *El delirio del crecimiento*. Taurus.

Libro electrónico con DOI (o URL)

Apellido, A. A. (Año). *Título*. https://doi.org/xxx
Nicolleti, B. (2017). The Future of Fintech: Integrating Finance and Technology in Financial Services. Palgrave Macmillan. https://doi.org/10.1007/978-3-319-51415-4

Capítulo de libro

Apellido, A. A. (Año). Título del capítulo o la entrada. En C. C. Apellido (Ed.), *Título del libro* (pp. xx-xx). Editorial.
Demas, M., & Agnew, N. (2013). Conservation and sustainable development of archaeological sites. En I. Rizzo y A. Mignosa, *Handbook on the Economics of Cultural Heritage* (pp. 326-343). Edward Elgar.

Publicaciones periódicas formato impreso

Apellido, A. A. (Año). Título del artículo. *Nombre de la revista*, *volumen* (número), pp-pp.
Fernández-Blanco, V., Prieto-Rodríguez, J., & Suárez-Pandiello, J. (2017). A quantitative analysis of reading habits in Spain. *International Journal of Arts Management, 19*(3), 19-32.

Publicaciones periódicas online con DOI (o URL)

Apellido, A. A. (Año). Título del artículo. *Nombre de la revista*, *volumen*(número), pp-pp. https://doi.org/xxx
Amador, J., & Cabral, S. (2017). Networks of Value-added Trade. *The World Economy, 40*(7), 1265-1512. https://doi.org/10.1111/twec.12469

Informe oficial en web

Organismo (Año). *Título del informe*. http://www…

Fondo Monetario Internacional (2019). *Global Financial Stability Report*. https://www.imf.org/en/Publications/GFSR/Issues/2019/10/01/global-financial-stability-report-october-2019

Ley/Reglamento

Título de la ley. *Publicación*, número, fecha de publicación, pp-pp. http://www.boe.es....

Ley Orgánica 8/2013, de 9 de diciembre, para la mejora de la calidad educativa. *Boletín Oficial del Estado*, nº. 295, de 10 de diciembre de 2013, pp. 97858 a 97921. https://www.boe.es/buscar/pdf/2013/BOE-A-2013-12886-consolidado.pdf

Orden de la lista de referencias bibliográficas

Las referencias se ordenan alfabéticamente y, en caso de varios trabajos realizados por el mismo autor/a, el criterio es el siguiente:

- Primero los trabajos en los que el/la autor/a figura solo/a. Correlativos de año más antiguo al año más actual de publicación.
- Segundo, aquellos trabajos colectivos en los que el/la autor/a es el/la primero/a. Correlativos por fecha.
- Tercero, en caso de coincidencia exacta de autores y fechas, debe citarse cada trabajo añadiendo una letra a la fecha. Ej.: 2014a, 2014b, etc.

En la página web del grupo de revistas de Información Comercial Española se publican los artículos en formato electrónico y se recogen los principios editoriales de la publicación: ***www.revistasICE.com***

CUADERNOS ECONÓMICOS DE INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA (CICE) ISSN 0210-2633

SUSCRIPCIÓN ANUAL

CUADERNOS ECONÓMICOS DE INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA (2 NÚMEROS/AÑO)			
	ESPAÑA 1 año	UNIÓN EUROPEA 1 año	RESTO DEL MUNDO 1 año
SUSCRIPCIÓN	30,00 €	30,00 €	30,00 €
Gastos de envío España	1,12 €	1,60 €	2,08 €
Más 4% de IVA Excepto Canarias, Ceuta y Melilla	1,24 €		
TOTAL	32,36 €	31,60 €	42,08 €

EJEMPLARES SUELTOS

CUADERNOS ECONÓMICOS DE INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA			
	ESPAÑA 1 ejemplar	UNIÓN EUROPEA 1 ejemplar	RESTO DEL MUNDO 1 ejemplar
NÚMERO SUELTO	18,00 €	18,00 €	18,00 €
Gastos de envío España	0,56 €	0,80 €	1,04 €
Más 4% de IVA Excepto Canarias, Ceuta y Melilla	0,74 €		
TOTAL	19,30 €	18,80 €	19,04 €

Suscripciones y venta de ejemplares sueltos
Ministerio de Industria, Comercio y Turismo. Centro de Publicaciones.
C/ Panamá, 1. Planta 0, despacho 3.
Teléfonos: 91 3 49 51 29 – 91 3 49 51 33 (venta de publicaciones)
91 3 49 43 35 (suscripciones)
Correo electrónico: CentroPublicaciones@mincotur.es

GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO DE INDUSTRIA, COMERCIO Y TURISMO
SECRETARÍA GENERAL TÉCNICA
SUBDIRECCIÓN GENERAL DE DESARROLLO NORMATIVO, INFORMES Y PUBLICACIONES
CENTRO DE PUBLICACIONES

MINISTERIO DE INDUSTRIA,
COMERCIO Y TURISMO

CUADERNOS ECONÓMICOS
ICE
INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA

CUADERNOS ECONÓMICOS

ÚLTIMOS NÚMEROS PUBLICADOS

62. La Nueva Economía Política
63. Aspectos del mercado de trabajo español
64. Crisis y reformas de los sistemas de Seguridad Social: Temas a debate (I)
65. Crisis y reformas de los sistemas de Seguridad Social: Temas a debate (II)
66. Microeconometría y conducta: Aplicaciones para el caso español
67. La economía de la salud
68. Modelos de microsimulación
69. Instrumentos derivados
70. Nuevas tendencias en Historia Económica
71. Diseño y evaluación de políticas de protección ambiental
72. Decisiones de inversión y adopción de nuevas tecnologías
73. La gestión de la actividad innovadora en las empresas
74. Capital humano y empleo
75. Desigualdad, equidad y eficiencia en salud y servicios sanitarios
76. Contribuciones recientes a la Economía del Desarrollo
77. Contribuciones a la Economía Experimental
78. Aportaciones recientes a la Economía Industrial
79. Contribuciones a la economía de la energía
80. Evaluación económica de infraestructuras de transporte
81. Análisis económico de las telecomunicaciones en España
82. Comercio internacional, empresas y competitividad
83. Economía de las energías renovables
84. Mejorar la productividad: un reto pendiente en la economía española
85. Temas actuales de Economía Política
86. Gestión ambiental de las organizaciones
87. Inmigración y crisis económica en España
88. Defensa de la Competencia en España: un análisis sectorial
89. Contribuciones a la Economía de la Innovación: análisis de la I+D+i empresarial
90. La vivienda tras la crisis financiera global: nueva visión, viejos problemas
91. Política económica europea
92. Una panorámica del sector bancario después de la crisis
93. Turismo sostenible: un debate todavía abierto a la discusión
94. Sector exterior y economía internacional
95. Capital humano y mercado laboral
96. Sistema Nacional de Salud: retos y tareas pendientes tras la Gran Recesión
97. ¿Economía colaborativa?: antecedentes, situación y desafíos en su regulación
98. Economía de la Cultura
99. Economía del comportamiento
100. Globalización y sostenibilidad
101. Indicadores macroeconómicos ambientales. El caso español

CUADERNOS ECONÓMICOS

ICE

INFORMACIÓN COMERCIAL ESPAÑOLA

GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE INDUSTRIA, COMERCIO Y TURISMO

9 770210 263007 00101

P.V.P.: 18 € + IVA