Efectos en el medio rural de la energía solar y bioenergética en los escenarios de descarbonización de España para 2050*

*Dirk-Jan Van de Ven*** *e Ignacio Cazcarro****

Resumen

La evidencia científica y el razonamiento económico apuntan claramente a que la transición a las energías renovables intensificará la competencia mundial por la tierra. Debido al impacto que se espera sobre la demanda de tierra con la energía solar y la bioenergía (biocombustibles y biomasa) en un futuro descarbonizado en España, resulta de elevado interés cuantificar y valorar los requerimientos e impactos. En este artículo calculamos para una selección de escenarios de penetración de estas energías renovables hasta 2050 (teniendo en cuenta los niveles de penetración asumidos en el PNIEC español hasta 2030) los requisitos potenciales de tierra y los efectos asociados, como las emisiones generadas con el cambio de uso de la tierra, las rentas generadas, las aplicaciones de nitrógeno y las extracciones de agua. Aplicamos submodelos y métodos novedosos haciendo uso de un modelo de evaluación integrado (IAM, en inglés) que vincula los sistemas socioeconómico, energético, terrestre, hídrico y climático. Los resultados muestran que la producción esperada de energía solar (45% de la electricidad) en el sistema energético español, de ~750 PJ, requeriría 3200 km^2 de tierra y aproximadamente el 0,65% del territorio español. Una cantidad similar de demanda de bioenergía en España aumentaría el uso de la tierra en España dedicada a cultivos bioenergéticos en 3340 km^2 bajo restricciones de uso de agua de riego y fertilizantes, o 6500 km^2 sin tales restricciones. Es probable que se importe a España una cantidad significativa de bioenergía de otras regiones, y las emisiones del cambio global del uso de la tierra impulsadas podrían llegar hasta 136 millones de toneladas de carbono entre 2015 y 2100, de las cuales el 49-69% se darían en España. Para la energía solar, se pueden esperar hasta 22 millones de toneladas de emisiones por el cambio de uso del suelo. Sin embargo, ciertamente la energía solar también proporciona beneficios ambientales y económicos: el cambio de algunas tierras agrícolas a tierras solares evitaría el uso de agua de riego

* Los autores agradecen los comentarios editoriales, que han permitido mejorar el artículo. También agradecen el apoyo del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades de España, a través del proyecto "Modelos y análisis de transiciones bajas en carbono" (MALCON, RTI2018-099858-A-I00); la Agencia de Investigación de España a través de la acreditación de Unidad de Excelencia María de Maeztu 2018-2022 (Ref. MDM-2017-0714); y el Programa BERC del Gobierno Vasco.

** Basque Centre for Climate Change (BC3).

*** ARAID – Agencia Aragonesa de Investigación y Desarrollo, Instituto Agroalimentario de Aragón (IA2), Departamento de Análisis Económico, Universidad de Zaragoza.

y fertilizantes, reduciendo problemas de escasez de agua y eutrofización que son graves en algunas zonas. La comercialización de tierras para energía solar también aumentaría las ganancias totales de la tierra en un 1,1-1,3% para 2030 y un 3-3,4% para 2050, predominantemente en las provincias rurales de Extremadura, Andalucía y Castilla-La Mancha. El uso de bioenergía también estimularía las ganancias del uso de la tierra hasta en un 1,9%, o en un 3,7% sin restricciones al uso de agua de riego y fertilizantes (predominantemente en Andalucía y Castilla y León). Pero en ausencia de tales restricciones, la bioenergía también contribuirá a problemas ambientales. Estos resultados muestran que las estrategias de descarbonización están estrechamente vinculadas con los impactos rurales positivos y negativos, lo que debe tenerse muy en cuenta al diseñarlas e implementarlas.

Palabras clave: Energía solar, bioenergía, ocupación de la tierra, impactos rurales, modelos de evaluación integrada, energía renovable, España, PNIEC.

1. INTRODUCCIÓN

Las tecnologías que aprovechan las fuentes de energía renovables se caracterizan por una densidad de energía de varios órdenes de magnitud inferior a la de los combustibles fósiles (Capellán-Pérez, de Castro y Arto, 2017). Como consecuencia, se espera que la transición a estas fuentes de energía intensifique la competencia por la tierra en las diferentes regiones del mundo (Nonhebel, 2003; Rao y Sastri, 1987; Scheidel y Sorman, 2012). Por ejemplo, la expansión de la bioenergía ya se ha identificado como la principal impulsora del cambio reciente en el uso del suelo (LUC) en las regiones desarrolladas (Trainor, McDonald y Fargione, 2016). Este elemento de competencia o demanda concurrente por el uso de la tierra causa una diversidad de impactos ambientales que intensifican la pérdida de biodiversidad, el uso del agua o las emisiones indirectas derivadas del cambio en el uso del suelo (ILUC). Estas emisiones indirectas se refieren a aquellas generadas por el uso de tierras de cultivo para fines energéticos, que aumentan indirectamente la presión sobre de la tierra en otras partes del mundo para satisfacer la demanda mundial de alimentos, que potencialmente pueden estar reemplazando usos de la tierra con alto secuestro de carbono, como pueden ser los bosques naturales (Calvin *et al.*, 2014; Field, Campbell y Lobell, 2008; Gasparatos *et al.,* 2017; Nonhebel, 2005; Ovando y Caparrós, 2009). Por ejemplo, ha sido estimado (Fargione *et al.*, 2008; Overmars *et al.*, 2011; Searchinger *et al.,* 2008) que la competencia indirecta por la tierra inducida por los biocombustibles líquidos en las regiones desarrolladas conlleva desbroce/desmonte de la tierra a nivel global y emisiones asociadas de

ILUC más altas que los ahorros de emisiones logrados al reemplazar la gasolina por estos biocombustibles durante 30 años. Ello ha llevado por lo tanto a cuestionar de forma importante los beneficios de los biocombustibles o al menos a destacar sus impactos (Arévalo *et al.,* 2008; Banse y Sorda, 2009; García y Domingo, 2009; Hochman, Sexton y Zilberman, 2008; Jamwal, Kapoor y Gandhi, 2020; Janda, Kristoufek y Zilberman, 2012; Kumar, Shrestha y Abdul Salam, 2013; Luis, Pol y Porras Gómez, 2008; Pol, 2009; Razo *et al.*, 2007).

Para las fuentes de energía renovable distintas de la bioenergía, los requerimientos de tierra e impactos ambientales asociados han sido todavía poco estudiados en la literatura desde un punto de vista cuantitativo (Capellán-Pérez, de Castro y Arto, 2017; Gasparatos *et al.,* 2017). En el caso de la energía solar, generalmente se espera que el elemento de competencia terrestre sea insignificante debido a su mayor densidad de energía relativa en comparación con la bioenergía y la posibilidad de integrarla en áreas urbanas o tierras no productivas (De Vries, van Vuuren y Hoogwijk, 2007; Jacobson y Delucchi, 2011; Nonhebel, 2005; Timilsina, Kurdgelashvili y Narbel, 2012). Por ello, este tipo de energía no suele conllevar asociado ningún uso de tierra de acuerdo con la mayoría de los informes estadísticos oficiales y los modelos de evaluación integrada (IAM). Sin embargo, estudios recientes basados en imágenes satelitales de energía solar a escala centralizada (USSE)[1] en operación, ya sea en forma de energía fotovoltaica (PV) o energía solar concentrada, generalmente llamada termosolar (CSP), muestran que su eficiencia en el uso del suelo (LUE) es hasta seis veces inferior a las estimaciones teóricas (De Castro *et al.,* 2013; Hernandez, Hoffacker, y Field, 2014; Ong *et al.,* 2013). La aplicación de tales LUE observadas en consecuencia reduce la contribución potencial de la energía solar en los espacios de azoteas (Capellán-Pérez, de Castro y Arto, 2017; Denholm y Margolis, 2008).

La instalación de USSE en tierra está sujeta a una diversidad de restricciones: restricciones de recursos solares, que están relacionadas con la irradiancia solar en un área determinada; restricciones geográficas tales como la pendiente y el uso existente de la tierra; y restricciones regulatorias, *e.g.* el estado protegido de la tierra, a menudo relacionado con la preservación del ecosistema y la vida silvestre (Deng *et al.*, 2015; Hernandez *et al.,* 2016, 2015; Lopez *et al.*, 2012; Mahtta, Joshi y Jindal, 2014;

1 *Utility Scale Solar Energy:* el concepto, traducido del inglés, se refiere a que hoy día es posible producir energía solar comercial en una escala lo suficientemente grande como para verter directamente a la red de transporte o distribución de electricidad.

Turney y Fthenakis, 2011). Por lo tanto, cuando estén disponibles, se utilizan o se plantea utilizar para la energía solar desiertos y matorrales secos con alta irradiancia solar y que generalmente no son adecuados para actividades humanas (Hernandez *et al.,* 2016; Mahtta, Joshi y Jindal, 2014; Trieb *et al.,* 2012). Sin embargo, más allá de las restricciones estrictas, otras características como la falta de infraestructura vial, eléctrica y de agua, y la distancia a los asentamientos humanos, complican la construcción, operación y mantenimiento a gran escala de la energía solar en estas áreas (Hernandez *et al.*, 2015). En España ha habido un creciente interés por obtener tierras aptas para instalar energía solar y cercanas a las estaciones de la red, siguiendo los planes del PNIEC (véase *e.g.* noticias como la recogida en *El Economista*, por Daniel, 2019). Además de eso, podrían producirse otras fricciones o complicaciones si la tierra que los gobiernos nacionales o locales ponen a disposición de la energía solar es en realidad una zona vulnerable o crítica en términos de biodiversidad (Hernandez *et al.,* 2014; Lovich y Ennen, 2011). O también si es propiedad de pequeños propietarios que no están de acuerdo con dejar su tierra, pero que no tienen los medios suficientes para impedirlo (*Agroinformación*, 2020). Los desarrollos recientes muestran que las USSE en países densamente poblados a menudo se instalan en tierras de cultivo que se usan o son potencialmente adecuadas para otros usos productivos como la agricultura o la silvicultura (De Castro *et al.,* 2013; De Marco *et al.*, 2014; Hernandez *et al.*, 2016; Prados, 2010), lo que intensifica la competencia por la tierras por las mismas razones que ocurre con la expansión de la bioenergía. Además, el desbroce/desmonte de tierras actualmente con vegetación para USSE también tiene impactos locales sobre la biodiversidad, el ciclo del carbono y otros aspectos paisajísticos y de estética (Armstrong, Ostle y Whitaker, 2016; Hernandez *et al.*, 2014; Turney y Fthenakis, 2011).

Debido a la relevancia potencial de la energía solar y bioenergética en un futuro descarbonizado, este trabajo tiene como objetivo cuantificar los impactos rurales de la energía solar y de la biomasa en España hasta 2050, en un contexto de descarbonización de la economía española desde el presente hasta 2050. Hasta el año 2030, las proyecciones de energía solar y de la biomasa en el *mix* energético español se han tomado del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (PNIEC) español. A partir de estas proyecciones, obtenemos los impactos rurales en términos de ocupación de la tierra, perdidas de secuestro de CO_2, rentas de la tierra, aplicación de nitrógeno y extracción de agua para diferentes cuencas hidro-

gráficas y costas españolas. Ello permite discutir de forma profunda las implicaciones para las políticas públicas de los diferentes ministerios, gobiernos regionales y agentes implicados, y diseñar extensiones o variaciones de los escenarios explorados en función de las diferentes prioridades de política socioeconómica y ambiental, *e.g.* viendo los cambios que implican en otras variables las limitaciones esperadas en términos de disponibilidad de agua, o las planeadas en términos de contención de la expansión de regadíos, aplicación de fertilizantes nitrogenados, etcétera.

El artículo se ordena como sigue. La sección segunda explica detalladamente la metodología utilizada para realizar el análisis. La sección tercera presenta los resultados de la modelización de los escenarios, incluyendo por un lado aquellos sin especiales políticas relacionadas con la agricultura y el uso del agua, y por otro, introduciéndolas en relación con los planes hidrológicos y medidas adicionales de sostenibilidad. La sección cuarta amplía la discusión de los resultados y sus implicaciones, y la sección quinta recoge las principales conclusiones y posibles futuras extensiones del trabajo y líneas de investigación.

2. METODOLOGÍA

En este trabajo hemos diseñado específicamente un método novedoso que permite contabilizar dinámicamente la ocupación de la tierra por parte de la energía solar (módulo de uso de tierra con energía solar), que depende de la ubicación geográfica y el año de instalación, y está basado en mediciones técnicas y observaciones aplicadas a la modelización (Capellán-Pérez, De Castro y Arto, 2017; De Castro *et al.*, 2013). La modelización parte de un modelo de evaluación integrado (IAM, en inglés) llamado *GCAM* (bien reconocido y utilizado, que describimos en la siguiente subsección) que vincula los sistemas de energía, tierra, socioeconómicos y climáticos y que también se ha aplicado en otros estudios para medir la fuga de carbono terrestre inducida por la bioenergía en un contexto de mitigación del cambio climático (Calvin *et al.*, 2014; González-Eguino *et al.*, 2017; Wise *et al.*, 2009). Con este modelo, simulamos una variedad de escenarios de penetración de las tecnologías solares y de la biomasa en el *mix* energético. Basado en la eficiencia de uso del suelo (LUE) de energía solar y de la biomasa definidos espacialmente, para las 11 regiones vinculadas a cuencas hidrográficas o zonas costeras, el uso de la tierra para energía solar y de la biomasa compite en el modelo con otros usos a través de la rentabilidad relativa inherente de cada uso

de la tierra (Wise y Calvin, 2011). Los cambios inducidos en la cubierta terrestre global y las emisiones relacionadas por LUC los comparamos con escenarios en los que se alcanzan los mismos objetivos de reducción de emisiones en el sector energético sin energía solar y de la biomasa. Ello nos permite tener una comparación apropiada de los cambios que estas energías renovables inducen.

2.1. Modelización

2.1.1. Modelo global

Como hemos apuntado, para este estudio, utilizamos el *GCAM* (*Global Change Assessment Model*), partiendo de su versión 5.2 (Calvin *et al.*, 2019). *GCAM* es un modelo global dinámico y recursivo con representaciones bastante avanzadas de las diferentes tecnologías de producción, del sector energético, el uso de la tierra y los usos de agua vinculados a un modelo climático que puede usarse para explorar políticas de mitigación del cambio climático, incluida la imposición y comercio de carbono, las regulaciones y despliegue de las tecnologías energéticas[2]. Las hipótesis sobre los cambios regionales en la población y en la productividad laboral afectan a los sistemas de energía y uso de la tierra. El modelo incorpora y permite numerosas opciones tecnológicas para producir, transformar y proporcionar la energía, así como para producir productos agrícolas y forestales, y para determinar el uso de la tierra y la cobertura de la misma. Utilizando un período de ejecución del modelo que se extiende desde 1990 hasta 2100 a intervalos de cinco años, utilizamos *GCAM* para explorar el papel potencial de las tecnologías emergentes de suministro de energía y las consecuencias de la aplicación de medidas específicas de política económica y medioambiental. En todo caso, nuestra opinión y la de otros muchos investigadores es que la fiabilidad de este tipo de proyecciones suele reducirse de forma notable con el tiempo, y que algunos de los aspectos a tratar (*e.g.* ambición de política climática, planes hidrológicos y otras políticas ambientales, etc.) no permiten hacer tan largas extrapolaciones. Así, principalmente nos centramos en estudiar el período comprendido hasta el año 2050.

2 *E.g.* proyecta diferentes escenarios de adopción de tecnologías energéticas más o menos novedosas, como la captura y almacenamiento de carbono, la bioenergía, los sistemas de hidrógeno, la energía nuclear, la tecnología de energía renovable o las tecnologías de uso de energía en edificios, industria y transporte.

2.1.2. La bioenergía en GCAM

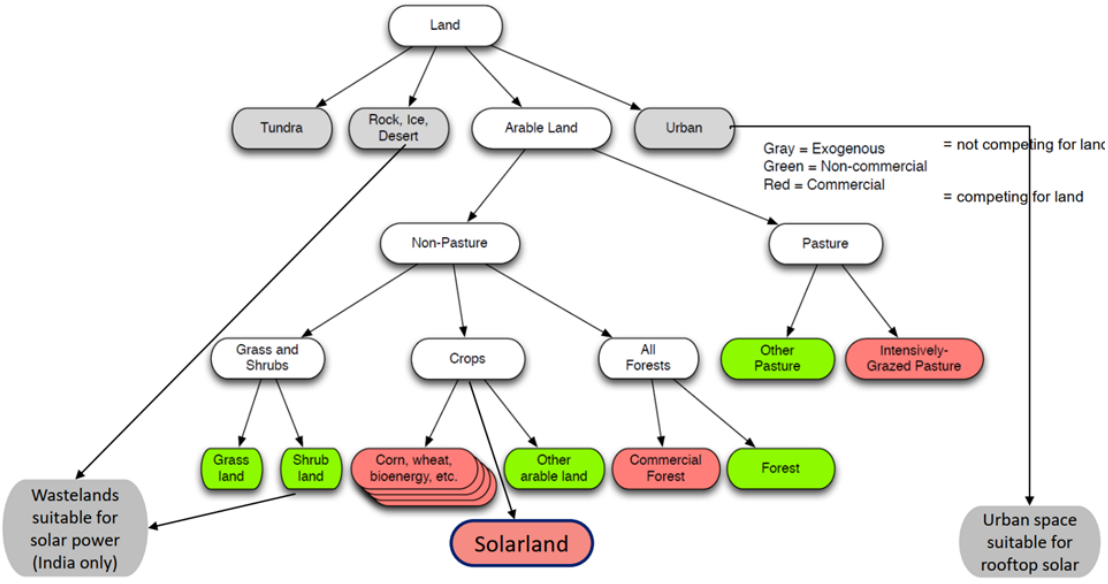
Entre todas las opciones de energía renovable, la bioenergía es la única opción que se utiliza como alternativa directa para los combustibles fósiles, dadas sus características similares en términos de uso, comercio y almacenamiento. Por lo tanto, tiende a jugar un papel importante en los IAM cuando se proyectan escenarios de descarbonización. Dado que *GCAM* integra los sistemas de energía y usos del suelo, el papel de la bioenergía es especialmente importante, ya que su uso en el sistema de energía a menudo tendrá impactos en los sistemas de uso del suelo. Las materias primas para la bioenergía en *GCAM* son flujos de residuos (de áreas urbanas, agrícolas o forestales), cultivos dedicados de bioenergía como *Miscanthus* o *Panicum virgatum*, y cultivos habituales como maíz, azúcar, colza y soja, que se pueden usar para bioetanol y biodiesel. Estas materias primas pueden usarse como insumos (*inputs*) sólidos, pero también pueden transformarse en insumos líquidos o gaseosos, y directa o indirectamente pueden usarse en todos los sectores de transformación y uso final (electricidad, industria, edificios y transporte). Además de los residuos urbanos, que se supone que se utilizarán en la región donde se genera, todas las demás materias primas pueden comercializarse entre regiones. La proporción de materias primas bioenergéticas exportadas o importadas netas se calibra en el año base (2010) utilizando datos reales (*i.e.* FAOSTAT), y puede cambiar en los escenarios futuros proyectados, en función de los costes relativos para la producción de dichas materias primas en cada región.

*2.1.3. Especificaciones del módulo de uso de tierra con energía solar (*solarland*)*

El uso del suelo y la producción agrícola en la versión 5.2 de *GCAM* están calibrados para unidades geográficas de tierra (GLU) predefinidas, basadas en cuencas hidrográficas y costeras. El uso del suelo en *GCAM* se ha dividido en diferentes nodos que afectan el nivel de competencia entre los diferentes usos (ver gráfico 1). Se asume que las categorías de uso de la tierra (por ejemplo, maíz, trigo, bioenergía) que pertenecen al mismo nodo (cultivos en este ejemplo) compiten más directamente entre sí que con los usos de la tierra en otros nodos (por ejemplo, bosques o pastos).

Gráfico 1

Representación de cómo se incluye el módulo de uso de tierra con energía solar en la estructura de competencia terrestre de *GCAM*



Nota: Los usos de la tierra en rojo compiten por la tierra, mientras que no lo hacen los usos de la tierra en gris (exógenos) y verde (endógenos).

Fuente: Adaptado de (JGCRI, 2019).

La competencia entre los diferentes usos del suelo se basa en la rentabilidad marginal. En el año base (2010), los datos sobre precios de todos los productos agrícolas, el uso de agua para riego y el uso de fertilizantes se calibran, para cada tipo de uso del suelo y GLU utilizando fuentes terciarias (*i.e.* FAOSTAT). Sobre la base de esa calibración, se calculan "valores" inherentes o implícitos para cada uso de la tierra, en cada GLU. Para cada escenario sobre el futuro (es decir, a partir de 2015), el equilibrio entre la demanda y la oferta de bienes finales e intermedios genera cambios relativos en los precios de los productos agrícolas, fertilizantes y agua de riego local, alterando la rentabilidad relativa de cada uso de la tierra. La regla del modelo es que los propietarios de la tierra eligen entre diferentes usos de la tierra para maximizar sus beneficios, basándose en los cambios proyectados en rentabilidad. Para cada uso de la tierra y GLU, se hacen hipótesis sobre la cantidad (*stock*) de carbono secuestrado en la vegetación y el suelo. Un cambio en

la cobertura del suelo conduce a emisiones de LUC positivas o negativas, impulsadas por la diferencia en el secuestro de carbono asumido (en la vegetación y el suelo) entre el uso del suelo original y el nuevo.

En este estudio utilizamos un módulo de uso de tierra con energía solar desarrollado para *GCAM* (Van de Ven *et al.*, 2020). Este módulo especifica el requerimiento de suelo para la energía solar a escala centralizada (USSE). Este USSE, ya sea en forma de PV o CSP, solo entra en el sistema energético a través de la generación de energía eléctrica. En este módulo, la tierra para energía solar compite con otros usos comerciales (cultivos, madera y pastos intensivos) y no comerciales (bosques naturales, praderas, matorrales). Específicamente, la categoría de suelo para energía solar está incluida en el nodo terrestre "cultivos" (ver gráfico 1), lo que significa que la demanda de suelo para energía solar competirá principalmente con tierras de cultivo usadas, degradadas y potenciales (incluyendo praderas fertilizadas químicamente). Indirectamente, la demanda de suelo para energía solar también compite con otros usos de la tierra, como bosques, pastizales y matorrales. Esta estructura asumida se basa en observaciones para Europa, donde la penetración actual de la energía solar es alta con respecto a la existente en otras regiones del planeta. En Europa, observamos que se utiliza principalmente tierra cultivable (De Castro *et al.*, 2013; De Marco *et al.*, 2014; Dias *et al.,* 2019; Prados, 2010). Además, la literatura señala que la productividad de la energía solar es mayor en las tierras de cultivo (Adeh *et al.*, 2019), apoyando la suposición de que a la hora de decidir sobre la ubicación de los proyectos de energía solar los futuros inversores se centrarán principalmente en las tierras de cultivo usadas, degradadas o potenciales. Se asume además que el secuestro de carbono que se produce en suelo destinado a energía solar es igual al de la tierra arable no utilizada en cada GLU.

2.1.4. Eficiencia futura de las tecnologías de energía solar

Actualmente existe una amplia variedad de tecnologías fotovoltaicas a nivel comercial, y aún mayor variedad de aquellas en fase de investigación, con diferentes niveles de rendimiento. Aunque se pueden obtener eficiencias muy altas en los prototipos de investigación en el laboratorio (> 40%), el promedio ponde-

rado de la eficiencia fotovoltaica global de los paneles que están siendo instalados (en torno al año 2017) es de alrededor del 16% (Fraunhofer Institute for Solar Energy Systems, 2018). La tecnología *Multi-Si* actualmente domina el mercado con alrededor del 62% de la nueva capacidad solar, seguida de Mono-Si (33%), mientras que el 5% restante de la capacidad utiliza películas finas (*thin-films*) (Fraunhofer Institute for Solar Energy Systems, 2018).

La eficiencia de los paneles solares ha ido aumentando en las últimas décadas desde eficiencias del ~ 8% en la década de 1980 hasta esos niveles en torno al doble de la actualidad. Sin embargo, aunque todavía existe la posibilidad de una mayor mejora tecnológica, existen incertidumbres sobre los niveles futuros de eficiencia de la PV debido a factores como los límites termodinámicos (por ejemplo, 34% para celdas de unión única, también conocido como límite de Shockley-Queisser), los aumentos de costes con la complejidad tecnológica (por ejemplo, celdas de unión múltiple) y la compensación entre rendimiento, flexibilidad y disponibilidad de minerales (De Castro *et al.*, 2013; Grandell y Höök, 2015; Nathan S. Lewis, 2016; Valero *et al.*, 2018).

Este es un parámetro clave en nuestro análisis dado que una mayor eficiencia produce la misma cantidad de energía eléctrica en un área más pequeña, es decir, reduce su uso o huella sobre la tierra. Suponemos que la eficiencia promedio de los paneles fotovoltaicos recién instalados aumentará hasta un 24% para 2050, correspondiendo a un escenario en el que las tecnologías de unión simple de silicio multi y monocristalino obtienen la mayor cuota de mercado y alcanzan su máxima eficiencia potencial práctica a nivel de producción industrial (Mayer *et al.*, 2015; Swanson, 2005).

Para CSP, las proyecciones de cambio de eficiencia son significativamente diferentes. Se espera que las futuras reducciones de costes provengan de economías de escala crecientes, en lugar de a través de mejoras de eficiencia (IRENA, 2012). Por lo tanto, en línea con las reducciones de costes asumidas en *GCAM* 5.2, asumimos que la eficiencia de los sistemas CSP mejora un 16% en comparación con los niveles de eficiencia de CSP en 2010.

2.1.5. Rendimientos energéticos por GLU

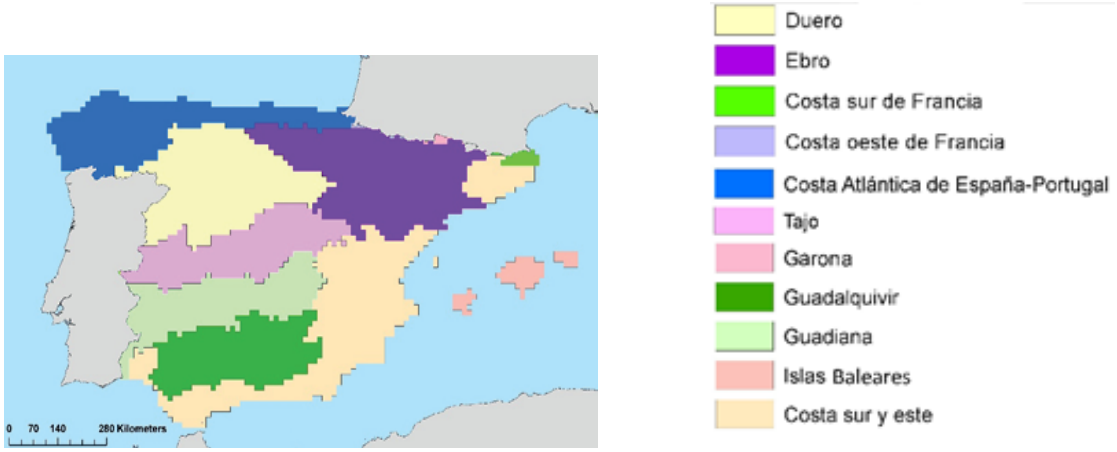
Para definir el valor de la tierra para albergar energía solar y de la biomasa se ha definido un rendimiento en términos de producción de energía (GJ) anual por unidad de tierra (ha) para cada GLU. El mapa 1 muestra en el panel A las áreas de GLU para España, y en los paneles B y C dichos rendimientos respectivamente para la energía solar y de la biomasa.

Los rendimientos de bioenergía se refieren solo a cultivos dedicados (*Miscanthus* y *Panicum virgatum*), y se calculan extendiendo las estimaciones específicas de la región para EE. UU. (Wullschleger *et al.*, 2010). Los rendimientos de otras posibles materias primas de bioenergía, como la colza o el maíz, se toman de FAOSTAT. Los rendimientos de energía solar, denominados p, se estiman utilizando la ecuación [1] definida a continuación, que se refiere a la irradiación horizontal global (*GHI*, en inglés)[3], de los cuales se calcula un número promedio para cada GLU usando SIG

Mapa 1

Panel A) Áreas de GLU asumidas para España en GCAM 5.2
Panel B) Rendimientos de energía solar en GJ por hectárea y año, por GLU
Panel C) Rendimientos de bioenergía en GJ por hectárea y año, por GLU

Panel A

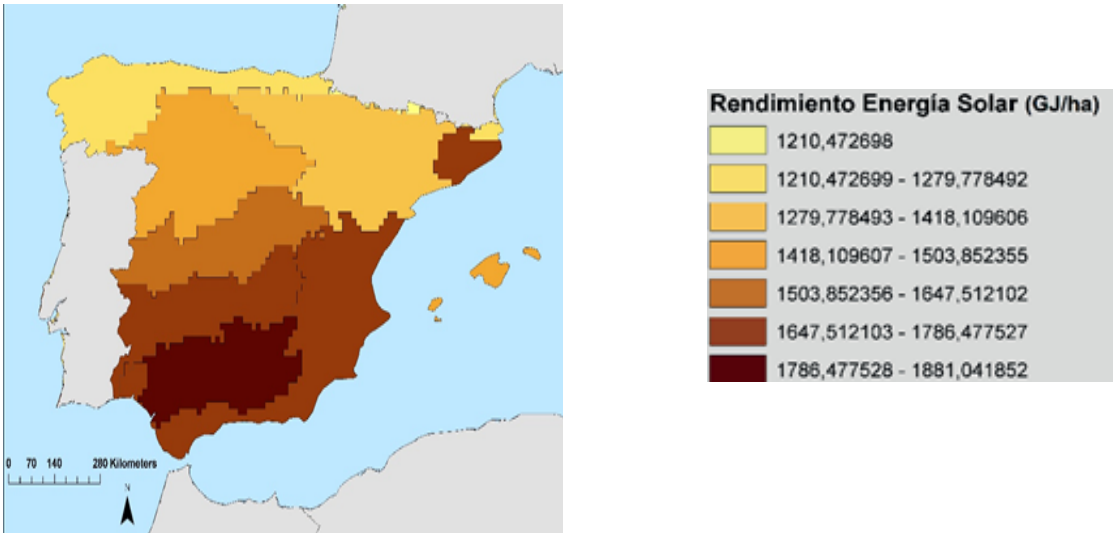


3 https://globalsolaratlas.info/download/spain

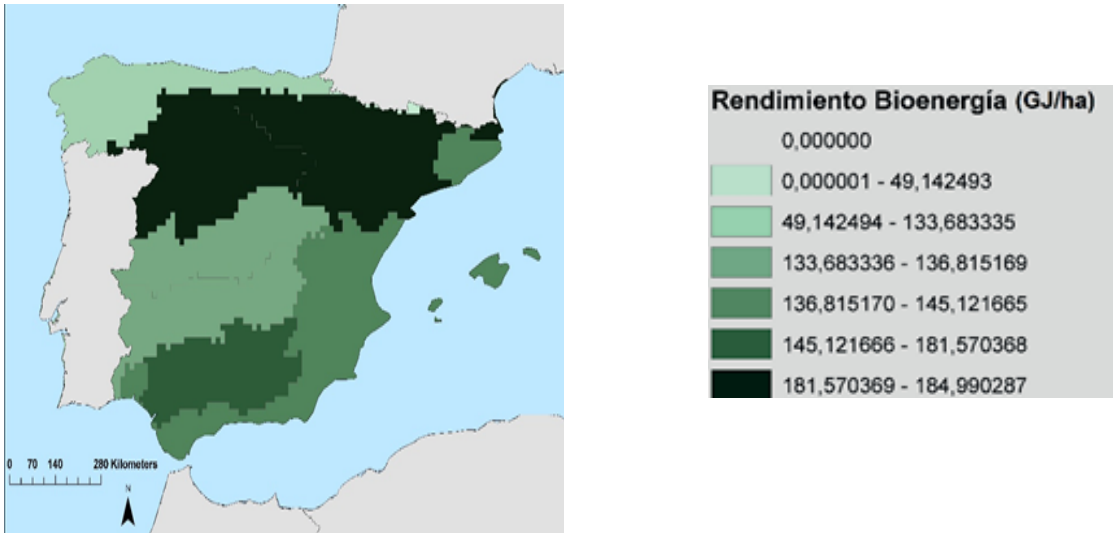
Mapa 1 (continuación)

Panel A) Áreas de GLU asumidas para España en GCAM 5.2
Panel B) Rendimientos de energía solar en GJ por hectárea y año, por GLU
Panel C) Rendimientos de bioenergía en GJ por hectárea y año, por GLU

Panel B



Panel C



(Sistemas de Información Geográfica). El parámetro f1 se refiere a la eficiencia promedio del panel en un determinado momento (ver sección anterior), f2 es un multiplicador que identifica la relación de rendimiento promedio durante el ciclo de vida de la planta de energía solar (se toma un valor de 0,65, según De Castro *et al.*, 2013), y f3 representa la ratio de ocupación de la tierra. La relación de ocupación de la tierra, definida por la ecuación [2], depende del factor de empaquetamiento (PF) de paneles fotovoltaicos o heliostatos y del área generador-sistema (GSR, en inglés) que se supone que es 0,7 según las observaciones del mundo real (De Castro *et al.*, 2013; Ong *et al.*, 2013). El factor de empaquetamiento nuevamente depende de la latitud promedio de cada GLU y está definido por la ecuación [3]: cuanto más lejos del ecuador, más espacio se necesita entre los diferentes paneles o heliostatos para evitar el sombreado, por lo tanto, menor es el factor de empaquetamiento. La ecuación teórica de PF depende de la elevación del sol, el acimut del sol y el ángulo de inclinación, que puede simplificarse suponiendo que la inclinación coincide con la latitud ($\beta = \Phi$) y tomando el criterio de sombreado conservador de evitar el sombreado solo al mediodía (Martín-Chivelet, 2016).

$$\rho_e^{GLU} = I^{GLU} \cdot f_1^t \cdot f_2 \cdot f_3^{GLU} \quad [1]$$

$$f_3^{GLU} = GSR \cdot PF^{GLU} \quad [2]$$

$$PF^{GLU} = \left(\cos \beta^{GLU} + \frac{\sin \beta^{GLU}}{\tan\left(66.55° \cdot \left(\frac{\Pi}{180°} \right) - \varnothing^{GLU} \right)} \right)^{-1} \quad [3]$$

Ver cuadro S2 en el apéndice para el cálculo de rendimiento de energía solar (panel B en mapa 1) a través de estas 3 ecuaciones.

2.2. Escenarios de penetración de energía solar y bioenergía (simulados sin limitaciones derivadas de las estimaciones de disponibilidades específicas o de políticas)

2.2.1. Penetración solar y bioenergética

Este estudio intenta replicar escenarios realistas de descarbonización, en un contexto de planificación de acuerdo con los planes de la Unión Europea y el ministe-

rio (actualmente ya Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico) de una reducción de emisiones en la economía española del 90% para 2050. Para todos los escenarios, la penetración hasta 2030 se toma del PNIEC español (MITECO, 2019). En este plan se supone que las USSE representarán para 2030 aproximadamente 322 PJ, es decir el 25% de la generación de electricidad en España (19,2% PV, 7,4% CSP), mientras que el uso de recursos bioenergéticos en todos los sectores sumará 440 PJ. Para 2050, y a partir de otros estudios, asumimos que el uso de electricidad de energía solar y de bioenergía asciende, en cada caso, hasta unos 750 PJ en 2050. En el caso de la solar, esto supondría un 45% de la generación de electricidad (30% FV y 15% CSP). Dentro de estos objetivos para la bioenergía, la proporción de biocombustibles basados en cultivos se mantiene relativamente estable entre 50 y 100 PJ, mientras que el resto de las materias primas se basarían en residuos (disminuyendo linealmente hasta cero en 2050, dadas las ambiciones de llegar a una economía 100% circular), residuos forestales y agrícolas, y cultivos de bioenergía con fines específicos, tales como *Miscanthus* y *Panicum virgatum*.

Estos objetivos para la energía solar y la bioenergía son contrastados con dos escenarios alternativos, con los mismos objetivos generales de reducción de emisiones para los años 2030 y 2050, que se utilizan para cuantificar el impacto de la energía solar y la bioenergía en el sistema terrestre. En un escenario planteamos exactamente los mismos objetivos de bioenergía para 2030 y 2050 (*i.e.*, 440 y 750 PJ), pero con la energía solar permaneciendo constante al nivel de 2015, por lo que sirve de escenario comparativo para cuantificar los impactos de la energía solar. El otro escenario plantea exactamente los mismos objetivos de energía solar para 2030 y 2050 (322 PJ y 750 PJ), pero con el uso de la bioenergía permaneciendo constante en el nivel de 2015, por lo que sirve de escenario comparativo para cuantificar los impactos de la bioenergía.

2.3. Escenarios simulados con limitaciones derivadas de las estimaciones de disponibilidades específicas o de política agraria o medioambiental

A continuación, presentamos los escenarios simulados alternativos a la proyección sin limitaciones (los resultados naturales del modelo) derivados de las esti-

maciones de disponibilidades específicas (en este caso de agua) o de política agraria o medioambiental.

2.3.1. Escenario sin limitaciones en los usos de agua y fertilizantes

Por defecto, *GCAM* no asume limitaciones nacionales o regionales al uso de agua y fertilizantes. Las únicas limitaciones son financieras: los costes de los *inputs* de energía afectan a los precios de los fertilizantes, mientras que la demanda total de recursos hídricos (dentro de cada período para las aguas superficiales, y sobre una demanda histórica en el caso de las aguas subterráneas) tiene un impacto en los costes de extracción de agua dentro de cada unidad geográfica GLU. Sin embargo, estas limitaciones pueden ser muy laxas y conducir a niveles de uso de agua y de fertilizantes no sostenibles, especialmente en términos de agotamiento y contaminación de las aguas subterráneas.

2.3.2. Escenario con limitaciones en los usos de agua y fertilizantes basados en consideraciones medioambientales

En contraste con el escenario anterior, los efectos sobre la agricultura de los diferentes escenarios en materia de aguas pueden ser muy importantes debido a diferentes políticas agrarias y ambientales. En consecuencia, estos efectos también se trasladan a las rentabilidades relativas de la tierra, que son claves para determinar hasta qué punto se producen alteraciones y/o nuevos usos de tierra para la producción de energía.

Teniendo en cuenta los planes y leyes ambientales actuales y potenciales, en los casos descritos a continuación se limitarán los usos de agua y de fertilizantes. De este modo, el escenario supone la imposición de dichos límites afectando a los insumos o *inputs* del sector agrario.

2.3.2.1. Limitación de expansión del regadío de acuerdo con los Planes Hidrológicos

En este escenario introducimos la limitación a la expansión del regadío de acuerdo con los Planes Hidrológicos, sintetizados especialmente en este docu-

mento (MITECO, 2018), diseñado para el segundo ciclo de la Directiva Marco del Agua (DMA, 2015-2021).

Su Tabla 22 muestra las demandas de agua en cada demarcación hidrográfica en el año de elaboración de los planes hidrológicos (básicamente en torno al año 2012) y en 2021. Ello implica variaciones (aumento de demandas en unas demarcaciones hidrográficas y reducción en otras). Las demandas para el sector agricultura entran como límite superior al modelo, lo que significa que el consumo de agua agrícola en 2020 no puede superar el nivel marcado en los planes hidrológicos para 2021. Para los años posteriores, hasta el año 2030, estas variaciones son extrapoladas/mantenidas en el tiempo.

Para aquellas cuencas en las que se espera que el cambio climático afecte fuertemente los ya limitados niveles de escorrentía de agua anuales (Guadalquivir, Guadiana, Tajo, Costa sur y este, Baleares) (CEDEX, 2012), esperamos que los planes hidrológicos futuros al menos sigan manteniendo la misma restricción a la demanda de agua de riego, por lo que mantenemos la restricción aplicada en 2020 hasta 2050. Para cuencas donde se espera menor vulnerabilidad al cambio climático, y donde los niveles de escorrentía anual son algo más abundantes (Duero, Ebro), aplicamos una extrapolación lineal de 2020 a 2050 del aumento moderado de la demanda aplicado de 2010 a 2020 (según los planes hidrológicos). Para las cuencas donde los niveles anuales de escorrentía de agua son lo suficientemente abundantes como para soportar un aumento significativo de demanda de agua sin problemas de escasez (costa atlántica, cuencas de la frontera francesa), no se han aplicado restricciones a partir de 2020.

2.3.2.2. Limitación de la aplicación de nitrógeno a los niveles de 2005

La Directiva Marco del Agua (2000/60/EC) reúne las políticas de agua de la Unión Europea (UE). Su objetivo es lograr el "buen estado ecológico" de las aguas de la UE por medio de la gestión integrada de las cuencas hidrográficas. También cabe referirse a la Directiva de Nitratos (91/676/EEC), con el objetivo de reducir, y en la medida de lo posible, evitar la contaminación del agua causada por los nitratos procedentes de fuentes agrícolas. Aunque el nitrógeno es un

nutriente esencial que contribuye al crecimiento de las plantas, en concentraciones elevadas resulta perjudicial para las personas y la naturaleza. El uso agrícola de nitratos en abonos orgánicos y químicos es una fuente importante de contaminación del agua en Europa (Comisión Europea, 2010). Los instrumentos para reducir la contaminación son también los códigos de buenas prácticas agrarias, la designación de áreas vulnerables y los programas de acción.

De acuerdo con las directrices de la UE, los análisis de nitratos se clasificaron en cuatro intervalos de concentración: ≤10 mg/l (aguas de fondo natural), >10 – ≤25 mg/l, >25 – ≤50 mg/l (aguas contaminadas, pero que no superan el límite máximo admisible para las de consumo humano) y >50 mg/l (no admisible consumo humano). Según diversas mediciones y estudios (Eugercios Silva *et al.*, 2017; Ruiz, 2007) estos niveles se superan en diferentes cuencas, especialmente en las zonas de costa del Levante y algunos territorios interiores, especialmente de las cuencas del Guadiana, del Tajo y del Ebro, y en menor medida también en las cuencas del Guadalquivir y del Duero. Es mucho más incierto conocer exactamente dónde se produce la aplicación de nitrógeno y donde se producen excesos de aplicación o efectos sobre las aguas en su caso (existen informes parciales del ministerio sobre la aplicación de orígenes orgánico). En todo caso, con este escenario en el que se limita el uso a los niveles de 2005 para aquellas cuencas con zonas altamente afectadas en la actualidad (todas las cuencas del panel A del mapa 1, excepto las de la costa atlántica y Garona; Eugercios Silva *et al.*, 2017; Ruiz, 2007), queremos ver la sensibilidad de los resultados a este parámetro.

3. RESULTADOS

3.1. Ocupación/uso de la tierra

El uso creciente de la energía solar y de la biomasa en España, requeridas para descarbonizar la economía, podrían ejercer una presión relevante en la cobertura del suelo en los territorios españoles. El gráfico 2 muestra una distribución detallada de la cobertura del suelo en España para un año histórico (2010) y para el último año de la proyección, 2050, cuando se utilizarían 750 PJ de energía solar y 750 PJ de bioenergía en el sistema energético español. El gráfico mues-

tra que la energía solar ocuparía el 0,65% del territorio español en tal escenario, prácticamente con independencia de que haya o no límites para el uso de agua de riego y fertilizantes (lo que puede explicarse por el supuesto implícito de que la energía solar debe generarse dentro de las fronteras españolas, y no será exportada). Se prevé que los cultivos dedicados a la bioenergía, como el *Miscanthus* y *Panicum virgatum*, ocupen del 3,3 al 3,7% del territorio español, dependiendo de la disponibilidad de agua de riego y fertilizantes, que son relevantes para la producción de dichos cultivos. En general, observamos que existiría una tendencia general de reforestación en España hacia 2050, independientemente de la penetración de la energía solar y la bioenergía. El gráfico también muestra que los límites al uso de agua de riego y fertilizantes limitan significativamente la expansión del área total de tierras de cultivo en España, reduciendo su expansión del 2,4% (en ausencia de límites) al 0,9% del territorio total en comparación con el año 2010. Principalmente, los usos de la tierra natural quedan preservados con tales límites, pero también el uso de la tierra abandonada es limitado.

Gráfico 2

Detalle de los usos de suelo en el año histórico (2010) y el final de la proyección (2050), para escenarios con y sin límites a los usos de fertilizantes y de agua para regadío

(En porcentaje)

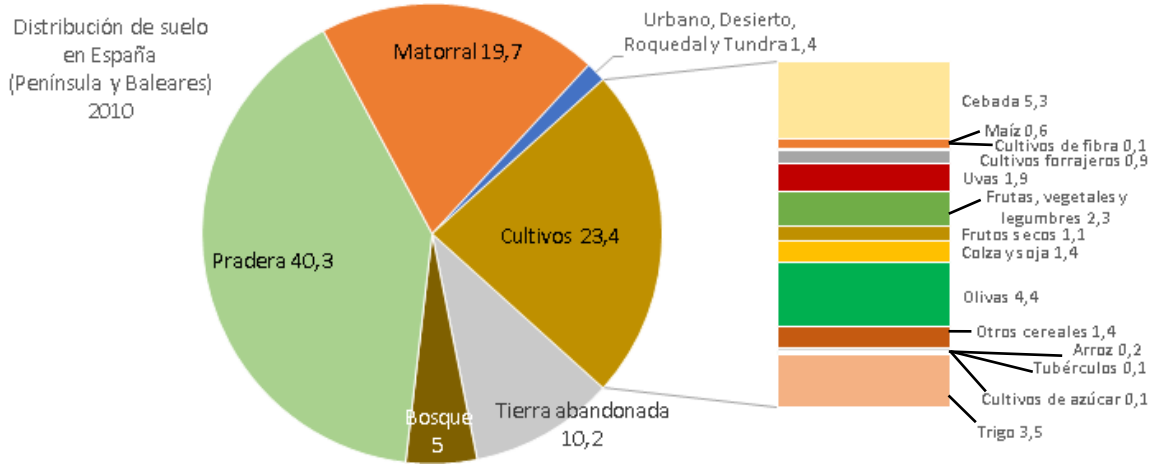
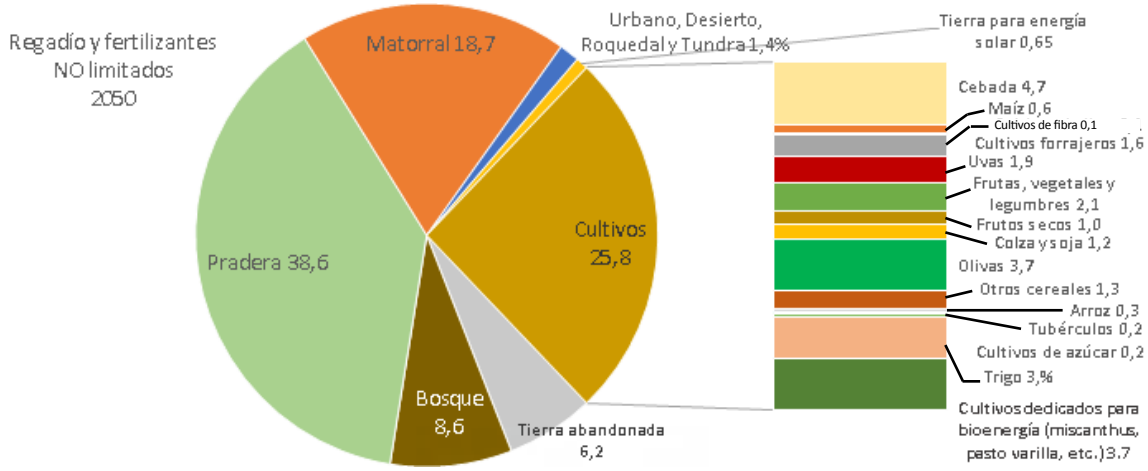
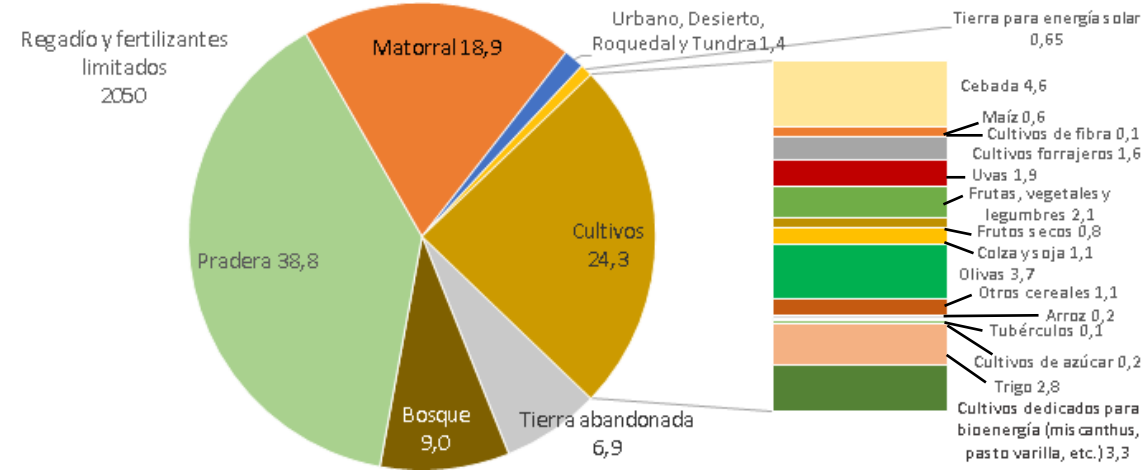


Gráfico 2 (continuación)

Detalle de los usos de suelo en el año histórico (2010) y el final de la proyección (2050), para escenarios con y sin límites a los usos de fertilizantes y de agua para regadío

(En porcentaje)



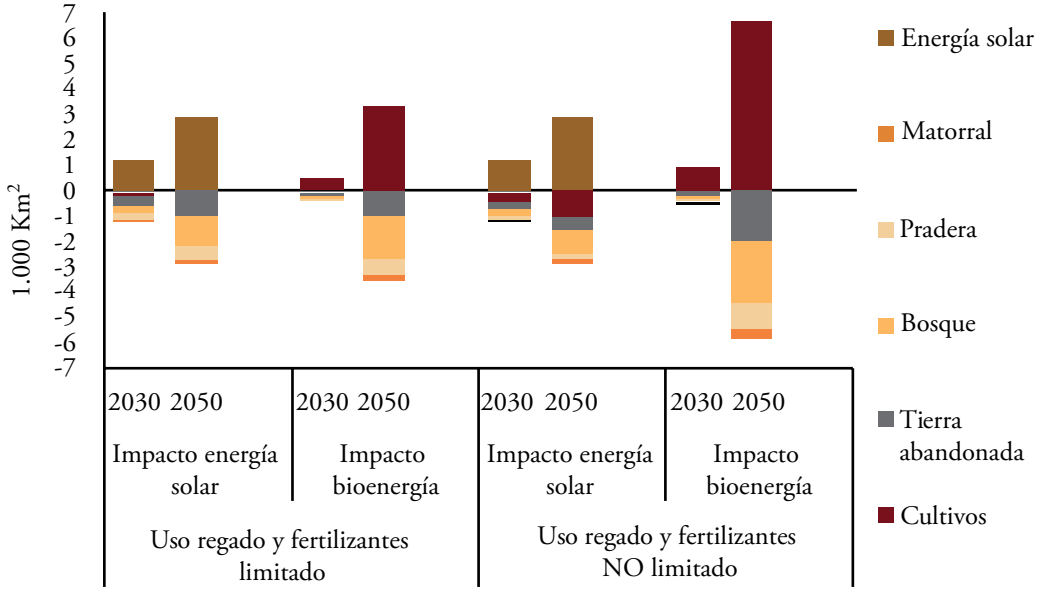


En lugar de mostrar la ocupación absoluta de la tierra como en el gráfico 2, el gráfico 3 muestra el impacto que tendría el uso por separado de la energía solar y la bioenergía en España sobre la cobertura total de la tierra en los años 2030 y 2050. Dado que la bioenergía puede comercializarse internacionalmente, los límites al uso de agua para riego y al uso de fertilizantes limitan significativamente la producción adicional impulsada por la demanda nacional de bioenergía y, por lo tanto, el efecto sobre la cubierta terrestre en España.

En cambio, el impacto total sobre la cubierta terrestre de la energía solar es el mismo en ambos escenarios, pero los tipos de suelo que reemplaza directa o indirectamente son muy diferentes. Potencialmente de un modo contraintuitivo, más

Gráfico 3

Impacto aislado de la energía solar y de la biomasa en la cobertura del suelo en España, para los años 2030 y 2050, y para escenarios con y sin límites en el uso de fertilizantes y agua para riego



tierras de cultivo serán reemplazadas (y lo serán relativamente menos de tierras naturales y abandonadas) por la energía solar en un escenario sin límites sobre el uso de agua de riego y fertilizantes. Esto puede explicarse por la tendencia proyectada por el modelo de que, en ausencia de tales restricciones ambientales, se cultivará una mayor cantidad de tierra "marginal" (actualmente natural o abandonada) para uso agrícola con tasas de beneficio marginales, usando fertilizantes y potencialmente agua de riego. Sin embargo, las crecientes necesidades de tierras llanas para energía solar convencerían a los propietarios de esas tierras marginales para alquilar sus tierras a empresas energéticas en lugar de mantenerlas/utilizarlas para fines agrícolas. En presencia de límites legales al uso de agua de riego y fertilizantes, tales tierras nunca serían cultivadas, ya que su rentabilidad sería demasiado baja. En este caso, estas tierras se alquilarán directamente a las empresas energéticas para el uso de energía solar, si existiera dicha demanda.

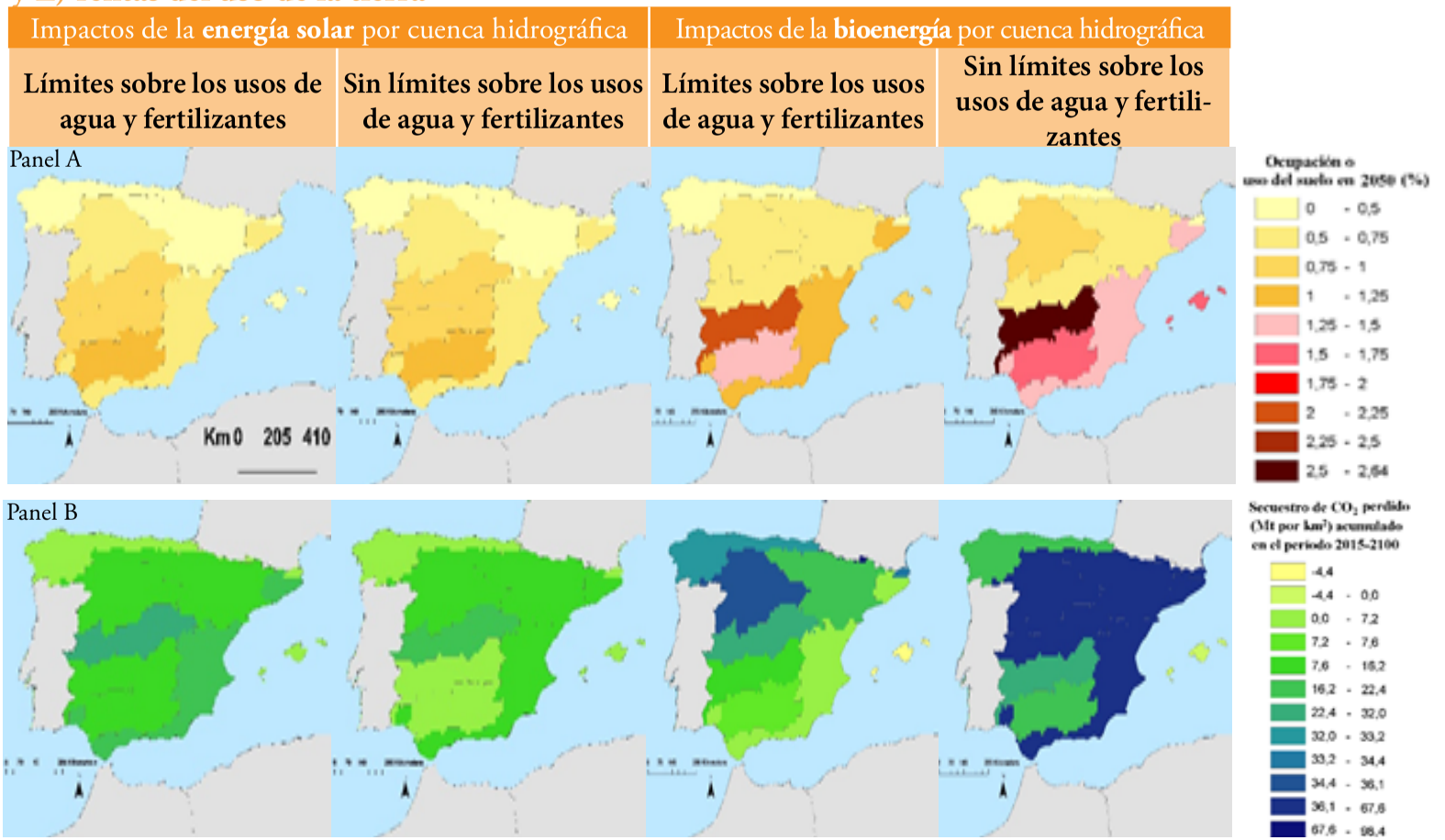
Así, por lo tanto, de acuerdo con los resultados obtenidos, la penetración de la energía solar y de la biomasa en el sistema energético español tendrá consecuencias para el uso del suelo rural. Estas consecuencias se diversificarán geográficamente, ya que las diferentes regiones tienen diferentes potenciales de productividad. El panel A del mapa 2 muestra los impactos estimados del escenario de penetración "media" para la energía solar y de la biomasa en España. Debido a la relativamente baja productividad para la producción de energía solar y de la biomasa en la costa del Atlántico norte (ver panel B y C del mapa 1), la tierra apenas se utilizará para fines de energía renovable. Por el contrario, la tierra rural en las regiones de Extremadura, Andalucía y Castilla-La Mancha se comercializará intensamente con fines de energía renovable (con una ocupación total de la tierra que aumenta del 2% al 3% de su territorio total), a consecuencia de la demanda interior adicional de estas fuentes de energía renovables con la descarbonización del sistema energético.

3.2. Cobeneficios y efectos secundarios negativos

Al ocupar grandes extensiones de tierra, a menudo compitiendo con tierras agrícolas, la energía solar y la bioenergía también tendrán un impacto en muchos

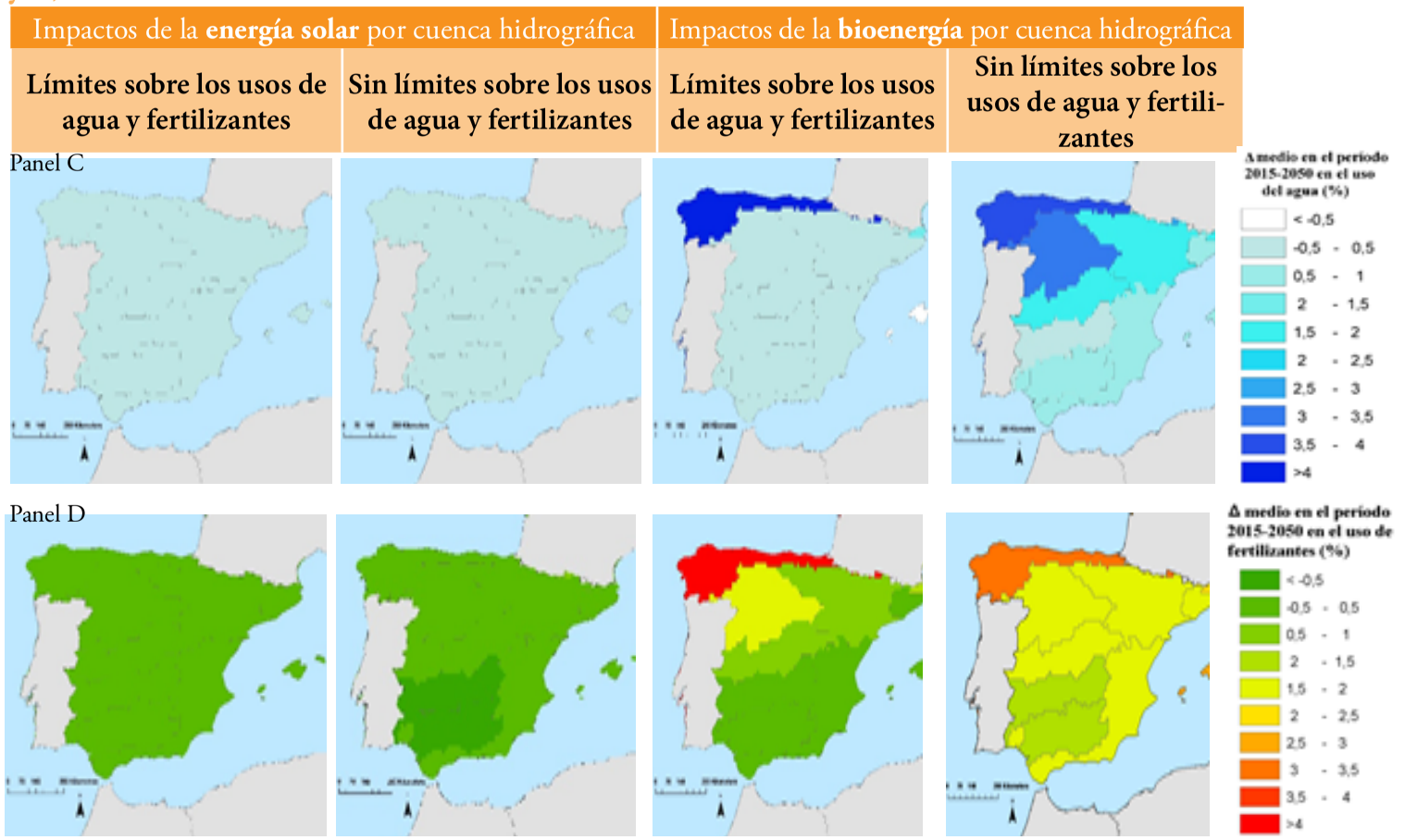
Mapa 2

Impactos de la penetración de la energía solar y bioenergética por cuenca hidrográfica en España para A) ocupación de tierras, B) secuestro de carbono, C) uso de agua de riego, D) uso de fertilizantes y E) rentas del uso de la tierra



Mapa 2 (continuación)

Impactos de la penetración de la energía solar y bioenergética por cuenca hidrográfica en España para A) ocupación de tierras, B) secuestro de carbono, C) uso de agua de riego, D) uso de fertilizantes y E) rentas del uso de la tierra

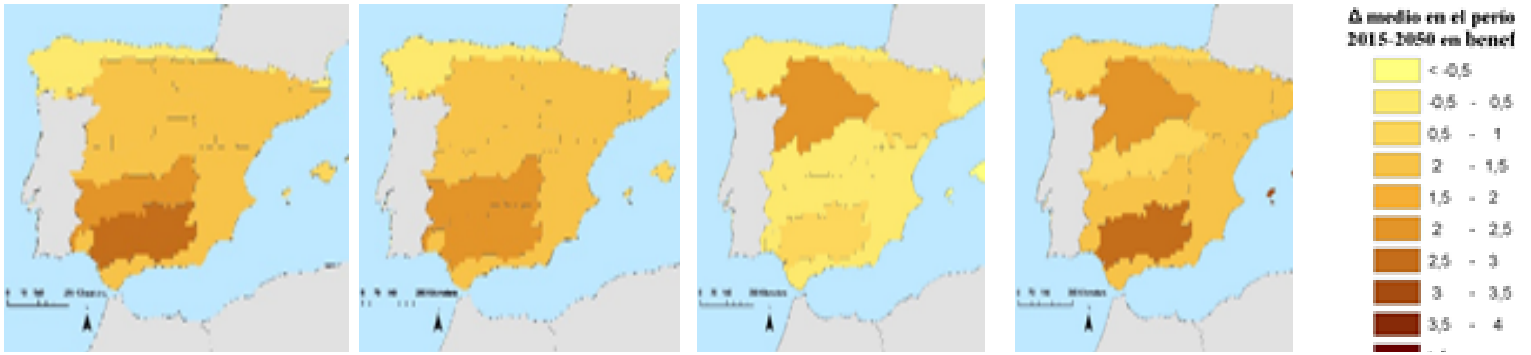


Mapa 2 (continuación)

Impactos de la penetración de la energía solar y bioenergética por cuenca hidrográfica en España para A) ocupación de tierras, B) secuestro de carbono, C) uso de agua de riego, D) uso de fertilizantes y E) rentas del uso de la tierra

Impactos de la **energía solar** por cuenca hidrográfica		Impactos de la **bioenergía** por cuenca hidrográfica	
Límites sobre los usos de agua y fertilizantes	**Sin límites sobre los usos de agua y fertilizantes**	**Límites sobre los usos de agua y fertilizantes**	**Sin límites sobre los usos de agua y fertilizantes**

Panel E



otros indicadores que están fuertemente (positiva o negativamente) relacionados con el uso de la tierra rural, como las emisiones de LUC, las rentas de la tierra y el uso de fertilizantes y agua.

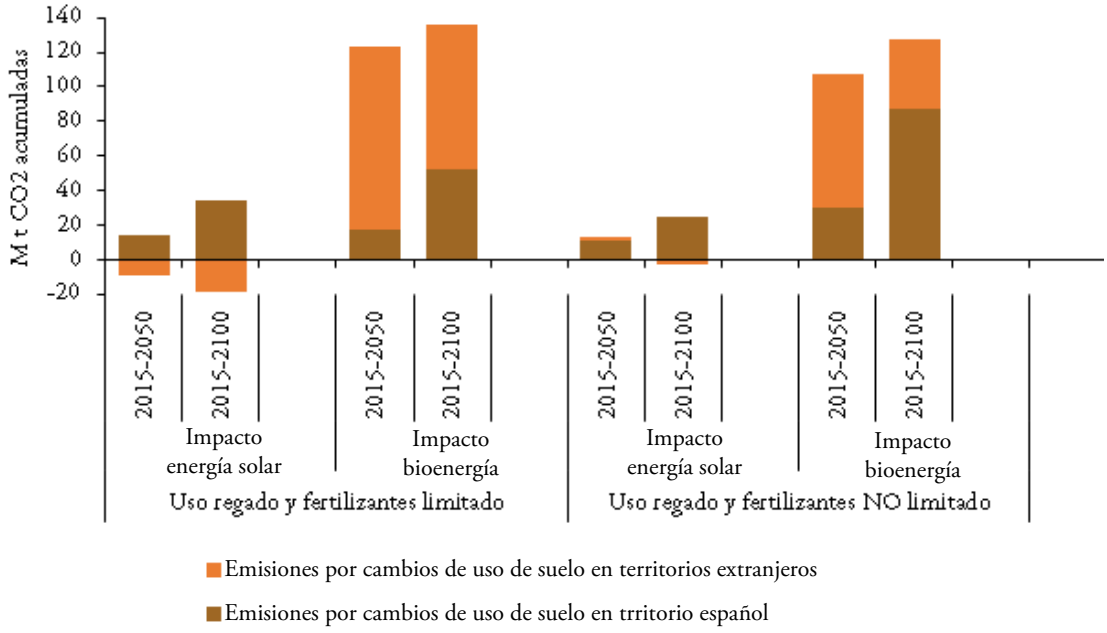
3.2.1. Secuestro de carbono

La ocupación de la tierra para producir energía solar y bioenergética, sin la reducción de la demanda mundial de productos agrícolas, intensifica la competencia por la tierra y reemplaza las formas naturales de uso de la tierra, como bosques, praderas y matorrales. Esto puede suceder directamente si la tierra natural se convierte directamente en tierra comercial, o indirectamente si las tierras de cultivo se utilizan para energía solar o de la biomasa, y en otro lugar, ya sea dentro del mismo territorio o no, la tierra natural se convierte en tierras de cultivo para satisfacer la demanda agrícola global. O también esto puede ocurrir si el uso de tierras abandonadas o tierras de cultivo marginales para energía solar o bioenergética evita que esas tierras más adelante se conviertan en bosques. El gráfico 4 muestra el impacto aislado que los objetivos de penetración de energía solar y de bioenergía en España tienen en las emisiones por cambios de uso de la tierra (LUC), dentro y fuera de España, mediante la liberación de carbono secuestrado en espacios naturales o evitando el secuestro de carbono. La razón principal por la que la penetración de bioenergía conduce a emisiones de LUC fuera de España es que la bioenergía se puede comercializar a grandes distancias y, por lo tanto, las mayores demandas de bioenergía en España conducirían a la transformación de los usos del suelo en otros lugares. En cambio, la penetración de la energía solar en España solo tiene efectos indirectos en LUC fuera de España, y en su mayoría impactos positivos, ya que la reducción de la silvicultura en España incentivará la forestación con fines comerciales en otras regiones. Por otro lado, los impactos sobre el secuestro de carbono en España son relativamente comparables entre la energía solar y la bioenergía, en todos los escenarios.

Como se mostraba en el gráfico 2, existe una tendencia a la reforestación en España, razón por la cual una parte importante de las emisiones de LUC en España están relacionadas con la ocupación de tierras que de otro modo serían forestadas. El secuestro de carbono de los nuevos bosques puede continuar a lo largo de muchas décadas, por lo que el impacto de la energía solar y la bioenergía en el secuestro de carbono en España es mucho mayor si se tiene en cuenta

Gráfico 4

Impacto aislado de la energía solar y la bioenergía en las emisiones generales de CO_2 relacionadas con LUC, dentro y fuera de España, durante el período de la política (2015-2050) e incluyendo los impactos derivados hasta 2100



el secuestro que ocurre o deja de ocurrir (según escenarios) después del período de la política (como es el período 2050-2100). Las limitaciones medioambientales al uso de agua de riego y fertilizantes reducen significativamente las emisiones de LUC (teniendo en cuenta todas ellas hasta 2100) relacionadas con la bioenergía en España, pero aumentan ligeramente el impacto de la energía solar en España.

Como se puede ver en el panel B del mapa 2, el secuestro de carbono evitado debido al impacto de la energía solar y la bioenergía se distribuye de manera bastante uniforme en los territorios españoles. Pero si los usos de agua de riego y de los fertilizantes se restringen, los mayores impactos de la energía solar se centran en la cuenca del Tajo, y los de bioenergía en la cuenca del Duero.

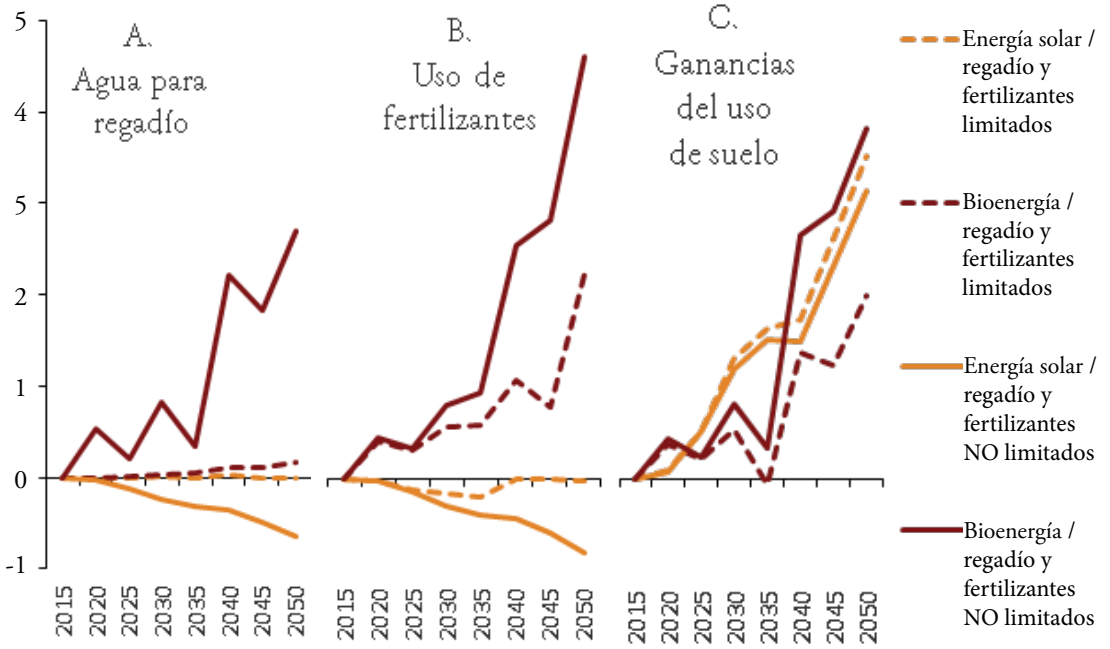
3.2.2. Usos de agua para regadío y de fertilizantes

El uso de la tierra para la agricultura va de la mano del uso de agua de riego y fertilizantes, que en general mejoran la producción potencial de los cultivos por unidad de tierra, aumentando la rentabilidad del uso de la tierra. Los gráficos 5A y 5B muestran el uso de agua de riego y fertilizantes relacionados con la penetración de la energía solar y la bioenergía a lo largo de los años hasta 2050. Claramente, en un escenario donde el uso de esos insumos o *inputs* está limitado para fines ambientales, el impacto de la energía solar y la bioenergía sobre sus usos es marginal. Sin embargo, el gráfico muestra los impactos relevantes de la energía solar y la bioenergía en el uso de estos insumos productivos para la agricultura cuando tales límites no son impuestos.

Gráfico 5

Impacto de la penetración de la energía solar y bioenergía en el uso de agua para riego y de fertilizantes en usos de tierra comerciales, y beneficios totales derivados del uso del suelo en España

(Porcentaje)



Como la producción de bioenergía es una práctica agrícola, los cultivos de bioenergía que se cultivan en la tierra también requieren fertilización para lograr márgenes de beneficio rentables. Por lo tanto, la penetración de la bioenergía aumentaría significativamente el uso de fertilizantes en España, lo que puede conducir a mayores niveles de eutrofización. En cambio, el uso de tierras agrícolas para energía solar evita la necesidad de fertilizantes (ya que la tierra para energía solar no necesita ser fertilizada), aliviando los riesgos potenciales de eutrofización. Se pueden ver efectos similares para el uso del agua: como la energía solar requiere solo de pequeñas cantidades de agua en su funcionamiento, la conversión de tierras de cultivo irrigadas a tierras solares reduce la necesidad total de agua. En cambio, los cultivos de bioenergía también necesitan riego en muchos casos (aunque significativamente menos que la mayoría de otros cultivos), lo que se traduce también en una subida de las necesidades totales de agua en escenarios con alta penetración de bioenergía. Estos aumentos de necesidades de agua son, no obstante, más moderados que los de fertilizantes.

Además, estos efectos no se extienden por igual en el territorio español, como se puede ver en los paneles C y D del mapa 2. Algunas regiones como el noroeste español muestran aumentos relevantes porcentualmente en el uso del agua, debido al desplazamiento de cierta producción agraria hacia esas zonas con las limitaciones de aplicación de N y de expansión de regadío (en cierto modo, revirtiendo los cambios históricos, ver *e.g.* Cazcarro, Martín-Retortillo y Serrano, 2019). Manteniendo la misma escala, cabe observar cómo en un escenario de expansión de bioenergía sin límites se verían aumentos bastante importantes de uso de agua en numerosas cuencas (eso sí, en muchos casos llevando a porcentajes de uso con respecto a disponibilidad elevados, agotando incluso más los recursos de agua subterráneos). En concreto, estos se verían igualmente en las cuencas del noroeste (3,5%), pero también de forma importante en la cuenca del Duero (3% de aumento), y del Ebro y del Tajo (en torno al 1,6% en cada una). En el mapa destaca también (en color verde) la ligera reducción proyectada en el uso del agua en la cuenca del Guadiana.

En lo que respecta al uso de fertilizantes, la expansión de bioenergía sin introducir el escenario de limitaciones genera aumentos en el uso de fertilizantes entre el 1,2% y el 3,3%. Especialmente importantes son los aumentos en las cuencas del

noroeste (3,3%), en las islas Baleares (2,78%), en las cuencas del sureste (1,85%), en la cuenca del Duero (1,76%), en la cuenca del Ebro (1,639%), en la cuenca del Tajo (1,79%). La expansión de bioenergía con límites muestra el máximo de aumento de porcentaje (5,2%) para el caso de las cuencas del noroeste, dado que no existen límites allí, donde el uso de fertilizantes es actualmente bajo, y no se halla exceso de nitratos relevante en el agua subterránea (Eugercios Silva, Álvarez-Cobelas y Montero González, 2017). Sin embargo, se muestra cómo el uso de fertilizantes tiene que ser mucho más bajo en las islas Baleares (-0,14% en vez de 2,78% sin límites), en las cuencas del sureste (0,18% en vez de 1,85% sin límites), en la cuenca del Ebro (0,69% en vez de 1,639% sin límites), en la cuenca del Tajo (0,94% en vez de 1,79% sin límites).

En un escenario sin límites, la ligera reducción en el uso de agua de riego y fertilizantes debido a la penetración de la energía solar se puede asignar predominantemente a las áreas rurales del sur de España; lo cual podría ser conveniente debido a que en estas áreas los impactos ambientales suelen ser relativamente más altos, especialmente en términos de usos de agua.

3.2.3. Rentas económicas del uso de la tierra

Si bien la penetración de la energía solar y bioenergía en España podría generar importantes emisiones de LUC, también implicarían significativos aumentos en los beneficios o rentas derivadas del uso de la tierra dentro de España (ver el gráfico 5c). Las crecientes ganancias se logran mediante la comercialización de tierras actualmente abandonadas o naturales, impulsadas por la mayor demanda de tierras para producir energía renovable. De acuerdo con la modelización, se espera que la penetración de la energía solar aumente las ganancias promedio del uso de la tierra en aproximadamente un 1,2% para 2030, y un 3,2% para 2050. El impacto de la bioenergía es marginal en 2030, mientras que el impacto en 2050 depende en gran medida de si el uso del agua para regadío y los fertilizantes están limitados: sin tales restricciones, la creciente demanda de bioenergía podría aumentar las ganancias en casi un 4%. Con tales limitaciones, una gran parte de estos beneficios se lograrían fuera de España. Para poner en perspectiva estos cambios relativos en las rentas del uso del suelo en España, el gráfico 6 muestra

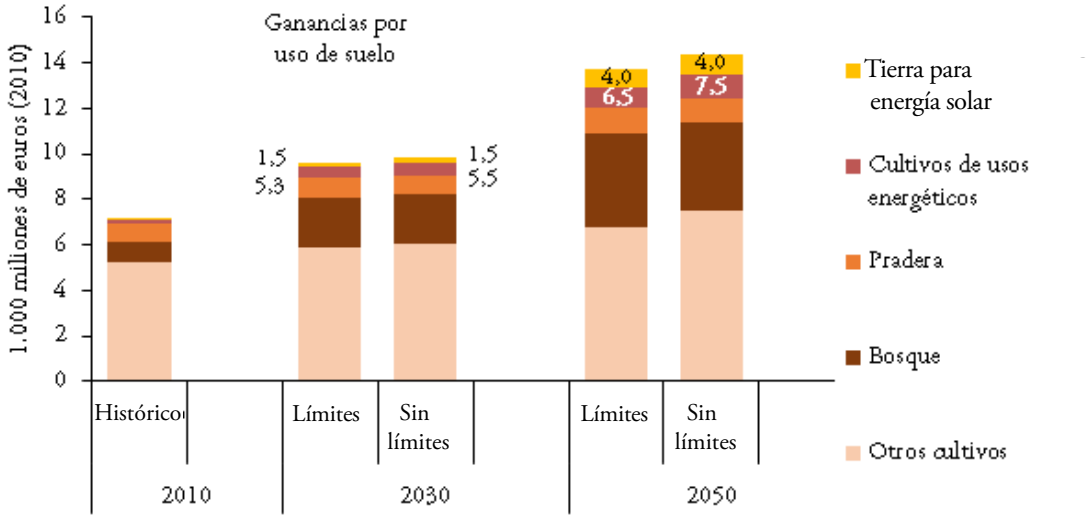
las rentas del uso de suelo proyectadas a lo largo del tiempo, por categoría de uso del suelo. Además de la tendencia general de aumentar las rentas de la tierra, principalmente debido al aumento significativo de los productos forestales comerciales de 2010 a 2050, se muestra que la energía renovable proporcionaría alrededor del 7% de las rentas totales en 2030, y del 10,5-11,5% en 2050. Comparando el gráfico 6 con el gráfico 5, se observa que las rentas del uso de la tierra de la demanda de bioenergía están solo parcialmente relacionadas con la demanda de bioenergía en España. En cambio, se espera que este sector crezca de todos modos, debido a la creciente demanda internacional de bioenergía.

El primer gran resultado diferencial (con respecto a lo visto hasta ahora) es que para el escenario de energía solar las rentas resultan mayores cuando existen límites al uso de fertilizantes y expansión de regadío. La principal razón de esto es que con los límites las rentas de la agricultura no son tan elevadas y se favorecen los

Gráfico 6

Proyección de rentas totales del uso del suelo comercial en España (por categoría de uso del suelo)

(Porcentaje)



usos alternativos de la tierra agraria, en este caso para energía solar. Esto se produce en general para todas las regiones (ver el panel E del mapa 2), destacándose el importante aumento de rentas cuando se establecen límites de las islas Baleares (+34%), cuencas del Duero (+17%), Guadalquivir (17%), noroeste (17%), Ebro (13%), y Tajo y Guadiana (en ambas 8%). En general, las cifras muestran que la mayoría de los aumentos de rentas de la tierra relacionadas con la energía solar son obtenidos por los propietarios de tierras en las zonas rurales del sur, predominantemente en las cuencas del Guadiana y del Guadalquivir, en las que los beneficios promedio de 2015 a 2050 aumentan alrededor del 2,5% (correspondiente a aproximadamente un 2,3% en 2030 y un 5,4% en 2050 para ambas cuencas). La demanda interna adicional de bioenergía beneficia principalmente a los propietarios de tierras en la cuenca del Duero y, en ausencia de restricciones para el uso de fertilizantes y agua para riego, en la cuenca del Guadalquivir.

4. DISCUSIÓN DE LAS IMPLICACIONES Y LIMITACIONES DE LOS RESULTADOS

La descarbonización de la economía española requiere una mayor proporción de energía renovable en el *mix* energético. Sin embargo, las tecnologías que aprovechan las fuentes de energía renovables se caracterizan por una densidad de energía de varios órdenes de magnitud inferior a la de los combustibles fósiles (Capellán-Pérez, De Castro y Arto, 2017). Por lo tanto, tal transición energética inevitablemente dejará una huella en el uso de la tierra, dentro y fuera de las fronteras españolas. Es importante tener en cuenta el impacto de las estrategias de descarbonización en el uso de la tierra, y tratar de evitar los efectos secundarios negativos de tales transiciones, al tiempo que se refuerzan los beneficios colaterales o cobeneficios.

Además de los indicadores medidos en el estudio, el despliegue renovable también tiene otros efectos que son más difíciles de cuantificar, como el impacto estético en el paisaje (Prados, 2010). Como los cultivos de bioenergía pueden verse como una práctica agrícola cotidiana, independientemente de su mayor tasa de penetración en el uso del suelo, el impacto visual probablemente será menor que la penetración del uso de suelo para energía solar. Finalmente, existen otros

posibles impactos, más de gestión en microescala, que pueden generar nuevos proyectos. Así por ejemplo ya se está considerando en España algún proyecto de planta fotovoltaica que por ser declarado de interés público necesitaría de tierras agrícolas, generando gran oposición o conflicto.

En cuanto a las limitaciones, al usar un IAM existente para estudiar los posibles impactos en el uso del suelo de la expansión de la energía solar, estamos sujetos a las limitaciones de este modelo. Por ejemplo, no hemos podido tener en cuenta la idoneidad de la tierra para la energía solar limitada por la pendiente o la protección legal de la tierra (Deng *et al.*, 2015). Por lo tanto, asumimos implícitamente que las hectáreas que se convierten para energía solar en nuestros escenarios son realmente adecuadas para albergarla. Por el contrario, hay tierras aptas para la energía solar, pero no para cultivos comerciales o bosques, como matorrales secos y desiertos, que se supone que están excluidos de la competencia de uso. Otra limitación del modelo similar es que no podemos rastrear cuál es el uso anterior de la tierra convertida en tierra solar. El uso anterior es relevante para determinar el secuestro de carbono en la parcela de tierra solar (por ejemplo, las placas solares colocada en pastizales a menudo mantendrán la hierba y el suelo subyacente, con una cantidad relativamente grande de carbono secuestrado, no afectada). Por defecto, suponemos que las reservas (*stock*) de carbono en tierras para energía solar son iguales a las de las tierras de cultivo abandonadas (ligeramente más altas que las tierras de cultivo, pero significativamente más bajas que las tierras de pasto).

También habría sido interesante tener una mayor resolución geográfica en términos de cuencas hidrográficas: las cuencas como el Júcar y el Segura están específicamente afectadas por la escasez de agua y la contaminación por nitrógeno, pero estos casos específicos se desvanecen a medida que estas cuencas se incluyen aquí en un agregado mayor de cuenca ("costa sur y este"). Desafortunadamente, el modelo está diseñado para funcionar a escala global, y las cuencas más pequeñas en todas las regiones se agrupan. Finalmente, no hemos tenido en cuenta el potencial para integrar sistemas solares en suelos agrícolas, que es una técnica que actualmente se encuentra en estado de investigación y desarrollo, y de la cual el rendimiento a gran escala es incierto (Amaducci, Yin y Colauzzi, 2018; Dupraz *et al.*, 2011).

5. CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

El trabajo ha puesto de manifiesto cómo, también para España, la demanda de suelo para energías renovables, en particular la solar y bioenergía, pueden no ser irrelevantes (como se consideraba en general hasta ahora) en un futuro descarbonizado (con bajas emisiones de efecto invernadero) en España. Calculamos para una selección de escenarios de penetración de estas energías renovables hasta 2050 (teniendo en cuenta los niveles de penetración asumidos en el Plan Nacional Integrado de Energía y Clima español hasta 2030) los requisitos potenciales de tierra e impactos relacionados, como las emisiones generadas con el cambio de uso de la tierra, las rentas generadas, la aplicación de nitrógeno y las extracciones de agua. Haciendo uso de un modelo de evaluación integrado (*IAM*, en inglés) global llamado *GCAM* (*Global Change Assessment Model*), aplicamos métodos novedosos para desagregarlo y regionalizarlo para las cuencas hidrográficas españolas, y para tener en cuenta la "competencia" por el uso del suelo, no solo de la agricultura, ganadería, suelo urbanizado, etc., sino también de estas citadas energías renovables (en especial con el desarrollo de un módulo en el modelo de uso de tierra con energía solar). Así, hacemos uso de esta ampliación del modelo que vincula los sistemas socioeconómico, energético, terrestre, hídrico y climático.

Como resultado obtenemos que con un nivel de penetración del 45% en el *mix* de electricidad en España, la energía solar puede ocupar cerca de 1% de la tierra total en España. Se prevé que el uso de bioenergía en esta transición pueda aumentar aún más la cantidad de tierra requerida para fines energéticos en otro 1% del total de la tierra en España (además del +/-3% adicional de tierra dedicada a la bioenergía, debido al aumento de la demanda internacional de bioenergía). Debido a las condiciones relativamente buenas para la producción de energía solar y de la biomasa, es más probable que se transforme con fines energéticos la tierra en las zonas rurales del sur de España, predominantemente en Extremadura, Andalucía y Castilla-La Mancha. Se espera que la creciente demanda de energía solar y bioenergía, y sus necesidades de tierra relacionadas, eviten el secuestro de carbono en el territorio español en aproximadamente 31-42 millones de toneladas de CO_2 entre 2015 y 2050, y en otros 78-97 millones de toneladas en territorios extranjeros, principalmente debido a la demanda de bioenergía. Es importante tener en cuenta este vínculo, ya que las estrate-

gias de descarbonización para el sistema energético tienden a asumir una cierta contribución del secuestro de carbono por parte de los usos de suelo, pero este estudio muestra que estos sectores no son independientes de otros y que por lo tanto pueden tener ese efecto perjudicial.

El modelo sin limitaciones con respecto al uso del agua o la aplicación de fertilizantes en la agricultura nos llevaba a resultados en los que el uso de tierra para la producción de cultivos, incluida la bioenergía, aumenta significativamente, incrementando de forma notable el uso de agua y fertilizantes. Además de las consecuencias ambientales potencialmente negativas, el mayor uso de la tierra con fines comerciales aumenta las rentas relacionadas con el uso de la tierra en torno al 4% en promedio entre 2015 y 2050 como resultado de la demanda española de energía solar y bioenergía.

Cuando introducimos la limitación a la expansión del regadío de acuerdo con los planes hidrológicos (MITECO, 2018), además de al uso de fertilizantes, el uso de la tierra para la producción de bioenergía en España disminuye significativamente, lo que hace que los objetivos españoles de bioenergía en el *mix* energético sean menos relevantes para el sistema terrestre español, ya que se importará una mayor proporción de bioenergía. Dichos límites reducen las rentas generales del uso de la tierra y el impacto de la demanda de bioenergía española en las rentas de la tierra. En todo caso las rentas relacionadas con el aumento de la demanda de energía solar tienen un impacto relativamente mayor en las rentas totales, ya que esta fuente de energía requiere tierra, pero relativamente poca agua, y nada de insumos de fertilizantes.

Otro escenario para analizar en el futuro que creemos que puede tener cierto impacto sobre el uso de la tierra es el de la menor disponibilidad de agua en el futuro, estimada a partir de la literatura relevante (*e.g.* CEDEX/Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, CEDEX, 2013). En todo caso, la modelización de *GCAM* no estará exenta de problemas, en términos de mantenimiento de las preferencias en el escenario base (*baseline*), el tratamiento en el modelo de la posibilidad de sustituir agua de escorrentía (*runoff*) por agua subterránea (*groundwater*), etcétera.

Por otro lado, cuando introducimos las limitaciones de uso de fertilizantes (en particular el nitrógeno), simplemente fijándolo en niveles de 2005, lo cual supone unas 130 mil toneladas de N menos, ya encontramos cambios en la distribución. Así, por ejemplo, si en un escenario sin limitaciones buena parte de biomasa se ubicaría en las islas Baleares, si se limita ya no se situaría la producción de bioenergía allí, desplazándose a otros lugares.

Extensiones de este artículo por esta vía pueden ser explorar los cambios que se esperan en el uso del suelo y sus costes con aún mayores limitaciones en la agricultura. Ello se justifica en que limitarlo a los niveles de 2005 no resolvería ni mucho menos los problemas de exceso de nitrógeno. Ya en el artículo de Ruiz, 2007, el gráfico 6 (basado en la base de datos EQMAS, 2006, elaborada por el IGME (2006)) mostraba un contenido en nitratos por CC.AA. en el que claramente más del 40% de los puntos de medición de La Rioja y Navarra, más del 30% de los puntos de la Comunidad Valenciana y Extremadura, y en torno al 20% de los puntos en Aragón, Andalucía, Murcia y País Vasco, indicaban cantidades superiores a 50g/l (el máximo aceptado por la Directiva Marco del Agua, 2000). A partir de buena parte de esta información en la figura 3 de Eugercios Silva *et al.* (2017) se muestran las masas de agua subterránea contaminadas por nitratos en 2015, revelando cómo hay niveles preocupantes de contaminación, además de en las provincias citadas, en general en todas las de la costa de Cataluña, Comunidad Valenciana, pero también en gran parte de las provincias de Castilla-La Mancha y Andalucía, Badajoz (Extremadura) y varias provincias por las que discurre el río Ebro.

En definitiva, las energías renovables están creciendo de forma notable, en buena medida por la combinación de un aumento de demanda y de los retos y de la ambición en la UE y España por incrementar su peso. Como hemos visto, la ocupación de suelo por energía solar y de la biomasa pueden ocupar hasta el 0,9% y el 3,7% de la tierra total en España. Curiosamente en el caso de la solar incluso puede llegar a ser ligeramente mayor bajo escenarios de mayor limitación (natural, por reducción de disponibilidad de agua, o impuesta normativamente, *e.g.* por limitación a la expansión de regadíos, al uso de fertilizantes, etc.) de las actividades agrarias, que en muchos casos son un uso alternativo (prioritario, si la actividad es más rentable) de los mismos espacios.

Hasta la fecha, el uso de la tierra para energía renovable es insignificante en comparación con otros usos humanos de la tierra. Sin embargo, los resultados obtenidos muestran que, en escenarios futuros con un sistema eléctrico en gran parte descarbonizado, las altas tasas de penetración de energía solar y de la biomasa requerirían que se ocupasen cantidades significativas de suelo con paneles solares, heliostatos y cultivos energéticos. Por lo tanto, las políticas mediante las cuales se decide la ubicación para la energía renovable deben evitar impactos adversos sobre la tierra y posiblemente limitar la competencia por los suelos agrarios rurales. Por ejemplo, aprovechando en lo posible su ubicación en áreas urbanas y tierras cultivables degradadas (Hernandez *et al.*, 2015), o instalando parques solares en pastos actuales y manteniendo el carbono secuestrado en los suelos, *e.g.* permitiendo el pastoreo extensivo de animales (Armstrong *et al.*, 2016). Los resultados de este estudio también indican que los estándares mínimos de eficiencia para los módulos solares ayudan a reducir los requerimientos de uso de suelo para energía solar y a limitar la competencia por la tierra. Finalmente, el uso de la tierra para energía solar también puede verse como una forma de adaptación a los impactos que el cambio climático ejerce sobre los recursos hídricos: los propietarios de la tierra pueden proteger sus rentas gracias a proyectos de energía solar en el caso de que el valor agrícola de sus tierras disminuya debido a la escasez regional de agua.

REFERENCIAS

Adeh, E. H., Good, S. P., Calaf, M. y Higgins, C .W. (2019). Solar PV power potential is Greatest over croplands. *Sci. Rep.*, 9, pp. 1–6.

Agroinformación. (2020). Denuncian la indefensión de 217 pequeños agricultores a los que Iberdrola va a expropiar con el respaldo del Gobierno.

Amaducci, S., Yin, X. y Colauzzi, M. (2018). Agrivoltaic systems to optimise land use for electric energy production. *Appl. Energy*, 220, pp. 545–561. Disponible en: https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2018.03.081

Arévalo, L. F., Torres, J., Nalvarte, J. y Ramírez, Y. (2008). Impactos socioeconómicos de la producción de biocombustibles en la Amazonía peruana.

Armstrong, A., Ostle, N. J. y Whitaker, J. (2016). Solar park microclimate and vegetation management effects on grassland carbon cycling. *Environ. Res. Lett.*, 11, 74016.Disponible en: https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/7/074016

Banse, M. y Sorda, G. (2009). Impact of different biofuel policy options on agricultural production and land use in Germany. Contrib. Pap. GeWiSoLa, pp. 1–16.

Calvin, K., Patel, P., Clarke, L., Asrar, G., Bond-Lamberty, B., Cui, R.Y., Di Vittorio, A., Dorheim, K., Edmonds, J. y Hartin, C. (2019). GCAM v5. 1: representing the linkages between energy, water, land, climate, and economic systems. *Geosci. Model Dev.,* 12.

Calvin, K., Wise, M., Kyle, P., Patel, P., Clarke, L. y Edmonds, J. (2014). Trade-offs of different land and bioenergy policies on the path to achieving climate targets. *Clim. Change,* 123, pp. 691–704. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s10584-013-0897-y

Capellán-Pérez, I., de Castro, C. y Arto, I. (2017). Assessing vulnerabilities and limits in the transition to renewable energies: Land requirements under 100% solar energy scenarios. *Renew. Sustain. Energy Rev.,* 77, pp. 760–782. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.137

Cazcarro, I., Martín-Retortillo, M. y Serrano, A. (2019). Reallocating regional water apparent productivity in the long term: methodological contributions and application for Spain. *Reg. Environ. Chang.*, 19, pp. 1455–1468. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s10113-019-01485-9

CEDEX. (2013). Estudio de los impactos del cambio climático en los recursos hídricos y las masas de agua - Informe Final. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Ministerio de Fomento, España. Disponible en: https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004

Comisión Europea. (2010). La Directiva de nitratos de la UE.

Daniel, R. (2019). Fiebre por la tierra agrícola para montar huertos solares. *El Econ*.

De Castro, C., Mediavilla, M., Miguel, L. J. y Frechoso, F. (2013). Global solar electric potential: A review of their technical and sustainable limits. *Renew. Sustain. Energy Rev.,* 28, pp. 824–835. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.040

De Marco, A., Petrosillo, I., Semeraro, T., Pasimeni, M. R., Aretano, R. y Zurlini, G. (2014). The contribution of Utility-Scale Solar Energy to the global climate regulation and its effects on local ecosystem services. *Glob. Ecol. Conserv.,* 2, pp. 324–337. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.10.010

De Vries, B .J. M., van Vuuren, D. P. y Hoogwijk, M. M. (2007). Renewable energy sources: Their global potential for the first-half of the 21st century at a global level: An integrated approach. *Energy Policy,* 35, pp. 2590–2610. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.enpol.2006.09.002

Deng, Y. Y., Haigh, M., Pouwels, W., Ramaekers, L., Brandsma, R., Schimschar, S., Grözinger, J. y de Jager, D. (2015). Quantifying a realistic, worldwide wind and solar electricity supply. *Glob. Environ. Chang.*, 31, pp. 239–252. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.01.005

Denholm, P. y Margolis, R. M. (2008). Land-use requirements and the per-capita solar footprint for photovoltaic generation in the United States. *Energy Policy*, 36, pp. 3531–3543. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.05.035

Dias, L., Gouveia, J.P., Lourenço, P. y Seixas, J. (2019). Interplay between the potential of photovoltaic systems and agricultural land use. *Land use policy,* 81, pp. 725–735. Disponible en: https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2018.11.036

Don, A., Osborne, B., Hastings, A., Skiba, U., Carter, M.S., Drewer, J., Flessa, H., Freibauer, A., Hyvönen, N., Jones, M. B., Lanigan, G. J., Mander, Ü., Monti, A., Djomo, S. N., Valentine, J., Walter, K., Zegada-

Lizarazu, W. y Zenone, T. (2012). Land-use change to bioenergy production in Europe: implications for the greenhouse gas balance and soil carbon. *GCB Bioenergy*, 4, pp. 372–391. Disponible en: https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01116.x

Dupraz, C., Marrou, H., Talbot, G., Dufour, L., Nogier, A. y Ferard, Y. (2011). Combining solar photovoltaic panels and food crops for optimising land use: Towards new agrivoltaic schemes. *Renew. Energy,* 36, pp. 2725–732. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.03.005

Eugercios Silva, A. R., Álvarez-Cobelas, M. y Montero González, E. (2017). Impactos del nitrógeno agrícola en los ecosistemas acuáticos. *Ecosistemas,* 26, pp. 37–44. Disponible en: https://doi.org/10.7818/ECOS.2017.26-1.06

Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S. y Hawthorne, P. (2008). Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. *Science* (80-.). 319, pp. 1235–1238. Disponible en: https://doi.org/10.1126/science.1152747

Field, C. B., Campbell, J. E. y Lobell, D. B. (2008). Biomass energy: the scale of the potential resource. *Trends Ecol. Evol*. 23, pp. 65–72. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.12.001

Fraunhofer Institute for Solar Energy Systems. (2018). *Photovoltaics Report.*

García, P. A. M. y Domingo, M. T. N. (2009). *Descripción, evolución y retos del sector de los biocombustibles*.

Gasparatos, A., Doll, C. N. H., Esteban, M., Ahmed, A. y Olang, T. A. (2017). Renewable energy and biodiversity: Implications for transitioning to a Green Economy. *Renew. Sustain. Energy Rev*. 70, pp. 161–184. Disponible en: https://doi.org/10.1016/J.RSER.2016.08.030

González-Eguino, M., Capellán-Pérez, I., Arto, I., Ansuategi, A. y Markandya, A. (2017). Industrial and terrestrial carbon leakage under climate

policy fragmentation. *Clim. Policy,* 17, S148–S169. Disponible en: https://doi.org/10.1080/14693062.2016.1227955

Grandell, L. y Höök, M. (2015). Assessing rare metal availability challenges for solar energy technologies. *Sustain.*, 7, pp. 11818–11837. Disponible en: https://doi.org/10.3390/su70911818

Hernandez, R. R., Easter, S. B., Murphy-Mariscal, M. L., Maestre, F. T., Tavassoli, M., Allen, E. B., Barrows, C. W., Belnap, J., Ochoa-Hueso, R., Ravi, S. y Allen, M. F. (2014). Environmental impacts of utility-scale solar energy. *Renew. Sustain. Energy Rev.,* 29, pp. 766–779. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.041

Hernandez, R. R., Hoffacker, M. K. y Field, C. B. (2014). Land-use efficiency of big solar. *Environ. Sci. Technol.*, 48, pp. 1315–1323. Disponible en: https://doi.org/10.1021/es4043726

— (2015). Efficient use of land to meet sustainable energy needs. *Nat. Clim. Chang.*, 5, pp. 353–358. Disponible en: https://doi.org/10.1038/nclimate2556

Hernandez, R. R., Hoffacker, K., Murphy-mariscal, M. L., Wu, G. C., Hoffacker, M. K., Murphy-mariscal, M. L., Wu, G. C. y Allen, M. F. (2016). Solar energy development impacts on land cover change and protected areas. *Proc. Natl. Acad. Sci,*. 113, E1768–E1768. Disponible en: https://doi.org/10.1073/pnas.1602975113

Hochman, G., Sexton, S. E. y Zilberman, D. D. (2008). The Economics of Biofuel Policy and Biotechnology. *J. Agric. Food Ind. Organ*. Disponible en: https://doi.org/10.2202/1542-0485.1237

IGME. (2006). Base de datos EQMAS.

IRENA. (2012). Renewable energy technologies: cost analysis series. Concentrating Solar Power. *Compr. Renew. Energy*, 3.

Jacobson, M. Z. y Delucchi, M. A. (2011). Providing all global energy with wind, water, and solar power, Part I: Technologies, energy resources, quantities

and areas of infrastructure, and materials. *Energy Policy*, 39, pp. 1154–1169. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.11.040

Jamwal, V. L., Kapoor, N. y Gandhi, S. G. (2020). Biotechnology of Biofuels: Historical Overview, Business Outlook and Future Perspectives BT - Biotechnology Business - Concept to Delivery. En: A. Saxena (Ed.). *Springer International Publishing, Cham,* pp. 109–127. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-3-030-36130-3_6

Janda, K., Kristoufek, L. y Zilberman, D. (2012). Biofuels: Policies and impacts. *Agric. Econ. (Czech Republic)*, 58, pp. 372–386. Disponible en: https://doi.org/10.17221/124/2011-agricecon

JGCRI. (2019). GCAM v5.2 Documentation [WWW Document].

Kumar, S., Shrestha, P. y Abdul Salam, P. (2013). A review of biofuel policies in the major biofuel producing countries of ASEAN: Production, targets, policy drivers and impacts. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 26, pp. 822–836. Disponible en: https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.06.007

Lopez, A., Roberts, B., Heimiller, D., Blair, N. y Porro, G. (2012). *US renewable energy technical potentials: a GIS-based analysis*.

Lovich, J. E. y Ennen, J. R. (2011). Wildlife Conservation and Solar Energy Development in the Desert Southwest, United States. *Bioscience*, 61, 982. Disponible en: https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.12.8

Luis, J., Pol, V. y Porras Gómez, C. (2008). Los biocombustibles y su impacto en la crisis alimentaria. Fund. Altern., 29–51. Exlibris ediciones. Disponible en: https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2846.7280

Mahtta, R., Joshi, P. K. y Jindal, A. K. (2014). Solar power potential mapping in India using remote sensing inputs and environmental parameters. *Renew. Energy,* 71, pp. 255–262. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.05.037

Martín-Chivelet, N. (2016). Photovoltaic potential and land-use estimation methodology. *Energy*, 94, pp. 233–242. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.10.108

Mayer, J. N., Philipps, D. S., Hussein, N. S., Schlegl, D. T. y Senkpiel, C. (2015). *Current and Future Cost of Photovoltaics.*

MITECO. (2018). *Síntesis de los planes hidrológicos españoles. Segundo ciclo de la DMA (2015-2021)*. Madrid.

— (2019). Borrador del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030. Madrid.

NASA Langley Atmospheric Sciences Data Center, n.d. *Average Monthly and Annual Direct Normal Irradiance Data, One-Degree Resolution of the World, 1983-2005* [WWW Document].

Nathan, S. L. (2016). Research opportunities to advance solar energy utilization. *Science* (80-.). 351, aad1920-1–9. Disponible en: https://doi.org/10.1126/science.aad1920.22

Nonhebel, S. (2003). Land-Use Changes Induced by Increased Use of Renewable Energy Sources. En: A. J. Dolman, A. Verhagen. y C. A. Rovers (Eds.), *Global Environmental Change and Land Use*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 187–202. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-94-017-0335-2_8

— (2005). Renewable energy and food supply: Will there be enough land? Renew. Sustain. *Energy Rev.*, 9, pp. 191–201. Disponible en: https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2004.02.003

Ong, S., Campbell, C., Denholm, P., Margolis, R. y Heath, G. (2013). Land-use requirements for solar power plants in the United States, Golden, CO: National Renewable Energy Laboratory.

Ovando, P. y Caparrós, A. (2009). Land use and carbon mitigation in Europe: A survey of the potentials of different alternatives. Energy Policy, 37, pp. 992–1003. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.10.041

Overmars, K. P., Stehfest, E., Ros, J. P. M. y Prins, A. G. (2011). Indirect land use change emissions related to EU biofuel consumption: an analysis based on historical data. *Environ. Sci. Policy*, 14, pp. 248–257. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.12.012

Pol, J. L. V. (2009). Biocombustibles contra los alimentos: sugerencias para un debate amplio y no polarizado. *Rev. Let. Verdes*, 4.

Prados, M. J. (2010). Renewable energy policy and landscape management in Andalusia, Spain: The facts. *Energy Policy*, 38, pp. 6900–6909. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.07.005

Rao, G. L. y Sastri, V. M. K. (1987). Land use and solar energy. *Habitat Int.*, 11, pp. 61–75. Disponible en: https://doi.org/10.1016/0197-3975(87)90020-8

Razo, C., Astete-Miller, S., Saucedo, A. y Ludeña, C. (2007). Biocombustibles y su impacto potencial en la estructura agraria, precios y empleo en América Latina. Unidad de Desarrollo Agrícola División de Desarrollo Productivo y Empresarial. CEPAL, Naciones Unidas.

Ruiz, L. F. (2007). Los nitratos y las aguas subterráneas en España. *Enseñanza las Ciencias la Tierra*, 15, pp. 257–265.

Scheidel, A. y Sorman, A. H. (2012). Energy transitions and the global land rush: Ultimate drivers and persistent consequences. *Glob. Environ. Chang.*, 22, pp. 588–595. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.12.005

Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D. y Yu, T. -H. (2008). Use of U. S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land Use Change. *Science* (80-.). 319, pp. 1238–1240. Disponible en: https://doi.org/10.1126/science.1151861

Swanson, R. M. (2005). Approaching the 29% limit efficiency of silicon solar cells, en: Conference Record of the Thirty-First IEEE Photovoltaic Specialists Conference, 2005. pp. 889–894. Disponible en: https://doi.org/10.1109/PVSC.2005.1488274

Timilsina, G. R., Kurdgelashvili, L. y Narbel, P. A. (2012). Solar energy: Markets, economics and policies. Renew. Sustain. *Energy Rev*. 16, pp. 449–465. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.08.009

Trainor, A. M., McDonald, R. I. y Fargione, J. (2016). Energy Sprawl Is the Largest Driver of Land Use Change in United States. *PLoS One*, 11, pp. 1–16. Disponible en: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162269

Trieb, F., Schillings, C., Pregger, T. y O'Sullivan, M. (2012). Solar electricity imports from the Middle East and North Africa to Europe. *Energy Policy,* 42, pp. 341–353. Disponible en: https://doi.org/10.1016/J.ENPOL.2011.11.091

Turney, D. y Fthenakis, V. (2011). Environmental impacts from the installation and operation of large-scale solar power plants. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 15, pp. 3261–3270. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.04.023

Valero, A., Valero, A., Calvo, G. y Ortego, A. (2018). Material bottlenecks in the future development of green technologies. *Renew. Sustain. Energy Rev*., 93, pp. 178–200. Disponible en: https://doi.org/10.1016/J.RSER.2018.05.041

Van de Ven, D. -J., Capellán-Pérez, I., Arto, I., Cazcarro, I., de Castro, C., Patel, P. y González-Eguino, M. (2020). *The potential land use requirements and related land use change emissions of solar energy.* Forthcoming.

Wise, M. y Calvin, K. (2011). GCAM 3.0 Agriculture and Land Use. *Technical Description of Modeling Approach* (No. 20971).

Wise, M., Calvin, K., Thomson, A., Clarke, L., Bond-Lamberty, B., Sands, R., Smith, S. J., Janetos, A. y Edmonds, J. (2009). Implications of Limiting CO_2 Concentrations for Land Use and Energy. *Science* (80-.), 324, pp. 1183–1186. Disponible en: https://doi.org/10.1126/science.1168475

Wullschleger, S. D., Davis, E. B., Borsuk, M. E., Gunderson, C. A. y Lynd, L. R. (2010). Biomass production in switchgrass across the United States: Database description and determinants of yield. *Agronomy Journal*, 102(4), 1158–1168.

APÉNDICE

Para mapear las cuencas hidrográficas agregadas, así como las ubicaciones de la energía solar actualmente instalada por provincia, se han utilizado correspondencias como la ejemplificada abajo (cuadro S1), para asociar las superficies de las provincias en cada cuenca.

Cuadro S1

Mapeo/correspondencia de provincias españolas y cuencas hidrográficas, con cuencas hidrográficas del modelo *GCAM*

Cuenca	Ebro	Minho	Galicia costa	Cantabria occidental	Duero	Cantabria oriental	Júcar	Tajo	Guadalquivir	Guadiana	Segura	Cuencas internas Catalonia	Islas Baleares	Cuencas mediterráneas Andalucía	Cuencas atlánticas Andalucía
Cuenca agregada (*GCAM*)	Ebro	Costa atlántica	Costa atlántica	Costa atlántica	Duero	Costa atlántica	Costa sur y este	Tajo	Guadalquivir	Guadiana	Costa sur y este	Costa sur y este	Islas Baleares	Costa sur y este	Costa sur y este
A Coruña	0	4	7.927	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lugo	0	6.250	1.691	1.903	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ourense	0	6.121	19	0	1.131	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pontevedra	0	1.131	3.340	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asturias	0	14	0	10.567	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cantabria	775	0	0	4.441	98	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Álava	2.587	0	0	0	0	450	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Guipúzcoa	45	0	0	0	0	1.933	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vizcaya	60	0	0	190	0	1.963	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Navarra	9.236	0	0	0	0	1.152	0	0	0	0	0	0	0	0	0
La Rioja	5.024	0.	0	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Huesca	15.634	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Teruel	9.193	0	0	0	0	0	5.376	240	0	0	0	0	0	0	0
Zaragoza	17.275	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Madrid	0	0	0	0	16	0	0	8.012	0	0	0	0	0	0	0
Ávila	0	0	0	0	5.311	0	0	2.739	0	0	0	0	0	0	0
Burgos	5.302	0	0	2	8.703	285	0	0	0	0	0	0	0	0	0
León	0	3.880	0	276	11.424	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Palencia	39	0	0	7	8.006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salamanca	0	0	0	0	11.131	0	0	1.215	0	0	0	0	0	0	0
Segovia	0	0	0	0	6.914	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0
Soria	2.812	0	0	0	7.463	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0
Valladolid	0	0	0	0	8.110	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zamora	0	144	0	0	10.414	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Cuadro S1 (continuación)

Mapeo/correspondencia de provincias españolas y cuencas hidrográficas, con cuencas hidrográficas del modelo *GCAM*

Cuenca	Ebro	Minho	Galicia costa	Cantabria occidental	Duero	Cantabria oriental	Júcar	Tajo	Guadalquivir	Guadiana	Segura	Cuencas internas Catalonia	Islas Baleares	Cuencas mediterráneas Andalucía	Cuencas atlánticas Andalucía
Cuenca agregada (*GCAM*)	Ebro	Costa atlántica	Costa atlántica	Costa atlántica	Duero	Costa atlántica	Costa sur y este	Tajo	Guadalquivir	Guadiana	Costa sur y este	Costa sur y este	Islas Baleares	Costa sur y este	Costa sur y este
Albacete	0	0	0	0	0	0	7.513	0	759	1.936	4.720	0	0	0	0
Ciudad Real	0	0	0	0	0	0	0	18	3.317	16.477	0	0	0	0	0
Cuenca	0	0	0	0	0	0	8.751	3.665	0	4.725	0	0	0	0	0
Guadalajara	1.110	0	0	0	62	0	0	11.040	0	0	0	0	0	0	0
Toledo	0	0	0	0	0	0	0	12.141	0	3.229	0	0	0	0	0
Badajoz	0	0	0	0	0	0	0	30	1.511	20.221	0	0	0	0	0
Cáceres	0	0	0	0	43	0	0	16.624	0	3.192	0	0	0	0	0
Barcelona	113	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.613	0	0	0
Girona	250	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.651	0	0	0
Lleida	11.574	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	593	0	0	0
Tarragona	3.647	0	0	0	0	0	84	0	0	0	0	2.565	0	0	0
Alicante	0	0	0	0	0	0	4.597	0	0	0	1.215	0	0	0	0
Castellón	854	0	0	0	0	0	5.775	0	0	0	0	0	0	0	0
Valencia	0	0	0	0	0	0	10.804	0	0	0	0	0	0	0	0
Formentera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	649	0	0
Mallorca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.629	0	0
Menorca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	690	0	0
Almería	0	0	0	0	0	0	0	0	207	0	1.125	0	0	7.438	0
Cádiz	0	0	0	0	0	0	0	0	682	0	0	0	0	1.186	5.555
Córdoba	0	0	0	0	0	0	0	0	11.028	2.744	0	0	0	0	0
Granada	0	0	0	0	0	0	0	0	9.945	0	60	0	0	2.641	0
Huelva	0	0	0	0	0	0	0	0	2.607	2.843	0	0	0	0	4.644
Jaén	0	0	0	0	0	0	0	0	12.909	0	587	0	0	0	0
Málaga	0	0	0	0	0	0	0	0	474	0	0	0	0	6.678	155
Sevilla	0	0	0	0	0	0	0	0	13.728	0	0	0	0	5	304
Murcia	0	0	0	0	0	0	49	0	67	0	11.190	0	0	0	0

Cuadro S2

Calculo de rendimiento solar por cuenca de GCAM, a través de ecuaciones 1, 2 y 3

	Radiación solar (kWh/m²/day)	f1 (2010)	f1 (2050)	f2	f3	Rendimiento GJ/ha/año (2010)
Coste oeste de Francia	3.92	0.12	0.24	0.65	0.301	1210.473
Costa Atlántica	3.92	0.12	0.24	0.65	0.318	1279.778
Coste sur de Francia	4.10	0.12	0.24	0.65	0.301	1265.245
Islas Baleares	4.20	0.12	0.24	0.65	0.350	1503.852
Garona	3.92	0.12	0.24	0.65	0.301	1210.473
Costa sur y este	4.73	0.12	0.24	0.65	0.356	1725.261
Tajo	4.70	0.12	0.24	0.65	0.342	1647.512
Ebro	4.35	0.12	0.24	0.65	0.318	1418.11
Duero	4.47	0.12	0.24	0.65	0.322	1474.223
Guadiana	4.88	0.12	0.24	0.65	0.357	1786.478
Guadalquivir	4.99	0.12	0.24	0.65	0.368	1881.042