

# Estado del arte y necesidades de investigación e innovación para una agricultura sostenible en España con criterios agroecológicos

Condicionantes de alto rango a la modificación de la actividad agraria española hacia niveles de mayor sostenibilidad en el siglo XXI / p.3 Funcionamiento y estado de los elementos fondo del agroecosistema en España / p.7 Alternativas hacia la sostenibilidad de la producción agraria española / p.21

**Gloria Isabel Guzmán Casado**

# Índice

<b>1. Condicionantes de alto rango a la modificación de la actividad agraria española hacia niveles de mayor sostenibilidad en el siglo XXI</b>	<b>3</b>
<b>2. Funcionamiento y estado de los elementos fondo del agroecosistema español</b>	<b>7</b>
2.1. Pérdida de la eficiencia energética	7
2.2. El cambio de patrón de uso de la fitomasa	8
2.3. La modernización agraria como impulsora de la degradación de los elementos fondo biofísicos y sociales de los agroecosistemas en España	11
2.3.1. La degradación de los elementos fondo biofísicos	12
2.3.2. La degradación de los elementos fondo sociales	18
<b>3. Alternativas hacia la sostenibilidad de la producción agraria española</b>	<b>21</b>
<b>4. Referencias</b>	<b>27</b>

# 1. Condicionantes de alto rango a la modificación de la actividad agraria española hacia niveles de mayor sostenibilidad en el siglo XXI

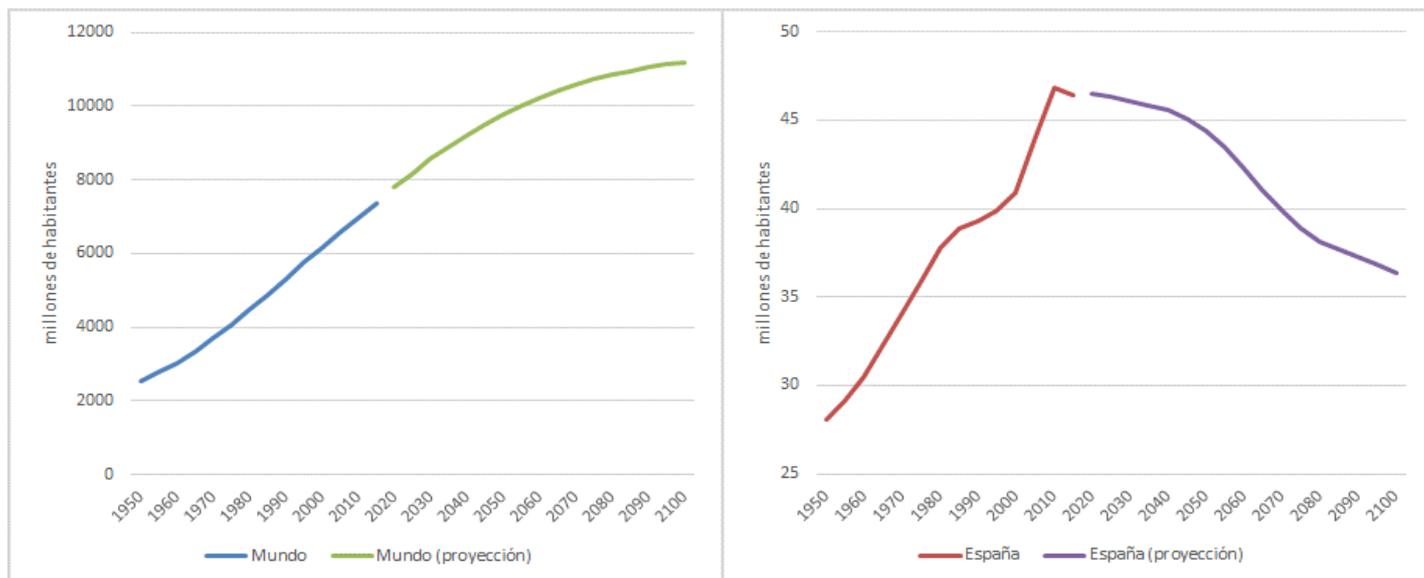
La sostenibilidad agraria es un concepto cuya aplicación debe hacerse sobre agroecosistemas específicos, ya que son diferentes de otros e incluso de sí mismos en otras etapas de su evolución. En consecuencia, el contenido concreto del concepto puede variar tanto en el espacio como en el tiempo (Astier y Masera, 1996; Guzmán et al. 2000). Por ello, antes de analizar el grado de sostenibilidad de la agricultura española, hemos de definir el contexto en el que ésta se desarrolla a comienzos del siglo XXI. Obviamente, por limitaciones de espacio describiremos brevemente sólo aquellas variables externas cuya dinámica, a nuestro juicio, condicionan hoy en mayor grado y lo harán en el futuro, la sostenibilidad de la agricultura española. Estas son el clima, el agotamiento de los recursos naturales no renovables, la evolución de la población y de los usos del suelo.

Intrínsecamente, la agricultura depende de las condiciones climáticas. Por tanto, éstas deben considerarse como el factor de mayor rango que condiciona la actividad agraria en una región. Ello es, si cabe, más importante en el escenario actual de cambio climático (CC) global. El clima mediterráneo es predominante en España y se caracteriza a por inviernos suaves y húmedos, y veranos calurosos y secos. La pluviometría media española es de 661 mm (AEMET, 2018), pero la evapotranspiración potencial (ETP) es muy superior (894 mm) (MAPAMA, 2019) dando lugar a déficit hídrico en los meses más calurosos. Sin embargo, estos son valores medios que ocultan una alta variabilidad interprovincial e interanual. En general, salvo las provincias de la franja costera del Cantábrico, cuyas pluviometrías pueden doblar la ETP, el resto de las provincias españolas presenta un fuerte déficit hídrico que es máximo en el sudeste, donde la pluviometría ronda los 325 mm de precipitación media, mientras la ETP alcanza los 1200 mm (MAPAMA 2019). La sequía estacional, la alta variabilidad interregional e interanual limitan enormemente la productividad primaria neta (PPN) de la mayoría de los (agro-)ecosistemas españoles e impiden estrategias de intensificación de bajo impacto ambiental que son posibles en regiones más húmedas, tales como la siembra de abono verde previa al cultivo principal o la rotación de leguminosa y un segundo cultivo en un solo año agrícola (González de Molina 2001, González de Molina and Guzmán 2017). La reducida PPN de nuestros agroecosistemas es causa, entre otras relacionadas con el manejo, del bajo contenido de materia orgánica en los suelos cultivados en las áreas mediterráneas. Ambos factores, déficit hídrico y bajo contenido de carbono orgánico (SOC) del suelo hacen que la agricultura mediterránea sea muy vulnerable, tanto a los eventos de sequía cíclica como al proceso actual de CC. La baja PPN también dificulta el equilibrio entre usos alternativos de la biomasa: consumo humano, mantenimiento de la calidad del suelo, alimentación del ganado y alimentación de la fauna silvestre.

La Península Ibérica es un punto caliente del CC que se prevé incida muy negativamente en su sostenibilidad agraria (Hannah et al. 2013). En una evaluación reciente, la cuenca mediterránea ha sido identificada como una región sometida a un importante incremento en el riesgo de sequía (Carrão et al. 2016), que es más alta en la orilla norte de la cuenca mediterránea, aunque la vulnerabilidad a la sequía sea más alta en la orilla sur. En consecuencia, se espera que la agricultura española enfrente en los próximos años fenómenos climáticos extremos más frecuentes y severos, tales como sequías, inundaciones y olas de calor. El riego tiene un papel importante en la agricultura mediterránea y, a menudo, se propone como una estrategia para reducir los impactos del CC en las zonas semiáridas, pero también se ha demostrado que sus límites biofísicos dificultan su sostenibilidad (Bird et al. 2016), incluido el uso de agua y energía (Daccache et al. 2014). En España, la ampliación de la superficie de riego en las últimas décadas ha ido en paralelo a la sobreexplotación de los recursos de agua dulce (IGN 2019, WWF 2019). Alternativas como la irrigación con agua marina desalada no son viables, salvo localmente, debido al alto coste energético y económico y al deterioro ambiental causado por la evacuación de la salmuera resultante y las emisiones de CO<sub>2</sub> (Martin-Gorriz et al. 2014, Jones et al. 2019). Por tanto, en un contexto de desertización de la Península Ibérica potenciado por el CC, la superficie de riego probablemente deba decrecer en los próximos años.

El CC es sólo uno de los componentes del cambio global. El agotamiento de los recursos naturales no renovables es otro de los factores del cambio global que hemos de considerar a la hora de evaluar la sostenibilidad de la agricultura española. La agricultura industrializada es especialmente sensible a la decreciente disponibilidad de petróleo y fósforo. El CC está estrechamente conectado al uso y agotamiento de los combustibles fósiles. El pico de los combustibles fósiles se espera en las próximas décadas, imponiendo límites a su disponibilidad y, por lo tanto, a las emisiones de CO<sub>2</sub> (Hook and Tang 2013). Independientemente de cuando se produzca el pico del petróleo, se ha estimado que la mayoría de las reservas deben dejarse en el suelo para evitar los impactos potencialmente desastrosos del CC en la sociedad y la naturaleza (Hansen et al. 2013). Dada la alta dependencia de la agricultura moderna de los insumos energéticos fósiles (Gingrich et al., 2018; Pellegrini y Fernández, 2018), posiblemente su menor disponibilidad perjudicará la seguridad alimentaria y la equidad a corto y medio plazo, si el cambio de modelo hacia el uso de energías renovables en la agricultura no es planificado adecuadamente (Neff et al. 2011). La disminución de la disponibilidad de otros recursos no renovables, como el fósforo (P), también es clave en el futuro de la agricultura (Cordell et al. 2009; Koppelaar and Weikard, 2013). Este nutriente es esencial para la actividad celular y no tiene sustituto. Además, la producción de P está concentrada en muy pocos países, (principalmente Marruecos, China y Estados Unidos y, por lo tanto, su acceso está sujeto a la coyuntura política internacional. Marruecos es el primer suministrador de P en el mercado internacional y el que acumula la mayor parte de las reservas para el futuro. China y EEUU han reducido drásticamente las exportaciones para asegurar el suministro interno, mientras que España y la Unión Europea (UE) dependen totalmente de las importaciones (Cordell et al. 2009, Cordell y White 2015, Jasinski 2016). Por ello, el fósforo ha sido identificado como un recurso crítico para la bioeconomía y la seguridad alimentaria de la Unión Europea (UE) y a escala global (Cordell y White 2014 and 2015). En consecuencia, dos tipos de

medidas han sido propuestas para garantizar el acceso a este nutriente a un precio razonable: por un lado, reducir el uso e incrementar el reciclaje y la eficiencia y, por otro, mejorar la gobernanza global del P (Koppelaar and Weikard, 2013; Leimweber et al. 2018).

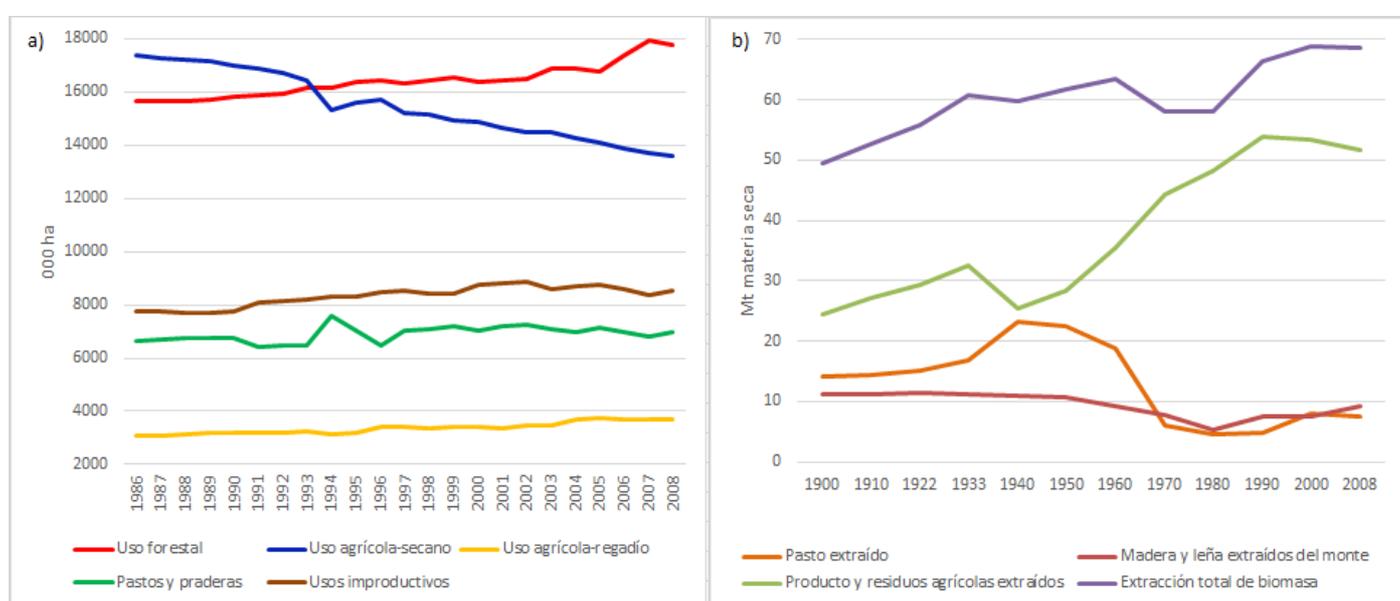


**Figura 1. Evolución de la población mundial (a) y española (b) de 1950 a 2015 y proyección más probable (2020-2100).** Fuente: UN (2017)

La evolución de la población mundial y nacional es otro factor a tener en cuenta para explorar el margen de mejora de la sostenibilidad agraria española. En este aspecto, la tendencia difiere entre ambas escalas. Mientras que la primera crece aún a un ritmo exponencial y se considera que en 2050 se superarán los 9000 millones de personas, en España el crecimiento vegetativo de la población es negativo y la población solo crece ligeramente por la llegada de migrantes, previéndose una caída de población desde los 46,4 millones de habitantes en 2015 a 44,4 en 2050 (UN 2017) (Figura 1). Si bien el decrecimiento poblacional nacional pudiera disminuir la presión sobre los agroecosistemas, permitiendo desintensificar la producción, es difícil que esto ocurra en un entorno de crecimiento exponencial de la población mundial.

Por último, la evolución e intensidad de los usos del suelo en España pone límites a lo que se puede hacer o no con la dotación territorial disponible. La superficie agraria útil en España ha caído a partir de la entrada de España en la Comunidad Económica Europea en el año 1986 (MAPAMA 2009). La superficie agrícola de secano descendió 3,8 Mha hasta 2008, de las cuales 2,1 Mha pasaron a uso forestal, 0,8 Mha a uso improductivo, y 0,6 Mha a regadío (Figura 2a). Tanto la superficie convertida a forestal como la improductiva son difíciles de recuperar para la producción, ya que son tierras abandonadas por su baja calidad. Por otra parte, a lo largo del siglo XX se intensificó la extracción total de biomasa en España pasando de 50 a 70 Mt de materia seca (Figura 2b) (Soto et al. 2016). En

función del uso del suelo, la extracción de biomasa ha seguido pautas diferentes. En el espacio agrícola la extracción de biomasa se duplicó, generando graves problemas de degradación como veremos en el siguiente epígrafe. En consecuencia, no es factible incrementar la producción de alimentos ampliando la frontera agrícola o intensificando este uso. Antes al contrario, como veremos posteriormente, lograr mayores cotas de sostenibilidad seguramente requeriría disminuir las extracciones de biomasa de la superficie agrícola. Paralelamente, en el último medio siglo disminuyó ligeramente la extracción forestal, y en un 46% la extracción de biomasa de los pastizales. La disminución de la extracción de pastos está ligada al declive de la ganadería extensiva y contribuye a la mayor gravedad de los incendios forestales en las últimas décadas, al incrementar la concentración de biomasa y reducir la heterogeneidad del paisaje (Moreira et al. 2011, Pais et al. 2020). Por tanto, sería factible, e incluso deseable, una cierta intensificación del consumo de la fitomasa de los pastizales por la ganadería extensiva para mejorar la sostenibilidad en estos espacios.



**Figura 2. Evolución de los usos del suelo en superficie (000 ha) (a) e intensidad de biomasa extraída (Mt materia seca) (b).** Fuente: a) MAPAMA 2009 y b) Soto et al. 2016

## 2. Funcionamiento y estado de los elementos fondo del agroecosistema español

### 2.1. Pérdida de la eficiencia energética

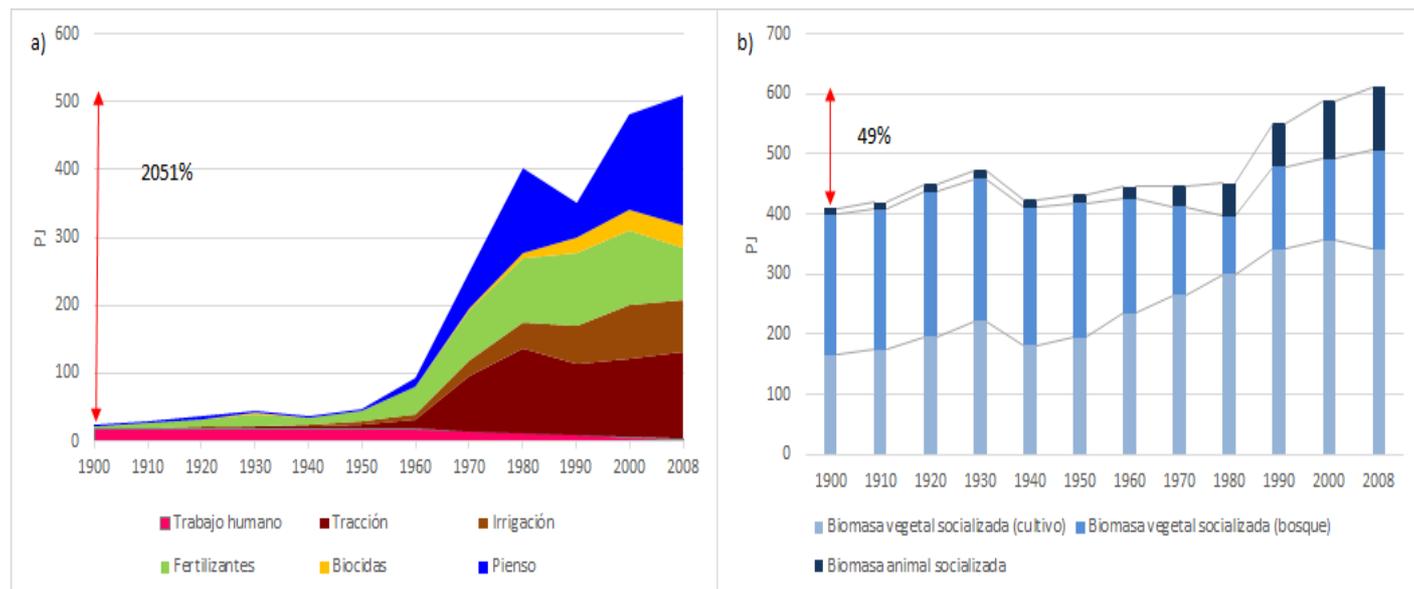
La agricultura española<sup>1</sup> experimentó en el siglo XX un fuerte proceso de intensificación basado en el uso de insumos externos que, en términos energéticos, se multiplicaron por 20 a lo largo del siglo XX. Este proceso comenzó en el primer tercio del siglo XX, cuando la agricultura española inició una incipiente integración en los mercados internacionales, pero fue a comienzos de los años 60, cuando este proceso se aceleró. Así, mientras que el trabajo humano descendió a un tercio entre 1960 y el año 2000, los insumos industriales se multiplicaron por 5,4; pasando de 62 a 335 PJ y la biomasa importada pasó de 12 a 141 PJ (1175% más) (Figure 3a). A final de siglo, la importación de piensos constituía el 28% de la energía externa destinada al funcionamiento de la producción agraria. De los inputs industriales, la energía dedicada a plaguicidas es la que más creció entre 1960 y 2000, multiplicándose por 33,6. Le siguieron la energía de tracción (se multiplica por 9,1), la de riego (por 7,9), y la de los fertilizantes minerales (por 2,9). Este moderado crecimiento del fertilizante se debe, entre otras razones, a que el fertilizante se incorporó tempranamente al agroecosistema español. De hecho, en 1960 representaba el 62% de la energía de los insumos industriales, mientras que en el año 2000 representa el 33%. Por otro lado, este modesto crecimiento está ligado a un fenómeno inherente a las regiones semiáridas: la falta de agua implica que la aplicación de más fertilizante tiene limitada utilidad en términos de incremento del rendimiento. Por ello, su crecimiento está vinculado también al crecimiento de la superficie de regadío, que pasó de 0,8 Mha en 1900 a 3,2 Mha en 2000, y, por tanto, al incremento de la energía de riego (23% de los insumos industriales en 2000).

El incremento de la inversión de energía externa ha generado un incremento muy discreto (49%) de biomasa socializada (alimentos, fibra, leña y madera) para consumo humano directo (Figura 3.b). En consecuencia, la evolución de la relación entre la energía de la biomasa socializada y de los insumos externos de la agricultura española, llamada "eficacia neta energética" o "external final EROI",

---

<sup>1</sup> Incluye toda la orientación agrícola, forestal y pastos.

es desalentadora. Cae de 17,3 en 1900, a 4,8 en 1960 y 1,2 en el año 2000 (Guzmán et al. 2017a).



**Figura 3. Evolución de los flujos de entrada de energía externa invertidos en la agricultura española (a) y de los flujos de salida de energía de biomasa socializada (b) entre 1900-2008 (PJ).** Fuente: Guzmán et al. 2017a

## 2.2. El cambio de patrón de uso de la fitomasa

La adición creciente de insumos externos permitió modificar el patrón de uso social de la PPN española. Fundamentalmente fueron afectadas la fitomasa extraída (socializada + reusada)<sup>2</sup> del agroecosistema y la no cosechada en las tierras de cultivo y los pastos.

En las tierras cultivadas, el incremento de la fitomasa reusada entre 1960 y 2008, ha sido impulsado por el fuerte incremento de la cabaña ganadera, protagonizado por los animales monogástricos (porcino y aviar), y por el cambio de un manejo extensivo a otro intensivo (Figura 4) (Soto et al. 2016). Este profundo cambio en la composición y el manejo del ganado no habría sido posible sin la importación

<sup>2</sup> La fitomasa extraída es la fitomasa socializada (sacada para consumo directo por la sociedad humana: -alimento, fibra, etc.) más la reusada (semillas; paja, granos, pastos y residuos que sirven de alimento al ganado).

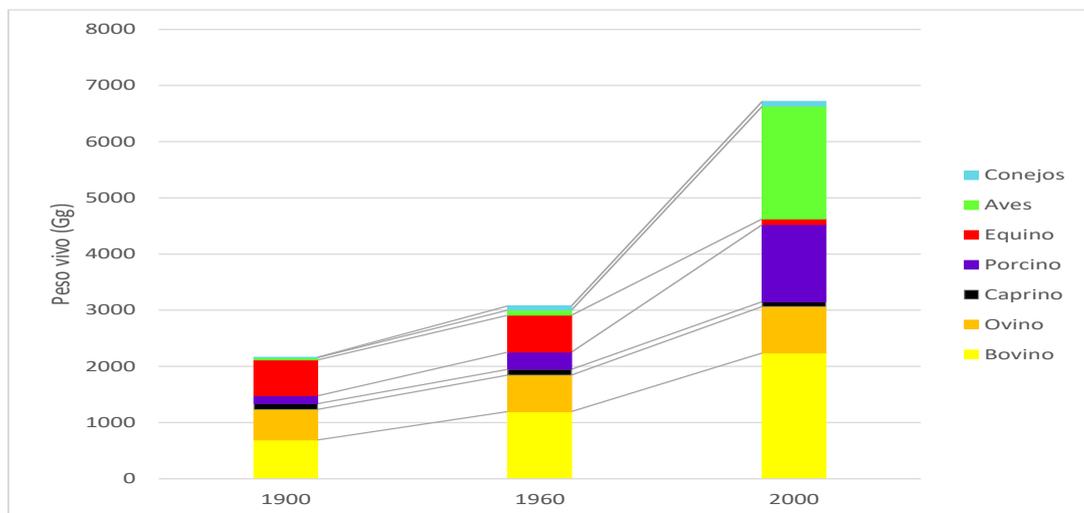
masiva de pienso (soja y maíz, principalmente), que por razones agroclimáticas y económicas es difícil de producir en España (Infante-Amate et al 2018). Como consecuencia, los pastos han sido parcialmente abandonados. Paralelamente, desde las tierras de cultivo se han dedicado cantidades crecientes de fitomasa de alta calidad (granos y forrajes) para el ganado. En estas tierras, la fitomasa reusada pasa de ser el 30% de la PPN en 1960, al 40% en 2008 (Figura 5a). Mientras, en los pastos cae del 15% al 6% (Figura 5b).

Otro cambio de pauta del uso social de la fitomasa se expresa en el incremento de la quema del rastrojo del cereal y otros residuos de cultivo, principalmente en los años 80-90, que ya no se emplean para alimentar al ganado.

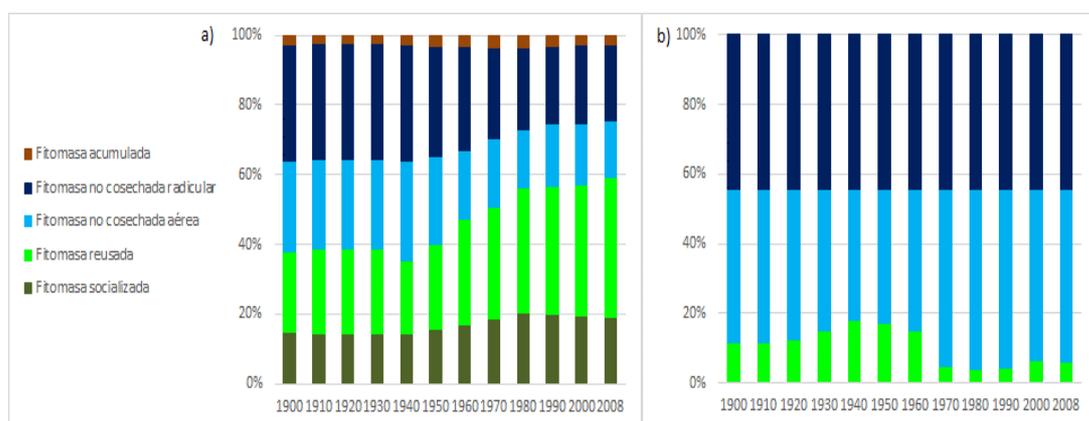
Consecuencia de los cambios descritos, ha sido la menor proporción de fitomasa abandonada<sup>3</sup> en las tierras cultivadas. La fitomasa no cosechada pasa de representar el 50% de la PPN al 38%, entre 1960 y 2008. Especialmente dramática, en términos relativos, es la caída de la fitomasa no cosechada radicular en este periodo, que disminuye en 8,4 puntos porcentuales (Figura 5a). Clara muestra de que la fertilidad del suelo ha pasado a ser responsabilidad de los fertilizantes minerales, en detrimento de la materia orgánica. El uso de herbicidas es el principal responsable de esta caída. También contribuye a esta brecha el incremento del índice de cosecha de las variedades de cereal introducidas por la Revolución Verde (Carranza-Gallego et al. 2018). La pérdida de funcionalidad de la paja en la alimentación del ganado y en la reposición de la fertilidad edáfica, impulsada por la importación de energía externa, es el motor de esta modificación del patrón de distribución de la fitomasa en las nuevas variedades. En los pastizales, sin embargo, la fitomasa no cosechada se incrementa en 9 puntos porcentuales como resultado del abandono entre 1960 y 2008 (Figura 5b).

---

<sup>3</sup> La fitomasa no cosechada es aquella que permanece y recircula por el agroecosistema por simple abandono, sin que se persiga un fin determinado. Su devolución no supone la inversión de trabajo humano. Sería el caso de los residuos de cultivo que no reciben ningún tratamiento específico, la porción de pastos no consumidos por el ganado, los restos de arbolado y la mayor parte de los sistemas radiculares, que no son cosechados por la sociedad, y que son reciclados por organismos heterótrofos silvestres. La biomasa no cosechada se puede dividir en Biomasa no cosechada aérea y Biomasa no cosechada subterránea en función de la localización de esa biomasa cuando es abandonada. No hay que confundir con la Biomasa acumulada, que es aquella porción de biomasa que se acumula anualmente en la estructura aérea (fuste y copas) y radicular de las especies leñosas.



**Figura 4. Evolución de la cabaña ganadera española (peso vivo, Gg).** Fuente: Soto et al. 2016



**Figura 5. Evolución relativa de los usos de la fitomasa (TJ) en las tierras de cultivo (a) y en los pastos (b).** Fuente: Guzmán et al. 2017a

Por último, la importación de insumos industriales permitió simplificar las rotaciones y sustituir a las leguminosas, que ya no eran imprescindibles para incorporar nitrógeno al agroecosistema. De 1960 al año 2000, la superficie dedicada a leguminosas cayó de 1,4 a 0,55 Mha. Paralelamente, el N obtenido por fijación simbiótica pasó de representar el 28% de las entradas de N al agroecosistema a sólo el 11% en el año 2000, indicando el cambio de modelo agrícola basado en la aplicación de insumos externos y no en un modelo de aprovechamiento de las entradas biológicas (Guzmán et al. 2018).

En resumen, la intensificación de las tierras de cultivo en España se ha realizado sustituyendo en gran medida los bucles internos de energía (particularmente a través de la disminución relativa de la fitomasa no cosechada, y de la

marginación de las leguminosas), por la entrada de energía externa, incrementando la entropía generada y, como veremos a continuación, degradando los elementos fondo.

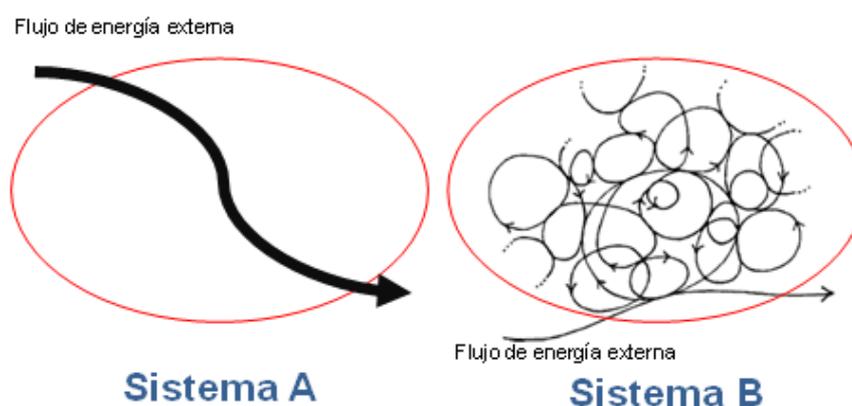
### **2.3. La modernización agraria como impulsora de la degradación de los elementos fondo biofísicos y sociales de los agroecosistemas en España**

Termodinámicamente, el funcionamiento de la agricultura preindustrial estaba basado en la reinversión de una parte de la PPN en el agroecosistema, generando numerosos bucles internos de energía, en los que los residuos de un proceso, sirven de recursos para poner en marcha otros procesos. Así, una parte de la PPN era consumida por el ganado de labor, aportando la energía para realizar las tareas agrícolas y estiércol. La energía de este último, a su vez fluía en el suelo a través de cadenas tróficas, contribuyendo al sostén de la biodiversidad y la materia orgánica edáfica. Otra parte importante de la PPN, la fitomasa no cosechada, y su energía fluía a través de complejas cadenas tróficas, permitiendo el mantenimiento de la biodiversidad salvaje y la calidad del suelo. Según Ho and Ulanowicz (2005) mientras más ciclos internos se interconectan e intercambian entropía y negentropía dentro de un sistema, más sostenible resultará en el tiempo. Esto es, los numerosos bucles internos de energía en la agricultura tradicional, permitían reproducir los elementos fondo biofísicos<sup>4</sup>, minimizando la incorporación de flujos de energía externa, y disipando bajos niveles de energía en el (trasladando baja entropía al) entorno. Por el contrario, cuando la complejidad interna de un agroecosistema se reduce sustancialmente y sus bucles internos disminuyen, necesita generar orden interno importando cantidades significativas de energía externa (Figura 6). En estos casos, la entropía total también aumenta significativamente, y nos encontramos ante un agroecosistema de alta entropía cuya sostenibilidad está seriamente comprometida. Esto significa que la

---

<sup>4</sup> El término "elementos fondo" fue propuesto por Georgescu-Roegen (1971) en su libro *The Entropy Law and the Economic Process* (Cambridge: Harvard University Press). Este autor propuso distinguir dos elementos fundamentales a la hora de representar procesos metabólicos socio-naturales: los fondos y los flujos. Los flujos involucran la energía y los materiales consumidos o disipados por el proceso metabólico, por ejemplo, materias primas o combustibles fósiles. La función de dichos flujos es configurar y alimentar los elementos fondo construidos o manejados por las sociedades para generar bienes y servicios, y compensar la ley de la entropía generando orden. Por su parte, los elementos fondo son la estructura disipativa que ha de ser mantenida en buen estado para transformar los flujos de entrada de energía y materiales en flujos de salida, en una escala de tiempo determinada. Aplicados estos conceptos metabólicos a la agricultura tendríamos que los elementos fondo biofísicos del agroecosistema son suelo, biodiversidad, agua, ganado de labor, etc, y los elementos fondo sociales, el trabajo humano y los medios técnicos de producción (Guzmán and González de Molina, 2017, González de Molina et al. 2020). Los flujos de energía y materiales deben mantener e incluso mejorar estos elementos fondo en cada ciclo productivo, si se pretende que la agricultura sea una actividad sostenible.

capacidad del agroecosistema para mantener la productividad primaria neta a largo plazo, sin aumentar los insumos de energía externa, es la principal expresión de la gestión sostenible (Guzmán y González de Molina 2017).



**Figura 6. Representación esquemática de un Sistema A de alta entropía, que basa su funcionamiento en la importación de energía externa; y de un Sistema B de baja entropía, cuyo funcionamiento basado en bucles internos de energía, le permite reducir su entropía interna, con baja importación de energía externa** (basado en Ho and Ulanowicz 2005)

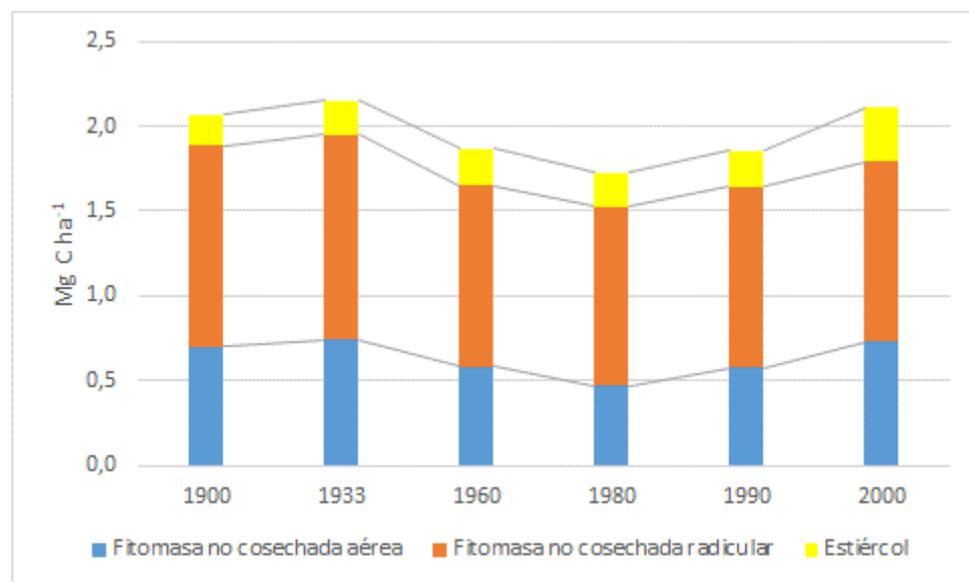
En definitiva, la reducción de la entropía interna del agroecosistema español mediante la importación creciente de energía fósil en el último siglo, ha incrementado de forma continuada la entropía total generada, lo que se manifiesta en el deterioro progresivo de los elementos fondo del agroecosistema (suelo, biodiversidad, agua y atmósfera), como veremos a continuación.

### 2.3.1. La degradación de los elementos fondo biofísicos

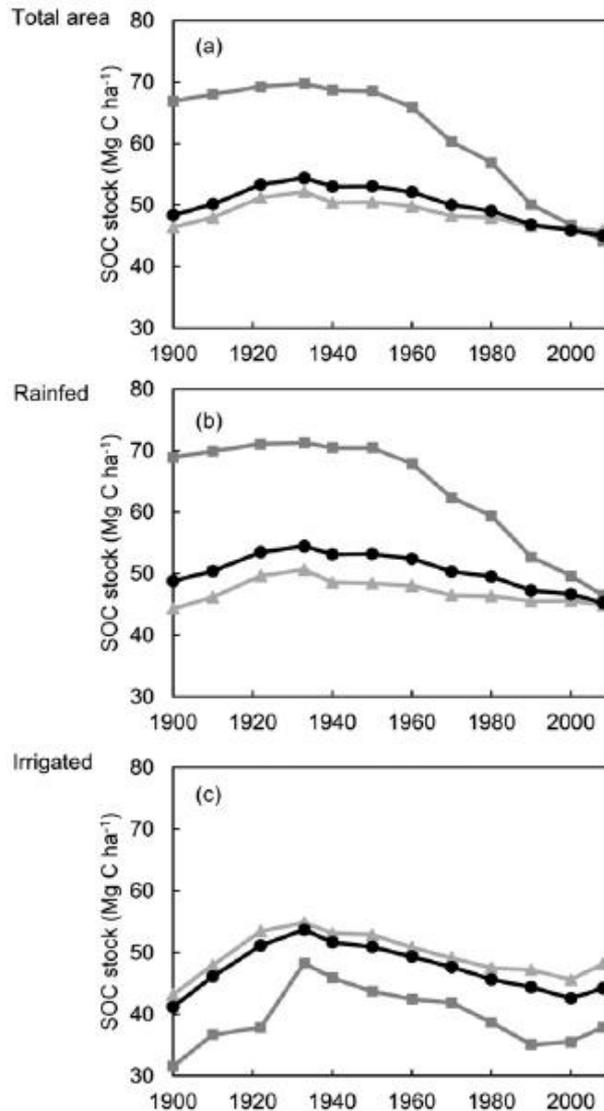
#### Suelo

La Figura 7 muestra que, en las tierras de cultivo, las entradas de carbono en el suelo alcanzaron su máximo en el primer tercio del siglo XX, sufrieron después un fuerte desplome y se llega al mínimo en los años 80, como resultado de la caída de la fitomasa abandonada a causa principalmente del uso de herbicidas, la sustitución de variedades tradicionales de cereal por modernas y la quema de residuos. La caída de entradas de carbono ayuda a explicar por qué la mitad de las tierras agrícolas en España tienen actualmente un contenido de carbono orgánico inferior al 1% (Rodríguez-Martín et al. 2009) y se hallan en el umbral de la degradación (Romanyà et al. 2007, Rodríguez-Martín et al. 2016). Niveles de materia orgánica por debajo de este umbral dan lugar a suelos degradados físicamente que, en condiciones agroclimáticas límite (climas secos y semiáridos) desencadenan la desertización del territorio.

A partir de los años 80, se produce una progresiva recuperación de las entradas de C que está relacionada con un cierto incremento de la fitomasa no cosechada en términos absolutos y por la mayor disponibilidad de estiércol. La primera es producto del aumento de la producción de residuos que ha ido acompañando la expansión del regadío, así como las mayores restricciones a la quema de rastrojos. Sin embargo, dicha recuperación no se traduce en una mejora sustantiva de la materia orgánica edáfica (Figura 8a) debido, por una parte, a que esta subida se produce básicamente en el regadío, donde la mineralización de la materia orgánica es mayor y, por otra, a que el estiércol de las granjas intensivas de aves y cerdos generan menos humus que los de otras especies ganaderas (Figura 8c). El desplome de la materia orgánica edáfica es muy grave en los secanos (Figura 8b), que suponen el 78% de la superficie cultivada en España (MAGRAMA, 2016).



**Figura 7. Evolución de las entradas de Carbono al suelo (Mg C ha<sup>-1</sup>) en las tierras de cultivo españolas en el siglo XX.** Fuente: Guzmán et al. 2017b



**Figura 8. Stock simulado de carbono orgánico en el suelo por hectárea en la superficie cultivada en España (1900-2008), a) en superficie total; b) en secanos; c) en regadíos**  
Fuente: Aguilera et al. 2018

### Biodiversidad

La biodiversidad salvaje es otro de los elementos fondo gravemente dañados por la transformación metabólica de la agricultura española (MAGRAMA 2015). Las causas son varias. Por un lado, la caída de la fitomasa no cosechada en las tierras de cultivo disminuyó aquella fracción de fitomasa disponible para la biodiversidad heterótrofa salvaje. Por otro lado, la generación local de los flujos de energía y materiales que sustentan a la agricultura, se refleja en el paisaje configurando matrices territoriales complejas (Guzmán et al. 2011) que favorecen a la biodiversidad. Al contrario, los paisajes simplificados de la agricultura industrializada la perjudican (Marull et al. 2015, MAGRAMA 2015). Por último, el uso

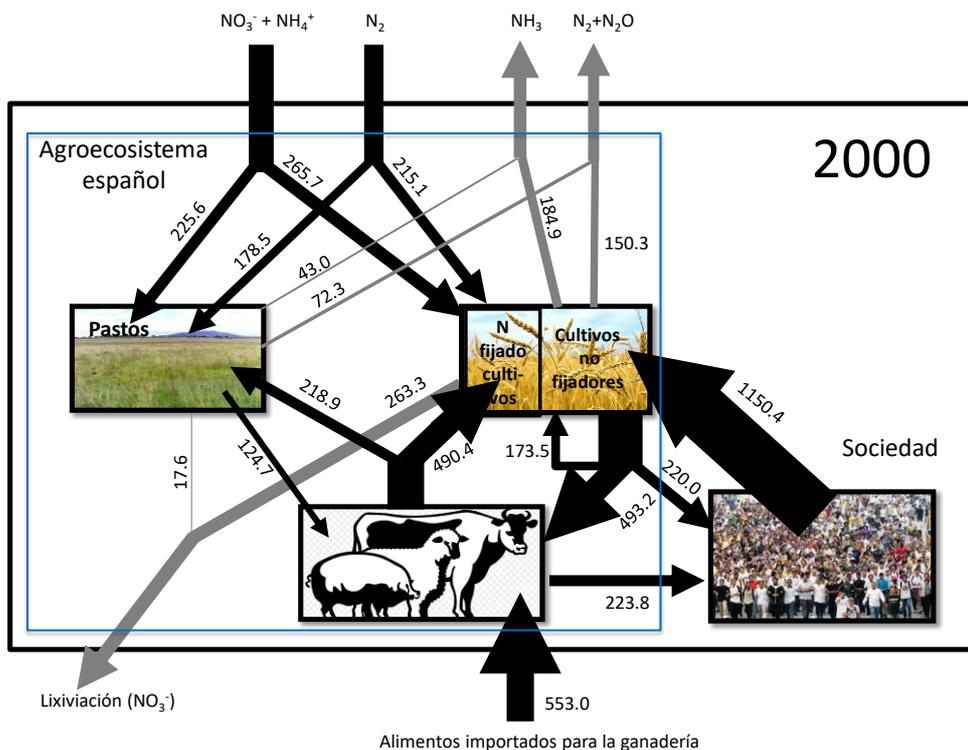
de plaguicidas, que es inherente a los agroecosistemas simplificados, tiene un efecto deletéreo sobre los organismos vivos.

El efecto aislado de cada uno de estos procesos en la disminución de la biodiversidad salvaje es muy difícil de discernir y depende de los taxones estudiados. Si nos atenemos a la tendencia poblacional de las aves, normalmente empleada como un indicador de biodiversidad, muestra que la situación en los cultivos de cereal es sensiblemente peor que en los cultivos arbóreos y huertos (EEME 2011: pp.80, Oñate Rubalcaba y Beatriz Blanch Martínez, 2013). El cereal no constituye un grupo de cultivos especialmente intensivo en el uso de fertilizantes y pesticidas. Sin embargo, la debacle de fitomasa no cosechada es extrema en los cereales. La escasa producción de paja de las variedades modernas, en su mayoría de tamaño corto y ciclo corto, y la quema de rastrojos, hacen que estos cultivos sean poco utilizables para las especies heterótrofas, lo que afecta el tamaño de las poblaciones que pueden mantener y a las cadenas tróficas de las cuales son parte. Este es el caso de las poblaciones de aves depredadoras, como el cernícalo menor (*Falco naumanni*), cuya disminución está relacionada con la necesidad de invertir un esfuerzo mucho mayor para obtener sus presas (artrópodos y pequeños vertebrados) en los campos de cereales con variedades modernas (CAP 2004). La biomasa no cosechada también ofrece alimento y refugio para la reproducción de otras aves vinculadas a los campos de cereales. Por ello, la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía recomienda utilizar variedades con un ciclo más largo y más paja que las actuales dentro de las acciones recomendadas en el marco del Proyecto LIFE para la conservación de las aves esteparias (CAP 2003). Es decir, variedades similares a las tradicionales. La aplicación de herbicidas también produce daños a la biodiversidad, tanto de la flora como de la fauna (Freemark et al. 1995; José-María et al. 2011; Marshall et al. 2003), que se podrían evitar con el cultivo de variedades tradicionales de trigo, ya que éstas son más competitivas con las hierbas que las variedades modernas (Carranza-Gallego et al. 2019).

La biodiversidad agraria (variedades de cultivo y razas tradicionales de ganado) ha resultado también muy dañada en la medida que la modernización de la agricultura se ha basado en la sustitución de numerosas razas de ganado y variedades tradicionales adaptadas al medio ambiente local, por un reducido y homogéneo número de ellas (MAPA 1995, CRF-INIA 2009, MAGRAMA 2015). A título de ejemplo, el 82% de las razas ganaderas autóctonas españolas se encuentran amenazadas, siendo las razas de aves, caballos y asnos las que registran mayor grado de amenaza, con más del 90% de las razas catalogadas como en "peligro de extinción" (MAGRAMA 2015). Sin embargo, en términos absolutos ovino y bovino son los que más razas presentan en peligro de extinción (Oñate Rubalcaba y Beatriz Blanch Martínez, 2013). Respecto a las variedades de cultivo, no existe una información tan precisa. No obstante, la mayor parte de la biodiversidad cultivada almacenada en los bancos de germoplasma en España, no se encuentra ya en el campo (MAPA 1995, CRF-INIA 2009).

## Agua

Otros procesos de degradación de los elementos fondo tienen que ver con la desarticulación de los flujos internos de nutrientes. Así, el pienso importado suponía en el año 2000, la entrada en España de 553.000 t de nitrógeno, y el nitrógeno en forma de fertilizante químico, de 1.150.000 t (Figura 9). O sea, un tercio del nitrógeno que importa la agricultura española viene a través del pienso. Mientras que la fijación biológica sólo supone 394.000 t (Guzmán et al. 2018). La sustitución de los flujos de N generados en el territorio a través de la fijación biológica y de los bucles internos de biomasa, por la importación de flujos externos de N, es responsable, en gran medida, de que la agricultura española haya pasado de ser una actividad neguentrópica a entrópica a lo largo del siglo XX. Uno de los elementos fondo más afectados por este cambio de modelo es el agua. Mientras que en 1960 se perdieron 0,5 kg N por cada kg de N cosechado, en el año 2000 subió a 0,73 kg N de pérdida  $\text{kg}^{-1}$  de N cosechado (Guzmán et al. 2018). La lixiviación de nitratos está relacionada con la eutrofización de los cursos de agua superficiales y subterráneos, lo cual representa además un riesgo reconocido para la salud humana y la biodiversidad (Camargo et al 2005, Stoate et al. 2009, Grizzetti et al. 2011). Lassaletta et al. (2014) han calculado el N exportado desde las principales cuencas hidrográficas españolas al mar, siendo especialmente preocupante en las cuencas del Cantábrico, donde supera los 400 kg de N por  $\text{km}^2$  y año.



**Figura 9. Flujos de nitrógenos de la agricultura española en el año 2000.** Fuente: Guzmán et al. 2018

## Atmósfera

La degradación atmosférica generada por la agricultura industrializada se debe sobre todo a la emisión de gases de efecto invernadero (GEI). En principio, la contribución de la agricultura a estos gases es relativamente baja, alrededor del 11%. Sin embargo, esta proporción aumenta hasta el 21% si se tienen en cuenta el sector forestal y los cambios en el uso de la tierra, como por ejemplo de bosque a pastizales o uso agrícola, o los cambios de cultivo (Tubiello et al. 2015).

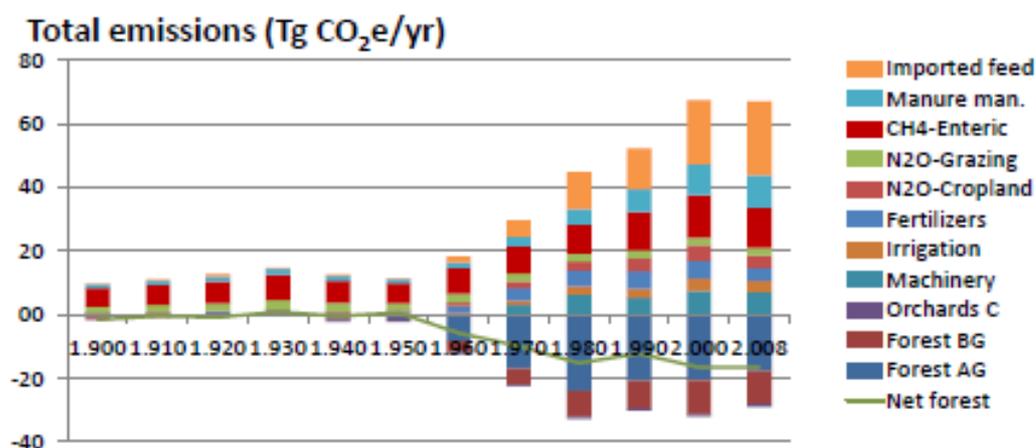
En España, las principales emisiones GEI de la agricultura proceden de la mecanización de las labores, la fertilización química y el riego.

La sustitución del ganado de labor por maquinaria automotriz ha contribuido consistentemente al incremento de las emisiones de GEI. Según Aguilera et al. (2019a), las labores en la agricultura española han pasado de emitir 3,1 Tg CO<sub>2</sub>e año<sup>-1</sup> en 1900 a 11-12 Tg CO<sub>2</sub>e año<sup>-1</sup> entre 1970-1990, decreciendo a 7-8 Tg CO<sub>2</sub>e año<sup>-1</sup> en 2010-2014. Por unidad de superficie, las emisiones oscilarían entre 185-242 kg CO<sub>2</sub>e ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en 1900-1933, cuando la práctica totalidad de la tracción era animal a 503-540 kg CO<sub>2</sub>e ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> al inicio del siglo XXI, cuando la tracción animal ha desaparecido completamente. Lamentablemente, este incremento de emisiones de GEI no fue compensado con una disminución de la presión extractiva sobre el agroecosistema debido a la desaparición del ganado de labor. Antes al contrario, como expusimos en el epígrafe 2.2, entre 1960 y 2008 aumentó en 10 puntos porcentuales la fitomasa reusada dirigida a alimentación animal, forzando aún más la intensificación de la tierra cultivada. El proceso de ganaderización vinculado al cambio de dieta en España, reflejado en la Figura 4, impidió dicha recuperación.

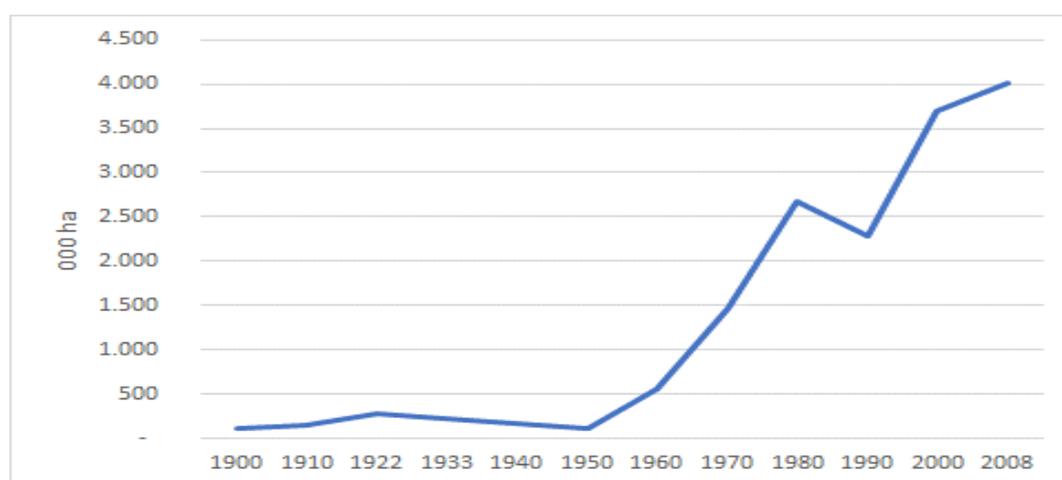
Las emisiones debidas a la fertilización química son ligeramente inferiores a inicios del siglo XXI a las de la mecanización, y alcanzan los 5-6 Tg CO<sub>2</sub>e año<sup>-1</sup>. Otro cambio tecnológico que ha supuesto el incremento de las emisiones GEI a la atmósfera es el regadío. Los GEI de irrigación por hectárea irrigada se multiplicaron por 6,4 veces durante el siglo XX, estabilizándose a 2,7 Mg CO<sub>2</sub>e ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en el siglo XXI. En términos absolutos las emisiones GEI debidas a la irrigación se incrementaron 21 veces durante el siglo XX, y 4 veces por unidad de producto (Aguilera et al. 2019b).

En conjunto, las emisiones de la agricultura ascienden a 20 Tg CO<sub>2</sub>e año<sup>-1</sup> (Figura 10). Estas son sólo un 30% de las emisiones del sector agrario. El otro 70% de emisiones se debe a la ganadería y de ellas, la mitad son achacables a la importación de piensos de terceros países (Figura 10). En concreto, una parte de las emisiones debidas a la importación de piensos se debe al cambio de uso del suelo en los países de origen (ej. Brasil, Uruguay, etc.). La ganadería intensiva española consume el producto de 4 Mha en terceros países para su mantenimiento (Infante Amate et al. 2018) (Figura 11) mientras, como exponíamos

en el epígrafe 2.2, la baja extracción de fitomasa de los pastizales genera problemas ambientales en la Península Ibérica.



**Figura 10. Evolución de las emisiones netas totales de gases de efecto invernadero (Tg CO<sub>2</sub>e año<sup>-1</sup>) del sector agroforestal español (1900-2008).** Fuente: Aguilera et al. 2015

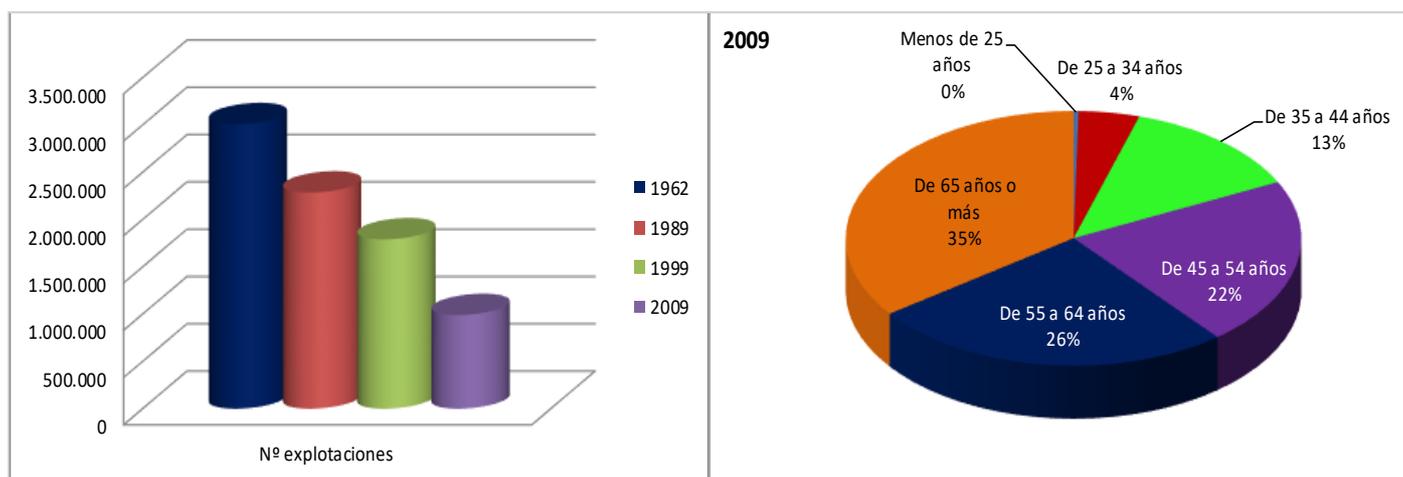


**Figura 11. Superficie agraria dedicada a la producción de alimentos para la ganadería española en terceros países (000 ha).** Fuente: Infante Amate et al. 2018

### 2.3.2. La degradación de los elementos fondo sociales

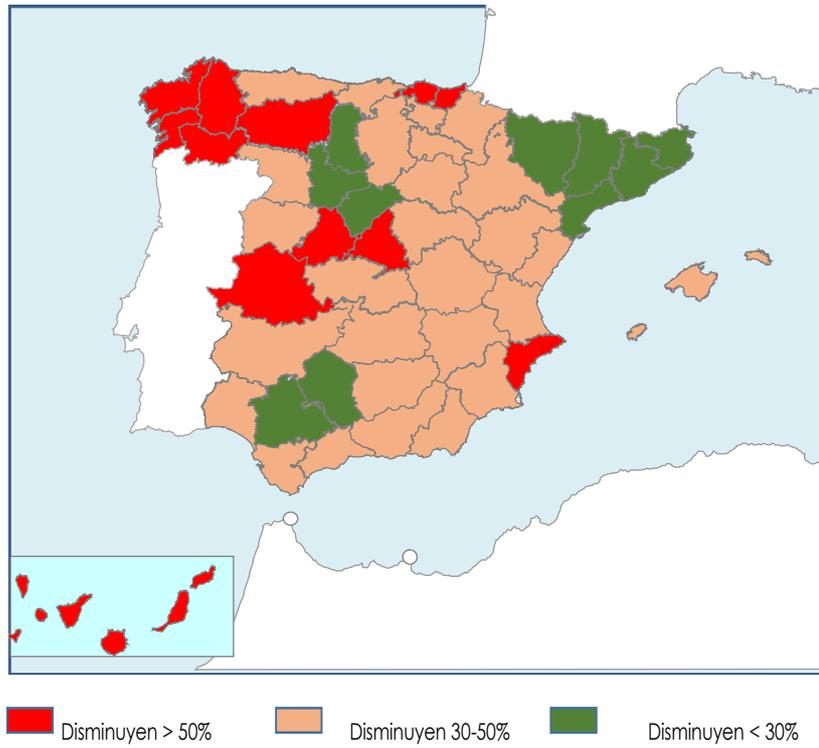
La degradación de los elementos fondo sociales del agroecosistema español se expresa en la disminución del número de explotaciones agrarias, el envejecimiento de los productores (Figura 12) y el despoblamiento del medio rural. La falta de rentabilidad de la actividad agraria ha sido el principal, aunque no único, motor de esta situación. González de Molina et al. (2020) muestran que el modelo de agricultura industrializada en España ha deteriorado la renta agraria, especialmente desde finales de los años 70<sup>1</sup>, debido principalmente a que los precios percibidos por los agricultores han crecido muy por debajo del precio de los insumos agrarios provenientes del sector industrial, y del IPC. Esta tendencia de

deterioro se ha acelerado desde mediados de los noventa y, especialmente, desde 2007 y constituye un mecanismo muy importante de transferencia de renta de la agricultura a otros sectores económicos acentuado por el incremento en términos absolutos del uso de insumos (González de Molina et al. 2020). A pesar, de la corrección de la renta que realizan las subvenciones de la PAC, la realidad es que para compensar la caída de renta agraria en términos absolutos (incluso cuando se consideran las subvenciones) gran número de explotaciones han tenido que desaparecer para mantener la renta por ocupado en la agricultura. Ello ha significado abandono de tierras, despoblación y desagrarización rural.



**Figura 12. Evolución del número de explotaciones (1962-2009) y edad de los titulares de explotación en 2009.** Fuente: INE (2019)

En numerosos foros, tanto organizaciones agrarias, como empresas e incluso representantes políticos correlacionan la falta de infraestructura de riego como causa de la falta rentabilidad, el abandono de la actividad agraria y la despoblación rural. Esta afirmación no se sustenta con los datos disponibles de disminución de explotaciones por provincia (Figura 12). En parte, porque parte de las provincias con más abandono de explotaciones no tienen o es puntual el déficit hídrico. Por tanto, el riego no aportaría ninguna ventaja competitiva. Por otro lado, porque en las provincias costeras de España donde el regadío ha permitido la intensificación y especialización en productos hortofrutícolas para exportación, la actividad agraria ha competido con el turismo por el uso del suelo, sin generar las plusvalías de este último sector. Es el caso de la costa mediterránea o las islas (Figura 13). Por otra parte, como vimos en el epígrafe 2.3.1 este modelo ha generado una fuerte degradación de los elementos fondo biofísicos, lo que agravado por un contexto de cambio climático global y de agotamiento de los recursos naturales no renovables, hace inviable la ampliación de los regadíos como receta contra el despoblamiento.



**Figura 13. Evolución del número de explotaciones agrarias por provincia (1999-2009).**  
 Fuente: INE 2019

### 3. Alternativas hacia la sostenibilidad de la producción agraria española

La agricultura española tiene el cuádruple reto de **desintensificarse**, disminuyendo el uso de insumos de origen no renovable y reduciendo la ratio fitomasa extraída:no cosechada; **adaptarse** a un contexto de **cambio climático** y escasez hídrica; **mejorar la renta agraria**; y **mantener la producción de alimentos de consumo humano**, modificando el equilibrio hacia alimentos vegetales frente a los de origen animal.

En función de estos cuatro retos, podemos establecer varias líneas maestras y prioritarias de trabajo para incrementar la sostenibilidad de la producción agraria española que resumimos a continuación:

#### 1. Aumento de la materia orgánica del suelo en las tierras de cultivo de secano a través de prácticas que incrementan la producción de fitomasa no cosechada a bajo coste. Implica el apoyo a las medidas siguientes:

- a. Siembra de variedades de cultivos herbáceos con mayor producción de residuos y raíces (mayoritariamente responden a este patrón las variedades tradicionales de cultivo)
- b. Mantenimiento de cubiertas vegetales entre calles de frutales y picado de restos de poda
- c. Aplicación al suelo previo compostaje de residuos de la agroindustria del procesamiento de la aceituna y la uva de vino
- d. Apoyo a la producción ecológica en frutales de secano, que ya ha demostrado avanzar en esta línea
- e. Evaluación de las ventajas del uso de la biomasa como enmienda de suelo frente al uso para producción de energía

#### Líneas de investigación prioritarias asociadas:

De las medidas propuestas, una necesita apoyo muy urgente:

- Investigación sobre variedades y mezcla de variedades tradicionales adaptadas al secano en agricultura ecológica que permitan incrementar la fitomasa abandonada a bajo coste

### **Líneas de acción política y de difusión hacia la opinión pública:**

- Presión política para facilitar el uso libre de variedades tradicionales al menos en agricultura ecológica
- Presión política para evitar la “valorización energética de la biomasa”, ya que compite gravemente con el uso agrario de la biomasa y la recuperación de los agroecosistemas

### **2. Adaptación de la cabaña ganadera a las posibilidades del territorio español**

para mantenerla, dando prioridad al consumo de pastos-dehesa, forrajes, y de los residuos agrarios para alimentación del ganado. Ello conlleva las siguientes medidas:

- a. Disminución drástica de la cabaña de monogástricos (aves y cerdos)
- b. Favorecer el cultivo de granos de cereal y leguminosas para alimentación animal en los secanos de peor calidad
- c. Impulsar el cambio de dieta entre la población. Fundamentalmente reduciendo el consumo de carne de ave y cerdo y de huevos
- d. Apoyo a la ganadería ecológica extensiva, ya que fija el ganado al territorio a cargas ganaderas más adecuadas.

### **Líneas de investigación prioritarias asociadas:**

- Investigación sobre rotaciones de cultivo, cereal-leguminosas, con variedades adaptadas al secano en producción ecológica o de bajos insumos
- Evaluación del uso de pasto (arbustivo y herbáceo) mejorado con leguminosas para alimentación animal en áreas mediterráneas
- Evaluación de emisiones GEI de la ganadería extensiva y ecológica. La información escasa y de poca calidad disponible al respecto, permite que en los ámbitos divulgativos se difunda la idea de que esta ganadería genera mayores emisiones de GEI. No hay evidencias científicas sólidas al respecto y, menos en el área mediterránea

### **Líneas de acción política y de difusión hacia la opinión pública:**

- Presión política para limitar la ganadería intensiva
- Presión política para la recuperación de razas tradicionales de ganado y puesta en valor de los servicios ambientales y éticos y la calidad de la ganadería extensiva y ecológica

- Divulgación entre la población de información que favorezca el cambio de dieta

**3. Reducir la dependencia de combustibles fósiles**; además de evitar los fertilizantes sintéticos y pesticidas. Existe un gran potencial para disminuir el uso de combustibles fósiles mediante la reducción de la demanda de insumos y el uso de fuentes de energía renovables. Medidas a ejecutar:

- a. La huella de carbono de la tracción podría reducirse imitando la lógica de los sistemas orgánicos tradicionales, pero beneficiándose de la eficiencia tecnológica moderna, a través de la autoproducción del combustible. Sin embargo, nuestro análisis muestra que un simple cambio a los biocombustibles puede aumentar las emisiones de gases de efecto invernadero y consumir una gran parte de la producción agrícola actual. Por lo tanto, debe combinarse con reducciones significativas en la demanda de combustible y la reducción del consumo de fitomasa por la ganadería.
- b. Sustitución de los fertilizantes de origen fósil por fertilizante orgánico y leguminosas.

#### **Líneas de investigación prioritarias asociadas:**

- Detectar aquellas variedades tradicionales de cultivos extensivos (cereales, leguminosas, etc.) con potencial de control alelopático de las hierbas. Ello evitaría el uso de herbicidas y de labores, reduciendo por ambos lados el uso de insumos de origen fósil
- Puesta a punto de técnicas de manejo de las leguminosas en la rotación sin uso de herbicidas, y uso reducido de maquinaria
- Mejora de procesos de compostaje y calidad (nutrientes y microorganismos) del compost

#### **Líneas de acción política y de difusión hacia la opinión pública:**

- Apoyo a la instalación de plantas de compostaje
- Dirigir las subvenciones hacia el cultivo de leguminosas como abono verde, pasto y grano
- Sustitución de la proteína animal por vegetal en alimentación humana

**4. Mejorar el metabolismo hídrico de la agricultura española**. El incremento de la superficie de riego y el cambio tecnológico hacia tecnologías que "ahorran" agua en los regadíos tradicionales generan graves problemas, desde el punto de vista ambiental y social. Por otra parte, una porción importante de la

extracción de agua para riego es ilegal y genera problemas de sociales de corrupción, entre otros. Se deben adoptar medidas de:

- a. Calidad democrática en los permisos y extracción de agua para riego
- b. Mejorar el entendimiento del metabolismo hídrico de la agricultura española
- c. Elaboración y ejecución de planes de reducción de los regadíos en zonas con graves problemas de sobreexplotación de agua dulce, que amortigüen los efectos sobre la población ocupada agraria
- d. Revalorizar los secanos, a través de medidas de apoyo directas a la producción en estos espacios y de diferenciación en el mercado por sus mejores valores socioambientales.

#### **Líneas de investigación prioritarias asociadas:**

- Evaluación de los servicios ambientales y socioeconómicos y culturales de los sistemas tradicionales de regadío
- Aplicación de la metodología del metabolismo hídrico a cuencas mediterráneas como base del diseño de los planes citados.

#### **Líneas de acción política y de difusión hacia la opinión pública:**

- Apoyar a organizaciones que trabajan en pro de la calidad democrática en los permisos y extracción de agua para riego
- Presión política para la elaboración y ejecución de planes de reconversión de los regadíos en secano con criterios ambientales y sociales
- Revalorizar los secanos, a través de medidas de apoyo directas a la producción en estos espacios y de diferenciación en el mercado por sus mejores valores socioambientales.

**5. Recuperar el uso de variedades vegetales y razas ganaderas tradicionales.** No se puede avanzar hacia una agricultura y ganadería de bajos insumos utilizando variedades y razas diseñadas justo para lo contrario. Deben ponerse en marcha medidas que permitan recuperar el uso de esta biodiversidad. Concretamente se deben adoptar las siguientes medidas:

- a. Eliminar las limitaciones legales al uso y comercio de las variedades tradicionales de cultivo.
- b. Apoyar la recuperación de las variedades vegetales y razas ganaderas tradicionales para uso productivo y comercial

- c. Poner en marcha programas de mejora participativa de esta biodiversidad agraria cuando sea necesario para adaptarlas al siglo XXI

#### Líneas de investigación prioritarias asociadas:

- Evaluación, mejora participativa e inserción en la cadena agroalimentaria de variedades vegetales y razas ganaderas tradicionales.
- Líneas de acción política y de difusión hacia la opinión pública:
- Presión política para facilitar el uso y comercio de variedades tradicionales
- Apoyar la agricultura y ganadería ecológicas ya que están sirviendo de refugio hasta donde lo permiten las leyes y el mercado a esta biodiversidad, a la par que punta de lanza en la lucha política para su uso.
- Difusión de la calidad y beneficios socioambientales de esta biodiversidad entre el consumidor

**6. Medidas directas y eficaces de incorporación de jóvenes al sector agrario y generación de renta agraria.** Habría que combinar medidas directas de apoyo a la reconversión del modelo productivo, con medidas indirectas como las planteadas en puntos anteriores. Parte de las medidas deben abordar cuestiones relativas a la formación de los precios y el desarrollo de los mercados, que escapan al objetivo de este artículo, y deben abordarse desde la perspectiva del sistema agroalimentario en su conjunto.

Por último, a modo de resumen, la Tabla 1 resume el impacto de las líneas maestras de trabajo propuestas, en la calidad de los elementos fondo analizados.

**Tabla 1.**

**Incidencia de las líneas de trabajo prioritarias en la calidad de los diferentes elementos fondo**

Líneas de trabajo	Suelo	Biodiversidad	Agua	▼ emisiones GEI	Δ <sup>+</sup> secuestro C	▼ dependencia insumos	Δ <sup>+</sup> la renta agraria
Δ <sup>+</sup> M.O. suelo seco	+++	++	++		+++	++	++
Adaptación ganado a recursos propios		+	+	++ ¿?		+++	
Sustitución de abonos minerales por abono orgánico	++	++	+	+++	+	++	+
Δ <sup>+</sup> cultivo leguminosas	++	++		+++		+++	+

Reducción laboreo y sustitución del fuel por biofuel	+	+	+	+++	+	+++	+++
Uso variedades de cultivo tradicionales	++	+++	++	++	++	++/?	+
Reducción de regadíos			+++	++		+++	¿?
Revalorización de los secanos						+	+++
Uso razas tradicionales de ganado		+++	+	¿??		+++	
Medidas directas de apoyo a la renta agraria							+++

## 4. Referencias

AEMET (Agencia Estatal de Meteorología) 2018. Visor del atlas climático de la Península y Baleares.

[http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos/atlas\\_climatico/visor\\_atlas\\_climatico](http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos/atlas_climatico/visor_atlas_climatico) (accessed 14 August 2018)

Aguilera, E., Guzmán, G.I., Infante-Amate, J., García-Ruiz, R., Soto, D., Cid, A., González de Molina, M. 2015. Evolución histórica de las emisiones de GEI y almacenamiento de C en el sector agroforestal español, 1900-2008. IV Workshop REMEDIA, 23-25 marzo, 2015. Madrid.

Aguilera, E., Guzmán, G.I., Álvaro-Fuentes, J., Infante-Amate, J., García-Ruiz, R., Carranza-Gallego, G., Soto, D., González de Molina, M. 2018. A historical perspective on soil organic carbon in Mediterranean cropland (Spain, 1900-2008). *Science of the Total Environment* 621:634-648

Aguilera, E., Guzmán, G.I., González de Molina, M., Soto, D., Infante-Amate, J. 2019a. From animals to machines. The impact of mechanization on the carbon footprint of traction in Spanish agriculture: 1900–2014. *Journal of Cleaner Production* 221:295-305

Aguilera, E., Infante-Amate, J., Vila-Traver, J., Deemer, B.D., Guzmán, G.I., González de Molina, M. 2019b. Methane emissions from artificial waterbodies dominate the carbon footprint of irrigation: a study of transitions in the food-energy- water-climate nexus (Spain, 1900-2014). *Environmental Science and Technology*. 10.1021/acs.est.9b00177.

Astier, M, Masera, O. 1996. Metodología para la evaluación de sistemas de manejo incorporando indicadores de sostenibilidad (MESMIS). Gira. Michoacán.

Bird, D. N., S. Benabdallah, N. Gouda, F. Hummel, J. Koeberl, I. La Jeunesse, S. Meyer, F. Pretenthaler, A. Soddu, Woess-Gallasch, S. 2016. Modelling climate change impacts on and adaptation strategies for agriculture in Sardinia and Tunisia using AquaCrop and value-at-risk. *Science of the Total Environment* 543:1019-1027.

Camargo J.A., Alonso A., Salamanca, A. 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* 58:1255–1267

Carranza-Gallego, G., Guzmán, G.I., Soto, D., Aguilera, E., Villa, I., Infante-Amate, J., Herrera, A., González de Molina, M. 2018. Modern Wheat Varieties as a Driver of the Degradation of Spanish Rainfed Mediterranean Agroecosystems throughout the 20th Century. *Sustainability* 10, 3724

Carranza-Gallego, G., Guzmán, G.I., García-Ruíz, R., González de Molina, M., Aguilera, E. 2019. Addressing the Role of Landraces in the Sustainability of Mediterranean Agroecosystems. *Sustainability* 2019, 11, 6029.

Carrao, H., Naumann, G., Barbosa, P. 2016. Mapping global patterns of drought risk: An empirical framework based on sub-national estimates of hazard, exposure and vulnerability. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 39:108-124.

Centro Nacional de Recursos Fitogenéticos (CRF-INIA) 2009. Informe sobre el estado de los recursos fitogenéticos para la alimentación y la agricultura. España. <http://www.fao.org/3/i1500e/spain.pdf>

Consejería de Medio Ambiente. Actuaciones del proyecto LIFE Esteparias, 2003. Available online: [http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnnextoid=feb3855b92a3a210VgnVCM1000001325e50aRCRD&vgnnextchannel=1d6df3378dea5310VgnVCM2000000624e50aRCRD&lr=lang\\_es&vgnsecondoid=3664855b92a3a210VgnVCM1000001325e50a\\_\\_\\_\\_&param1=1](http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnnextoid=feb3855b92a3a210VgnVCM1000001325e50aRCRD&vgnnextchannel=1d6df3378dea5310VgnVCM2000000624e50aRCRD&lr=lang_es&vgnsecondoid=3664855b92a3a210VgnVCM1000001325e50a____&param1=1). (accessed 10 October 2017).

Consejería de Medio Ambiente. Factores limitantes para las poblaciones. In *El cernícalo primilla en Andalucía. Bases ecológicas para su conservación. Manuales de conservación de la naturaleza*, nº 2. Ed: Junta de Andalucía. Sevilla. pp. 56-73. 2004. Available online: [www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Bloques\\_Tematicos/Estado\\_Y\\_Calidad\\_De\\_Los\\_Recursos\\_Naturales/Fauna/Cernicalo\\_primilla/cap3.pdf](http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Bloques_Tematicos/Estado_Y_Calidad_De_Los_Recursos_Naturales/Fauna/Cernicalo_primilla/cap3.pdf). (accessed 1 October 2017).

Cordell D., Drangert, J-O., White, S. 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19:292–305

Cordell, D., White, S. 2014. Life's bottleneck: Sustaining the world's phosphorus for a food secure future. *Annual Review of Environment and Resources* 39: 161–188.

Cordell, D., White, S. 2015. Tracking phosphorus security: Indicators of phosphorus vulnerability in the global food system. *Food Security* 7: 337–350.

Daccache, A., J. S. Ciurana, J. A. R. Díaz and J. W. Knox (2014). Water and energy footprint of irrigated agriculture in the Mediterranean region. *Environmental Research Letters* 9(12): 124014.

EEME (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España). *La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados*. Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid. 2011.

Freemark, K.; Boutin, C. Impacts of agricultural herbicide use on terrestrial wildlife in temperate landscapes - a review with special reference to North-America. *Agric., Ecosyst. Environ.* 1995, 52, 67-91, doi:10.1016/0167-8809(94)00534-I.

Georgescu-Roegen, N. 1971. *The Entropy Law and the Economic Process*. Cambridge: Harvard University Press.

Gingrich S, Marco I, Aguilera E, Padró R, Macfadyen J, Watson A, Guzmán GI, Cunfer G (2018) Agroecosystem energy transitions in the old and new worlds: trajectories and determinants at the regional scale. *Regional Environmental Change*.

González de Molina, M. 2001. Condicionamientos ambientales del crecimiento agrario español (siglos XIX y XX). En (J. Pujol ed.) *El pozo de todos los males: sobre el atraso en la agricultura española contemporánea*, pp: 43-94.

González de Molina, M., Guzmán Casado, G.I. 2017. Agroecology and Ecological Intensification. A Discussion from a Metabolic Point of View. *Sustainability* 9, 86.

González de Molina, M., Soto, D., Guzmán, G.I., Infante-Amate, J., Aguilera, E., Vila, J., García-Ruiz, R. 2020. *Historia de la agricultura española desde una perspectiva biofísica, 1900-2010*. Ministerio de Agricultura, pesca y Alimentación. Madrid.

Grizzetti, B., F. Bouraoui, G. Billet, H. van Grinsven, A. C. Cardoso, V. Thieu, J. Garnier, C. Curtis, R. Howarth, and P. Johnes. 2011. Nitrogen as a threat to European water quality. In *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives* (eds Sutton, M-A., C. M. Howard, J. W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven, and B. Grizzetti), pp. 379–404. Cambridge, UK: Cambridge University Press

Guzmán, G.I., González de Molina, M., Sevilla Guzmán E. 2000. *Introducción a la Agroecología como desarrollo rural sostenible*. Ed: Mundi-Prensa. Madrid, pp: 535. ISBN 84-7114-870-6.

Guzmán G.I., González de Molina. M. 2017. *Energy in Agroecosystems: A Tool for Assessing Sustainability*. Boca Raton (FL): CRC Press

Guzmán, G.I., Aguilera, E., García-Ruiz, R., Torremocha, E., Soto, D., Infante-Amate, J., González de Molina, M. 2018. The Agrarian Metabolism as a tool for assessing agrarian sustainability, and its application to Spanish Agriculture (1960-2008). *Ecology and Society* 23(1):2.

Guzmán, G.I., González de Molina, M., Alonso, A.M. 2011. The land cost of agrarian sustainability. An assessment. *Land Use Policy* 28:825–835.

Guzmán, G.I., M. González de Molina, D. Soto, Infante-Amate, J. and E. Aguilera. 2017a. Spanish agriculture from 1900 to 2008: a long-term perspective on

agroecosystem energy from an agroecological approach. *Regional Environmental Change*, 149, 335-348.

Guzmán, G.I., González de Molina, M., Aguilera, E., Soto, D., Infante, J., García Ruiz, R. 2017b. Transición del metabolismo agrario español en el siglo XX. *Boletín ECOS* 39, 1-11

Hannah L, Ikegami M, Hole D.G., Seo Ch, Butchart S.H.M., Peterson T.A., Roehrdanz P.R. 2013. Global Climate Change Adaptation Priorities for Biodiversity and Food Security. *PLOS One* 8 1-10. e72590.

Hansen, J., P. Kharecha, M. Sato, V. Masson-Delmotte, F. Ackerman, D. J. Beerling, P. J. Hearty, O. Hoegh-Guldberg, S.-L. Hsu, C. Parmesan, J. Rockstrom, E. J. Rohling, J. Sachs, P. Smith, K. Steffen, L. Van Susteren, K. von Schuckmann and J. C. Zachos (2013). Assessing "dangerous climate change": required reduction of carbon emissions to protect young people, future generations and nature. *Plos One* 8(12): e81648-e81648.

Ho, M. -W., Ulanowicz, R. 2005. Sustainable systems as organisms? *BioSystems* 82:39-51.

Hook, M., Tang X. 2013. Depletion of fossil fuels and anthropogenic climate change- A review. *Energy Policy* 52: 797-809.

IGN (Instituto Geográfico Nacional) 2019. Sobreexplotación y contaminación de acuíferos. [https://www.ign.es/espmap/mapas\\_conta\\_bach/Contam\\_Mapa\\_03.htm](https://www.ign.es/espmap/mapas_conta_bach/Contam_Mapa_03.htm). Visitada 23 marzo 2019.

INE (Instituto Nacional de Estadística) 2019. Censo Agrario 1999 y 2009. [https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica\\_C&cid=1254736176851&menu=resultados&secc=1254736195186&idp=1254735727106](https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176851&menu=resultados&secc=1254736195186&idp=1254735727106).

Infante-Amate, J., Aguilera, E., Palmeri, F., Guzmán, G.I., Soto, D., García-Ruiz, R., González de Molina, M. 2018. Land embodied in Spain's biomass trade and consumption (1900-2008): Historical changes, drivers and impacts. *Land Use Policy* 78, 493-502

Jasinski, S.M. 2016. Phosphate rock, U.S. 2015 Minerals Yearbook. US Geological Survey, November 2016. [https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/phosphate\\_rock/myb1-2015-phosp.pdf](https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/phosphate_rock/myb1-2015-phosp.pdf)

Jones E., Qadir M., van Vliet M.T.H., Smakhtin V., Kang S. 2019. The state of desalination and brine production: A global outlook. *Science of the Total Environment* 657: 1343-1356.

José-María, L.; Sans, F. X. Weed seedbanks in arable fields: effects of management practices and surrounding landscape. *Weed Research*, 2011, 51(6), 631-640.

Koppelaar R.H.E.M., Weikard, H.P. 2013 Assessing phosphate rock depletion and phosphorus recycling options. *Global Environmental Change* 23:1454-1466.

Lassaletta, L., G. Billen, E. Romero, J. Garnier, and E. Aguilera. 2014. How changes in diet and trade patterns have shaped the N cycle at the national scale: Spain (1961-2009). *Regional Environmental Change* 14:785-797.

Leinweber, P., Bathmann, U., Buczko, U., Douhaire, C., Eichler-Löbermann, B., Frossard, E., Ekaradt, F., Jarvie, H., Krämer, I., Kabbe, C., Lennartz, B., Mellander, P-E., Nausch, G., Ohtake, H., Tränckner, J. 2018. Handling the phosphorus paradox in agriculture and natural ecosystems: Scarcity, necessity, and burden of P. *Ambio* 47(Suppl. 1):S3-S19

Leip, A., W. Britz, F. Weiss, and W. De Vries. 2011. Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI. *Environmental Pollution* 159: 3243-3253.

MAGRAMA. 2015. Informe Nacional sobre el Estado de la Biodiversidad para la Alimentación y la Agricultura. Elaborado para el Informe FAO sobre el Estado de la Biodiversidad para la Alimentación y la Agricultura en el Mundo. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 324 pp. Madrid.

MAPA, 1995. Informe sobre la situación de los recursos fitogenéticos en España. International Conference and Programme for Plant Genetic Resources. MAPA. Madrid.

MAPAMA, 2019.

[https://sig.mapama.gob.es/Docs/PDFServiciosProd2/RECHID\\_ETR.pdf](https://sig.mapama.gob.es/Docs/PDFServiciosProd2/RECHID_ETR.pdf) dando

Marshall, E.J.P.; Brown, V.K.; Boatman, N.D.; Lutman, P.J.W.; Squire, G.R.; Ward, L.K. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed research*, 2003, 43(2), 77-89.

Martin-Goriz B., Soto-García M., Martínez-Alvarez V. 2014. Energy and greenhouse-gas emissions in irrigated agriculture of SE Spain. Effects of alternative water supply scenarios. *Energy* 77: 478-488.

Marull, J., Tello, E., Fullana, N., Murray, I., Jover, G., Font, C., Coll, F., Domene, E., Leonim, V., Decolli, T. 2015. Long-term bio-cultural heritage: exploring the intermediate disturbance hypothesis in agroecological landscapes (Mallorca, c. 1850-2012). *Biodiversity and Conservation* 24(13):3217-3251.

Moreira, F., Viedma, O., Arianoutsou, M., Curt, T., Koutsias, N., Rigolot, E., Barbat, A., Corona, P., Vaz, P., Xanthopoulos, G., Mouillot, F., Bilgili, E. 2011. Landscape -wildfire

interactions in southern Europe: implications for landscape management. *Journal of Environmental Management* 92, 2389–2402.

Neff RA, Parker CL, Kirschenmann FL, Tinch J, Lawrence RS. 2011. Peak Oil, Food Systems, and Public Health. *Am J Public Health* 101 (9):1587-1597.

Oñate Rubalcaba, J.J., Blanch Martínez, B. 2013. Sostenibilidad ambiental y ecológica de la agricultura española. En *La sostenibilidad de la agricultura española*. Eds: J.A. Gómez-Limón y E. Reig Martínez. Edita: Cajamar Caja Rural, Almería. pp: 155-202.

Pais, S., Aquilué, N., Campos, J., Sil, A., Marcos, B., Martínez-Freiría, F., Domínguez, J., Brotons, LL., Honrado, J.P., Regos, A. 2020. Mountain farmland protection and fire-smart management jointly reduce fire hazard and enhance biodiversity and carbon sequestration. *Ecosystem Services* 44, 101143.

Pellegrini P., Fernández R.J. 2018. Crop intensification, land use, and on-farm energy-use efficiency during the worldwide spread of the green revolution. *PNAS* 115 (10): 2335–2340.

Rodríguez Martín, J.A., López Arias, M., Grau Corbi, J.M. 2009. Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de los suelos agrícolas y pastos de España. INIA-MAGRAMA, MCI, Madrid.

Rodríguez-Martín, J. A., J. Álvaro-Fuentes, J. Gonzalo, C. Gil, J. J. Ramos-Miras, J. M. Grau Corbí, and R. Boluda. 2016. Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma* 264, Part A:117-125.

Romanyà, J., P. Rovira, and R. Vallejo. 2007. Análisis del carbono en los suelos agrícolas de España. Aspectos relevantes en relación a la reconversión a la agricultura ecológica en el ámbito mediterráneo. *Ecosistemas* 16(1):50-57. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?id=465> Accessed 31 January 2017

Soto, D., Infante-Amate, J., Guzmán, G.I., Cid, A., Aguilera, E., García-Ruiz, R., González de Molina, M. 2016. The Social Metabolism of Biomass in Spain, 1900-2008: from food to feed-oriented changes in the Agro-ecosystems. *Ecological Economic* 128:130–138.

Stoate C., Báldi A., Beja P., Boatman N.D., Herzon I., van Doorn A., de Snoo G.R., Rakosy L., Ramwell C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* 91 (2009) 22–46.

Tubiello, F.N., Salvatore, M., Ferrara, A.F., House, J., Federici, S., Rossi, S., Biancalani, R., Condor Golec, R.D., Jacobs, H., Flammini, A., 2015. The contribution of agriculture, forestry and other land use activities to global warming, 1990–2012. *Global change biology* 21, 2655-2660.

UN 2017. 2017 Revision of World Population Prospects. Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat <https://population.un.org/wpp/>

WWF (World Wildlife Fund) 2019. España es el país con mayor sobreexplotación de agua de Europa. <https://www.wwf.es/?50020/Espana-es-el-pais-con-mayor-sobreexplotacion-de-agua-de-Europa>. Visitada 23 marzo 2019.

Todos podemos crear valor socioeconómico y ambiental en la cadena alimentaria si en nuestras decisiones tenemos en cuenta la salud de las personas y la sostenibilidad de los ecosistemas. Desde Alimentta nos sumamos a este desafío aportando conocimiento experto, desde un enfoque interdisciplinar y adecuado a nuestro entorno mediterráneo.

## Estado del arte y necesidades de investigación e innovación para una agricultura sostenible en España con criterios agroecológicos

**Gloria I. Guzmán Casado**, Universidad Pablo de Olavide

Abril 2019

[www.alimentta.com](http://www.alimentta.com)

[info@alimentta.com](mailto:info@alimentta.com)

[@alimentta](https://www.instagram.com/alimentta)

Con la colaboración de

