

Impacto del cambio climático sobre los sistemas de gestión de malas hierbas

C. Fernández-Quintanilla^{1,*} y J. Barroso²

¹ Instituto de Ciencias Agrarias, CSIC, Serrano 115 dpdo. 28006 Madrid

² Columbia Basin Ag. Research Center, Oregon State University, 48037 Tubbs Ranch Road, Adams, OR, 97810, EEUU

Resumen

Dentro de un escenario de cambio climático, la gestión de las malas hierbas debería involucrarse tanto en la mitigación como en la adaptación a estos cambios. En este sentido, la comprensión y el pronóstico de la invasión de nuevas especies así como el desarrollo y puesta a punto de medidas dirigidas a minimizar estos cambios y la adaptación a los mismos deberían constituir una clara prioridad en la investigación. En el presente artículo se presenta el estado actual de nuestros conocimientos en relación a tres preguntas: 1) ¿Qué medidas pueden ser tomadas para mitigar el cambio climático? 2) ¿Cómo serán los problemas de malas hierbas bajo las nuevas condiciones climáticas? 3) ¿Qué cambios pueden ser introducidos en los sistemas actuales de producción y de gestión de malas hierbas para adaptarse a esos cambios?

Palabras clave: Calentamiento global, mitigación, adaptación, incremento de CO₂, control de malas hierbas.

Impact of climate change of weed management systems

Abstract

Within the climate change scenario, weed managements systems should involve in the mitigation and adaptation to those changes. In this context, a high priority should be given to the understanding and predicting on new weed invasions as well as to the development of new practices designed to minimize these changes and adapt agricultural systems to them. This paper presents the state of the art on this area in relation with three main questions: 1) Which measures can be taken to mitigate climate change? 2) Which are going to be the new weed problems 3) What changes should be introduced in our current crop production and weed management systems to adapt to these new conditions?

Keywords: Global warming, mitigation, adaptation, CO₂ increase, weed control

* Autor para correspondencia: cesar@ica.csic.es

Cita del artículo: Fernández-Quintanilla C, Barroso J (2020). Impacto del cambio climático sobre los sistemas de gestión de malas hierbas. ITEA-Información Técnica Económica Agraria 116(5): 396-404. <https://doi.org/10.12706/itea.2020.034>

Introducción

Como ya ha sido descrito en numerosos artículos, el cambio climático supone el principal reto al que se enfrenta la humanidad para conseguir alimentar al mundo en las próximas décadas (Cline, 2008; Foley, 2015; Steffen *et al.*, 2015; Springmann *et al.*, 2018). A partir del año 1950 las emisiones de CO₂, N₂O y metano, los tres principales gases de efecto invernadero (GEI), se han disparado, observándose un crecimiento exponencial de los mismos (Dlugokencky *et al.*, 2019). Una proporción importante de estas emisiones está generada por la agricultura y ganadería (Vermeulen *et al.*, 2012). El incremento de las temperaturas ocasionado por una mayor concentración en la atmósfera de GEI afectará a la agricultura de muchas formas. Diversos estudios indican que el aumento de la evapotranspiración y un desarrollo de los cultivos más acelerado puede causar menores rendimientos en aquellas zonas donde las temperaturas ya están próximas a la tolerancia del cultivo (Cline, 2008). Asimismo, la disminución de las precipitaciones en muchas zonas y la mayor frecuencia de periodos de sequía puede tener un enorme impacto en dichas zonas (Cline, 2008). Las estimaciones actuales indican que, como consecuencia de todos estos procesos la producción agraria puede disminuir hasta un 25 % en grandes zonas de África, en el suroeste de Asia y en el sur de Estados Unidos y México. Por el contrario, el aumento de temperaturas puede beneficiar la agricultura en el norte de Estados Unidos y Canadá, gran parte de Europa (especialmente en los países escandinavos), Rusia y norte de China (Cline, 2008). Los rendimientos de los cultivos que se alcancen bajo las condiciones previsibles de clima dependerán no solo de los mencionados efectos directos del cambio climático sino también de las interacciones de dichos efectos con las poblaciones de malas hierbas, insectos y patógenos (Fuhrer, 2003; Navas-Cortés *et al.*, 2019).

Las malas hierbas tienen la capacidad de ocasionar mayores pérdidas de rendimiento en los cultivos que las causadas por plagas de insectos o patógenos, habiéndose estimado unas pérdidas potenciales a nivel global de un 34 % (Oerke, 2006). Dentro de un escenario de cambio climático, la malherbología debería involucrarse tanto en estrategias de mitigación como en estrategias de adaptación. Desde el punto de vista de mitigar el cambio climático la malherbología debería perseguir la mejora de la eficiencia del uso del carbono en agricultura, es decir, la maximización de la producción de biomasa y la minimización de la producción de CO₂ (Ramesh *et al.*, 2017). Desde el punto de vista de la adaptación al cambio climático, la malherbología debería perseguir el desarrollo de prácticas efectivas para los nuevos sistemas de producción, nuevos cultivos y malas hierbas emergentes (Fernández-Quintanilla *et al.*, 2008; Ramesh *et al.*, 2017). En este sentido, la comprensión del potencial y la rapidez de las malas hierbas para adaptarse a los cambios climáticos previstos, la predicción de invasión de nuevas especies y el desarrollo y puesta a punto de medidas dirigidas a minimizar estos cambios, y a adaptarse a los mismos, deben constituir una clara prioridad en la investigación. Hay tres preguntas concretas que demandan una respuesta inmediata: 1) ¿Qué medidas pueden ser tomadas para mitigar el cambio climático? 2) ¿Cuáles serán los problemas de malas hierbas bajo las nuevas condiciones climáticas? 3) ¿Qué modificaciones pueden ser introducidas en los sistemas actuales de producción y de gestión de malas hierbas para adaptarse a los cambios previstos? En el presente artículo se presenta el estado actual de nuestros conocimientos en relación a estas tres preguntas y las perspectivas existentes para avanzar en la resolución de los problemas planteados.

Medidas para la mitigación

La agricultura contribuye de forma importante en las emisiones de GEI (Foley, 2015). El uso de maquinaria agrícola y, principalmente, el laboreo del terreno es uno de los principales causantes de las emisiones de CO₂ dentro de la agricultura (Lal, 2004; Gan *et al.*, 2014) (Tabla 1). Por su parte, la fertilización nitrogenada es la causante de la liberación de gran parte del N₂O agrario (Gan *et al.*, 2014; Springmann *et al.*, 2018). En este sentido, la agricultura del futuro tendrá que tomar medidas drásticas para reducir la producción de estos dos GEI y así contribuir a mitigar el cambio climático. En los últimos años se han propuesto diversos sistemas de producción con objeto de reducir el elevado uso de insumos externos, habitual en los actuales sistemas de producción intensivos. En ese sentido, la agricultura ecológica aparece como un posible candidato para mitigar el cambio climático. Sin embargo, investigaciones recientes cuestionan seriamente dicha

idea (Zhang *et al.*, 2016; Balmford *et al.*, 2018; Recasens *et al.*, 2020b). De acuerdo con una amplia base de datos que incluye varios sectores agrarios en diversas zonas agrícolas del mundo, los sistemas de altos rendimientos y un uso eficiente de la tierra producen menos externalidades (emisiones de gases de GEI, uso del agua, nitrógeno y fósforo, pérdidas de suelo) que los sistemas de bajos rendimientos. Por consiguiente, para poder generar la misma cantidad de productos agrarios, los sistemas de bajos rendimientos necesitarían utilizar más tierra cultivable, reduciendo el espacio disponible para los hábitats naturales. Esto, a su vez, resultaría probablemente en un aumento en las emisiones de GEI y mayor erosión de suelo (Balmford *et al.*, 2018).

En la actualidad el control de malas hierbas en sistemas de producción intensivos está basado fuertemente en la aplicación de productos herbicidas. Dado que los equivalentes de emisión de carbono (EC) de dichos tratamientos no son muy elevados (Tabla 1) se podría considerar como una práctica aceptable

Tabla 1. Media y desviación estándar (DE) de los equivalentes estimados de emisión de carbono (EC) para distintas prácticas agrícolas y para la producción, almacenamiento y transporte de productos químicos (fuente: Lal, 2004).

Table 1. Mean and standard deviation (SD) of equivalent carbon emission estimates (EC) for different agricultural practices and for production, storage and transport of chemical products (source: Lal, 2004).

Operación agrícola	Equivalente de EC (kg EC ha ⁻¹)	Producto químico	Equivalente de EC (kg EC ha ⁻¹)
Arado de vertedera	15,2 ± 4,1	Nitrógeno	1,3 ± 0,3
Subsolador	11,3 ± 2,8	Fósforo	0,2 ± 0,06
Cultivador tipo chisel	7,9 ± 2,3	Potasio	0,15 ± 0,06
Arado de discos	5,8 ± 1,7	Herbicidas	6,3 ± 2,7
Cultivador	4,0 ± 1,9	Insecticidas	5,1 ± 3,0
Pulverización de herbicida	1,4 ± 1,3	Fungicidas	3,9 ± 2,2
Siembra convencional	3,2 ± 0,8		
Siembra directa	3,8 ± 0,1		
Distribución de fertilizante	7,6 ± 2,5		

desde este punto de vista. Sin embargo, hay que considerar que la gestión de malas hierbas tiene también una elevada dependencia en el laboreo del terreno, una práctica con elevados ECs (Tabla 1). En ese sentido, surgen dos opciones opuestas: utilizar sistemas de no laboreo, con una alta dependencia en el uso de herbicidas, o reducir substancialmente el uso de herbicidas, incrementando la dependencia en las labores del terreno.

Estudios de simulación (Gollany y Polumsky, 2018) indican que el no laboreo es el mejor sistema de cultivo para incrementar la captura de CO₂ en el suelo en un clima mediterráneo. De acuerdo con los resultados obtenidos en este estudio, este sistema mejoraría la capacidad del suelo para minimizar los impactos de los fenómenos climáticos extremos. En la actualidad menos de 12 % de las tierras de cultivo en España, se manejan con técnicas de no laboreo (Anónimo, 2017). El incremento del número de hectáreas dedicadas a la agricultura de conservación ayudaría a mitigar los efectos de la agricultura en el calentamiento global.

En los últimos años se han llevado a cabo varios estudios en condiciones españolas para evaluar experimentalmente los efectos de diversos sistemas de producción sobre los principales parámetros que determinan el cambio global. Un estudio realizado en viña muestra unos efectos muy parecidos, tanto por unidad de superficie cultivada (ha) como por kg de producto, entre un sistema de producción de bajos insumos sin labores del terreno ni fertilizantes pero con aplicación de herbicidas y fungicidas de síntesis y un sistema ecológico, con el terreno labrado y aplicación de abono orgánico pero sin herbicidas ni fungicidas (Devasirvatham *et al.*, 2017). Un estudio similar llevado a cabo con varios sistemas cerealistas muestra que las emisiones de CO₂ por hectárea del sistema ecológico, con una rotación de tres hojas, laboreo del terreno y sin herbicidas, fueron menores que las producidas por un sistema de agri-

cultura de conservación, con un monocultivo de cebada, sin laboreo y con herbicidas. Sin embargo, si consideramos las emisiones por tonelada de producto cosechado estas son bastante similares en los dos sistemas (Fernández-Quintanilla *et al.*, 2019). Obviamente, los menores rendimientos obtenidos en el año de cereal, los bajos rendimientos en el año de leguminosa y la ausencia de producción en el año de barbecho penalizan al sistema ecológico.

Aunque los sistemas de producción ecológica no parecen ser la solución para avanzar en este camino si que pueden ser aprovechables algunas de las prácticas incluidas en estos sistemas. Liu *et al.* (2016) señalan la importancia de utilizar el barbecho en zonas semiáridas para disminuir la huella de carbono, manteniendo el residuo del cultivo y reduciendo en lo posible la frecuencia de esta práctica. La integración de diversas estrategias de control, tales como el control biológico y el control cultural, también pueden contribuir a dicho objetivo (Fernández-Quintanilla *et al.*, 2008). Por otra parte, el empleo de tratamientos herbicidas localizados, utilizando las herramientas de agricultura de precisión, puede reducir substancialmente el uso de estos insumos (Lamastus-Stanford y Shaw, 2004). Por último, es necesario hacer notar que una forma de reducir la huella de carbono es maximizar la relación entre la producción de biomasa y la emisión de GEI (Bhowmik *et al.*, 2017). En ese sentido, un control más eficiente de las malas hierbas (utilizando prácticas con EC aceptables) siempre repercutirá en una mayor producción de biomasa de cultivo y, por consiguiente, en una mejora de esa relación.

Nuevos problemas de malas hierbas

Hay cuatro factores relacionados con el cambio climático que pueden tener un efecto sobre la vegetación arvense: 1) el aumento de

las temperaturas, 2) la variación de las precipitaciones, 3) el incremento en el CO₂ atmosférico, y 4) la mayor frecuencia de eventos extremos (sequías, golpes de calor, lluvias torrenciales) (Malarkodi et al., 2017). Dado que las malas hierbas tienen mayor diversidad genética que los cultivos es previsible que su velocidad de adaptación a estas nuevas condiciones sea más rápida que la de los cultivos a los que acompañan. En ese sentido, el cambio climático puede alterar la relación competitiva entre cultivos y malas hierbas, haciendo que las amenazas actuales se agudicen. Asimismo, el cambio climático puede favorecer la llegada de nuevas especies invasoras provenientes de otras zonas geográficas.

En relación al primer aspecto, el de la competencia malas hierbas-cultivo, un estudio realizado en Norteamérica señala la importancia del tipo de metabolismo (C₃ o C₄) de cada especie (Ziska, 2000). En este estudio se observó que el incremento en la concentración de CO₂ hizo aumentar el rendimiento de la soja (planta C₃) en ausencia de competencia. Cuando la soja competía con *Amaranthus retroflexus* (planta C₄) las pérdidas eran menores que cuando competía con *Chenopodium álbum* (otra planta C₃). Esta respuesta puede ser debida a que el incremento en la concentración de CO₂ estimula la fotosíntesis (y el consiguiente crecimiento) en plantas C₃ al incrementar el gradiente entre en la concentración de CO₂ en el aire y en el interior de la hoja y al disminuir la pérdida de CO₂ por fotorespiración. En cambio, las plantas C₄ ya disponen de una bomba bioquímica interna para concentrar el CO₂ y, por consiguiente, tienen una menor respuesta a los incrementos de CO₂ del aire. Otros estudios indican asimismo claras alteraciones en las interacciones competitivas entre malas hierbas y cultivos (Ziska y Dukes, 2010).

En relación al segundo aspecto, la expansión del rango de distribución, Ziska (2011) han pronosticado una migración de varias espe-

cies de malas hierbas hacia latitudes más septentrionales de Norteamérica debido al aumento de las temperaturas. Estimaciones del cambio de distribución geográfica de *Lolium rigidum* a nivel global indican un aumento de las áreas potencialmente invadidas en Norteamérica, Sudamérica, Europa y Asia mientras que en África y Australia estas áreas se reducirían (Castellanos-Frías et al., 2016). Asimismo, se espera un desplazamiento hacia el norte de Europa de *Avena sterilis*, una especie característica de ambientes mediterráneos (Castellanos-Frías et al., 2014). Diversos estudios han mostrado los efectos previsible del cambio climático sobre la distribución geográfica de otras especies de malas hierbas (Kriticos et al., 2011; Storkey et al., 2014) y sobre la dinámica de sus poblaciones (Lima et al., 2012). La creación de modelos de distribución de poblaciones basados en el clima puede contribuir a la adaptación de programas de gestión enfocados a la prevención y a la reducción de los futuros impactos asociados a la expansión geográfica de malas hierbas.

En estas últimas décadas se ha constatado la aparición en la Península Ibérica de varias especies de origen subtropical, habiéndose extendido de forma preocupante en algunas situaciones concretas (Recasens et al., 2020a). Tal es el caso de diversas especies de los géneros *Leptochloa*, *Leersia* y *Heteranthera* en cultivos de arroz, de *Abutilon theophrasti*, *Sicyos angulatus* y *Amaranthus palmeri* en campos de maíz y de *Panicum dichotomiflorum* y *Eleusine indica* en alfalfares. En todas estas situaciones se trata de cultivos estivales de regadío en los que las altas temperaturas y la abundante disponibilidad de agua favorece la aparición de estas invasoras de origen tropical o subtropical.

Los mecanismos por los que se generan esas respuestas pueden ser diversos. Varios estudios han mostrado que la expansión hacia el norte de malas hierbas típicas de cultivos de maíz y soja está asociada a la diferenciación

de ecotipos y a la habilidad de estas especies de colonizar rápidamente nuevos ambientes (Warwick *et al.*, 1984; Weaver *et al.*, 1985; Warwick, 1990). Investigaciones llevadas a cabo con especies vegetales presentes en ecosistemas naturales han mostrado cómo el cambio climático puede alterar la fenología reproductiva y otros procesos del ciclo de vida de dichas especies (Cleland *et al.*, 2006; Sherry *et al.*, 2007). Franks *et al.* (2007) han mostrado respuestas similares al cambio climático en el caso de *Brassica rapa*.

La gestión de estas amenazas emergentes dependerá, en primer lugar, de su fuente de origen y de su nivel de expansión. Si se trata de especies exóticas, su gestión se halla regulada a tres niveles legislativos: el comunitario, el estatal y el autonómico. Desde este punto de vista, las invasiones producidas por especies vegetales en los sistemas agrícolas han tenido una consideración desigual respecto a las protagonizadas por plagas de insectos o patógenos, con muy pocas especies incluidas en listas de cuarentena o en el catálogo español de especies exóticas invasoras (Recasens *et al.*, 2020a). Una vez que la especie está recién introducida en una zona geográfica es necesario promover su contención y evitar su expansión. Para ello hacen falta resoluciones administrativas y actuaciones concretas a diferentes niveles.

Adaptaciones de los sistemas de gestión

A pesar de todos nuestros esfuerzos por mitigar el cambio climático y por prevenir la invasión de nuevas especies, es muy probable que dichos esfuerzos no consigan alcanzar totalmente sus objetivos. En consecuencia, tenemos que contar con modificaciones importantes en los sistemas agrícolas actuales. En este sentido, será necesario adaptar nuestros sistemas de gestión de malas hierbas a las nuevas situaciones creadas.

De acuerdo con Scott *et al.* (2014) la gestión de las malas hierbas en un escenario de cambio climático se puede realizar siguiendo tres tipos de estrategias diferentes:

1) Continuar con las opciones de control actuales. Dado que estas opciones son las más adecuadas bajo las condiciones presentes y que tampoco ha habido últimamente grandes avances en las herramientas disponibles, los cambios a realizar deberían ser graduales y en respuesta a los cambios observados. Un ejemplo de esta estrategia de actuación sería la gestión de malas hierbas anuales que desarrollen resistencia a herbicidas. Asumiendo que dicho problema va a persistir bajo el escenario de cambio climático, la estrategia a seguir sería similar a la utilizada hasta la fecha, quizás con un mayor foco si cabe hacia el manejo integrado.

2) Utilizar opciones de control que se aplican en la actualidad en condiciones climáticas extremas. Basándose en la experiencia actual de control de malas hierbas en años "atípicos" (por exceso o por defecto de lluvias o por golpes de calor) habrá que desarrollar prácticas de gestión que puedan ser útiles bajo las condiciones futuras. Un ejemplo de esta estrategia de actuación podría ser el control de *Phragmites australis* creciendo cerca de cursos de agua. Diversos estudios han mostrado que altos niveles de agua, bajas temperaturas y baja intensidad de luz, tienden a reducir el desarrollo de esta especie (Haslam, 1972; Wilcox *et al.*, 2003; Hudon *et al.*, 2005). Por otro lado, se ha observado la expansión de esta especie en muchas zonas como consecuencia de la destabilización de humedales y de otras alteraciones hidrológicas costeras. En la actualidad, el control de esta especie se lleva a cabo a través de la estabilización de humedales y de diversos tipos de obras hidráulicas en el cauce del río. Dado que los veranos tienden a ser más secos y cálidos y los niveles del nivel de agua más bajos, es previsible que en el futuro nos encontremos con un crecimiento de las poblaciones

de *Phragmites* y el incremento de estos problemas. Por ello, las actuaciones hidrológicas del tipo ya mencionado tendrán que potenciarse en el futuro.

3) Desarrollar nuevas técnicas de gestión adaptadas al cambio climático. Esto requerirá nuevos enfoques que se basen en los pronósticos de climas futuros y de tecnologías emergentes. Un ejemplo sería el caso de la gestión de malas hierbas en sistemas cerealistas en climas semiáridos. En un escenario de menores precipitaciones y mayor frecuencia de sequías, la estrategia de actuación a seguir implicaría un abandono del monocultivo y la incorporación de nuevos cultivos más resistentes a la sequía (p. ej. camelina, yeros), de barbechos o de pastizales xerófilos. El empleo de este tipo de estrategia sería claramente beneficiosa de cara al control de las malas hierbas.

Referencias bibliográficas

- Balmford A, Amano T, Bartlett H, Chadwick D, Collins A, Edwards D, Field R, Garnsworthy P, Green R, Smith P, Waters H, Whitmore A, Broom DM, Chara J, Finch T, Garnett E, Gathorne-Hardy A, Hernandez-Medrano J, Herrero M, Hua F, Latawiec A, Misselbrook T, Phalan B, Simmons BI, Takahashi T, Vause J, zu Ermgassen E, Eisner R (2018). The environmental costs and benefits of high-yield farming. *Nature sustainability* 1: 477-485. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0138-5>
- Bhowmik A, Fortuna AM, Cihacek LJ, Bary AI, Carr PM, Cogger CG. Potential carbon sequestration and nitrogen cycling in long-term organic management systems. *Renewable Agriculture and Food Systems* 32: 498-510. <https://doi.org/10.1017/S1742170516000429>
- Castellanos-Frías E, García de León D, Pujadas-Salva A, Dorado J, Gonzalez-Andujar JL (2014). Potential distribution of *Avena sterilis* L. in Europe under climate change. *Annals of Applied Biology* 165: 53-61. <https://doi.org/10.1111/aab.12117>
- Castellanos-Frías E, García de León D, Bastida F, Gonzalez-Andujar JL (2016). Predicting global geographical distribution of *Lolium rigidum* (rigid ryegrass) under climate change. *Journal of Agricultural Science* 154: 755-764. <https://doi.org/10.1017/S0021859615000799>
- Cleland EE, Chiarello NR, Loarie SR, Mooney HA, Field CB (2006). Diverse responses of phenology to global changes in a grassland ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 103: 13740-13744. <https://doi.org/10.1073/pnas.0600815103>
- Cline WR (2008). Global warming and agriculture. *Finance & Development* 45: 23-27.
- Devasirvatham P, Gasol CM, Dorado J, Fernández-Quintanilla C (2017). Environmental impact and energy demand comparison of vineyards by the life cycle assessment methodology. XVI Congreso de la Sociedad Española de Malherbología, 25-27 de octubre, Pamplona, España, pp. 455-460.
- Dlugokencky EJ, Hall BD, Montzka SA, Dutton G, Muhle J, Elkins JW (2019). Atmospheric composition: Long-lived greenhouse gases. State of the Climate in 2018, Special Supplement, *Bulletin of the American Meteorological Society* 100(9): S48-S50. <https://doi.org/10.1175/2019BAMSStateoftheClimate.1>
- Fernández-Quintanilla C, Quadranti M, Kudsk P, Barberi P (2008). Which future for weed science? *Weed Research* 48: 297-301. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2008.00642.x>
- Fernández-Quintanilla C, Gasol CM, Dorado J (2019). Tirar por la calle de en medio: una propuesta para romper la polarización en agricultura. XXIV Congreso Latinoamericano de Malezas, 5-9 de junio, San José, Costa Rica.
- Foley J (2015). A Five step plan to feed the world. *National Geographic*. Disponible en: <http://www.nationalgeographic.com/foodfeatures/feeding-9-billion/> (Consultado: septiembre 2020).
- Franks SJ, Sim S, Weis AE (2007). Rapid evolution of flowering time by an annual plant in response to a climate fluctuation. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 104: 1278-1282. <https://doi.org/10.1073/pnas.0608379104>

- Fuhrer J (2003). Agroecosystem responses to combinations of elevated CO₂, ozone and global climate change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 97: 1-20. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00125-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00125-7)
- Gan Y, Liang C, Chai Q, Lemke RL, Campbell CA, Zentner RP (2014). Improving farming practices reduces the carbon footprint of spring wheat production. *Nature Communication* 5: 5012. <https://doi.org/10.1038/ncomms6012>
- Gollany HT, Polumsky RW (2018). Simulating soil organic carbon responses to cropping intensity, tillage, and climate change in pacific northwest dryland. *Journal of Environmental Quality* 47: 625-634. <https://doi.org/10.2134/jeq2017.09.0374>
- Gonzalez-Sanchez EJ, Gil-Ribes JA, Ordóñez-Fernández R, Veroz-González O, Gomez-Ariza O, Sanchez-Ruiz FM (2017). Beneficios de la agricultura de conservación en un entorno de cambio climático. Asociación Española de Agricultura de Conservación. Córdoba, España. 136 pp.
- Haslam SM (1972). Biological Flora of the British Isles: *Phragmites communis* Trin. *Journal of Ecology* 60: 585-610.
- Kriticos DJ, Watt MS, Potter KJB, Manning Lk, Alexander NS, Tallent-Halsell N (2011). Managing invasive weeds under climate change: considering the current and potential future distribution of *Buddleja davidii*. *Weed Research* 51: 85-96. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2010.00827.x>
- Lal R (2004). Carbon emission from farm operations. *Environment International* 30: 981-990. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.03.005>
- Lamastus-Stanford FE, Shaw DR (2004). Evaluation of Site-Specific Weed Management implementing the Herbicide Application Decision Support System (HADSS). *Precision Agriculture* 5: 411-426. <https://doi.org/10.1023/B:PRAG.0000040808.78546.d5>
- Lima M, Navarrete L, González-Andujar JL (2012). Climate effects and feedback structure determining weed population dynamics in a long-term experiment. *PLoS ONE* 7: e30569. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0030569>
- Liu C, Cutforth H, Chai Q, Gan Y (2016). Farming tactics to reduce the carbon footprint of crop cultivation in semiarid areas. A review. *Agroonomy for Sustainable Development* 36: 69. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0404-8>
- Malarkodi N, Manikandan N, Ramaraj AP (2017). Impact of climate change on weeds and weed management – A review. *Journal of Innovative Agriculture* 4: 1-6.
- Navas-Cortés JA, Landa BB, Montesinos E, Fereres A, Gonzalez-Andujar JL, Quesada-Moraga E (2019). Repercusiones potenciales del cambio climático en la sanidad vegetal. En: Libro Blanco de la Sanidad vegetal (Eds. R. Jiménez Díaz, MM López González) pp: 441-484. UCOPress.
- Oerke EC (2006). Crop losses to pests. *Journal of Agricultural Science* 144: 31-43. <https://doi.org/10.1017/S0021859605005708>
- Ramesh K, Matloob A, Farhena Aslam F, Singarayyer K, Florentine SK y Bhagirath S. Chauhan BS (2017). Weeds in changing climate: vulnerability, consequences, and implications for future weed management. *Frontiers in Plant Science* 8: 95-110.
- Recasens J, Conesa JA, Juárez-Escario A (2020a). Las invasiones vegetales en sistemas agrícolas. Retrospectiva de los últimos 40 años en Cataluña. ITEA-Información Técnica Económica Agraria. 116(3): 190-211. <https://doi.org/10.12706/itea.2019.020>
- Recasens J, Royo-Esnal, Valencia-Gredilla, Torra J (2020b). Efficiency, profitability and carbon footprint of different management programs under no-till to control herbicide resistant *Papaver rhoeas*. *Plants* 9: 433. b.
- Scott JK, Webber BL, Murphy H, Ota N, Kriticos DJ, Loebel B (2014). Adapt NRM. Weeds and climate change: supporting weed management adaptation. CSIRO, Australia. 74 pp.
- Sherry RA, Zhou X, Gu S, Arnone JA III, Schimel DS, Verburg PS, Wallace LL, Luo Y (2007). Divergence of reproductive phenology under climate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 104: 198-202. <https://doi.org/10.1073/pnas.0605642104>

- Springmann M, Clark M, Mason D, Wiebe K, Bordinsky BL, Lassaletta L, de Vries W, Vermeulen SJ, Herrero M, Carlson KM, Jonell M, Troell M, DeClerck F, Gordon LJ, Zurayk R, Scarborough P, Rayner M, Loken B, Fanzo J, Godfray HCJ, Tilman D, Rockström J, Willett W (2018). Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature* 562: 519-525. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0594-0>
- Steffen W, Richardson K, Rockström J, Cornell SE, Fetzer I, Bennett EM, Biggs R, Carpenter ER, de Vries W, de Wit CA, Folke C, Gerten D, Heinke J, Mace GM, Persson LM, Ramanathan V, Reyers B, Sörlin S (2015). Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science* 347: 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Storkey J, Stratonovitch P, Chapman DS, Vidotto F, Semenov MA (2014). A process-based approach to predicting the effect of climate change on the distribution of an invasive allergenic plant in Europe. *PLoS ONE* 9: e88156. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088156>
- Hudon C, Gagnon P, Jean M (2005). Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Ecoscience* 12: 347-357. <https://doi.org/10.2980/i1195-6860-12-3-347.1>
- Vermeulen SJ, Campbell BM, Ingram JSI (2012). Climate change and food systems. *Annual Review of Environmental Resources* 37: 195-222. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-020411-130608>
- Warwick SI, Thompson BK, Black LD (1984). Population variation in *Sorghum halepense*, Johnson grass, at the northern limit of its range. *Canadian Journal of Botany* 62: 1781-1789. <https://doi.org/10.1139/b84-242>
- Warwick SI (1990). Allozyme and life history variation in five northwardly colonizing North American weed species. *Plant Systematics and Evolution* 169: 41-54. <https://doi.org/10.1007/BF00935983>
- Weaver SE, Dirks VA, Warwick SI (1985). Variation and climatic adaptation in northern populations of *Datura stramonium*. *Canadian Journal of Botany* 63: 1303-1308. <https://doi.org/10.1139/b85-181>
- Wilcox KL, Petrie SA, Maynard LA, Meyer SW (2003). Historical distribution and abundance of *Phragmites australis* at Long Point, Lake Erie, Ontario. *Journal of Great Lakes Research* 29: 664-680. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(03\)70469-9](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(03)70469-9)
- Zhang XQ, Pu C, Zhao X, Xue JF, Zhang R, Nie ZJ, Chen F, Lal R, Zhang HL (2016). Tillage effects on carbon footprint and ecosystem services of climate regulation in a winter wheat-summer maize cropping system of the North China Plain. *Ecological Indicators* 67: 821-829. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.046>
- Ziska LH (2000). The impact of elevated CO₂ on yield loss from a C₃ and C₄ weed in field-grown soybean. *Global Change Biology* 6: 899-905. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00364.x>
- Ziska LH (2011). Global climate change and carbon dioxide: assessing weed biology and management. En: *Handbook of Climate Change and Agroecosystems: Impacts, Adaptation, and Mitigation* (Ed. Hillel D y Rosenzweig C), pp. 191-208. London: Imperial College Press.
- Ziska LH, Dukes J (2010). *Weed biology and climate change*. Wiley-Blackwell, New Delhi, India. 235 pp.

(Aceptado para publicación el 21 de septiembre de 2020)