

Estado de situación del uso de herbicidas en cultivos extensivos agrícolas de la región noroeste de la provincia de Buenos Aires y el impacto ambiental asociado.

*M. A. Principiano. CIC - UNNOBA.

**H. A. Acciaresi.

Noviembre 2018

En los sistemas agrícolas actuales se ha observado un importante incremento de las dosis y frecuencias de aplicaciones de herbicidas, siendo una causa determinante la aparición de biotipos de malezas resistentes. En este contexto, surge la necesidad de conocer el estado de situación de uso de herbicidas en la Región, con el consecuente impacto ambiental que su uso implica. De acuerdo con lo anterior, el objetivo de este trabajo fue brindar información acerca del estado de situación del uso de herbicidas en la región noroeste de la provincia de Buenos Aires y el impacto ambiental asociado a cada ingrediente activo de herbicida utilizado, cuantificado a través del índice de impacto ambiental (EIQ). Los resultados obtenidos indican una fuerte concentración en el uso de pocos mecanismos de acción e ingredientes activos de herbicidas con un reiterado uso de estos. El impacto ambiental de los ingredientes activos utilizados fue en general bajo, con la excepción del ingrediente atrazina, asociado al cultivo de maíz. De este modo, el conocimiento del estado de situación del uso de herbicidas en los sistemas productivos de la región resulta muy importante de cara a racionalizar su utilización, optimizar el momento de aplicación y minimizar consecuentemente el impacto ambiental.

Palabras claves: resistencia; malezas; toxicología

Introducción

Las malezas, el control químico y la resistencia a herbicidas

En la agricultura actual las malezas siguen siendo la principal adversidad que afecta a los sistemas productivos en tanto resultan un desafío para aquellos involucrados en la investigación científica (Kropff y Walter, 2000). A pesar del importante desarrollo alcanzado en el uso de herbicidas, la erradicación de estas de los sistemas productivos no ha sido posible (Baumann, 2001).

Desde su introducción hace aproximadamente setenta años, los herbicidas se han convertido en el método de control preponderante dentro de los programas de manejo de malezas (Vila-Aiub, 2014). El relativo bajo costo, la eficacia y selectividad en cultivos y la eficiente combinación con los sistemas de siembra directa, han contribuido de manera importante para que así ocurriera. Asimismo, la diversidad de ingredientes activos alternativos que pueden utilizarse frente a la existencia de biotipos de malezas resistentes a herbicidas ha contribuido a un uso extensivo en los agroecosistemas actuales (Llewellyn y otros, 2002).

Así, la amplia aceptación del uso de herbicidas dio lugar a la idea de la factibilidad de la erradicación de las malezas. No obstante, en los últimos años, el aumento de los casos de resistencia de distintas malezas a los herbicidas (Schmid y Pannel, 1996), aspectos de seguridad ambiental (Wilson y Wright, 1990) y la necesidad de reducir costos operativos (Liebman y Janke, 1990) han resultado en la necesidad de diseñar sistemas de manejo de malezas que conlleven a una disminución en el uso de herbicidas.

El uso de cultivos resistentes a herbicidas (glifosato, hormonales, glufosinato, sulfonilureas, imidazolinonas, entre otros) ha intensificado aún más el empleo del control químico como única alternativa del manejo de malezas (Duke, 2005; Powles, 2008b). Como consecuencia de ello, el consumo de herbicidas ha crecido anualmente por el mayor uso, no sólo de glifosato, sino de herbicidas que van surgiendo para el control de biotipos de malezas emergentes no controladas por dicho herbicida, como resultado del cambio de flora (Appleby, 2005). En Argentina, los herbicidas lideran los volúmenes de ventas (87%) dentro de los agroquímicos (CASAFE, 2014). Asimismo, el consumo de herbicidas aumentó de 19,7 a 264,6 millones de kg/litros entre los años 1991 y 2014, respectivamente (CASAFE, 2014).

En este marco, resultó previsible como consecuencia de la alta presión de selección ejercida, que la resistencia pasase a ser un aspecto condicionante del control de malezas. Además de glifosato,

el uso frecuente de otros herbicidas tales como los inhibidores de la enzima ALS (acetolactato sintetasa), inhibidores del fotosistema II, inhibidores de la acetil CoA-carboxilasa (ACCase), herbicidas auxínicos (hormonales) e inhibidores del fotosistema I generó un significativo número de casos de resistencia tanto a nivel mundial como nacional (Heap, 2018).

En Argentina, el total de especies resistentes asciende a veinte, con treinta y seis biotipos con resistencia demostrada a cuatro mecanismos de acción y once casos de resistencia múltiple (Rem, 2018). Asimismo, en la región noroeste de la provincia de Buenos Aires se ha registrado en los últimos años un incremento en la frecuencia específica de especies resistentes como raygrás (*Lolium spp.*), yuyo colorado (*Amaranthus hybridus*) y capín colorado (*Echinochloa colona*) (Acciaresi y otros, 2017, 2018).

Impacto ambiental de la resistencia a herbicidas

Un aspecto para resaltar es que no sólo resulta de preocupante importancia el incremento de la resistencia a herbicidas sino también el impacto ambiental que tal práctica posee en la Región (Peruzzo y otros, 2008; Sasal y otros, 2011; Principiano y Acciaresi, 2017). Sasal y colaboradores (2011), han determinado la presencia de glifosato y su metabolito (ácido amino metil fosfónico, (AMPA)), en aguas superficiales y subterráneas y la correspondiente acumulación en el grano de soja. Estos autores destacan la necesidad de cuantificar las pérdidas de glifosato y AMPA y que el conocer la dinámica de estas aportaría información sobre aspectos relacionados con el mejor momento de aplicación de los herbicidas, permitiendo disminuir el impacto sobre el ambiente.

Con el fin de aumentar la sostenibilidad de las estrategias de manejo de malezas, el proceso de toma de decisiones debe considerar el posible impacto ambiental que conllevan las diferentes alternativas tecnológicas implementadas (Stewart y otros, 2011). En este contexto, una de las posibilidades es el uso de índices de evaluación de impacto ambiental que permiten evaluar el riesgo ambiental de las prácticas abordadas. Así, el coeficiente de impacto ambiental (EIQ por su sigla en inglés), puede ser usado para comparar diferentes herbicidas o programas de manejo de malezas de forma de obtener aquel que minimice el impacto sobre el medio ambiente. Este coeficiente considera algunas propiedades físicas y químicas de los herbicidas como así también aspectos relacionados con la ecotoxicología y efectos que sobre la salud humana tiene cada ingrediente activo (Kovach y otros, 1992).

Es importante destacar que hasta el presente no se han llevado adelante estudios de relevamiento de herbicidas a nivel Regional, basados en situaciones productivas reales. De acuerdo con lo anterior y considerando la importancia que las actividades agrícolas poseen para el ambiente regional, es primordial contar con información del uso de herbicidas que surja del análisis de planteos productivos agrícolas reales como así también de los volúmenes comercializados en la Región.

De este modo, el objetivo de este trabajo fue determinar el estado de situación del uso de herbicidas en cultivos extensivos de la región noroeste (NOE) de la provincia de Buenos Aires, caracterizando y cuantificando el nivel de utilización de distintos mecanismos de acción de herbicidas. Asimismo, se evaluó el impacto ambiental asociado a cada ingrediente activo utilizado en la región por medio del empleo del EIQ de cada herbicida.

Materiales y métodos

Caracterización del uso de herbicidas

El estudio se llevó adelante en la región noroeste de la provincia de Buenos Aires (Figura 1). El área de interés está caracterizada por el predominio de la actividad agrícola bajo siembra directa (SD), con relevancia del cultivo de soja por sobre el de maíz, trigo, girasol y sorgo.

En una primera etapa se analizó la información obtenida de un relevamiento regional del volumen de venta de ingredientes activos de herbicidas (litros o kilogramos) para el período abril de 2017 hasta abril de 2018 realizado a diez empresas comercializadoras más importantes en la región. En función de la dosis promedio de uso de marbete (para cada ingrediente activo y concentración para la región), se determinó la superficie aproximada aplicada con cada mecanismo de acción y cada ingrediente activo.

Posteriormente, con el fin de validar la información obtenida de los volúmenes comercializados, se evaluaron los programas de control de malezas de establecimientos agrícolas pertenecientes a la región bajo estudio para los períodos 2015/16, 2016/17 y 2017/18 en diferentes secuencias de cultivos. Las mismas incluyeron cultivos de cobertura (avena, vicia y centeno), trigo, cebada, arveja, soja, maíz (fecha de siembra temprana), maíz (fecha de siembra tardía) y sorgo granífero. Así, se analizaron los programas de control de malezas de 286, 309 y 386 lotes en 2015/16, 2016/17 y 2017/18, respectivamente. Ellos representaron aproximadamente 10.000 has distribuidas en los partidos de Pergamino, San Nicolás, Colón, Rojas, Salto, Arrecifes y Ramallo (Figura 1).

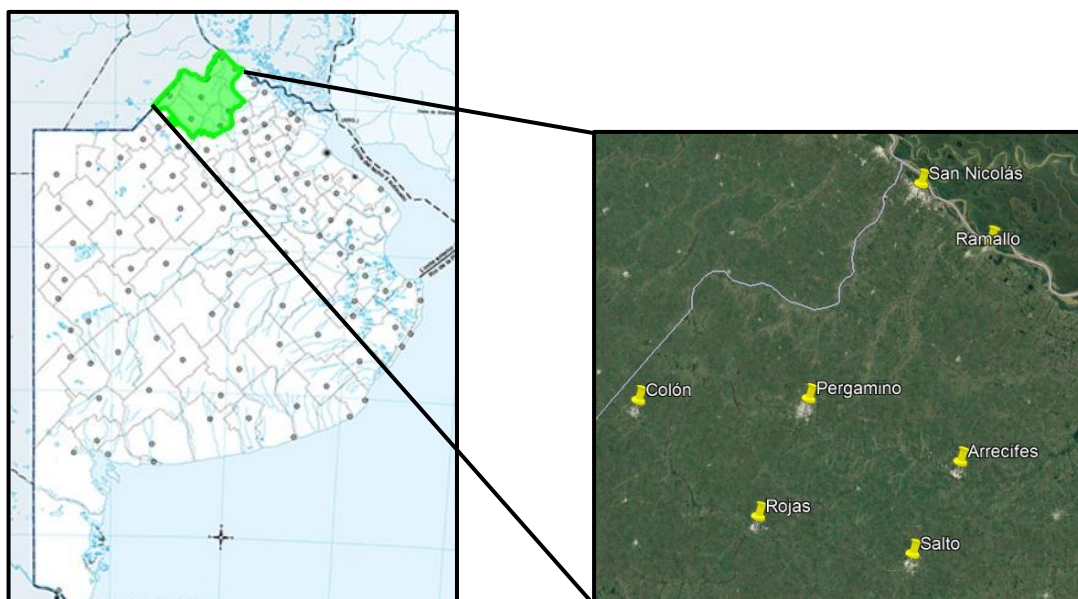


Figura 1. Área de estudio correspondiente a la región noroeste de la provincia de Buenos Aires con las localidades de cabecera de los partidos abarcados en donde se relevaron los planteos productivos zonales (10000 has).

De cada programa de control de malezas se registró la cantidad promedio de aplicaciones de herbicidas (A.H.), ingredientes activos de los herbicidas (I.A.) y mecanismos de acción utilizados (MdA.). A su vez, se determinó la cantidad de ingredientes activos de herbicidas acumulados (I.A.A.) para cada programa de control de malezas por medio de la sumatoria del número de veces en que cada ingrediente activo fue aplicado en la secuencia de cultivos durante una campaña agrícola. Se registró también el consumo promedio de glifosato ($l \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$) para cada período, dada la importancia que este herbicida tiene en la región.

Con el fin de determinar posibles cambios en el uso de herbicidas se determinó la frecuencia de uso de cada mecanismo de acción ($n^{\circ} \cdot lote^{-1} \cdot año^{-1}$).

Asimismo, se determinó el momento de mayor intensidad de uso de herbicidas en el ciclo agrícola (etapa de barbecho, presiembra (5 a 15 días previo a la siembra del cultivo), preemergencia o postemergencia del cultivo) a través de la cantidad de herbicidas aplicados para los tres periodos relevados en la región.

Impacto ambiental de la resistencia

Para el cálculo del EIQ de cada herbicida se utilizó el método propuesto por Kovach y otros (1992). Los valores de EIQ de cada herbicida se obtuvieron de Eshenaur y otros (2015).

Posteriormente se calculó el EIQ de campo de la siguiente forma:

$$EIQ_{\text{campo}} = EIQ_{\text{herbicida}} * \text{concentración del activo herbicida} * \text{dosis}$$

De acuerdo con lo propuesto por Stewart y otros (2011), se clasificó el nivel de impacto ambiental de cada activo herbicida como muy bajo ($EIQ < 5$), bajo ($5 < EIQ < 20$), medio ($20 < EIQ < 45$) y alto ($EIQ > 45$).

A su vez, a los fines de poner de manifiesto el estado de situación acerca de la peligrosidad de los activos utilizados, se determinó la distribución porcentual de uso de herbicidas con diferentes clases toxicológicas.

Resultados

Caracterización del uso de herbicidas

Superficie (ha)

Los resultados obtenidos con respecto al uso de herbicidas indican que para el periodo abril de 2017/ abril de 2018, de los diez mecanismos de acción relevados, los cinco mecanismos con mayor superficie aplicada fueron glifosato (inhibidor de la EPSPS), hormonales, inhibidores de la acetolactato

sintetasa (ALS), los gramínicidas (inhibidores de la acetil CoA-carboxilasa, ACCasa) y los inhibidores de la enzima protoporfirinógeno oxidasa (PPO) (Figura 2).

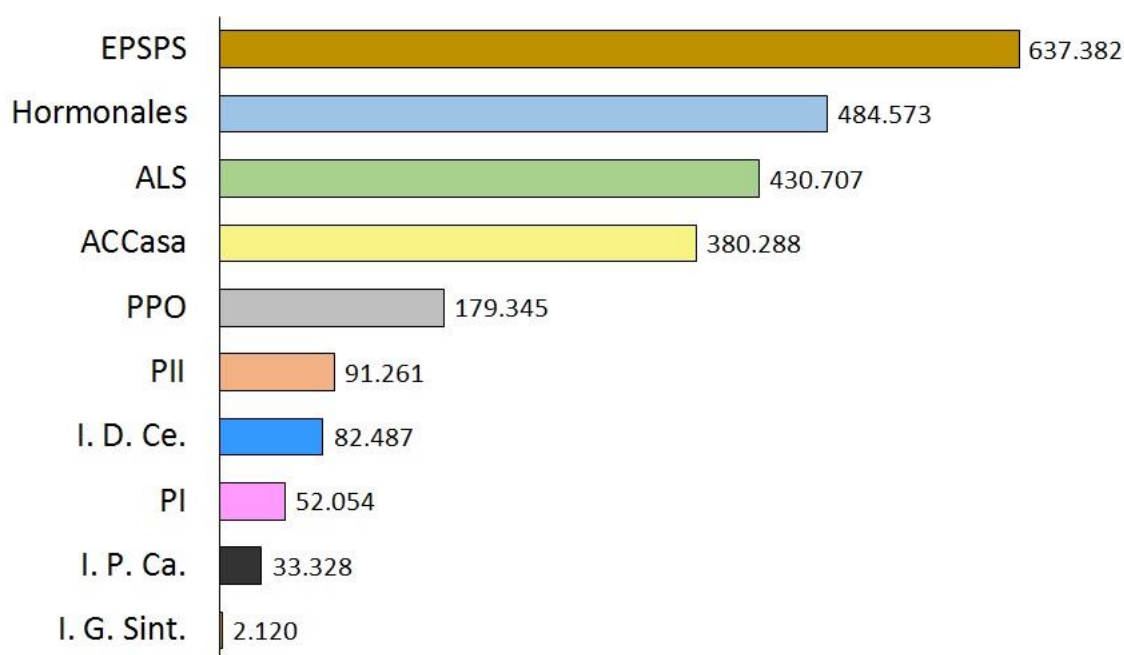


Figura 2. Superficie aplicada (has), con cada mecanismo de acción de herbicida durante el período abril de 2017-abril de 2018 para la región noroeste de la provincia de Buenos Aires. EPSPS: inhibidor de la enolpiruvil-shikimato-3-fosfato-sintetasa; Hormonales: herbicidas reguladores de crecimiento; ALS: inhibidores de la acetolactato sintetasa; ACCasa: inhibidores de la acetil CoA-carboxilasa; PPO: inhibidores de la protoporfirinógeno oxidasa; PII: inhibidores de la fotosíntesis a nivel del fotosistema II; I. D. Ce.: inhibidores de la división celular.; PI: inhibidores de la fotosíntesis a nivel del fotosistema I; I. P. Ca.: inhibidores de pigmentos carotenoides; I. G. Sint.: inhibidor de la glutamino sintetasa.

Frecuencia de uso

Respecto a la frecuencia de uso de distintos mecanismos de acción de herbicidas, los resultados obtenidos indican que el glifosato (inhibidor de la enzima EPSPS), los hormonales y los inhibidores de la enzima acetolactato sintetasa (ALS) fueron los de mayor uso en el periodo 2015/16 (Figura 3). El uso de glifosato y hormonales se mantuvo relativamente constante en 2,5 y 1,6 aplicaciones ($n^{\circ} \cdot \text{hac}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), respectivamente. Por su parte, se observa una disminución en el uso de los herbicidas ALS, desde 1,2 en 2015/16 a 0,8 aplicaciones ($n^{\circ} \cdot \text{hac}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) en el último periodo evaluado (2017/18). A su vez, se observa un incremento en el uso de determinados mecanismos de acción. En este sentido, se registró un crecimiento en el uso de los inhibidores de la enzima protoporfirinógeno oxidasa (PPO) (“quemantes”), inhibidores de la acetil-Coa-carboxilasa (ACCasa) (gramínicidas) y los inhibidores de la división celular (Figura 3). El aumento en la frecuencia de especies resistentes como raygrás, capín y yuyo colorado en la región podrían explicar el incremento en el uso de dichos mecanismos de acción (Acciaresi y otros, 2017, 2018).

Para el área de estudio, se registraron 47 ingredientes activos donde el ingrediente activo glifosato ocupó la mayor proporción de la superficie aplicada (26 %) seguido por cletodim (11 %), 2,4 D (9,5 %) y metsulfurón (9,1 %) (Figura 4). Se debe destacar que sólo siete ingredientes activos suman el 70 % de la superficie, en tanto quince ingredientes activos abarcan el 90 % de la superficie. Esto indica que determinados sistemas productivos de la región no sólo utilizan como único método el control químico sino también que el mismo está sustentado en pocos ingredientes activos y mecanismos de acción (Figura 4).

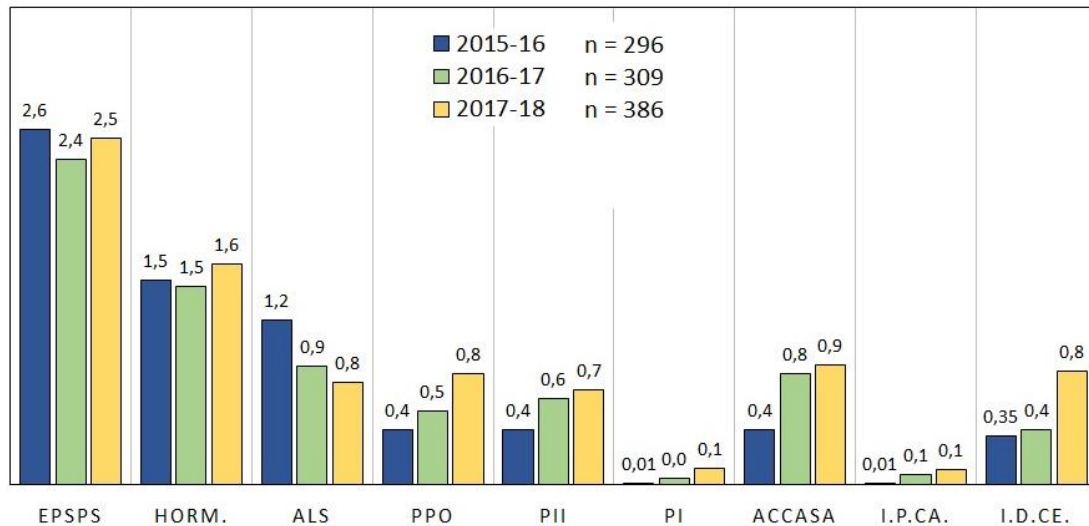


Figura 3. Evolución de las aplicaciones de mecanismos de acción ($n^{\circ} \cdot \text{lote}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) para los periodos 2015/16, 2016/17 y 2017/18 para la región noroeste de la provincia de Buenos Aires. EPSPS: inhibidor de la enolpiruvil-shikimato-3-fosfato-sintasa; Horm.: herbicidas reguladores de crecimiento; ALS: inhibidores de la acetolactato sintetasa; PPO: inhibidores de la protoporfirinógeno oxidasa; PII: inhibidores de la fotosíntesis a nivel del fotosistema II; PI: inhibidores de la fotosíntesis a nivel del fotosistema I; ACCasa: inhibidores de la acetil-Coa carboxilasa; I. P. Ca.: inhibidores de pigmentos carotenoides; I. D. Ce.: inhibidores de la división celular.

Quando se analizaron los programas de control químico de malezas de lotes productivos del área de estudio se observó que el número promedio de aplicaciones de herbicidas se ha mantenido relativamente constante en los tres periodos relevados (Figura 5). En lo que refiere a la cantidad de ingredientes activos utilizados, se registró un incremento significativo en el último periodo desde 5,7 (2015/16) a 6,6 ingredientes activos. $\text{lote}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ en 2017/18. El incremento más notable se observó en la cantidad de ingredientes activos acumulados que aumentó de 7 (2015/16) a 8,8 (2017/18). Ello indica un uso reiterado de determinados ingredientes activos de herbicidas. En cuanto a la cantidad de mecanismos de acción utilizados en cada lote anualmente, también se registró un incremento significativo en el último periodo, desde 4,7 (2015/16) a 5,6 mecanismos de acción. $\text{lote}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ (2017/18). Por último, se observó que el consumo de glifosato aumentó de manera significativa en el período analizado, desde 6,5 (2015/16) a 7,5 $\text{l} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ (2017/18), representando un incremento de 15% (Figura 5).

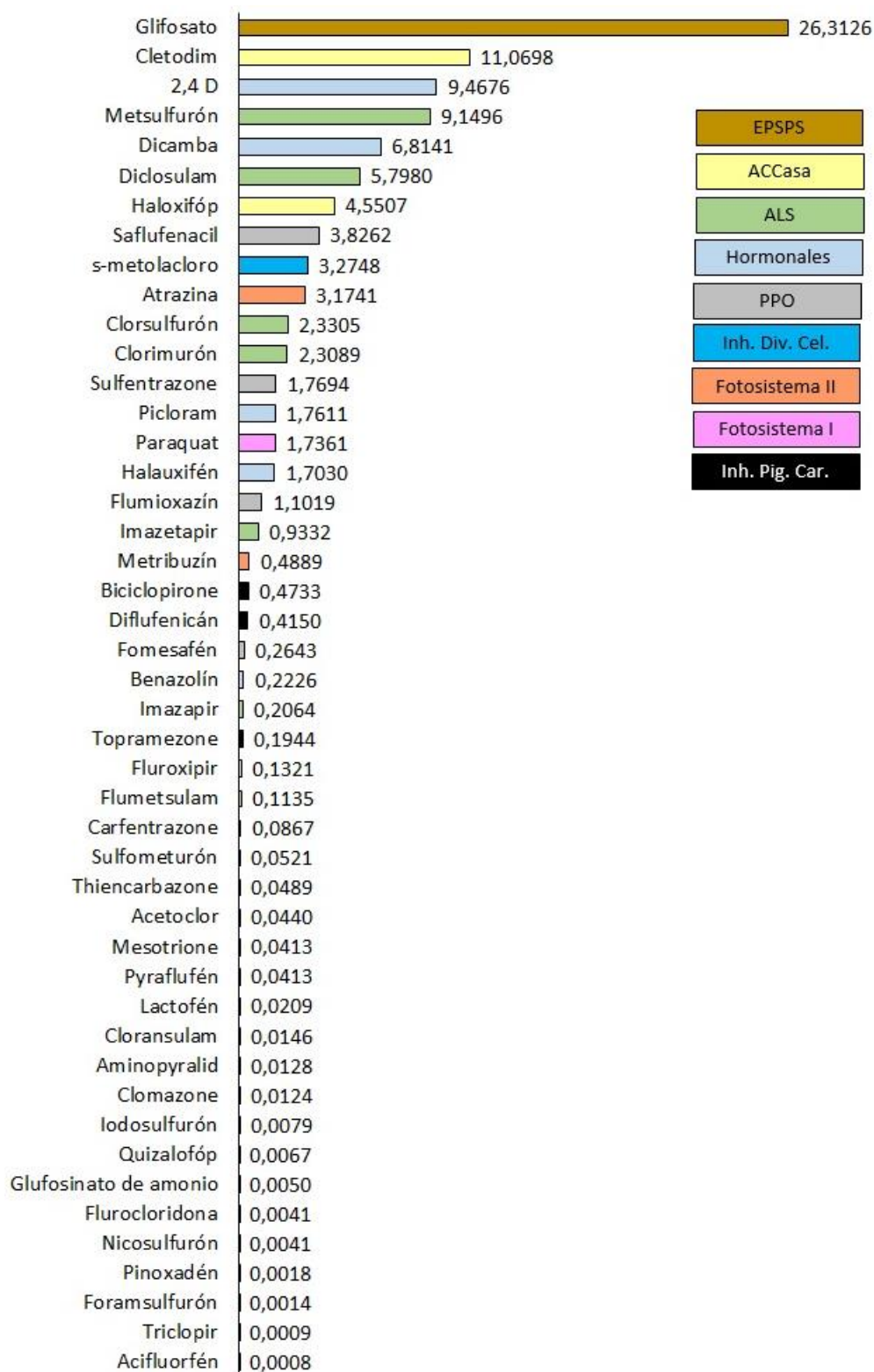


Figura 4. Porcentaje de superficie aplicada con cada ingrediente activo durante el período abril 2017- abril 2018 para la región noroeste de la provincia de Buenos Aires. EPSPS: inhibidor de la enolpiruvil-shikimato-3-fosfato-sintasa; ACCasa: inhibidores de la acetil-Coa carboxilasa; ALS: inhibidores de la acetolactato sintetasa; Hormonales: herbicidas reguladores de crecimiento; PPO: inhibidores de la protoporfirinógeno oxidasa; Inh. Div. Cel.: inhibidores de la división celular; PII: inhibidores de la fotosíntesis a nivel del fotosistema II; PI: inhibidores de la fotosíntesis a nivel del fotosistema I; Inh. Pig. Car.: inhibidores de pigmentos carotenoides.

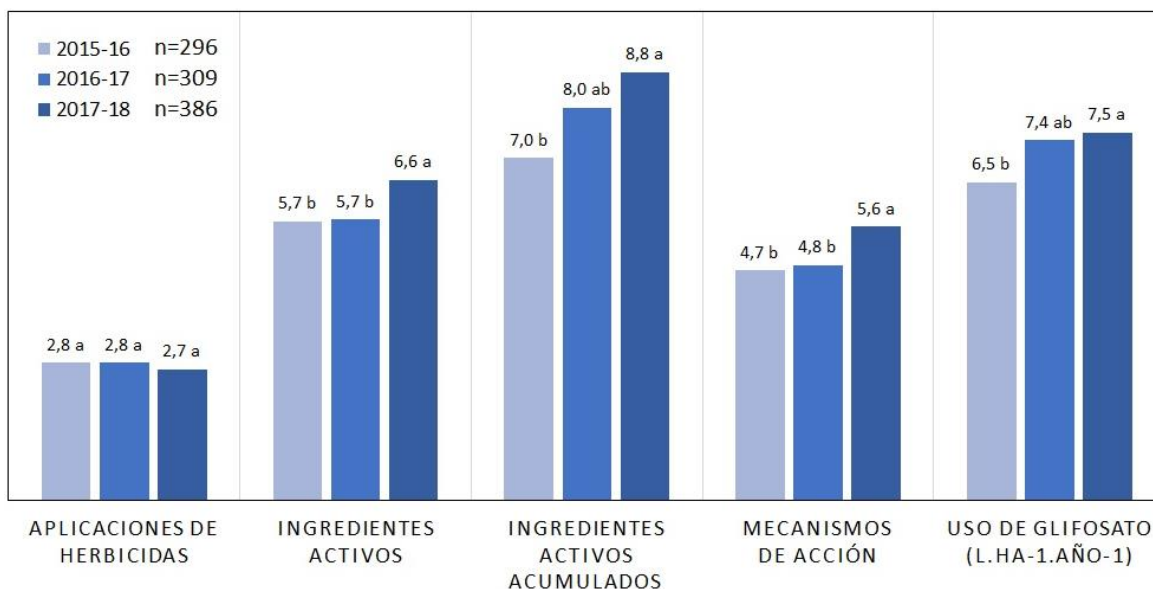


Figura 5. Evolución de las aplicaciones de herbicidas (A.H, (n°.lote⁻¹.año⁻¹)), ingredientes activos (I.A., (n°.lote⁻¹.año⁻¹)), ingredientes activos acumulados (I.A.A, (n°.lote⁻¹.año⁻¹)), mecanismos de acción (MdA, (n°.lote⁻¹.año⁻¹)) y uso de glifosato (U.G, (l.ha⁻¹.año⁻¹)) para los periodos 2015/16, 2016/17 y 2017/18 de acuerdo a los programas de control de malezas en lotes productivos de la región noroeste de la provincia de Buenos Aires.

Con respecto al momento de aplicación en la estación de crecimiento (etapa de barbecho, presiembr, preemergencia o postemergencia del cultivo), el mayor número de herbicidas aplicados se registró en la etapa de barbecho químico (BQ) y presiembr/preemergencia (PSI/PEE) de cultivos para los tres periodos relevados (Figura 6). Al respecto, se observaron diferencias según el mecanismo de acción considerado. En este sentido el mayor uso de hormonales (2,4 D, dicamba, picloram, halauxifén, entre otros) y herbicidas ALS (tales como metsulfurón, clorimurón, imazetapir, diclosulam) se observó en la etapa de BQ (Figura 7).

Por su parte, los herbicidas inhibidores de la protoporfirinógeno oxidasa (PPO) (saflufenacil, flumioxazín, carfentrazone, fomesafén, sulfentrazone), los inhibidores de la fotosíntesis a nivel del fotosistema II (atrazina, metribuzín, prometrina), los inhibidores de la síntesis de pigmentos carotenoides (biciclopirona, clomazone), los inhibidores de la fotosíntesis a nivel del fotosistema I (paraquat) y los inhibidores de división celular (s-metolacolor, acetoclor) registraron un mayor uso en la etapa de PSI/PEE de los cultivos. En lo que refiere a los herbicidas inhibidores de la acetil-Coa-carboxilasa (cletodim, haloxyfóp, pinoxadén) se dio en la etapa de postemergencia (POE) de los cultivos (principalmente soja) (Figura 7). En el caso de glifosato, se observó una distribución porcentual concentrada en la etapa de BQ y PSI-PEE de los cultivos. El uso en la etapa de POE de los cultivos se registró en soja y maíz resistentes a dicho ingrediente activo (Figura 7).

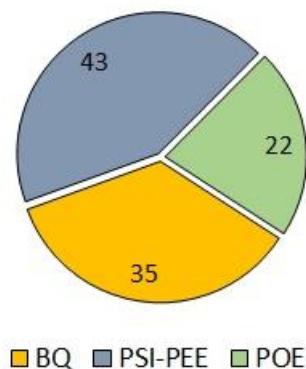


Figura 6. Distribución del momento de aplicación a lo largo de la estación de crecimiento (%) para los periodos 2015/16, 2016/17 y 2017/18, en la región noroeste de la provincia de Buenos Aires. BQ: barbecho químico; PSI-PEE: presiembr/preemergencia del cultivo; POE: postemergencia del cultivo.

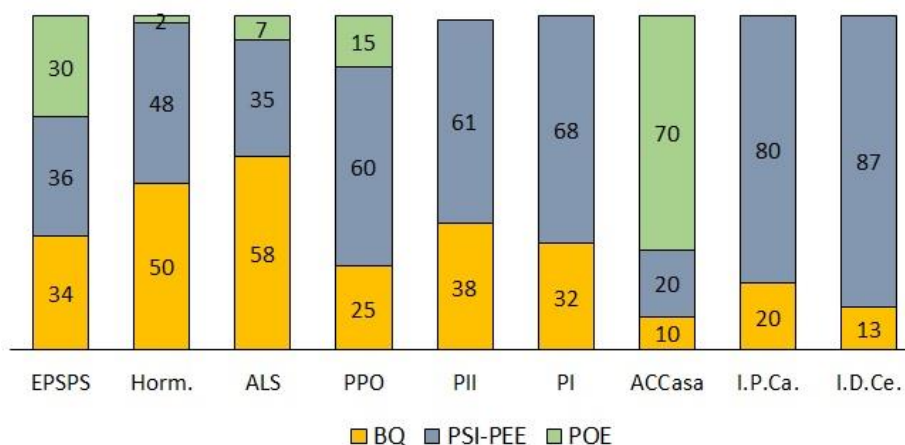


Figura 7. Distribución del momento de aplicación a lo largo de la estación de crecimiento (%) para cada mecanismo de acción en la región noroeste de la provincia de Buenos Aires. BQ: barbecho químico; PSI-PEE: presembrado/preemergencia del cultivo; POE: postemergencia del cultivo. EPSPS: inhibidor de la enolpiruvil-shikimato-3-fosfato-sintasa; Horm: reguladores de crecimiento; ALS: inhibidores de la acetolactato sintetasa; PPO: inhibidores de la protoporfirinógeno oxidasa; PII: inhibidores de la fotosíntesis a nivel del fotosistema II; PI: inhibidores de la fotosíntesis a nivel del fotosistema I; ACCasa: inhibidores de la acetil-Coa carboxilasa; I. P. Ca.: inhibidores de pigmentos carotenoides; I. D. Ce.: inhibidores de la división celular.

Impacto ambiental de la resistencia

Respecto al impacto ambiental de cada herbicida (cuantificado por el EIQ de campo), se observó que atrazina es un ingrediente activo con un EIQ medio (<45) (Stewart y otros, 2011). Un 23 % de los ingredientes activos utilizados son de bajo impacto ambiental ($5 < \text{EIQ} < 20$) entre los que se destacan glifosato y 2,4 D, herbicidas con alto grado de uso. Es importante destacar que el 53 % de los activos registrados presentaron un muy bajo EIQ (<5) (Stewart y otros, 2011), en tanto no se registró el uso de ingredientes activos con un alto impacto ambiental ($\text{EIQ} > 45$) (Figura 8). Se debe tener presente que, si bien los EIQs de los ingredientes activos relevados son bajos y muy bajos, los programas de control de malezas asociados a las secuencias de cultivos de la región pueden tener un impacto ambiental alto ($\text{EIQ} > 45$) al hacerse un uso repetido a lo largo del ciclo de crecimiento de los cultivos (Principiano y Acciaresi, 2017). Así, el incremento en la frecuencia de especies resistentes y tolerantes en la región lleva a un intenso y alto uso de herbicidas a los efectos de controlar dichas especies con el consecuente incremento en el impacto ambiental.

Con la información relevada fue posible determinar el grado de uso de herbicidas en la región, clasificados por su banda toxicológica (Figura 9). Así se observó que el 66 % de la superficie aplicada corresponde a ingredientes activos de la clase toxicológica IV (banda verde, producto que normalmente no ofrece peligro), entre los que se incluyen todas las formulaciones de glifosato, atrazina, diclosulam, metsulfurón y dicamba, entre otros. Un 19 % de la superficie aplicada se realizó con ingredientes activos que pertenecen a la clase toxicológica II (banda amarilla, producto moderadamente peligroso), donde se destacan ingredientes activos tales como 2,4 D, haloxyfóp y paraquat. Finalmente, un 14 % de la superficie se aplicó con productos de clase toxicológica III (banda azul, producto poco peligroso), entre los que se pueden encontrar ingredientes activos relevantes como cletodim, fomesafén, s-metolacoloro, entre otros (Figura 9).

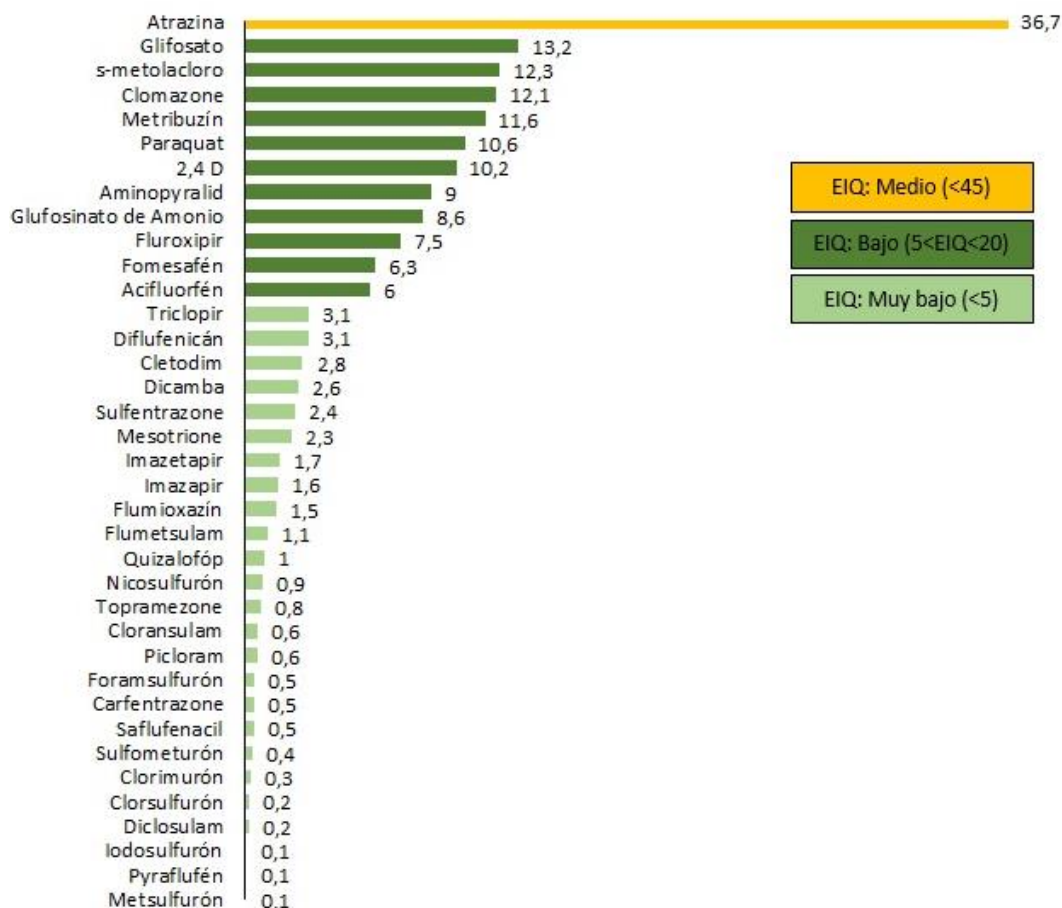


Figura 8. Coeficiente de impacto ambiental (EIQ) de cada activo herbicida.

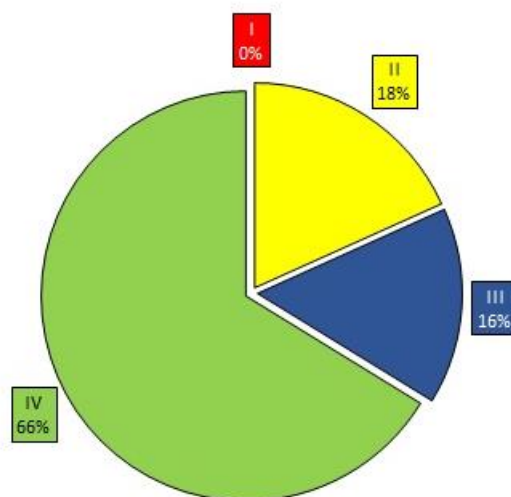


Figura 9. Caracterización de la superficie aplicada según la clase toxicológica (CT) (%), de acuerdo al volumen de cada activo herbicida comercializado durante el período abril de 2017/ abril de 2018 para la región noroeste de la provincia de Buenos Aires. CT-I: producto muy peligroso; CT-II: producto moderadamente peligroso; CT-III: producto poco peligroso; CT-IV: producto que normalmente no ofrece peligro.

Los resultados obtenidos en el presente trabajo constituyen el primer aporte acerca del estado de uso de herbicidas en la Región radicado su importancia en el hecho de que fueron obtenidos del análisis de planteos productivos agrícolas reales y de los volúmenes de uso específicos en la Región. De este modo, a partir de la información generada se podrá delinear acciones de investigación e

institucionales que permitan la racionalización del uso de fitosanitarios en los planteos productivos regionales.

Conclusiones

El presente estudio es una primera aproximación realizada con información regional que permite poner de manifiesto el estado de situación del uso de herbicidas en los sistemas agrícolas productivos de la región noroeste de la provincia de Buenos Aires.

Los resultados obtenidos indican que la región bajo estudio es abarcada por pocos mecanismos de acción e ingredientes activos registrando un cambio en la frecuencia de uso de determinados mecanismos de acción (ALS, PPO, inhibidores de fotosíntesis, graminicidas, inhibidores de la división celular) en función del avance de biotipos de malezas resistentes con un importante uso en las etapas de barbecho químico y presiembra/preemergencia de los cultivos.

Los resultados indican la predominancia de ingredientes activos de bajo y muy bajo impacto ambiental, que se encuentran catalogados como productos que normalmente no ofrecen peligro o que son poco peligrosos.

No obstante, es importante destacar qué a fin de minimizar los riesgos ambientales, es necesario ajustar el uso de herbicidas de acuerdo con las prescripciones, condiciones y registro de uso, que establecen los marbetes de cada uno de ellos.

De este modo, el conocimiento del estado de situación del uso de herbicidas en los sistemas productivos de la región resulta muy importante de cara a racionalizar su utilización, optimizar el momento de aplicación y minimizar consecuentemente el impacto ambiental.

Bibliografía

- Acciaresi, H.; D. Lavezzari y M. A. Principiano. 2017.** Evolución de la distribución de malezas resistentes y tolerantes en el NO de la Provincia de Buenos Aires. Tercer informe. Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_pergamino_distribucion_de_malezas_tolerantes_y_resistentes_a_herbicidas_en_el_partido_de_pergamino_o-i_2017.pdf. Consultado: octubre de 2018.
- Acciaresi, H.; D. Lavezzari y M. A. Principiano. 2018.** Evolución de la distribución de malezas resistentes y tolerantes en el NO de la Provincia de Buenos Aires. Cuarto informe. Disponible en: <https://inta.gob.ar/documentos/evolucion-en-la-distribucion-de-malezas-resistentes-y-tolerantes-a-herbicidas-en-el-no-de-la-provincia-de-buenos-aires>. Consultado: octubre de 2018.
- Appleby, A. P. 2005.** A history of weed control in the United States and Canada. *Weed Science*. 53:762-768.
- Baumann, D. T. 2001.** Competitive suppression of weeds in a leek-celery intercropping system- an exploration of functional biodiversity. PhD Thesis. Wageningen University. The Netherlands. 190 pg.
- CASAFE. 2014.** Mercado Argentino de productos fitosanitarios. Informe elaborado por: KLEFFMANGROUP Argentina. Disponible en: <http://www.casafe.org/publicaciones/estadisticas/> Consultado: octubre de 2018.
- Duke, S. O. 2005.** Taking stock of herbicide-resistant crops ten years after introduction. *Pest Management Science*. 61: 211-218.
- Eshenaur, B.; J. Grant; J. Kovach; C. Petzoldt; J. Degni y J. Tette. 2015.** www.nysipm.cornell.edu/publications/EIQ. Environmental Impact Quotient: "A Method to Measure the Environmental Impact of Pesticides." New York State Integrated Pest Management Program, Cornell Cooperative Extension, Cornell University. 1992–2015. Consultado: octubre de 2018.
- Heap, I. 2018.** The International Survey of Herbicide Resistant Weeds. On line. Internet. Disponible en: www.weedscience.com. Consultado: octubre de 2018.
- Kovach, J.; C. Petzoldt; J. Degni y J. Tette. 1992.** A method to measure the environmental impact of pesticides. New York's Food and Life Sciences Bulletin. 139:139-146.
- Kropff M. J. y H. Walter. 2000.** EWRS and challenges for weed research in the start of a new millennium. *Weed Research*.40:7-10.
- Llewellyn, R. S.; R. K. Lindner; D. J. Pannel y S. B. Powles. 2002.** Resistance and the herbicide resource: perceptions of Western Australian grain growers. *Crop Protection*. 21:1067-1075.
- Peruzzo, P. J.; A. A. Porta y A. E. Ronco. 2008.** Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina. *Environment Pollution*. 2008. 156(1):61-66.
- Powles, S. B. 2008b.** Evolved glyphosate-resistant weeds around the world: lessons to be learnt. *Pest Management Science*. 64: 360-365.
- Principiano, M. A. y H. A. Acciaresi. 2017.** Costo financiero e impacto ambiental del control de malezas en diferentes secuencias de cultivos en el NO de la provincia de Buenos Aires. RTA: *Revista de Tecnología Agropecuaria*. Vol. 10(34):37-41.

- Rem, 2018.** Red de conocimiento de malezas resistentes. On line. Internet. Disponible en: <https://www.aapresid.org.ar/rem/alertas/>. Consultado: octubre de 2018.
- Sasal, C; E. Adrian; M. G. Andriulo; S. Wilson y I. Portela. 2010.** Pérdidas de Glifosato por Drenaje y Esguerramiento y Riesgo de Contaminación de Aguas. Aspectos ambientales del uso del glifosato. Camino M. y Aparicio V. (Eds.). Ediciones INTA. Pag: 103-114.
- Schmidt, C. P. y D. J. Pannell. 1996.** The role and value of herbicide-resistant lupins in Western Australian agriculture. *Crop Protection*. 15(6): 539-548.
- Stewart, C. L.; R. E. Nurse; L. L. Van Eerd; L. L. Vyn y P. H. Sikkema. 2011.** Weed control, environmental impact, and economics of weed management strategies in glyphosate-resistant soybean. *Weed Technology*. 25:535-541.
- Vila-Aiub, M. y A. Fischer. 2014.** Resistencia a herbicidas. En: Malezas e Invasoras de la Argentina. Tomo I: Ecología y Manejo. O. A. Fernández, E. S. Leguizamón y H. A. Acciaresi. Editorial de la Universidad Nacional del Sur. Ediuns, 2014. Capítulo XVII. pp. 423-447.
- Wilson B. J. y K. J Wright. 1990.** Predicting the growth and competitive of annual weeds in wheat. *Weed Research*. 30: 201-211.