

Análisis de la sustentabilidad ecológica de distintas estrategias de manejo de malezas en el cultivo de lino oleaginoso (*Linum usitatissimum* L.) en Argentina

Analysis of the ecological sustainability of different weed management strategies in oilseed flax (*Linum usitatissimum* L.) crop in Argentina

Griselda E. Sánchez Vallduví*

Curso Oleaginosas y Cultivos Industriales; Laboratorio de Investigación y Reflexión en Agroecología (LIRA), Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, Argentina

Santiago J. Sarandón

CIC; Laboratorio de Investigación y Reflexión en Agroecología (LIRA), Curso Agroecología, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, Argentina

Revista de la Facultad de Agronomía
Universidad Nacional de La Plata, Argentina
ISSN: 1669-9513
Periodicidad: Semestral
Vol. 120, núm. 2, 2021
redaccion.revista@agro.unlp.edu.ar
Recepción: 04/09/20
Aprobación: 05/04/21

URL: <http://portal.amelica.org/ameli/jatsRepo/23/232371013/index.html>

DOI: <https://doi.org/10.24215/16699513e082>

* **Autor de correspondencia:** gvallduv@agro.unlp.edu.ar



Resumen

El lino se cultiva generalmente bajo un enfoque productivista, altamente dependiente de insumos externos, modelo que ha causado importantes problemas ecológicos. Entre ellos están los asociados con las malezas cuyo control se realiza principalmente con herbicidas. Ante esta realidad es necesario incorporar estrategias de manejo de malezas que mejoren la sustentabilidad de los agroecosistemas. Se comparó la sustentabilidad ecológica del control de malezas con herbicida respecto al manejo con alta densidad de lino y/o su intercultivo con *Trifolium pratense* L. En este trabajo se ajustaron y aplicaron algunos indicadores como: diversidad vegetal, % de cobertura de suelo, residuo remanente, materia seca restituida al suelo, % de residuo remanente, uso de herbicida, balance de nitrógeno, eficiencia energética y biomasa vegetal. La metodología usada fue adecuada y fácil de aplicar al objetivo del trabajo. Se observó que el control de malezas en el lino con herbicida fue la práctica de menor aporte a la sustentabilidad, por lo cual si se continúa en el largo plazo con dicha práctica se verá comprometida la misma. Mientras que el intercultivo fue ecológicamente más sustentable que el monocultivo, con puntos más favorables para sustentabilidad sin uso de herbicida, independientemente de la densidad de lino. Esto ocurrió tanto por una mejor conservación de la capacidad productiva del agroecosistema como por ejercer un menor impacto sobre el ambiente externo al mismo. Del presente trabajo surge que existen alternativas al control con herbicidas para el manejo de malezas en lino como es el caso del intercultivo con trébol rojo.

Palabras clave: indicadores, intercultivo, densidad de siembra, biodiversidad, propiedades del suelo

Abstract

Flax is cultivated according to a model productivist approach highly dependent of external inputs that has caused serious ecological problems. Among them are those associated with weeds whose control, is mainly carried out with herbicides. Given this reality, it is necessary to incorporate weed management strategies that improve the sustainability of agroecosystems. The ecological sustainability of weed control with herbicide was compared with respect to the management with high flax density, and /or intercropping with *Trifolium pratense* L. In this study some indicators were adjusted and applied such as: plant diversity, % soil covering, remaining residue, dry matter returned to the soil, % of residual residue, use of herbicide, nitrogen balance, energy efficiency and plant biomass. The methodology was adequate and easy to apply to the objective of the study. The analysis using indicators shows that herbicide weed control on flax was the practice with the least contribution to sustainability. Intercropping was ecologically more sustainable than monoculture with more favorable points for sustainability without using herbicide, regardless of flax density. This occurred due to a better conservation of productive capacity of the agroecosystem and for having a lesser impact on the external environment. From this study it emerges that intercropping with red clover is alternative management to herbicides control for weed control in flax.

Keywords: indicators, intercropping, planting density, biodiversity, soil properties

INTRODUCCIÓN

La agricultura es una de las actividades más importantes para la humanidad, por medio de la cual se obtienen numerosos servicios y productos (Swift et al., 2004). Para que esta sea sustentable se requiere preservar el ambiente y los bienes comunes (Sarandón & Flores, 2014a) los que constituyen el capital natural (Harte, 1995) necesario para permitir la satisfacción de las necesidades presentes sin comprometer a las futuras (WCED, 1987). Ante esta realidad, surge claramente la necesidad de compatibilizar niveles adecuados de productividad de los sistemas agrícolas con la conservación del medio ambiente y los recursos naturales (Parris, 1999).

El modelo de producción agropecuaria en la región pampeana argentina se caracteriza por una tendencia hacia la agriculturización y simplificación, lo que ocurre bajo el enfoque de la denominada “Revolución Verde”. Bajo esta óptica el objetivo es maximizar los rendimientos de pocos cultivos más rentables y bajo condiciones de alta disponibilidad de insumos derivados del petróleo, entre los que se destacan los herbicidas. Esto ha generado problemas ecológicos, como una baja biodiversidad (Viglizzo et al., 2011; Petit et al. 2015), alta fragilidad ecológica y fuerte dependencia de insumos externos (de la Fuente & Suarez, 2008; Prober & Smith, 2009). Asimismo, la modificación en el acervo genético de las comunidades de malezas (Marshall, 2003; Rodríguez & Jacobo, 2010) ha provocado la creciente aparición de biotipos tolerantes y resistentes a los herbicidas, debido a una alta presión de selección (Papa, 2009; Peltzer et al., 2009; Schütte et al., 2017; Storkey & Neve, 2018; Beckie et al., 2019; Heap, 2020).

Por otra parte, la creciente preocupación de sectores de la sociedad por la peligrosidad de los pesticidas, se tradujo en las llamadas franjas de prohibición de fumigaciones establecidas en varios municipios. Esto confirma que este modelo es socialmente inaceptable y señala la necesidad de rediseñar los agroecosistemas e incorporar estrategias de manejo de malezas que mejoren la biodiversidad espacial y temporal y promuevan interacciones ecológicas entre los componentes de los agroecosistemas (Nicholls et al., 2015).

La diversificación de los sistemas de producción es una estrategia que puede aportar a la restauración y a la mejora de la riqueza de especies y un aumento de la diversidad funcional (Fernandez et al., 2019). La planificación de rotaciones es una estrategia accesible para mejorar la escasa diversificación de los agroecosistemas (Liebman & Davis, 2000; Weisberger, et al. 2019).

En los sistemas agrícolas extensivos muy simplificados de la región pampeana de la Argentina, la incorporación de una especie cultivada más al modelo, puede significar un importante aporte a la biodiversidad.

El lino es una especie de ciclo invernal que puede ser incorporada a los sistemas de producción agrícola de la Argentina, cuya producción es desalentada, entre otras cosas, por no ser un cultivo de alta rentabilidad según la lógica predominante. Sin embargo, el cultivo de lino presenta características interesantes para otro modelo productivo: bajo costo de producción, adaptación a zonas marginales y por ser una alternativa adecuada para incorporar a planteos ganaderos a través de su consociación con pasturas. Un problema de este cultivo es su baja capacidad competitiva, por lo que la interferencia con las malezas es una de las limitantes para lograr un rendimiento aceptable (Sánchez Vallduví & Sarandón, 2011; Kurtenbach et al., 2019). El control de malezas en este cultivo se realiza casi exclusivamente con herbicidas (Lutman, 1991).

En el marco de una agricultura sustentable es necesario incorporar al manejo de malezas estrategias alternativas al uso exclusivo con herbicidas, las que, además de disminuir el impacto de la competencia (Buhler, 1996; Virender, 2017; Alonso-Ayuso et al., 2018), disminuyan el costo económico y ambiental y favorezcan un mejor uso de los recursos (Buhler, 2002). También es preciso cambiar la forma de evaluar los efectos de las estrategias de manejo de malezas que generalmente se centran en una o dos variables donde la principal es el rendimiento. La evaluación de la sustentabilidad de diferentes propuestas demanda un análisis multidimensional. Para una evaluación integral del problema de las malezas, se requiere conocer el impacto que diversas estrategias pueden tener sobre el sistema agrícola, y balancear la necesidad de controlarlas con los requerimientos de una producción sustentable (Dollacker & Rhodes, 2007). La Agroecología como nuevo enfoque de las ciencias agropecuarias, desde una visión holística y sistémica y de la complejidad socioambiental, puede ser el marco adecuado para este desafío.

En este sentido, *un manejo agroecológico de malezas es aquel que aplica un conjunto de criterios que integran estrategias adecuadas para diseñar y manejar agroecosistemas con el objetivo de disminuir las interacciones negativas de las poblaciones de vegetación espontánea, conservando u optimizando sus roles positivos en el agroecosistema, considerando el largo plazo, respetando las particularidades socioculturales de los agricultores y teniendo en cuenta todos los costos* (Sánchez Vallduví & Sarandón,

2014). Para el logro de este objetivo, hay que evaluar las alternativas de manejo de malezas en forma integral teniendo en cuenta la complejidad del agroecosistema (Sarandón & Flores, 2009; Gaba et al., 2016; Tasawar et al., 2018).

Entre las estrategias de manejo de malezas alternativas al uso exclusivo de herbicidas se encuentra la siembra en intercultivo (Weerarathne et al., 2017; Kanatas et al., 2020). Las Leguminosas toman relevancia como especies acompañantes en dichos sistemas especialmente si se siembran con un cultivo poco competitivo (Andersen et al., 2004) como es el caso del lino. Esto se debe a su capacidad de fijar N atmosférico a través del proceso simbiótico (Neumann et al., 2009; Haugaard-Nielsen et al., 2009) por lo que es esperable una menor competencia por dicho recurso al haber menor superposición de nichos ecológicos. Entre las especies factibles de ser sembradas con el lino se encuentra el *Trifolium pratense* L. (trébol rojo) una especie de rápida emergencia, crecimiento inicial vigoroso y cierta tolerancia al sombreado que se halla difundido en siembras con cultivos anuales en la región pampeana (Scheneiter, 2001). Basado en estas características, se espera que actúe como un acompañante adecuado en intercultivo con el lino.

Otra estrategia para manejar las malezas es el aumento de la densidad del cultivo principal (Bajwa et al., 2017). El lino es un cultivo que tiene capacidad de compensar su rendimiento ante distintas densidades a través de variaciones en el número de cápsulas que produce por unidad de superficie (Casa et al., 1999). Este comportamiento ha sido aprovechado con la finalidad de bajar los costos de implantación utilizando menor cantidad de semilla. Sin embargo, la menor densidad de plantas puede resultar en un mayor crecimiento de malezas y, consecuentemente, en un menor rendimiento del lino ocasionado por la competencia con las mismas. Por este motivo, con el uso de densidades altas podría lograrse un uso anticipado de los recursos por parte del cultivo (Berkowitz, 1988) y ser considerado como una herramienta tendiente a deprimir el crecimiento de las malezas (Stevenson & Wright, 1996; Mouillon et al., 2020). El aumento de la densidad puede incrementar la cobertura del suelo, y mejorar su habilidad para competir con las malezas por luz y nutrientes del suelo (Swanton & Murphy, 1996). Por otra parte, la mayor y más temprana acumulación de biomasa por unidad de área, puede determinar que una mayor cantidad de biomasa sea restituida al suelo luego de la cosecha, pudiendo así realizar un aporte a la conservación del mismo.

Evaluar estas alternativas requiere superar una visión estrictamente económica por otra donde el rendimiento y la rentabilidad del cultivo de interés sean consideradas como una variable más a tener en cuenta. Es necesario realizar un análisis a nivel de ecosistema (Sarandón & Flores, 2014a) y considerar las consecuencias de las prácticas de producción en el largo plazo (Flores & Sarandón, 2004; Gontier et al., 2006) tanto sobre el propio agroecosistema como el impacto sobre el ambiente externo a mismo.

Simplificar aspectos de naturaleza compleja (Sarandón & Flores, 2009) requiere abordarlos desde un análisis multiobjetivo. Una herramienta que puede utilizarse para facilitar este análisis es el uso de indicadores (Viglizzo et al., 2006). Estos permiten analizar lo que puede ocurrir si se sigue con un determinado manejo durante varios años (Torquebiau, 1992; de Camino & Muller, 1993; Parris, 1999; Lefroy et al., 2000; Gough et al., 2008; Rubio et al., 2011). El uso de indicadores constituye una herramienta práctica para monitorear la sustentabilidad de los agroecosistemas (Castoldi & Bechini, 2010) y detectar puntos críticos (Sarandón & Flores, 2009). Es necesario desarrollar indicadores agro-ambientales que ayuden a evaluar tendencias en la calidad del ambiente rural y aportar elementos para la toma de decisiones (Viglizzo et al., 2006).

Varios autores han trabajado en el desarrollo de indicadores de sustentabilidad (Ghersa et al., 2002; Viglizzo et al., 2006; Moreno et al., 2006; Sarandón et al., 2006; Abbona et al., 2007; Bunnell, 2008; Tasser et al., 2008; Iermanó & Sarandón, 2009; Castoldi & Bechini 2010; Sarandón & Flores, 2014b; Blandi et al., 2015; Dellepiane et al., 2015; Deluchi et al., 2015; Fernandez et al., 2019). Sin embargo, poco se ha trabajado en indicadores para evaluar la sustentabilidad de las estrategias de manejo de malezas (Ferraro et al., 2003; Biarnès et al., 2009; Iermanó et al., 2015; Mézière et al., 2015) en sistemas extensivos. Teniendo en cuenta que no existen indicadores universales (Sarandón & Flores, 2009), resulta necesario desarrollar un conjunto de ellos que, de manera sencilla y rápida, permitan evaluar el aporte a la sustentabilidad de distintas alternativas de manejo de las malezas y detectar aquellos puntos críticos que comprometan la sustentabilidad del agroecosistema.

Se espera que la siembra de lino a alta densidad y la siembra de lino en intercultivo con trébol rojo mejoren la sustentabilidad ecológica del manejo de malezas respecto al control con herbicidas. Los objetivos de este trabajo fueron: 1- Adaptar un conjunto de indicadores para evaluar diferencias en el aporte a la sustentabilidad ecológica de distintas estrategias de manejo de malezas. 2- Evaluar con esos

indicadores el aporte a la sustentabilidad ecológica del manejo de malezas en lino de dos estrategias alternativas comparadas con la estrategia convencional con uso de herbicidas.

METODOLOGÍA

BREVE DESCRIPCIÓN DE LOS ENSAYOS A CAMPO

Se analizaron dos años de ensayos a campo en la Estación Experimental Julio J. Hirschhorn dependiente de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales (FCAyF) de la Universidad Nacional de La Plata (UNLP) (34° 52' S, 57° 45' W, altura snm 15 m). Se evaluó el lino sembrado en monocultivo y en intercultivo con trébol rojo (*Trifolium pratense* L.), ambos casos con y sin control de malezas y a dos densidades de siembra del lino (normal y alta).

En el intercultivo con trébol rojo, éste se sembró en el surco junto con el lino a razón de 5 kg ha⁻¹. Las densidades del lino fueron de 800 y 1.600 semillas por m² para la densidad normal y alta, respectivamente.

Se calculó la cobertura vegetal relativa del suelo cuando el lino se encontraba a 20 cm de altura. Se empleó una técnica fotográfica (Berti & Sattin, 1996), se utilizó una cuadrícula con 300 cuadrados con un punto en la mitad de cada uno de ellos, se contó el número de cuadros en los cuales el punto intersectó vegetación y se calculó el porcentaje de cobertura del suelo con cobertura vegetal (CRT) como: % CRT: $100 \times (n \text{ vegetación} / 300)$. Siendo n vegetación: el número de puntos de intersección con vegetación.

En el estado de madurez comercial del lino se cosecharon el lino, el trébol y las malezas. Todo el material se llevó a estufa a 60 °C hasta peso constante. Se registró el rendimiento en semilla del lino, la biomasa vegetativa y total del lino, de malezas y del trébol y se calculó la suma de las biomásas. Se determinó el contenido de nitrógeno en semilla de lino y en la biomasa del trébol por el método Micro Kjeldahl (AACC, 1983) y se calculó el balance de nitrógeno.

EVALUACIÓN DE LA SUSTENTABILIDAD ECOLÓGICA

Se consideró que la *Agricultura Sustentable es aquella que mantiene en el tiempo un flujo de bienes y servicios que satisfagan las necesidades alimenticias, socioeconómicas y culturales de la población, dentro de los límites biofísicos que establece el correcto funcionamiento de los sistemas naturales (agroecosistemas) que lo soportan* (Sarandón et al., 2006). Se adoptó el concepto de sustentabilidad fuerte, por lo que se consideró que el capital natural sólo en algunos casos puede ser sustituido por capital hecho por el hombre (Harte, 1995). Además, se tuvo en cuenta que para que una agricultura sea considerada sustentable debe ser *suficientemente productiva, económicamente viable, ecológicamente adecuada y cultural y socialmente aceptable*. Estos requisitos son necesarios para conservar los recursos naturales y preservar la integridad del ambiente a nivel local, regional y global y deben poder mantenerse en el tiempo (Sarandón & Flores 2014a).

El control de malezas se hizo en forma manual. Pero para el desarrollo de indicadores, se consideró como si se hubiera aplicado el herbicida MCPA 28 % (1000 cm³.ha⁻¹) en post emergencia, ya que este es el herbicida y la dosis más frecuentemente usada en la zona de estudio.

Para analizar la sustentabilidad ecológica de distintas estrategias de manejo de malezas en el cultivo de lino se utilizaron indicadores adaptándose a las condiciones del ensayo. Se consideró al indicador como una variable seleccionada y cuantificada que clarifica una tendencia que de otra forma no es fácilmente detectable (Sarandón & Flores, 2014b). Se eligieron indicadores de *presión* que fueran sencillos, fáciles de obtener y pertinentes de acuerdo a la metodología y marco conceptual propuesto por Sarandón & Flores (2009) y los lineamientos de Smyth & Dumansky (1995) y Astier & Masera (1996).

Para el análisis de la sustentabilidad ecológica se definieron dos dimensiones:

A- *La capacidad productiva del agroecosistema* (CPAS). Dentro de la cual se consideraron para su análisis los recursos Suelo (S) y Biodiversidad (B). Para la evaluación del primero se tuvieron en cuenta sus propiedades: químicas a través del indicador *balance de nitrógeno*, físicas a través de los indicadores *% de cobertura del suelo*, *cantidad de residuo remanente* y *% de residuo remanente* y las biológicas a través de los indicadores *diversidad vegetal*, *uso de herbicidas* y *materia seca restituida al sistema*. La Biodiversidad se evaluó a través del indicador *diversidad vegetal*.

B- *El impacto ambiental externo al predio* (IAE). Se planteó la evaluación de aspectos ambientales a través de indicadores ecológicos, para lo cual se tuvo en cuenta la importancia y confiabilidad de cada uno de ellos en función a su aporte a la sustentabilidad. Se consideraron aquellos aspectos que, aunque no atentan contra la productividad del sistema, causan un daño al ambiente o a la salud de animales y/o de la

población en el corto o largo plazo. Entre ellos están los que ocasionan contaminación del ambiente tal como la presencia de agroquímicos. Por otra parte, el uso de energía, principalmente proveniente de fuentes fósiles, en la actualidad se está transformando en un recurso escaso. Una agricultura sustentable, requiere de un uso eficiente de la energía por lo que es necesario evaluar la eficiencia de uso de la misma y considerar el balance energético como una importante información para caracterizar a los sistemas de cultivo. Otro aspecto importante que afecta el ambiente externo al predio es la cantidad de C orgánico y su dinámica lo cual es afectado por las prácticas agrícolas-ganaderas. A través del proceso de fotosíntesis, los vegetales secuestran dióxido de carbono desde la atmósfera y lo convierten en biomasa.

Se consideraron como indicadores de impacto ambiental externos al predio al uso de herbicidas, la eficiencia energética y la biomasa vegetal aérea total como indicador de captura de carbono. Se desarrollaron los indicadores: *Uso de herbicidas, eficiencia energética y biomasa vegetal*.

La fundamentación de la elección de los indicadores se puede ver en Sánchez Vallduví, 2012. Los mismos se construyeron de la siguiente manera:

Indicador *balance de nitrógeno* (BN): Se calculó como la diferencia entre el ingreso y egreso de nitrógeno (N): Ingreso de N (fijado en la biomasa por el trébol rojo, sólo en los intercultivos de lino con trébol) - N acumulado en los órganos de cosecha (N en semilla de lino). Se asumió, de acuerdo a consulta bibliográfica, que el 80 % del N contenido en la biomasa aérea del trébol fue fijado simbióticamente (Scheineiter, 2001) y que dicho valor es repuesto al suelo a través de la incorporación del residuo luego de la cosecha del lino. Se consideró que un sistema será más sustentable cuanto menos negativo sea el balance de N.

Indicador *% cobertura de suelo* (%cob.): Se construyó midiendo la superficie de suelo cubierta con vegetación (lino, trébol y maleza). Se consideró que los sistemas de manejo con mayor cobertura del suelo realizarán un aporte mayor a la sustentabilidad del mismo que aquellos con menor cobertura.

Indicador *materia seca restituida al sistema* (MS): se calculó como la sumatoria de la biomasa vegetativa ($\text{kg}\cdot\text{ka}^{-1}$) del lino, de la maleza y del trébol. Los componentes en la suma dependieron de la composición de cada sistema evaluado. Se consideró que aquellas prácticas de manejo de malezas que restituyan más materia seca total al suelo harán un mayor aporte a la sustentabilidad del mismo.

Indicador *cantidad de residuo remanente* (RR): se construyó de la misma manera que la cantidad de materia seca ($\text{kg}\cdot\text{ka}^{-1}$) restituida al sistema. Se consideró que aquellas prácticas de manejo de malezas que tiendan a incorporar mayor cantidad de residuo remanente al sistema, expresado como peso de la materia seca no extraída del mismo, realizan un mayor aporte a la sustentabilidad del mismo.

Indicador *% de residuo remanente* (%RR): se construyó calculando la proporción de materia seca remanente luego de la cosecha de lino (vegetativa de lino, trébol, maleza) sobre el total de materia seca producida por el sistema (total de lino, trébol, maleza). Se consideró que las prácticas de manejo de malezas que dejen mayor porcentaje de materia seca restituida al sistema en relación a la materia seca aérea total acumulada al final del ciclo del cultivo, realizarán un mayor aporte a la sustentabilidad del mismo.

Indicador *diversidad vegetal* (D): para su construcción se tuvo en cuenta la cantidad y tipo de especies (cultivadas y espontáneas) del sistema. A mayor riqueza más sustentable. La presencia de especies de la familia de las Fabáceas se consideró positiva.

Indicador *uso de herbicida* (UH): se construyó en función del uso de herbicida para controlar las malezas y la toxicidad del mismo. Se consideró que aquellos sistemas que no usen herbicida o estos sean de menor toxicidad, serán más sustentables.

Indicador *eficiencia energética* (EE): Se calcularon las unidades de energía producida (egresos o energía de salida: ES) y las unidades de energía que se invierten en el sistema productivo (ingresos o energía ingresada: EI). Se consideró como energía asociada a aquella cantidad de energía necesaria para la obtención de un insumo dado prorrateada por el tiempo de vida útil del mismo. Se convirtieron todas las entradas y salidas en unidades equivalentes (MJ) de acuerdo a valores obtenidos de la bibliografía (Hernanz et al., 1992; Zetner et al., 2004; Nguyen & Haynes, 1995; Borin et al., 1997). La EE se calculó como: energía cosechada en semilla de lino (ES)/energía ingresada al sistema (EI). Valores superiores a uno indican que se obtiene más cantidad de energía que la que se incorpora al sistema. Se consideró que serán más sustentables aquellas estrategias de manejo que utilicen más eficientemente la energía fósil.

Para el cálculo de la energía ingresada al sistema, se tuvieron en cuenta tanto los gastos directos de energía, es decir aquellos aportes de energía realizados dentro del propio lote de ensayo, como la energía asociada a la fabricación de los insumos utilizados en dicho sistema (Gliessman, 2001), para lo cual se tuvieron en cuenta todas las labores e insumos necesarios desde la preparación del suelo hasta la cosecha del cultivo.

Se consideró como preparación del suelo a la que se realizó en los ensayos a campo con labranza convencional y se tuvo en cuenta el combustible y la energía asociada a las diferentes maquinarias e insumos utilizados. Se tuvo en cuenta la energía necesaria para la siembra y la cosecha (semilla, combustible y energía asociada a la sembradora y cosechadora y acarreo dentro del campo). En los tratamientos con control de malezas se consideró el costo energético del herbicida y la aplicación del mismo (combustible y pulverizadora). En los tratamientos con trébol se consideró, como energía ingresada al sistema, la semilla de trébol. En una segunda instancia se recalculó la eficiencia energética teniendo en cuenta la necesidad de reponer, mediante fertilización, el N extraído del sistema. Para calcular la cantidad de fertilizante nitrogenado necesario se tuvo en cuenta la cantidad de N en el fertilizante (urea 46%) y con un 80% de eficiencia en el aprovechamiento del mismo por parte del cultivo. Para el cálculo de la cantidad de energía ingresada por la aplicación del fertilizante, se consideró la energía ingresada por el fertilizante de acuerdo a la cantidad requerida en cada caso y a su aplicación (combustible, fertilizadora).

Como energía salida del sistema se consideró un valor energético contenido en el grano de lino de 450 kcal/100g de semilla lo que es equivalente a 18,84 MJ.kg⁻¹ (Morris, 2007) y se afectó al rendimiento en semilla de lino obtenido en cada tratamiento de los ensayos evaluados.

Indicador *biomasa vegetal* (BV): Para su cálculo se realizó la suma de la biomasa aérea total (kg.ka⁻¹) del lino, de la maleza y del trébol. Los componentes en la suma dependieron de la composición de cada tratamiento. Se considera son más sustentables aquellos sistemas que acumulan más biomasa vegetal porque capturan más carbono desde la atmósfera.

Para permitir la comparación de las estrategias evaluadas y facilitar el análisis los indicadores se transformaron y estandarizaron mediante una escala de 0 (menos sustentable) a 3 (más sustentable). Todos los valores independientemente de su unidad se transformaron a esta escala (Tabla 1 y Tabla 2). Luego los indicadores fueron ponderados para lo cual se multiplicó el valor de la escala por el coeficiente asignado de acuerdo a su importancia relativa. Para la ponderación se tuvieron en cuenta los criterios de reversibilidad y de dependencia (Sarandón & Flores, 2009). Posteriormente se sintetizaron en un índice de sustentabilidad agroecológica (IS). Se consideró que un mayor índice de sustentabilidad indica mayor aporte a la sustentabilidad de las estrategias de manejo de malezas que se evalúan.

En primer lugar se ponderaron las dos dimensiones de análisis. Se consideró que un productor valora más la capacidad productiva de su sistema de producción, que el impacto que las prácticas tengan sobre el medio ambiente. Por esto, se dio un mayor factor de ponderación a la capacidad productiva del agroecosistema (CPAS) que al impacto ambiental externo (IAE). El IS se calculó como: $IS: 2*CPAS+1*IAE/3$.

Luego se ponderaron los recursos que afectan la capacidad productiva del agroecosistema. Teniendo en cuenta que nuestro conocimiento acerca del rol de la biodiversidad es aún incierto y que la pérdida o deterioro de la biodiversidad generalmente es muy difícil de revertirse, se ponderó con un mayor factor a la biodiversidad (B) que al recurso suelo (S). Resulta muy difícil rearmar el ensamblaje entre las diferentes especies, ya que no solamente se pierde la cantidad sino también la proporción y sus relaciones, mientras que las propiedades del suelo podrían restituirse. Por lo que la CPAS se calculó como: $1*S+2*B/3$.

Dentro de los indicadores del recurso suelo (S), teniendo en cuenta el criterio de reposición, se ponderó más a las propiedades biológicas (PB) que a las propiedades físicas (PF) y estas más que las propiedades químicas (PQ) (criterio de irreversibilidad del deterioro). Esta ponderación se realizó teniendo en cuenta que es más fácil reponer la fertilidad química del suelo que las propiedades físicas, y es muy difícil reconstruir la vida del suelo. Por lo que la ponderación de los indicadores dentro del recurso suelo se calculó como $S: 1*PQ+2*PF+3*PB/6$.

Dentro de los indicadores de suelo, se otorgó igual peso a todos los indicadores de las propiedades bióticas, esta igualdad se realizó teniendo en cuenta que no está claro el efecto que tienen los herbicidas sobre la vida del suelo, cómo ésta es afectada por la materia seca aportada al suelo y la escasa diversidad existente en el ensayo. Por lo tanto, las PB se calcularon como: $PB: 1*UH+1*MS+1*D/3$.

Al no contar con elementos de juicio para otorgar distinta ponderación a los indicadores evaluados dentro de las propiedades físicas del suelo (PF) se le dio igual peso de los indicadores por lo que las las PF se calcularon como: $PF: 1*RR+1*\%cob.+1*\%RR/3$.

Dentro de los indicadores de impacto ambiental externo (IAE), teniendo en cuenta que el efecto del uso de herbicidas (UH) es inmediato y de efecto local, se le dio mayor ponderación que a los otros indicadores. En segundo lugar se ponderó a la eficiencia energética (EE) y, en tercer lugar, se valoró a la biomasa vegetal (BAT) ya que este indicador es de importancia más global. Por lo tanto, el IAE se calculó como: $IAE: 3*UH+2*EE+1*BV/6$.

Tabla 1

Escala de indicadores propuestos para la evaluación de la capacidad productiva del agroecosistema del uso de diferentes prácticas de manejo de malezas en lino y su ponderación. La Plata. Argentina.

Recurso	Propiedades	Indicador	Escala de estandarización	
SUELO (S)	I-Propiedades químicas	Balance de N	3: positivo o igual al balance de N	
			2: déficit \leq al 34 % del N extraído	
				1: déficit entre 35-89 % del N extraído
				0: déficit de 70-100 % del N extraído
	II-Propiedades físicas	% de cobertura de suelo	3: \geq al 70 %	
			2: entre 51-89 %	
			1: entre 31-50 %	
			0: \leq al 30 %	
	Cantidad de residuo remanente	3: \geq a 6000 kg ha ⁻¹		
		2: entre 4000-5999 kg ha ⁻¹		
	1: entre 2001-3999 kg ha ⁻¹			
	0: \leq 2000 kg ha ⁻¹			
% de residuo remanente	3: \geq al 70 %			
	2: entre 51-89 %			
	1: entre 31-50 %			
	0: \leq al 30 %			
III-Propiedades biológicas	Diversidad vegetal	3: sistema compuesto por dos especies cultivadas (una de ellas leguminosa) + espontáneas		
		2: sistema compuesto por dos especies cultivadas (una de ellas leguminosa)		
		1: sistema compuesto una especie cultivada (no leguminosa) + espontáneas		
		0: sistema compuesto por una especie cultivada no leguminosa		
		3: sin uso de herbicida		
		2: toxicidad del producto clase IV		
1: toxicidad del producto clase II o III				
0: toxicidad del producto clase Ia o Ib				
Materia seca restituida al sistema	3: \geq a 6000 kg ha ⁻¹			
	2: entre 4000-5999 kg ha ⁻¹			
	1: entre 2001-3999 kg ha ⁻¹			
	0: \leq 2000 kg ha ⁻¹			
BIODIVERSIDAD	Diversidad vegetal	3: sistema compuesto por dos especies cultivadas (una de ellas leguminosa) + espontáneas		
		2: sistema compuesto por dos especies cultivadas (una de ellas leguminosa)		
	1: sistema compuesto una especie cultivada (no leguminosa) + espontáneas			
	0: sistema compuesto por una especie cultivada no leguminosa			

Los datos para construir los indicadores se obtuvieron a partir de los valores promedio de dos años de ensayos a campo y a partir de datos bibliográficos, metodología ya utilizada por Bockstaller et al. (1997) como herramienta para evaluar sistemas de cultivo.

Los resultados fueron representados en un diagrama tipo tela de ara, ameba o cometa, sistema muy usado para representar esta metodología (Abbona et al., 2007; Sattler et al., 2010; Blandi et al., 2015; Dellepiane et al., 2015; Flores & Sarandón, 2015, Fernández, 2019). Por último, se analizaron las estrategias de manejo de malezas evaluadas.

Tabla 2

Escala de indicadores utilizados para la evaluación del impacto ambiental externo del uso de diferentes prácticas de manejo de malezas en lino. La Plata. Argentina.

Indicador	Escala de estandarización
Uso de herbicidas	3: sin uso de herbicida 2: toxicidad del producto clase IV 1: toxicidad del producto clase II o III 0: toxicidad del producto clase Ia o Ib
Eficiencia energética	3: Eficiencia energética ≥ 5 2: Eficiencia energética entre 3-4,9 1: Eficiencia energética entre 1,1-2,9 0: Eficiencia energética ≤ 1
Biomasa vegetal	3: \geq a 10000 kg ha ⁻¹ 2: entre 6500-9999 kg ha ⁻¹ 1: entre 3001-6499 kg ha ⁻¹ 0: \leq 3000 kg ha ⁻¹

RESULTADOS

La obtención de un índice de sustentabilidad logrado a partir de la estandarización y ponderación de los indicadores permitió a) comparar el manejo convencional de malezas con uso de herbicida con estrategias alternativas como una alta densidad de siembra de lino y el intercultivo con trébol rojo, b) detectar los puntos críticos de cada una de ellas y c) analizar los efectos sobre la capacidad productiva del agroecosistema y sobre el ambiente externo al mismo si se continúa en el largo plazo con el uso exclusivo de herbicidas para controlar las malezas.

A partir del análisis de la sustentabilidad ecológica de las estrategias de manejo de malezas evaluadas en lino a partir de los indicadores se encontró una menor sustentabilidad ecológica en aquellos sistemas con uso de herbicida, independientemente de la presencia o no del trébol rojo (Tabla 3). En los intercultivos la mejora es más importante que en el monocultivo alcanzando el máximo valor en casi todos los indicadores evaluados (Figura 1A y 1B).

Los sistemas con control de malezas con herbicidas rindieron en promedio 1600 kg.ha⁻¹, aproximadamente un 25 % más que sin herbicida (1200 kg.ha⁻¹).

El balance de N resultó más alto en los intercultivos que en los monocultivos y solamente fue positivo en los sistemas en los cuales se sembró el lino en intercultivo sin control de malezas independientemente de la densidad del lino. En los intercultivos con control de malezas con herbicida, si bien el balance de N fue negativo, este fue entre un 70% y un 50% mayor respecto a los monocultivos de lino para la densidad normal y alta respectivamente (Tabla 4).

Cuando se usó herbicida la cobertura del suelo fue menor que en aquellos sistemas sin control de malezas, registrándose el menor porcentaje en el monocultivo de lino a densidad normal y con uso de herbicida.

El residuo remanente luego de la cosecha o materia seca restituida al sistema promedio de los intercultivos (5884 kg.ha⁻¹) fue un 29% mayor que el promedio de los monocultivos (4171 kg.ha⁻¹). Mientras que la biomasa aérea total acumulada fue un 23% mayor en los intercultivos (7298 kg.ha⁻¹) respecto a los monocultivos de lino (5581 kg.ha⁻¹). La misma tendencia se registró respecto al % de residuo remanente, con valores mayores cuando no se usó herbicida respecto a cuándo sí se usó en ambos sistemas de siembra (Tabla 4).

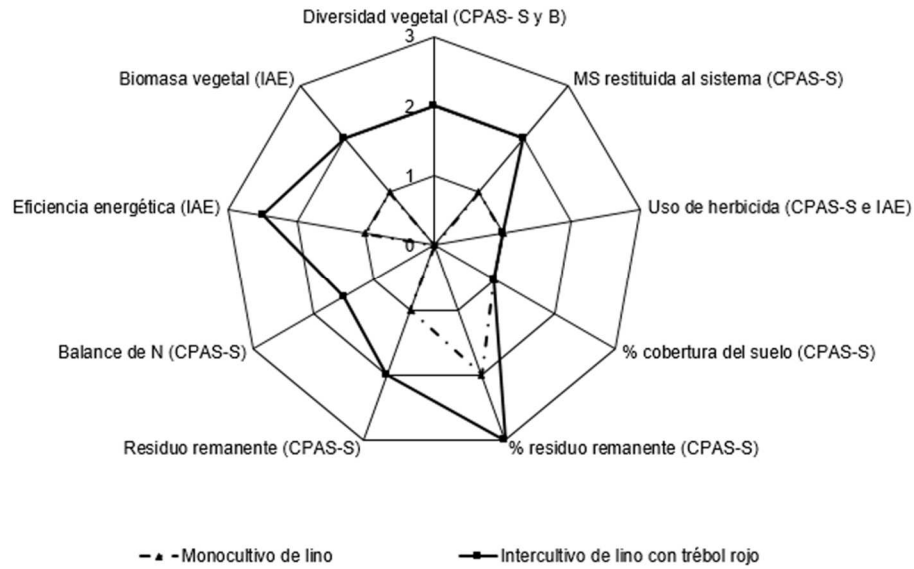
Tabla 3

Indicadores ecológicos de sustentabilidad para lino sembrado en monocultivo o intercultivo con trébol rojo, a densidad normal o alta del lino y con o sin control de malezas con herbicida. La Plata. Argentina. Datos promedio de dos años de ensayo a campo. Escala de estandarización de 0 a 3 (ver Tabla 1 y Tabla 2).

INDICADORES	Monocultivo				Intercultivo			
	Con Herbicida		Sin Herbicida		Con Herbicida		Sin Herbicida	
	DN	DA	DN	DA	DN	DA	DN	DA
CPAS ¹	0,25	0,25	1,25	1,25	1,94	1,88	2,96	2,96
SUELO	0,77	0,77	1,77	1,77	1,83	1,68	2,88	2,88
Propiedades bióticas	0,68	0,68	2	2	1,68	1,68	3	3
Diversidad vegetal	0	0	1	1	2	2	3	3
Uso de herbicidas	1	1	3	3	1	1	3	3
MS restituida al sistema	1	1	2	2	2	2	3	3
Propiedades físicas	1,33	1,33	2,33	2,33	2	2	2,68	2,68
% de cobertura del suelo	1	1	2	2	1	1	2	2
Residuo remanente	1	1	2	2	2	2	3	3
% residuo remanente	2	2	3	3	3	3	3	3
Propiedades químicas	0	0	0	0	2	1	3	3
Balance de N	0	0	0	0	2	1	3	3
BIODIVERSIDAD	0	0	1	1	2	2	3	3
Diversidad vegetal	0	0	1	1	2	2	3	3
IAE ²	1	1	2	2	1,83	1,5	2,83	2,83
Uso de herbicidas	1	1	3	3	1	1	3	3
EE ³ con reposición de N	1	1	1	1	3	2	3	3
Biomasa	1	1	1	1	2	2	2	2
IS ⁴	0,5	0,5	1,5	1,5	1,9	1,75	2,91	2,91

1: CPAS: Indicadores de capacidad productiva del agroecosistema. 2: IAE: Indicadores de impacto ambiental externo. 3: EE: Eficiencia energética. 4: IS: Índice de sustentabilidad. DN: Densidad normal. DA: Densidad alta.

A) Con herbicida



B) Sin herbicida

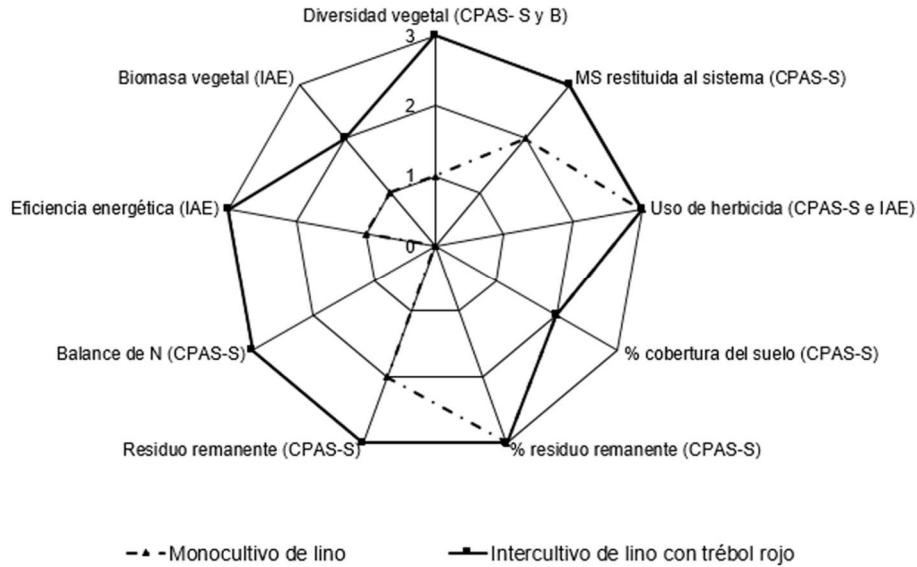


Figura 1

Representación gráfica de indicadores ecológicos de sustentabilidad para un cultivo de lino sembrado en monocultivo o en intercultivo con trébol rojo A) con control de malezas con herbicida, B) sin control de malezas (promedio de dos densidades de siembra). La Plata. Argentina. Datos promedio de los dos años de ensayo.

Referencias: CPAS: capacidad productiva del agroecosistema, S: recurso suelo, B: recurso biodiversidad, IAE: impacto ambiental externo.

En todos los casos la eficiencia energética fue superior a uno y semejante entre todos los sistemas (valores entre 6-8) cuando no se tuvo en cuenta la reposición de N al suelo. Mientras que, cuando se calculó teniendo en cuenta el ingreso de energía al sistema por el fertilizante nitrogenado necesario para mantener el nivel de este nutriente en el suelo, la eficiencia energética bajó cerca de un 70% en los

monocultivos y alrededor de 30% en los intercultivos. En esta situación, los monocultivos tuvieron menor eficiencia energética que los intercultivos y no se registraron diferencias entre el uso o no de herbicida ni entre densidades. En los intercultivos se registró mayor eficiencia energética cuando el lino se sembró a densidad normal que alta, tanto con o sin uso de herbicida (Tabla 5 y Tabla 6).

Tabla 4

Balance de nitrógeno, cobertura relativa del suelo (CRT), residuo remanente (RR), porcentaje de biomasa restituída al suelo (%RR) y biomasa aérea total (BAT) para un cultivo de lino sembrado en monocultivo o intercultivo con trébol rojo, a densidad normal o alta del lino y con o sin control de malezas con herbicida. La Plata. Argentina. Datos promedio de dos años de ensayo.

Tratamiento	Balance N kg ha ⁻¹	CRT %	RR kg ha ⁻¹	(%RR)	BAT kg ha ⁻¹
Monocultivo de lino a densidad normal con control de malezas con herbicida	-50	37	3239	68	4784
Monocultivo de lino a densidad alta con control de malezas con herbicida	-50	44	3543	69	5154
Monocultivo de lino a densidad normal sin control de malezas	-37	59	4892	81	6030
Monocultivo de lino a densidad alta sin control de malezas	-43	59	5009	79	6354
Intercultivo de lino a densidad normal y con control de malezas con herbicida	-10,6	41	5062	76	6651
Intercultivo de lino a densidad alta y con control de malezas con herbicida	-19,6	48	5163	75	6846
Intercultivo de lino a densidad normal y sin control de malezas	11	58	6370	85	7492
Intercultivo de lino a densidad alta y sin control de malezas	1,4	60	6941	85	8202

Tabla 5

Eficiencia energética teniendo en cuenta la reposición de N para un cultivo de lino sembrado en monocultivo, a densidad normal o alta del lino y con o sin control de malezas con herbicida. La Plata. Argentina. Datos promedio de dos años de ensayo a campo.

	Energía asociada	Monocultivo			
		Con Herbicida		Sin Herbicida	
		DN	DA	DN	DA
Total Maquinarias (1)	285,08 MJ ha ⁻¹	285	285	270	270
gas oil (2)	1903,44 MJ ha ⁻¹	1904	1904	1855	1855
Semilla lino (2)	26 MJ kg ⁻¹	1227	2454	1227	2454
Semilla trébol (3)	20,2 MJ kg ⁻¹				
Herbicida (2)	145 MJ l ⁻¹	218	218		
Urea (4)	70,14 MJ kg ⁻¹	9146	9146	6769	7870
Ingresos (energía suministrada) MJ ha⁻¹		12775	14008	10121	12450
Egresos (energía producida) MJ ha⁻¹		29108	30351	21440	25340
Eficiencia energética (egresos/ingresos)		2,28	2,17	2,12	2,04

Tabla 6

Eficiencia energética teniendo en cuenta la reposición de N para un cultivo de lino sembrado en intercultivo con trébol rojo, a densidad normal o alta del lino y con o sin control de malezas con herbicida. La Plata. Argentina. Datos promedio de dos años de ensayo a campo.

	Energía asociada	Intercultivo			
		Con Herbicida		Sin Herbicida	
		DN	DA	DN	DA
Total Maquinarias (1)	285,08 MJ ha ⁻¹	285	285	267	267
Gas oil (2)	1903,44 MJ ha ⁻¹	1855	1855	1836	1836
Semilla lino (2)	26 MJ kg ⁻¹	1227	2454	1227	2454
Semilla trébol (3)	20,2 MJ kg ⁻¹	101	101	101	101
Herbicida (2)	145 MJ l ⁻¹	218	218		
Urea (4)	70,14 MJ kg ⁻¹	1943	3584		
Ingresos (energía suministrada) MJ ha⁻¹		5624	8498	3431	4658
Egresos (energía producida) MJ ha⁻¹		29937	31708	21138	23757
Eficiencia energética (egresos/ingresos)		5,32	3,73	6,16	5,1

(1) Hernanz et al. 1992. (2) Zetner et al. 2004. (3) Nguyen & Haynes, 1995. (4) Borin et al. 1997. DN: Densidad normal. DA: Densidad alta.

La diversidad vegetal fue superior en los intercultivos que en los monocultivos, sobre todo cuando no se usó herbicida, no habiendo diferencias entre las dos densidades de lino.

Se encontró un mayor aporte a la sustentabilidad en los intercultivos de lino con trébol rojo que en los monocultivos, lo que se tradujo en un mayor índice de sustentabilidad. Esto se asoció con un menor deterioro de los recursos suelo y biodiversidad, una mayor eficiencia energética y mayor producción de biomasa no registrándose diferencias en el rendimiento en semilla entre ambos sistemas de siembra.

Tampoco la densidad determinó diferencias en el rendimiento del lino y los indicadores que macaron una diferencia entre densidades fueron la eficiencia energética y el balance de nitrógeno en el intercultivo con mayor valor a densidad normal que alta en ambos casos (Tabla 3).

DISCUSIÓN

La complejidad de los agroecosistemas hace que sea arduo establecer los límites entre sistemas sustentables y no sustentables (Ferraro et al., 2003). Por esto, la evaluación de la sustentabilidad es dificultosa pero necesaria para realizar un análisis en forma integral (Sarandón & Flores, 2009; Gaba et al, 2016; Tasawar et al., 2018).

La aplicación del marco conceptual de la Agroecología y la adaptación de un conjunto de indicadores sencillos y objetivos, resultó apropiada para la evaluación de la sustentabilidad ecológica de las estrategias de manejo de malezas probadas. La metodología usada resultó una herramienta valiosa para analizar el aporte a la sustentabilidad de diferentes estrategias de manejo de malezas en el lino alternativas al uso de herbicidas. Dicha metodología permitió simplificar aspectos de naturaleza compleja (Sarandón & Flores, 2009) y facilitó la comparación de las distintas prácticas de manejo de malezas puestas en práctica y su efecto sobre los recursos internos y externos al agroecosistema.

Los indicadores que se adaptaron para el análisis en este trabajo fueron adecuados a los sistemas en estudio, un requisito señalado como una herramienta apropiada para la evaluación de la sustentabilidad (Yli-Viikari et al., 2007). Estos indicadores fueron especialmente desarrollados para comparar la sustentabilidad ecológica de alternativas de manejo de malezas en lino. Sin embargo, este instrumento tiene la flexibilidad para adaptarse a otros sistemas. Si bien hay aspectos generales que podrían mantenerse, hay otros que debieran adecuarse en función de las especies, el ambiente y las prácticas de manejo que se deseen comparar. Es importante considerar la utilidad de adaptar indicadores para poder comparar distintas estrategias de manejo de malezas, lo que es muy necesario realizar especialmente en sistemas extensivos de producción de la Región Pampeana para detectar las consecuencias a largo plazo que generan las diferentes estrategias utilizadas.

COMPARACIÓN DE LA SUSTENTABILIDAD DE DISTINTAS ESTRATEGIAS DE MANEJO DE MALEZAS EN LINO

Efecto sobre la capacidad productiva del agroecosistema

El uso de indicadores permitió confirmar que los recursos suelo y biodiversidad del agroecosistema son favorecidos cuando no se usa herbicida respecto a aquellos en los cuales sí se lo utiliza. Lo mismo ocurre en el intercultivo de lino con trébol rojo respecto a su monocultivo, lo que no sucede con el aumento de la densidad del lino. Esto toma relevancia al tener en cuenta que los recursos mencionados deben ser conservados para que una agricultura sea considerada sustentable (Harte, 1995) ya que los mismos son aprovechados por los seres humanos para obtener bienes y servicios.

La utilización de herbicidas puede generar cambios en las cadenas tróficas y en las comunidades naturales. Consecuentemente, pueden afectarse los procesos naturales que ocurran en el suelo (Lupwayi et al., 2009) y generarse un desbalance entre ciertos grupos de poblaciones (Hill, 1977). De acuerdo a los indicadores registrados en este trabajo es esperable que en aquellos sistemas en los cuales no se utiliza herbicida se conserven más las propiedades físicas y bióticas del suelo que en aquellos que sí se usan. Además, las propiedades químicas serán más conservadas en los intercultivos que en los monocultivos, en especial si no se usó herbicida. Esto se relaciona con la mayor cobertura del suelo, mayor cantidad de residuos incorporados al mismo luego de la cosecha del lino, mayor diversidad vegetal y menor uso de herbicidas. Este resultado sugiere que si se continúa el control de las malezas solamente a través del uso de herbicidas, habrá un efecto negativo sobre la biodiversidad de los ecosistemas (Petit et al, 2015), se pondrá en peligro la conservación de las propiedades del suelo y consecuentemente, se afectarán negativamente los servicios que el mismo pueda brindar (Gontier et al., 2006).

En relación a los intercultivos, si bien la diversidad vegetal en ellos fue poca, el agregado del trébol junto con la siembra del lino puede propiciar un aumento en la diversidad funcional (Doran & Zeiss, 2000, Fernández et al., 2019), aún en los casos en que se utilice herbicida para controlar malezas.

Se espera que los sistemas con trébol mejoren aspectos relacionados con la calidad del suelo al mejorar su agregación, su estructura, disminuyan el riesgo de erosión del suelo y por consiguiente su estabilidad (Lefroy & Craswell, 1997; Gregorich, et al. 2001). Este efecto sería previsible debido a la mayor cobertura y mayor cantidad y porcentaje de residuo restituído al suelo luego de la cosecha en el intercultivo respecto al monocultivo de lino. Consecuentemente, habría una mayor cantidad de materia orgánica en el suelo (fuente de alimentación de los organismos que lo habitan, Abril, 2002) y una mayor actividad microbiana (Mariani et al., 2006). Esta mejor actividad biológica del suelo, también estaría relacionada con el hecho de que el residuo de especies perennes (Ghosh et al., 2009) y en especial las Leguminosas (fijadoras de N atmosférico), es de mejor calidad (Reisei, 2006) que las anuales o latifoliadas, destacándose entre ellas el trébol rojo (Hector et al., 1999; Kanatas et al, 2020).

Por este motivo, la incorporación del trébol como intercultivo de lino mejoraría las propiedades físicas y biológicas del suelo (Ghosh, et al. 2009) y al tratarse de una Leguminosa se suma el beneficio de ser ésta una familia que es útil como fuente de alimento de enemigos naturales (Nicholls, 2006). Esto favorecería el ciclado de nutrientes (Fließbach et al., 2007) y mantendría la salud del mismo en el largo plazo (FAO-AGLL Portal: Soil Biodiversity, 2002) y así, se propiciaría la estabilidad del suelo, significando un aporte para su sustentabilidad a lo largo del tiempo (Ghosh et al., 2009, Malézieux et al., 2008).

La inclusión del trébol, además, puede afectar la fertilidad del suelo (Noe & Abril, 2008). El mejor balance de N luego de la incorporación de los residuos de cosecha del lino cuando se sembró en intercultivo, sugiere que el sistema de siembra lino-trébol, mejoraría los procesos de reciclado dentro del agroecosistema. Estos sistemas serán más equilibrados en relación al N (Magdoff et al., 1997; Parris, 1999) e incrementarán la

disponibilidad de N para el cultivo siguiente (Lefroy & Craswell, 1997), componente fundamental de la fertilidad química del suelo.

La mayor y mejor calidad de residuos que se incorporan al suelo y el mejor balance de N de los sistemas con trébol, se traduce en una menor necesidad de fertilizantes para mantener el nivel del N en el tiempo, lo que significa una disminución en la dependencia de insumos externos (Swift et al., 2004; de la Fuente & Suárez, 2008; Oosterheld, 2008), objetivo primordial para cualquier sistema de producción sustentable, sobre todo para productores de escasos recursos. La inclusión de Leguminosas es una alternativa de bajo costo para mantener la fertilidad del suelo (Osorio & Vazquez Alcantara, 1999), lo que significaría una alternativa que mejora la sustentabilidad del sistema (Lefroy & Craswell, 1997).

Los sistemas que no reponen nitrógeno al suelo, conducirán tarde o temprano al agotamiento de este nutriente en el suelo, el tiempo que tarde dependerá de la cantidad que se extraiga y del nivel de N inicial del mismo (Stoorvogel, 2001). De este análisis se desprende que el sistema lino en monocultivo, tal como se hace actualmente, al tener un balance de nitrógeno negativo, aporta poco a la sustentabilidad a las propiedades químicas del recurso suelo. Y el sistema que mayor aporte realiza al recurso suelo es el intercultivo lino-trébol sin uso de herbicida. Esto denota que la incorporación del trébol constituye una práctica que mejora el uso de dicho recurso.

En relación al uso de densidad alta de siembra del lino, en todos los casos, los indicadores de sustentabilidad de la capacidad productiva del agroecosistema no variaron entre la densidad alta y normal, lo que sugiere que aumentar la densidad de siembra del lino no es una práctica adecuada de manejo de las malezas en el lino que mejore el aporte a la sustentabilidad del agroecosistema tal como señalaron Mouillon et al. (2020) en el cultivo orgánico de girasol.

Efecto sobre el ambiente externo al predio

El análisis de la eficiencia energética resulta un indicador adecuado para la evaluación del uso de energías provenientes de fuentes no renovables (Flores & Sarandón, 2015). Dicho estudio toma relevancia al tener en cuenta que los agroecosistemas requieren del agregado de energía externa para mantener su productividad (Flores & Sarandón, 2014a) ya que permite caracterizar a los sistemas evaluados (Rathke & Diepenbrock, 2006), analizar la sustentabilidad de los mismos (Campos et al., 2004) y contar con un valioso elemento a considerar en el momento de tomar decisiones de manejo.

La eficiencia energética de los sistemas de manejo de malezas toma relevancia, al considerar que el control de las malezas es uno de los objetivos del productor para aumentar el rendimiento de los cultivos. La baja eficiencia energética registrada en el monocultivo de lino, independientemente de la densidad usada, se debió al requerimiento de incorporar fertilizante al sistema para reponer el nitrógeno extraído por el lino y disminuir el costo biofísico (impacto ambiental del uso masivo de insumos en la agricultura) (Conforti & Giampietro, 1997). Mientras que la mayor eficiencia en el uso de la energía de los intercultivos se relaciona con el menor requerimiento de fertilización nitrogenada en dichos sistemas.

Debido a la capacidad del cultivo de lino de compensar el número de semillas por unidad de superficie ante distintas densidades de siembra y que el trébol no resultó competitivo con relación al lino, el rendimiento obtenido fue semejante con ambas densidades. Sin embargo, la mayor cantidad de semilla necesaria para sembrar a alta densidad, determinó que se registrara menor eficiencia en el uso de la energía a densidad alta que a densidad normal. Por este motivo, en el sistema lino-trébol, el aumento de la densidad de siembra del lino no significó un aumento en el rendimiento y, sólo generó un mayor gasto desde el punto de vista energético. Es así como, la siembra del lino en intercultivo con trébol resulta un sistema ecológicamente más adecuado desde un punto de vista del uso de la energía (Pervanchon et al., 2002) cuándo se siembra a su densidad normal que a alta.

La incorporación al suelo del residuo de cosecha del lino sembrado junto con trébol rojo es una estrategia que determina una menor demanda de reposición de nitrógeno para mantener la fertilidad que en su monocultivo. Consecuentemente, resulta un ahorro en el uso de los insumos que más demandan energía que son los fertilizantes, ya que la reposición de nitrógeno generalmente se hace a través del uso de éstos.

En todos los sistemas evaluados, el mayor porcentaje de ingresos de energía correspondió a los directos, siendo el fertilizante el insumo de más consumo energético seguido del combustible, esto coincide con lo citado por Iermanó & Sarandón (2009) para otros cultivos. Estos insumos son de alta demanda energética y, el combustible además es derivado del petróleo, recurso no renovable que debe ser conservado tal como lo señalan Pimentel & Pimentel (2005) y Martin et al. (2006).

Los sistemas con mayor acumulación de biomasa pueden colaborar en la disminución de dióxido de carbono en el aire (Snyder et al., 2009; Huth et al., 2010; de Rouw et al., 2010), principal gas del efecto invernadero. Es así como se espera que los intercultivos, al acumular más biomasa aérea total que la del

monocultivo de lino (independientemente del uso o no de herbicida y de la densidad de lino utilizada) realicen una mayor captura de C. De este modo, la inclusión del trébol al sistema de siembra de lino colaboraría con la reducción de dióxido de carbono del aire (Park & Cousins, 1995). Además, pueden restituir más cantidad de residuos orgánicos al suelo, dependiendo del índice de cosecha alcanzado (Janzen, 2006).

Teniendo en cuenta que la toxicidad es uno de los factores que más inciden sobre el impacto del pesticida aplicado (Ferraro et al., 2003), aquellos sistemas de manejo de malezas basados en el uso de herbicidas pueden ejercer un efecto negativo sobre el ambiente externo al propio agroecosistema, afectar negativamente otros organismos que no eran el objetivo de control (Harrison, 1998), ya sea directa o indirectamente, y a su vez su utilización implica un sistema con mayor uso de insumos que sin él.

El análisis a nivel de ecosistema, tal como lo señalaron Sarandón & Flores (2014a) constituyó una herramienta apropiada para la evaluación de las técnicas de manejo de malezas utilizadas en el cultivo de lino. A través de este análisis se pudo evaluar la productividad del sistema cultivado considerando no sólo el rendimiento del cultivo, sino también otros aspectos que hacen a la posibilidad de compatibilizar la productividad con la conservación del ambiente y los recursos naturales (Parris, 1999) y mantener los servicios ecosistémicos los que son fundamentales conservar (Viglizzo et al., 2012).

A partir de la observación de los indicadores seleccionados se pudo realizar un análisis global de las prácticas de manejo evaluadas (Castoldi, & Bechini, 2010), considerar las posibles consecuencias sobre el agroecosistema (Vitta et al., 2002) si se adoptara el aumento de la densidad del lino o el intercultivo de lino con trébol rojo como estrategias para el manejo de malezas. También, dicho análisis permitió detectar los factores más críticos para el mantenimiento de su sustentabilidad y reconocer los efectos en el largo plazo sobre la capacidad productiva de los agroecosistemas y el impacto sobre el ambiente externo al predio si se continúa con un sistema productivo en monocultivo y con control de malezas exclusivamente con herbicidas (Sarandón & Flores 2009).

De acuerdo a los indicadores observados, el mayor aporte a la dimensión ecológica de la sustentabilidad y que presenta menos puntos críticos para la sustentabilidad lo realizaría el intercultivo de lino con trébol rojo sin uso de herbicida. Sin embargo, es necesario evaluar la compatibilidad de este sistema con los intereses del productor, balancear la necesidad de controlar las malezas con los requerimientos de un modelo de producción sustentable (Marshall et al., 2003, Dollacker & Rhodes, 2007) y minimizar las prácticas que tengan como consecuencia efectos negativos que resulten irreversibles.

Las estrategias de manejo evaluadas alternativas al uso de herbicidas, se basan en principios ecológicos que difieren de la tecnología basada en insumos. Pero, al ser principios sitio dependientes, debieran ser evaluados y adaptados a distintos lugares.

La inclusión del trébol rojo junto con el lino puede ser una alternativa para favorecer la conservación del capital natural ("stock"), requisito necesario para una agricultura sustentable (Harte, 1995) ya que la actividad biológica controla la productividad del suelo y le otorga mayor capacidad para tolerar variaciones ambientales (Prober & Smith, 2009).

Se puede considerar que el intercultivo de lino con trébol rojo aporta un barbecho de mejor calidad que el de su monocultivo, por lo que resulta una práctica que beneficia la conservación de los recursos productivos y minimiza el impacto ambiental externo (Altieri, 2002; Flores & Sarandón, 2004b), aún en aquellos sistemas en los cuales se usa herbicida. Además, se espera que la siembra del lino en intercultivo realice un mejor aporte a la biodiversidad (Moonen & Barberi, 2008; Nicholls et al., 2015) y beneficie los servicios ecológicos de regulación de la misma (Nicholls, 2006; Perez & Marasas, 2013).

Los resultados de este trabajo surgen de evaluaciones realizadas a partir de ensayos llevados a cabo en parcelas experimentales, como se ha realizado en otras investigaciones relacionadas con manejo agroecológico (Dalgaard et al, 2003, Dellepiane et al., 2015). Es esperable distinto efecto del aumento de la complejidad a través de la siembra lino-trébol según la escala de análisis considerada. De esta manera, si la adopción de la práctica de intercultivo lino-trébol ocurre en una producción en forma aislada, el aumento de la complejidad puede favorecer variables de efecto local. Mientras que, si se aumenta la escala de análisis y se piensa en una situación en la cual varios productores la adoptaran, habría otros fenómenos que se modificarían (Viglizzo, 2004). Por este motivo, sería importante continuar estudiando el efecto sobre la conservación de los recursos y consecuentemente la sostenibilidad de los ecosistemas agrícolas en el futuro inmediato a nivel local (Altieri et al., 2012) de las distintas prácticas de manejo de malezas aplicadas en el cultivo de lino.

CONCLUSIONES

La adaptación de indicadores a la situación en estudio, resulta una metodología adecuada y fácil de aplicar para evaluar el impacto de las estrategias de manejo de malezas en lino sobre la sustentabilidad del agroecosistema. Para las condiciones de este trabajo, el manejo de malezas con herbicida fue la práctica menos sustentable. El intercultivo de lino con trébol rojo constituyó una estrategia de manejo de malezas ecológicamente más sustentable que el monocultivo, presentando puntos más favorables para la sustentabilidad cuando no se utiliza herbicida, lo que sucede independientemente de la densidad del lino. Esto ocurre debido a una mejor conservación de la capacidad productiva del agroecosistema y a un menor impacto sobre el ambiente externo al mismo.

La conservación de los recursos suelo y biodiversidad estará comprometida a lo largo del tiempo y habrá mayor impacto negativo sobre el medio externo al agroecosistema, si se continúa con la siembra del lino en monocultivo y el control de malezas exclusivamente con herbicidas.

Agradecimientos

A los Ingenieros Agrónomos Eduardo Alvarez Arias y Mauro Battagliese y a la Licenciada Mirta Castagno, por su colaboración en los trabajos de campo y de laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

- Abbona, E.A., S.J. Sarandón, M.E. Marasas & M. Adtier.** 2007. Ecological sustainability evaluation of traditional management in different vineyard systems in Berisso, Argentina. *Agricultura, Ecosystems and Environment* 119: 335-345.
- Abril, A.** 2002. La Microbiología del suelo. Su relación con la agricultura sustentable. En: *Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable*. Ediciones Científicas Americanas. Santiago J. Sarandón Ed. Argentina pp: 153-173.
- Alonso-Ayuso, M. J.L. Gabriel, I. García-González, J.P. Del Monte & M. Quemada.** 2018. Weed density and diversity in a long-term cover crop experiment background. *Crop Protection* 112: 103-111.
- Altieri, M.** 2002. Agroecology. The science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture Ecosystems and Environment* 93: 1-24.
- Altieri, M., K. Parviz & E.H. Gimenez.** 2012. Agricultura verde: fundamentos agroecológicos para diseñar sistemas agrícolas biodiversos, resilientes y productivos. *Agroecología* 7: 7-18.
- American Association of Cereal Chemists- AACC.** 1983. Approved methods 46-3 of the AACC 8th ed. Aacc; St. Paul, Minesota, U.S.A.
- Andersen, M.K., H. Hauggaard-Nielsen, P. Ambus & ES Jensen.** 2004. Biomass production, symbiotic nitrogen fixation and inorganic N use in dual and tri-component annual intercrops. *Plant and Soil* 266: 273-278.
- Astier, M. & O. Masera.** 1996. Metodología para la evaluación de sistemas de manejo incorporando indicadores de sustentabilidad (MESMIS). Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropiada. Gira. Documento de trabajo 17 pp 1-30.
- Bajwa, A.A., M. Walsh & B.S. Chauhan.** 2017. Weed management using crop competition in Australia. *Crop Protection* 95: 8-13.
- Beckie, H.J., M.B. Ashworth & K.C., Flower.** 2019. Herbicide Resistance Management: Recent Developments and Trends. *Plants* 8 (6) 161: 1-13.
- Berkowitz, A.R.** 1988. Competition for resources in weed-crop mixtures. En *Weed management in agroecosystems: ecological approaches*. Eds. M. Altieri & M Liebman. CRC Press, Inc. Boca Raton. Florida. Pp: 89-119.
- Berti, A. & M. Sattin.** 1996. Effect of weed position on yield loss in soybean and a comparison between relative weed cover and other regression models. *Weed Research* 36: 249-258.
- Biarmès, A., J.S. Bailly & Y. Boissieux.** 2009. Identifying indicators of the spatial variation of agricultural practices by a tree partitioning method: The case of weed control practices in a vine growing catchment. *Agricultural Systems* V 99 (2-3): 105-116.

- Blandi, M.L., S.J. Sarandón, C.C. Flores & I. Veiga.** 2015. Evaluación de la sustentabilidad de la incorporación del cultivo bajo cubierta en la horticultura platense. *Revista de la Facultad de Agronomía* 114(2): 251-264.
- Bockstaller, C., P. Girardin & HMG van der Werf.** 1997. Use of agroecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy* 7: 261-270.
- Borin, M., C. Menini & L. Sartori.** 1997. Effects of tillage systems on energy and carbon balance in north-eastern Italy. *Soil & Tillage Research* 40: 209-226.
- Buhler, D.D.** 1996. Development of alternative weed management strategies. *Journal of Production Agriculture* 9(4): 501-505.
- Buhler, D.D.** 2002. Challenges and opportunities for integrated weed management. *Weed Science* 50(3): 273-280.
- Bunnell, F.L.** 2008. Indicators for sustaining biological diversity in Canada's most controversial forest type-Coastal temperate rainforest. *Ecological Indicators* 8: 149-157.
- Campos, A.T., J.R. Correa Saglietti, O. de Carvalho Bueno, A.T. de Campos, E.S. Klosowski & E. Gasparino.** 2004. Balanço energetico na produço de feno de alfalfa em sistema intensivo de produço de leite. *Ciencia Rural* 34(1): 245-251.
- Casa, R., G. Russell, B. Lo Cascio & F. Rossini.** 1999. Environmental effects on linseed (*Linum usitatissimum* L.) yield and growth of flax at different stand densities. *European Journal of Agronomy* 11: 267-278.
- Castoldi, N. & L. Bechini.** 2010. Integrated sustainability assessment of cropping systems with agro-ecological and economic indicators in northern Italy. *European Journal of Agronomy* 32: 59-72.
- Conforti, P. & M. Giampietro.** 1997. Fossil energy use in agriculture: an international comparison. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 65(3): 231-243.
- Dalgaard, T., N.J. Hutchings & J.R. Porter.** 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. Review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 100: 39-51.
- De Camino, R. & S. Müller.** 1993. Sostenibilidad de la Agricultura y los Recursos Naturales. Bases para establecer indicadores Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). Serie de Documentos de Programas. Pp 133.
- De la Fuente, E. & S.A., Suárez.** 2008. Problemas ambientales asociados a la actividad humana: la agricultura. *Ecología Austral* 18: 239-252.
- De Rouw, A., S. Huon, B. Soullieuth, P. Jouquet, A. Pierret, O. Ribolzi, C. Valentin, E. Bourdon & B. Chantharath.** 2010. Possibilities of carbon and nitrogen sequestration under conventional tillage and no-till cover farming (Mekong valley, Laos). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136: 148-161.
- Dellepiane, A.V., G.E. Sánchez Vallduví & L.N. Tamagno.** 2015. Sustentabilidad del monocultivo e intercultivo de *Helianthus annuus* L. (girasol) con *Trifolium pratense*, *Trifolium repens* o *Lotus corniculatus* en La Plata, Argentina. Evaluación mediante indicadores. *Revista de la Facultad de Agronomía* 114 (Núm. Esp. 1) *Agricultura Familiar, Agroecología y Territorio*: 85-94.
- Deluchi, S.G., C.C. Flores & S.J. Sarandón.** 2015. Análisis de la sustentabilidad de lino de riego hídrico bajo tres estilos de producción hortícola en el cinturón hortícola platense. *Revista de la Facultad de Agronomía* 114(2): 287-294.
- Dollacker, A. & C. Rhodes.** 2007. Integrating crop productivity and biodiversity conservation pilot initiatives developed by Bayer Crop Science. *Crop protection* 26: 408-416.
- Donnelly, A., M. Jones, T.O. Mahony & G. Byrne.** 2007. Selecting environmental indicator for use in strategic environmental assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 27: 161-175.
- Doran, J.W. & M.R. Zeiss.** 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology* 15: 3-11.
- Fernández, V., M. Marasas & S. Sarandón.** 2019. Indicadores de Heterogeneidad vegetal. Una herramienta para evaluar el potencial de regulación biótica en agroecosistemas hortícolas del periurbano platense, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía* 118(2): 1-17.
- Ferraro, D.O., C.M. Ghersa & G.A. Sznajder.** 2003. Evaluation of environmental impact indicators using fuzzy logia to assess the mixed cropping systems of the Inland Pampa, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 96: 1-18.
- Fließbach, A., H.R. Oberholzer, L. Gunst & P. Mäder.** 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 273-284.

- Flores, C.C. & S.J. Sarandón.** 2004. Limitations of Neoclassical Economics for Evaluating Sustainability or Agricultural Systems: comparing organic and conventional systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 24(2): 77-91.
- Flores, C.C. & S.J. Sarandón.** 2014. La energía en los agroecosistemas. En: *Agroecología: Bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. Sarandón, S.J. & C.C. Flores. Ed. Edulp. Buenos Aires, Argentina. pp: 190-210.
- Flores, C.C. & S.J. Sarandón.** 2015. Evaluación de la sustentabilidad de un proceso de transición agroecológica en sistemas de producción hortícola familiares del partido de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía*: 114 (Núm. Esp. 1) *Agricultura Familiar, Agroecología y Territorio*: 52-66.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO-AGLL.** 2002. Portal: Soil Biodiversity, Soil Biota and Biodiversity: the "Root" of Sustainable Agriculture. Disponible en: www.fao.org. Último acceso: junio de 2002.
- Gaba S., X. Reboud & G. Fried.** 2016. Agroecology and conservation of weed diversity in agricultural lands. *Botany Letters* 163(4): 351-354.
- Ghersa, C.M., D.O. Ferraro, M. Omacini, M.A. Martinez-Ghersa, S. Perelman, E.H. Satorre & A. Soriano.** 2002. Farm and landscape level variables as indicators of sustainable land-use in the Argentine Inland-Pampa. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93: 279-293.
- Ghosh, P.K., R. Saha, J.J. Gupta, T. Ramesh, A. Das, T.D. Lama, G.C. Munda, J.S. Bordoloi, M.R. Verma & S.V. Ngachan.** 2009. Long-term effect of pastures on soil quality in acid soil of North-East India. *Australian Journal of Soil Research* 47: 372-379.
- Gliessman, S.** 2001. A energética dos agroecosistemas. En: *Agroecología. Processos ecológicos em agricultura sustentável*. Segunda Edición. Editora da Universidade Rio Grande do Sul Brasil. Porto Alegre, Brasil pp: 509-538.
- Gontier, M., B. Balfors & U. Mörtberg.** 2006. Biodiversity in environmental assessment-current practice and tools for prediction. *Environmental Impact Assessment Review* 26: 268-286.
- Gough, A.D., J.L. Innes & S.D. Allen.** 2008. Development of common indicators of sustainable forest management. *Ecological Indicators* 8: 425-430.
- Gregorich, E.G., D.A. Angers, C.A. Cambell, M.R. Carter, C.F. Drury, B.H. Ellert, P.H. Groenevelt, D.A. Holmstrom, C.M. Monreal, H.W. Rees, R.P. Voroney & T.V. Vyn.** 2001. Changes in soil organic matter. Capítulo 5 en *Soil Health* Disponible en: www.sis.agr.gc.ca/cansis/publications/health/chapter05.html. Último acceso: enero de 2001.
- Harrison, S.A.** 1998. The fate of pesticides in the environment. *Agrichemical fact sheet* 8. Penn State College of Agriculture Sciences. Pennsylvania. Disponible en: www.pubs.cas.psu.edu/FreePubs/pdfs/uo199.pdf. Último acceso: julio de 2009.
- Harte, M.J.** 1995. Ecology, sustainability, and environment as capital. *Ecological Economics* 15: 157-164.
- Haugaard-Nielsen, H., M. Gooding, P. Ambus, G. Corre-Hellou, Y. Crozat, C. Dahlmann, A. Dibet, P. von Fragstein, A. Pristeri, M. Monti & E.S. Jensen.** 2009. Pea-barley intercropping for efficient symbiotic N₂-fixation, soil N acquisition and use of other nutrients in European organic cropping systems. *Field Crop research* 113: 64-71.
- Heap, I.** 2020. The International Survey of Herbicide Resistant Weeds Online. Internet. Disponible en: www.weedscience.org. Último acceso: junio de 2020.
- Hector, A., B. Schmid, C. Beierkuhnlein, M.C. Caldeira, M. Diemer, P.G. Dimitrakopoulos, J.A. Finn, H. Freitas, P.S. Giller, J. Good, R. Harris, P. Högberg, K. Huss-Danell, J. Joshi, A. Jumpponen, C. Korner, P.W. Leadley, M. Loreau, A. Minns, C.P.H. Mulder, G. O'Donovan, S.J. Otway, J.S. Pereyra, A. Prinz, D.J. Read, M. Scherer-Lorenzen, E.D. Schulze, A.S.D. Siamantziouras, E.M. Spehn, A.C. Terry, A.Y. Troumbis, F.I. Woodward, S. Yachi & J.H. Lawton.** 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science* 286: 1123-1127.
- Hernanz, J.L., V.S. Giron, C. Cerisola, L. Navarrete & C.F. Quintanilla.** 1992. Análisis de la energía consumida y de los costes de producción de tres sistemas de laboreo ensayados en tres cultivos extensivos. *Investigación Agropecuaria. Producción y Protección Vegetal* 7(2): 209-225.
- Hill, S.B.** 1977. Agricultural chemicals and the soil. *Ecological agriculture projects*. Disponible en: <https://www.eap.mcgill.ca/publications/eap1.htm> Último acceso: abril de 2020.
- Huth, N.I., P.J. Thorburn, B.J. Radford & C.M. Thornton.** 2010. Impacts of fertilisers and legumes on NO₂ and CO₂ emissions from soils in subtropical agricultural systems: A simulation study. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136: 351-357.

- Iermanó, M.J. & S.J. Sarandón.** 2009. ¿Es sustentable la producción de agrocombustibles a gran escala? El caso del biodiesel en Argentina. *Revista Brasileira de Agroecología* 4(1): 4-17.
- Iermanó, M.J., S.J. Sarandón, L.N. Tamagno & A.D. Maggio.** 2015. Evaluación de la agrobiodiversidad funcional como indicador del “potencial de regulación biótica” en agroecosistemas del sudeste bonaerense. *Revista de la Facultad de Agronomía* 114 (1): 1-14.
- Janzen, H.H.** 2006. The soil carbon dilemma: Shal we orad it or use it? *Soil Biology & Biochemistry* 38: 419-424.
- Kanatas, P.** 2020. The role of crop rotation, intercropping, sowing dates and increased crop density towards a sustainable crop and weed management in arable crops. *Journal of Agricultural Science* 1(XXXI): 22-27.
- Kurtenbach, M.E., E.N. Johnson, R.H. Gulden, S. Duguid, M.F. Dyck & C.J. Willenborg.** 2019. Integrating cultural practices with herbicides augments weed management in flax. *Agronomy Journal* 111(4): 1904-1912.
- Lefroy, R.D.B. & E.T. Craswell.** 1997. Soil as a filter for nutrients and chemicals: sustainability aspects. Disponible en: https://www.fftc.org.tw/htmlarea_file/library/20110725084003/tb146.pdf. Último acceso: abril de 2020.
- Lefroy, R.D.B., B. Hans-Dieter & R. Mohammad.** 2000. Indicators for sustainable land management based on farmer surveys in Vietnam, Indonesia, and Thailand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 81: 137-146.
- Liebman, M. & A.S. Davis.** 2000. Integration of soil, crop and weed management in low-inputs farming systems. *Weed Research* 40: 27-47.
- Lupwayi, N.Z., K.N. Harker, G.W. Clayton, J.T. O’Donovan & R.E. Blackshaw.** 2009. Soil microbial response to herbicides applied to glyphosate-resistant canola. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129: 171-176.
- Lutman, P.J.W.** 1991. Weed control in linseed: a review. *Aspects of Applied Biology* 28: 137-144.
- Magdoff, F., L. Lanyon & B. Liebhardt.** 1997. Nutrient cycling, transformations, and flows: implications for a more sustainable agriculture. *Advances in Agronomy* 60: 1-73.
- Malézieux, E., Y. Crozat, C. Dupraz, M. Laurans, D. Makowski, H. Ozier-Lafontaine, B. Rapidel, S. De Tourdonnet & M. Valentin-Morison.** 2008. Mixing plant species in cropping systems: concepts, tools and models. A review. *Agronomy Sustainable Development*. Pp: 1-20. Disponible en: www.agronomy-journal.org. Último acceso: octubre de 2021.
- Marinari, S., R. Mancinelli, E. Campiglia & S. Grego.** 2006. Chemical and biological indicators of soil quality in organic and conventional farming systems in central Italy. *Ecological Indicators* 6: 701-711.
- Marshall, E.J.P.** 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Research* 43(2): 77-89.
- Martin, J.F., S.A.W. Diemont, E. Powell, M. Stanton & S. Levy-Tacher.** 2006. Emery evaluation of the performance and sustainability of three agricultural systems with different scales and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 115: 128-140.
- Mézière, D., S. Petit, S. Granger, L. Biju-Duval & N. Colbach.** 2015. Developing a set of simulation-based indicators to assess harmfulness and contribution to biodiversity of weed communities in cropping systems. *Ecological Indicators* 48: 157-170.
- Moonen, A.C. & P. Barberi.** 2008. Funcional biodiversity: an agroecosystem approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127: 7-21.
- Moreno, H.A., G.X. Pedraza & A.J. Solarte.** 2006. Construcción y uso de indicadores de sustentabilidad para la planificación participativa de predios. 5 pp. Disponible en: www.ecoportal.net. Último acceso: abril de 2020.
- Morris, D.H.** 2007. Linaza - Una Recopilación sobre sus Efectos en la Salud y Nutrición. Flax Council of Canada. Disponible en: <https://flaxcouncil.ca/spanish/linaza-una-recopilacion-sobre-sus-efectos-en-la-salud-y-nutricion/> Último acceso: abril de 2020.
- Mouillon, P., B.A. Caldwell, S. Cordeau, C.J. Pelzer, S. Wayman & M.R. Ryan.** 2020. Crop density affects weed suppression in organically managed Sunflower. *Agronomy Journal* 112: 450– 457.
- Neumann, A., J. Werner & R. Rauber.** 2009. Evaluation of yield-density relationships and optimization of intercrop compositions of field-grown pea-oat intercrops using the replacement series and the response surface design. *Field Crop Research* 114: 286-294.

- Nguyen, M.L. & R.J. Haynes.** 1995. Energy and labour efficiency for three pair of convencional and alternative mixed cropping (pasture-arable) faros in Canterbury, New Zeland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 52: 163-172.
- Nicholls, C.** 2006. Bases agroecológicas para diseñar e implementar una estrategia de manejo de hábitat para control biológico de plagas. *Agroecología* 1: 37-48.
- Nicholls, C.I., M.A. Altieri & L.L. Vázquez.** 2015. Agroecología: principios para la conversion y el rediseño de sistemas agrícolas. *Agroecología* 10(1): 61-72.
- Noe, L. & A. Abril.** 2008. Interacción entre calidad de restos vegetales, descomposición y fertilidad del suelo en el desierto del Monte de Argentina. *Ecología Austral* 18: 181-193.
- Oesterheld, M.** 2008. Impacto de la agricultura sobre los agroecosistemas. *Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. Ecología Austral* 18: 337-346.
- Osorio, L. & H. Velásquez Alcantara.** 1999. Bases conceptuales y programáticas para el manejo ecológico de suelos. En *manejo ecológico de suelos. Conceptos, Experiencias t Técnicas. Red de Acción en alternativas al uso de Agroquímicos*. Lima, Perú. Disponible en: www.cepes.org.pe. Último acceso: octubre 2021.
- Papa, J.C.** 2009. Problemas actuales de malezas que pueden afectar al cultivo de soja. *INTA EEA Oliveros. Para Mejorar la producción* 42: 97-105.
- Park, J. & S.H. Cousins.** 1995. Soil biological health and agro-ecological change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 56: 137-148.
- Parris, K.** 1999. Environmental indicators for agriculture: overview in OECD countries. En: Browe, F.M. & J.R. Crabtree, (Ed), *Environmental Indicators and Agricultural policy*. CAB International 25-44 pp.
- Peltzer, S.C., A. Hashem, V.A. Osten, M.L. Gupta, A.J. Diggle, G.P. Riethmuller, A. Douglas, J.M. Moore & E.A. Koetz.** 2009. Weed management in wide-row cropping systems: a review of current practices and risks for Australian farming systems. *Crop & Pasture Science* 60: 395-406.
- Pérez, M. & M.E. Marasas.** 2013. Servicios de regulación y prácticas de manejo: aportes para una horticultura de base agroecológica. *Ecosistemas* 22(1):36-43.
- Pervanchon, F., C. Bockstaller & P. Girardin.** 2002. Assesment of energy use in arable farming systems by means of an agro-ecological indicator: the energy indicator. *Agricultural System* 72: 149-172.
- Pervanchon, F., C. Bockstaller & P. Girardin.** 2002. Assesment of energy use in arable farming systems by means of an agro-ecological indicator: the energy indicator. *Agricultural System* 72: 149-172.
- Petit, S., N. Munier-Jolain, V. Bretnolle, C. Bockstaller, S. Gaba, S Cordeau, M. Lechenet, D. Mézière, N. Colbach.** 2015. Ecological Intensification Through Pesticide Reduction: Weed Control, Weed Biodiversity and Sustainability in Arable Farming. *Environmental Management* 56: 1078–1090.
- Pimentel, D & M. Pimentel.** 2005. El uso de la energía en la agricultura. *LEISA Revista de Agroecología*. Junio. Pp: 5-7.
- Prober, S.M. & F.P. Smith.** 2009. Enhancing biodiversity persistence in intensively used agricultural landscapes: A synthesis of 30 years of research in the Western Australian wheatbelt. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132: 173-191.
- Raiesi, F.** 2006. Carbon and N mineralization as affected by soil cultivation and crop residue in a calcareous wetland ecosystem in Central Iran. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 13-20.
- Rathke, G.W. & W. Diepenbrock.** 2006. Energy balance of winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) cropping as related to nitrogen supply and preceding crop. *European Journal of Agronomy* 24: 35-44.
- Rodriguez, A.M. & E.J. Jacobo.** 2010. Glyphosate effects on floristic composition and species in the Flooding Pampa grassland (Argentina). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138: 222-231.
- Rubio, A., R.G. Gavilán, F. Montes, A. Gutiérrez-Girón, E. Díaz-Pines & E.T. Mezquida.** 2011. Biodiversity measures applied to stand-level management: Can they really be useful? *Ecological indicators* 11: 545-556.
- Sánchez Vallduví, G.E. & S.J. Sarandón.** 2014. Principios de manejo agroecológico de malezas. En: *Agroecología: Bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. Sarandón, S.J. & C.C. Flores. Ed. Edulp. Buenos Aires, Argentina. pp: 42-69 Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280>. Último acceso: octubre de 2021.
- Sánchez Vallduví, G.E. & S.J. Sarandon.** 2011. Effects of changes in flax (*Linum usitatissimum* L.) density and interseeding with red clover (*Trifolium pratense* L.) on the competitive ability of flax against Brassica weed. *Journal of Soustainable Agriculture* 35(8): 914-926.

- Sánchez Vallduví, G.E.** 2012. Manejo de malezas en lino. Evaluación de la competencia cultivo-maleza con un enfoque agroecológico. Tesis doctoral. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/26043>. Último acceso: octubre de 2021.
- Sarandón, S.J. & C.C. Flores.** 2009. Evaluación de la sustentabilidad en Agroecosistemas: una propuesta metodológica. *Revista Agroecología* 4: 19-28.
- Sarandón, S.J. & C.C. Flores.** 2014a. La agroecología: el enfoque necesario para una agricultura sustentable. En: *Agroecología: Bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. Sarandón, S.J. & C.C. Flores Ed. Edulp. Buenos Aires, Argentina. Pp: 42-69 Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280>. Último acceso: octubre de 2021.
- Sarandón, S.J. & C.C. Flores.** 2014b. Análisis y evaluación de agroecosistemas y aplicación de indicadores. En: *Agroecología: Bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. Sarandón, S.J. & C.C. Flores. Ed. Edulp. Buenos Aires, Argentina. pp: 375-410 Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/37280>. Último acceso: octubre de 2021.
- Sarandón, S.J., M.S. Zuluaga, R. Cieza, C. Gomez, L. Janjetic & E. Negrete.** 2006. Evaluación de La sustentabilidad de sistemas agrícolas de fincas em Misiones, Argentina, mediante El uso de indicadores. *Revista Agroecología* 1: 19-28.
- Sattler, C., U.J. Nagel, A. Werner & P. Zander.** 2010. Integrated assessment of agricultural production practices to enhance sustainable development in agricultural landscapes. *Ecological Indicators* 10: 49-61.
- Scheineiter, O.** 2001. Trébol rojo. En *Forrajeras y Pasturas del ecosistema templado húmedo de la Argentina*. INTA, pp: 317-338.
- Schütte, G., M. Eckerstorfer, V. Rastelli, W. Reichenbecher, S. Restrepo-Vassalli, M. Ruihonen-Lehto, A.G. Wuest Saucy & M. Mertens.** 2017. Herbicide resistance and biodiversity: agronomic and environmental aspects of genetically modified herbicide-resistant plants. *Environmental Sciences Europe* 29(5): 1-12.
- Smyth, A.J. & J. Dumanski.** 1995. A framework for evaluating sustainable land management. *Canadian Journal of soil Science* 75: 401-406.
- Snyder, C.S., T.W. Bruulsema, T.L. Jensen & P.E. Fixen.** 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, ecosystems and Environment* 133: 247-266.
- Stevenson, F.C. & A.T. Wright.** 1996. Seeding rate and row spacing affect flax yields and weed interference. *Canadian Journal of Plant Science* 76: 537-544.
- Stoorvogel, J.J.** 2001. Land Quality Indicators for Sustainable Land Management: Nutrient Balance. Disponible en: <http://www.ciesin.org/lw-kmn/nbguidl2/nbguidl2.html>. Ultimo acceso: mayo de 2005.
- Storkey, J. & P. Neve.** 2018. What good is weed diversity? *Weed Research* 58: 239– 243.
- Swanton, C.J. & S.D. Murphy.** 1996. Weed Science beyond weeds: The role of integrated weed management (IWM). *Agroecosystem health. Weed Science* 44: 437-445.
- Swift, M.J.; A.M.N. Izac & M. van Noordwijk.** 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes-are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 113-134.
- Tasawar, A., Z.A. Zahir, M. Naveed & R.J. Kremer.** 2018. Limitations of Existing Weed Control Practices Necessitate Development of Alternative Techniques Based on Biological Approaches. *Advances in Agronomy* 147: 239-280.
- Tasser, E., E. Sternbach & U. Tappeiner.** 2008. Biodiversity indicators for sustainability monitoring at municipality level: An example of implementation in an alpine region. *Ecological indicators* 8: 204-223.
- Torquebiau, E.** 1992. Are tropical agroforestry home gardens sustainable? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 41:189-207.
- Viglizzo, E.F., A.F.C. Frank, J. Bernardos, D.E. Buschiazzi & S. Cabo.** 2006. A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the Pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 117: 109-134.
- Viglizzo, E.F., A.J. Pordomingo, M.G. Castro, F.A. Lértora & J.N. Bernardos.** 2004. Scale-dependent controls on ecological functions in agroecosystems of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 101: 39-51.
- Viglizzo, E.F., F.C. Frank, L.V. Carreño, E.G. Gobbágy, H. Pereyra, J. Clatt, D. Pincén & M.F. Ricard.** 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* 17: 959-973.

- Viglizzo, E.F., J.M. Paruelo, P. Laterra & E.G. Jobbágy.** 2012. Ecosystem service evaluation to support land-use policy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:78-84.
- Virender, S., G. Mahajan, K. Jabran & B.S. Chauhan.** 2017. Role of competition in managing weeds: An introduction to the special issue. *Crop Protection*: 95: 1-7.
- Vitta, J., D. Tuesca, E. Puricelli, L.A. Nisensohn & D.E. Faccini.** 2002. El empleo de la información ecológica en el manejo de malezas. *Ecología Austral* 12: 83-87.
- Weerarathne, L.V.Y., B. Marambe & B.S. Chauhan.** 2017. Intercropping as an effective component of integrated weed management in tropical root and tuber crops: A review. *Crop Protection* 95: 89-100.
- Weisberger, D., V. Nichols & M. Liebman.** 2019. Does diversifying crop rotations suppress weeds? A meta-analysis. *PLOS ONE* 14 (7): e0219847.
- World Comission of Enviromental & Development (WCED).** 1987. *Our common future*. Oxford Univ. Press, Oxford, 383 pp.
- Yli-Viikari, A.; R. Hietala-Koivu, E. Huusela-Veistola, T. Hyvönen, P. Perälä & E. Turtola.** 2007. Evaluating agri-environmental indicators (AEI s) - Use and limitations of international indicators at national level. *Ecological Indicators* 7: 150-163.
- Zentner, R.P., G.P. Lafond, D.A. Derksen, C.N. Nagy, D.D. Wall & W.E. May.** 2004. Effects of tillage method and crop rotation on non-renewable energy use efficiency for a thin Black Chernozem in the Canadian Prairies. *Soil & Tillage Research* 77: 125-136.