

**V CONGRESO DE COSTOS DEL MERCOSUR
“COSTOS Y GESTIÓN EN ECONOMÍAS REGIONALES”**

La Plata, 3, 4 y 5 de junio de 2010

TEMA: Medio Ambiente, su vinculación con los costos y la gestión.

**“INTERNALIZACIÓN DE BENEFICIOS Y COSTOS AMBIENTALES: ANÁLISIS
MARGINAL APLICADO A LOS SISTEMAS DE LABRANZA DEL SO BONAERENSE”
(Avance PGI 24/C021)**

Autores:

Mg. Durán, Regina (UNS)¹
Dr. Galantini, Juan (CIC-UNS)²
Mg. Scoponi, Liliana (UNS)³
Mg. Chimeno, Patricia (UNS)⁴
Dra. Sánchez, Marisa (UNS)⁵
Lic. Adm. Cordisco, Marina (UNS)⁶
Lic. Adm. Pesce, Gabriela (CONICET-UNS)⁷
Lic. Adm. Oliveras, Guadalupe (CIC-UPSO)⁸
Lic. Adm. Merino, Lucía (UNS)⁹
Lic. Adm. De Batista, Marianela (UNS)¹⁰

¹ Profesora Titular Ordinaria, dedicación exclusiva, Directora del Proyecto PGI 24C/021, Dpto. Ciencias de la Administración, U.N.S.-Bahía Blanca. rduran@criba.edu.ar

² Investigador Científico categoría independiente Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), Dpto. de Agronomía, U.N.S.-CERZOS (CONICET-UNS). Bahía Blanca. igalanti@criba.edu.ar

³ Profesora Adjunta Ordinaria, dedicación semiexclusiva, Co-Directora del Proyecto PGI 24C/021, Dpto. Ciencias de la Administración, U.N.S.- Bahía Blanca. estudio_scoponi@arnet.com.ar

⁴ Asistente de docencia Ordinaria, dedicación exclusiva, Dpto. de Agronomía, U.N.S.-Bahía Blanca Altos del Palihue pchimeno@criba.edu.ar

⁵ Profesora Adjunta Ordinaria, dedicación exclusiva, Dpto. Ciencias de la Administración, U.N.S.- Bahía Blanca. mas@uns.edu.ar

⁶ Asistente de docencia Ordinaria, dedicación simple, Dpto. Ciencias de la Administración, U.N.S.- Bahía Blanca marinacordisco@yahoo.com.ar

⁷ Becaria CONICET, Auxiliar de docencia “A” Ordinaria, dedicación simple, Dpto. Ciencias de la Administración, U.N.S.- Bahía Blanca. gabriela.pesce@uns.edu.ar

⁸ Becaria CIC. Ayudante de docencia “A”, dedicación simple, UPSO. guadaoliveras@yahoo.com.ar

⁹ Auxiliar de docencia “A”, dedicación simple Dpto. de Agronomía, U.N.S.-Bahía Blanca. lucimerino@yahoo.com.ar

¹⁰ Becaria UNS, Auxiliar de docencia “A” Ordinaria, dedicación simple, Dpto. Ciencias de la Administración, U.N.S. – Bahía Blanca. marianela.debatista@uns.edu.ar

RESUMEN

El cambio de un sistema con labranzas tradicionales a uno con siembra directa produce una serie de modificaciones en el suelo, llegando a estabilizarse luego de 20 años. Aún cuando la siembra directa se inició en Argentina en la década de 1970, existen pocos estudios que tengan antigüedad suficiente para evaluar sus efectos de largo plazo. El análisis efectuado en el presente trabajo fue desarrollado en un establecimiento del sudoeste bonaerense, a partir de 1986.

Como objetivo, se planteó cuantificar los impactos de las prácticas de labranza (siembra directa y convencional) con una visión sistémica e interdisciplinaria, tendiente a mejorar la calidad de las decisiones gerenciales orientadas al desempeño sustentable de la empresa rural. En este camino, las ciencias están avanzando, a través de diferentes metodologías, en la evaluación de estos impactos, buscando evitar una sobreestimación de la rentabilidad de diferentes alternativas productivas, que incentive la degradación del capital natural y excluya a otras más preservadoras del medio ambiente, pero que en apariencia se conciben menos rentables.

Es así que sobre la base de los resultados de investigaciones agronómicas, se analizaron los cambios ocurridos en la calidad del suelo durante el período 1986-2005, para su valoración económica. En una primera etapa, se compararon las contribuciones marginales de diferentes cultivos de la rotación bajo ambas prácticas de labranza, incorporando los costos o beneficios ambientales derivados de las variaciones en el balance de los macro nutrientes, nutrientes intermedios y micro nutrientes, por el método del costo de reposición. Bajo este mismo enfoque, se cuantificaron las pérdidas por erosión en términos de nitrógeno y de fósforo. Por otra parte, se valoraron los servicios ambientales de ambas prácticas de labranza a través del método de la función de producción, atendiendo sus rendimientos físicos, identificándose ciertas limitaciones para su inclusión en el cálculo económico.

Se concluye que la siembra directa presenta, en principio, un mejor desempeño antes y después de computar costos o beneficios ambientales, incluso ante limitaciones en la masa financiera para afrontar el ciclo de gestión agrícola. No obstante, cabe destacar, que los efectos de largo plazo en la sustentabilidad ambiental constituyen una problemática compleja, que no se agota en la aplicación de un solo método de valoración de servicios ambientales. Se ha advertido que hay aspectos del conocimiento que aún se encuentran en una etapa exploratoria, especialmente en el campo metodológico, por lo que deben emplearse complementariamente otros indicadores y abordajes para que el concepto de sustentabilidad pueda hacerse operativo.

1. INTRODUCCIÓN

Actualmente, existe en la sociedad una preocupación creciente por lograr un equilibrio entre crecimiento económico y medio ambiente. La presión de la actividad antrópica sobre los recursos naturales, en virtud de su aprovechamiento irracional, ha generado externalidades negativas que amenazan la posibilidad de alcanzar un desarrollo sustentable.

De acuerdo con la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo, el Desarrollo Sustentable es aquel que permite satisfacer las necesidades de las generaciones presentes, sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para resolver también las propias (WCED, 1987). De esta manera, pone énfasis en la equidad intra e intergeneracional. Se trata de un concepto complejo por su multidimensionalidad, ya que se apoya en tres pilares: ecológico, económico y socio-político y cultural.

Desde el punto de vista agropecuario, la sustentabilidad está relacionada con la capacidad productiva (agronómica y económica) del sistema, así como con la preservación de los recursos naturales involucrados (suelo, agua, biodiversidad, etc.). Numerosas investigaciones advierten que el modo tradicional de producción en el sector agropecuario ha causado un deterioro creciente del suelo, traducido en derivaciones que atentan contra la capacidad de los agroecosistemas para sostener, en el largo plazo, su potencial productivo. Dentro de estos factores de deterioro, que constituyen pérdidas de servicios ambientales, se destacan la erosión, la lixiviación de nutrientes, la compactación, la extracción de nutrientes por los cultivos sin la debida reposición y la contaminación por agroquímicos. El suelo es entonces el recurso más sensible en los sistemas de producción y su calidad es definida en términos de sus propiedades químicas, físicas y biológicas, siendo considerada la materia orgánica (MO) como el indicador más importante (Doran y Parkin, 1994).

La frecuencia e intensidad de las labranzas altera las propiedades del suelo, la distribución de la MO y de los nutrientes de la profundidad laboreada (Balesdent *et al.*, 2000; Franzlembers, 2002). Estos cambios, en el largo plazo, pueden reflejarse en la disponibilidad de nutrientes, en la productividad de cultivos y en definitiva en la sustentabilidad del sistema. De modo especial, la siembra directa (SD), se presenta como un paso importante en la conservación de los recursos naturales. Expresado de manera sencilla, esta práctica consiste en sembrar un cultivo sobre el rastrojo de un cultivo anterior, con la menor remoción del suelo. Sin embargo, la SD en sí misma, considerada como “no labranza”, no alcanza para hablar de agricultura productiva y sustentable. Para adquirir esa condición, requiere un marco de rotación de cultivos (incluyendo cultivos de cobertura, si fuera necesario), un manejo integrado de malezas, insectos y enfermedades, una nutrición balanceada con reposición de nutrientes y un uso racional y profesional de insumos externos (incluyendo el manejo apropiado de agroquímicos y el tratamiento de los envases). Es decir, constituye más que una mera técnica de labranza, en virtud de que funciona como sistema.

Se ha advertido que el cambio de un sistema con labranzas (LC) a siembra directa produce una serie de modificaciones en el suelo que pueden ser caracterizadas por distintas etapas, llegando a estabilizarse luego de 20 años (Moraes Sa, 2003). Si bien existe información acerca del efecto de la MO sobre algunas propiedades químicas, físicas y biológicas, la expansión acelerada de la SD, que en pocos años ha llegado a superar el 50% de la superficie agrícola-ganadera del país, hace que no se conozcan detalladamente los efectos sobre el suelo y el ambiente. Esta carencia de información es más evidente, en relación a los cambios que se producen en el largo plazo, al impacto del mayor uso de agroquímicos y, en especial, a su sustentabilidad en la amplia variedad de condiciones edafoclimáticas de las regiones subhúmedas y semiáridas.

Aún cuando la SD se inició en Argentina en la década de 1970, existen pocos estudios comparativos que tengan antigüedad suficiente para evaluar sus efectos de largo plazo, como los efectuados en el establecimiento “Hogar Funke” (Tornquist, BA) desde el año 1986, elegido como unidad de análisis para el presente trabajo.

Sobre la base de los resultados de dichas investigaciones agronómicas (Kleine, Puricelli, 2001; Galantini *et al.*, 2006, 2007), se ha considerado relevante complementar el

estudio de los cambios ocurridos en la calidad del suelo durante el período 1986-2005, con un enfoque económico. En este camino, las ciencias están avanzando, a través de diferentes metodologías, en la evaluación de estos impactos, buscando evitar una sobreestimación de la rentabilidad de diferentes alternativas productivas, que incentive la degradación del capital natural y excluya del modelo productivo otras más preservadoras del medio ambiente, pero en apariencia menos rentables (Flores & Sarandón, 2002).

El presente trabajo intenta ser un aporte en esta dirección, tendiente a mejorar la calidad de las decisiones gerenciales orientadas al desempeño sustentable de la empresa rural, con una visión sistémica e interdisciplinaria. Como avance de la investigación, se plantean los siguientes objetivos:

- a) Cuantificar el impacto económico de los cambios producidos en las propiedades químicas del suelo (balance de nutrientes) y en los rendimientos físicos obtenidos durante las campañas 86/87 a 05/06, bajo SD y LC, mediante aquellos métodos de medición que permitan internalizar los costos o beneficios ambientales producto de dichos cambios.
- b) Comparar las contribuciones marginales de los cultivos de la rotación en ambas alternativas de labranza (SD y LC), antes y después de computar los costos o beneficios ambientales.
- c) Estimar costos ambientales por efecto de la erosión de la LC respecto al sistema de SD.
- d) Analizar interdisciplinariamente el alcance de los métodos adoptados para su medición, atendiendo los resultados de las investigaciones agronómicas efectuadas en el “Hogar Funke”.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomó como caso de estudio el establecimiento “Hogar Funke” (Tornquist –BA), que ha mantenido parte de un lote con dos manejos diferentes: SD y LC, desde el año 1986. Detalles de sitio, manejo, y otras explicaciones metodológicas se encuentran en Kleine, Puricelli (2001) y Galantini *et al.* (2006). En ambos casos, se planteó un esquema de rotación de cultivos siguiendo una misma secuencia.

Para ampliar el enfoque del análisis agronómico tradicional, se propone la adopción de una metodología sistémica e interdisciplinaria que permita abordar la problemática planteada.

2.1. Estimación del balance de nutrientes

Se calculó la extracción total de Nitrógeno, Fósforo y Potasio (macro nutrientes) por el cultivo, en cada año del período de estudio, para SD y LC, utilizando -en función de los rendimientos obtenidos- valores citados por distintos autores nacionales y extranjeros recopilados por INPOFOS Cono Sur (Ciampitti, I. y García, F., 2007). Asimismo, se consideraron las entradas de fertilizantes para cada cultivo y para cada año del período bajo análisis. A fin de ajustar las unidades de entrada y de salida, se utilizaron las densidades aparentes determinadas experimentalmente en el momento inicial y final del período de estudio, mientras que los valores intermedios fueron estimados ponderando los valores medidos. De esta manera, se calculó el balance expresado en $\text{kg. Ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Igual procedimiento se siguió para determinar el balance de nutrientes intermedios o secundarios (Azufre, Calcio y Magnesio) y de micro nutrientes (Manganeso, Boro, Cloro, Cobre, Molibdeno y Calcio).

Para una más rápida lectura, los nutrientes se presentarán con sus siglas: Nitrógeno (N), Fósforo (P), Potasio (K), Azufre (S), Magnesio (Mg), Calcio (Ca), Zinc (Zn), Manganeso (Mn), Boro (B), Cloro (Cl), Cobre (Cu), Molibdeno (Mo).

2.2. Determinación de rendimientos físicos

La evaluación del rendimiento se realizó por cosecha mecánica y pesada directa en balanzas convencionales.

Si bien el esquema de rotación ha comprendido, en general, cultivos de cosecha (granos), en la campaña 98/99 el maíz no tuvo tal destino, ya que se aplicó a la alimentación de ganado bovino. Por esta razón, en este caso, a los fines del presente trabajo, no se han computado los rendimientos obtenidos, por no contar con datos de su medición.

2.3. Valoración económica de los impactos identificados sobre el capital natural y la productividad del sistema

A diferencia del análisis económico tradicional, este trabajo incluirá el cálculo de los costos o beneficios ambientales por los impactos identificados, como una forma de hacer operativo el concepto de sustentabilidad. Para su determinación, dadas las características de los efectos de la SD y de la LC sobre la calidad del suelo, según los ensayos relevados, se consideró la aplicación de los siguientes:

a) Método del costo de reposición: Consiste en determinar los costos (inversiones, gastos) de abatir el daño ambiental causado por la contaminación, reemplazar los atributos ambientales dañados por otros equivalentes, o restaurar un medio dañado a su estado original. Es decir, implica todos aquellos costos para contrarrestar el daño ya causado, dependiendo del tipo de activo ambiental que se pretende restituir (Abad, 1996). Se calculó, computando el costo de los fertilizantes necesarios para la reposición a partir del balance de nutrientes, incluyendo el costo de la labor.

b) Método de la función de producción: Dicho método estima el valor de un beneficio o daño ambiental, basado en los valores de variación de la productividad de un ecosistema o de un sistema productivo (Azqueta Oyarzun, 1994).

2.4. Cálculo de la contribución marginal por sistema de labranza y por cultivo antes y después del cómputo de costos o beneficios ambientales

A los fines de evaluar comparativamente las alternativas de labranza (SD y LC), se plantea el cálculo de las respectivas contribuciones marginales para todos los cultivos de la rotación, en cada una de las campañas 86/87 a 05/06, aplicando el Análisis Costo-Volumen-Utilidad, bajo el modelo de Costeo Variable. Según este método, la contribución marginal se determina por diferencia entre ingresos netos por ventas y costos variables necesariamente incurridos para generarlos. Representa la contribución para cubrir los costos estructurales o fijos del período, que podrá arrojar o no una utilidad neta, en caso de exceso o defecto, respectivamente.

La pauta que distingue las categorías de costos variables de las de costos fijos es el grado de sensibilidad que posee el factor (en términos de su cuantía total de consumo físico), ante cambios en la cuantía total de volumen objetivo obtenido en un proceso de producción (Cartier, 2000). El "nivel de producción" se puede interpretar de diferente forma. Se puede referir a aumentos de la producción por hectárea de cosecha, en cuyo caso los costos variables tienden a ascender a una tasa creciente a medida que aumenta el producto, a causa del efecto de la ley de rendimientos marginales decrecientes. Pero, por otra parte, se puede decidir el nivel óptimo de los costos variables por hectárea, acorde una tecnología determinada, y es posible, en tal caso, que los cambios en el producto sólo se refieran a cambios en el número de hectáreas cultivadas (Barnard y Nix, 1984). Si bien en el largo plazo es posible alterar completamente las condiciones estructurales de operación, para la decisión de elegir entre diferentes sistemas de labranza por campaña agrícola, resulta relevante el cálculo de la contribución marginal por hectárea como unidad intermedia, dado que el factor tierra es la principal restricción a considerar en las decisiones de producción.

Es decir que existe una configuración de costo para cada decisión, según la finalidad perseguida en el análisis que se pretenda realizar (Yardin, 1995; Bottaro *et al.*, 2004; Cartier, 2000). En el caso elegido, el objeto en principio, es conocer la relación de aportación por unidad de superficie (Ha.) de los diferentes cultivos bajo ambas prácticas de labranza, para

absorber la estructura de costos fijos totales del establecimiento elegido, correspondientes al mismo período y evaluar su variación en el tiempo.

Asimismo cabe aclarar, que sólo se consideraron los costos diferenciales de ambas alternativas de labranza, es decir, aquellos sacrificios económicos que son relevantes para la decisión, y que varían con la alternativa elegida. No se han computado entonces, los costos de análisis de suelo, análisis de calidad del grano, y los costos fijos de la estructura productiva del establecimiento, por su carácter de costos hundidos.

En el cálculo económico, se adoptaron valores corrientes de mercado, para un período base. Como tal, se eligió el mes de marzo de 2008, anterior al inicio del conflicto agropecuario, con el objeto de aislar su efecto, así como también la incidencia de la inflación o de los cambios en los precios relativos de los insumos-productos, ocurridos a lo largo de los 20 años considerados.

Se trabajó con el supuesto de labores tercerizadas (empresa "maquinaria"), calculadas según el valor UTA (Unidad de Trabajo Agrícola)¹¹ vigente para el período base.

Para la determinación de los costos ambientales a incorporar en la ecuación económica, en este primer avance de la investigación, se optó por la aplicación del método del costo de reposición, dadas las limitaciones encontradas para el empleo del método de la función de producción. Resulta preciso aclarar que, en aquellas campañas en las que el balance de nutrientes arrojó excedentes de fósforo, éstos se computaron como un beneficio ambiental. Este criterio no fue seguido para el caso del nitrógeno, en virtud de que su efecto residual en el suelo puede perderse con el tiempo, por ser más dinámico y variable.

Por otra parte, es pertinente destacar que, al comparar lotes de igual superficie en LC y SD con la misma rotación, su incidencia puede aislarse, ya que actúa como parámetro en el cálculo de costos ambientales.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Resultados técnicos del ensayo

El rendimiento promedio para el período de estudio en SD fue de 2,55 ton. Ha⁻¹ respecto a 2,15 ton. Ha⁻¹ en LC, evidenciándose una mayor estabilidad en el primero (CV¹²: 41%) respecto al segundo (CV: 56%). Se observa que inciden, principalmente en años con bajas precipitaciones, las ocurridas durante el período de barbecho, donde las diferencias en rendimiento fueron más evidentes a favor de SD.

Efectuando el análisis por cultivo, se destaca en primer lugar el trigo, con una diferencia mayor para SD del orden del 22%, seguido por el maíz, con 15%, la cebada, con 8% y finalmente el girasol, con 5%.

Se subraya la mayor estabilidad del rendimiento de trigo bajo SD (CV: 38%) respecto a LC (CV: 69%). Este comportamiento es resaltado por los especialistas como una de las mayores bondades de la SD. Dichos hallazgos cobran una mayor importancia en la región bajo estudio, por dos motivos principales: el primero, por la gran inestabilidad climática que caracteriza la región y el segundo, debido a que el trigo es el principal componente de la rotación en el sudeste y sudoeste bonaerense. En términos de sustentabilidad, la menor variabilidad de los resultados físicos significa que los sistemas presentan una mayor seguridad en el largo plazo.

3.2. Determinación y análisis comparativo de los costos de producción en SD y LC

3.2.1. Costos de labores

El mínimo laboreo de la SD se refleja en un menor costo respecto a la LC, resultando del ensayo una diferencia promedio entre ambas prácticas del orden de 92%, siendo para todos los años los costos de LC mayores a los de SD (Tabla 1 y Figura 1). Expresadas en

¹¹ Es una unidad física patrón utilizada para comparar el costo operativo de diferentes labranzas. La unidad (1 UTA) corresponde al costo operativo de la arada.

¹² Coeficiente de variación.

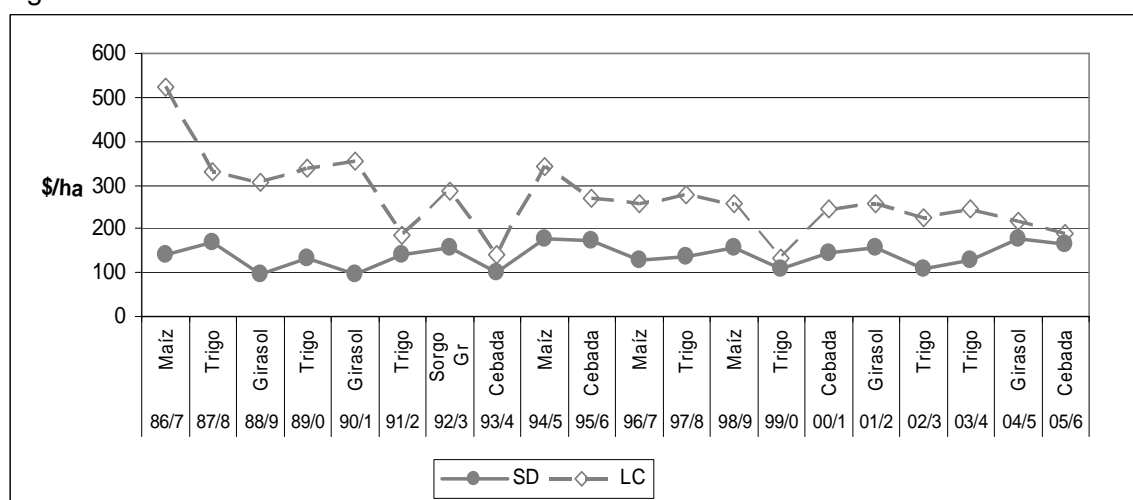
UTA, las labores representan en promedio 3,57 UTA Ha⁻¹ para LC versus 1,94 UTA Ha⁻¹ en SD.

Tabla 1. Costos de labranzas en LC y SD

Costos de labranzas	LC	SD
Promedio 20 años (\$ Ha ⁻¹)	269	140
CV (%)	32	19
Valor máximo de la serie (\$ Ha ⁻¹)	525	176
Valor mínimo de la serie (\$ Ha ⁻¹)	98	131

Fuente: Elaboración propia

Figura 1. Costos de labores LC-SD



Fuente: Elaboración propia

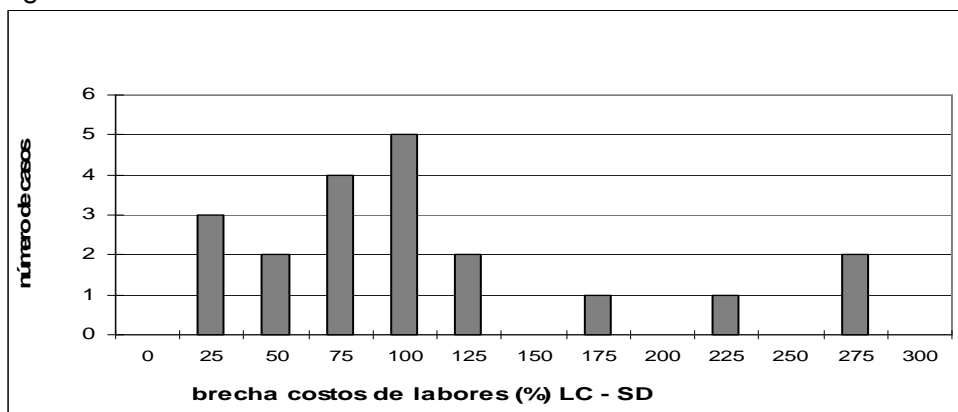
En líneas generales, es posible afirmar que la variabilidad en los costos de labores bajo LC (CV: 32%) responde principalmente a los siguientes determinantes: cultivo antecesor, su rendimiento y las precipitaciones en las fases críticas del cultivo. No obstante, la brecha de costos entre ambos sistemas se reduce con el correr del tiempo, explicado principalmente por una leve tendencia decreciente de los costos de LC respecto a los de SD, que permanecen menos variables (CV: 19%).

Algunos ajustes realizados desde la dirección del ensayo a la práctica de LC, para adaptarla mejor a una zona subhúmeda-semiárida, explicarían la tendencia mencionada. Habiéndose presentado incluso, algunas veces, impedimentos para realizar ciertas labores mecánicas para la preparación del terreno en LC, las que tuvieron que ser reemplazadas por control químico.

Las circunstancias descriptas quedan mejor evidenciadas si se complementa el análisis anterior con un histograma (Figura 2), que permita considerar la dispersión de la brecha de costos entre ambos sistemas.

De la figura, se destaca que un 45% de casos tienen una diferencia de costos entre el 75 y 100%. Asimismo, en un 15% de los casos, la brecha sugeriría que ambos sistemas han sido conservacionistas.

Figura 2. Análisis de la brecha de los costos de labores



Fuente: Elaboración propia

La diferencia en el costo de las labores, también puede expresarse en términos de litros de gasoil¹³ Ha⁻¹. Se obtuvo que, por unidad de superficie, el costo de las labores en SD, para todo el período bajo análisis fue de 1245 Lt., mientras que en LC ascendió a 2390 Lt. Por lo cual, surge un ahorro neto en favor del sistema de SD de 1145 Lt., que equivalen a 57 Lt. Ha⁻¹ en promedio por año. Si se computa el costo de cosecha, esta diferencia en los costos de labores entre las prácticas de labranza disminuye a 52 Lt. Ha⁻¹ en promedio por año, en virtud de los mayores rendimientos obtenidos bajo SD, que afectan dicho costo.

3.2.2. Costos de plaguicidas y fertilizantes

En su concepción, la SD es definida como un sistema en el cual, la práctica de mínima labranza, está íntimamente ligada a otras técnicas que contribuyen a potenciar las virtudes de la “no labranza”. Con este mismo enfoque se encara el manejo integrado de malezas y plagas, desde el cual resulta la decisión de un uso adecuado de agroquímicos.

Sin caer en ningún reduccionismo, puede sostenerse que la falta de laboreo que caracteriza la SD, debe ser compensada con una mayor aplicación de agroquímicos que reemplace el control mecánico de las malezas y así intervenga en el nuevo ambiente edáfico.

En términos económicos, los resultados del ensayo arrojan una diferencia de costos de agroquímicos¹⁴, que resulta inferior en LC respecto a SD en un 22% (promedio de toda la serie de años analizada).

En la Figura 3 se observa el comportamiento de estos costos a través de los años. A excepción de la campaña de maíz 98/99¹⁵, el costo de estos insumos en SD, supera a los de LC, acentuándose la diferencia luego de los primeros seis años.

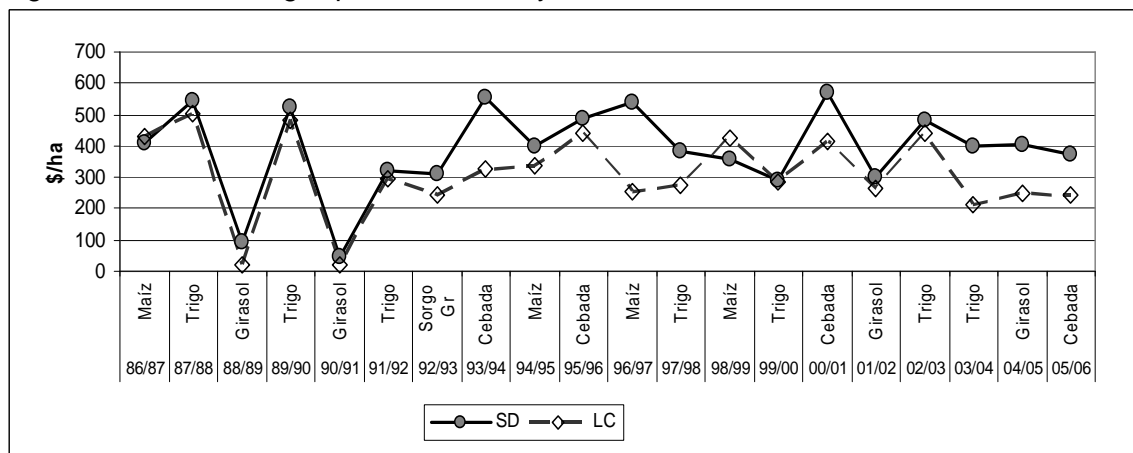
La mayor aplicación de agroquímicos en SD plantea interrogantes en relación a la dependencia en su uso y al efecto sobre el ambiente y la salud. Esta discusión será abordada con mayor profundidad en una segunda etapa de la investigación.

¹³ Precio de gasoil YPF: \$ 2,25/ Lt. (Fuente: Revista CREA, marzo 2008).

¹⁴ Se consideran fertilizantes más plaguicidas.

¹⁵ Por problemas críticos de enmalezamiento (principalmente por *Setaria sp*) se precisó realizar un mayor control.

Figura 3. Costos de agroquímicos en LC y SD



Fuente: Elaboración propia

Particularmente en el caso de los plaguicidas, los resultados del ensayo arrojan una diferencia de 39%, siendo mayor en SD respecto a LC y advirtiéndose una gran variabilidad en ambos sistemas (Tabla 2).

Tabla 2. Costos de plaguicidas en LC y SD

Costo de plaguicidas (\$ Ha ⁻¹)		LC	SD
Todos los cultivos	Promedio	66	108
	CV %	118	70
Maíz	Promedio	94	114
	CV %	123	54
Girasol	Promedio	57	129
	CV %	101	55
Trigo	Promedio	66	95
	CV %	124	88
Cebada	Promedio	64	111
	CV %	121	98

Fuente: Elaboración propia

Al evaluar los costos en fertilizantes, surge que bajo LC representan un 15% menos de los incurridos en SD. Este sistema teóricamente requiere mayor fertilización, dado que no se remueve el suelo mediante labranzas que favorezcan la disponibilidad de nutrientes. Dicho supuesto fue respetado en el ensayo y especialmente se manifestó en aquellos cultivos donde mejor se expresa la fertilización (maíz, trigo y cebada).

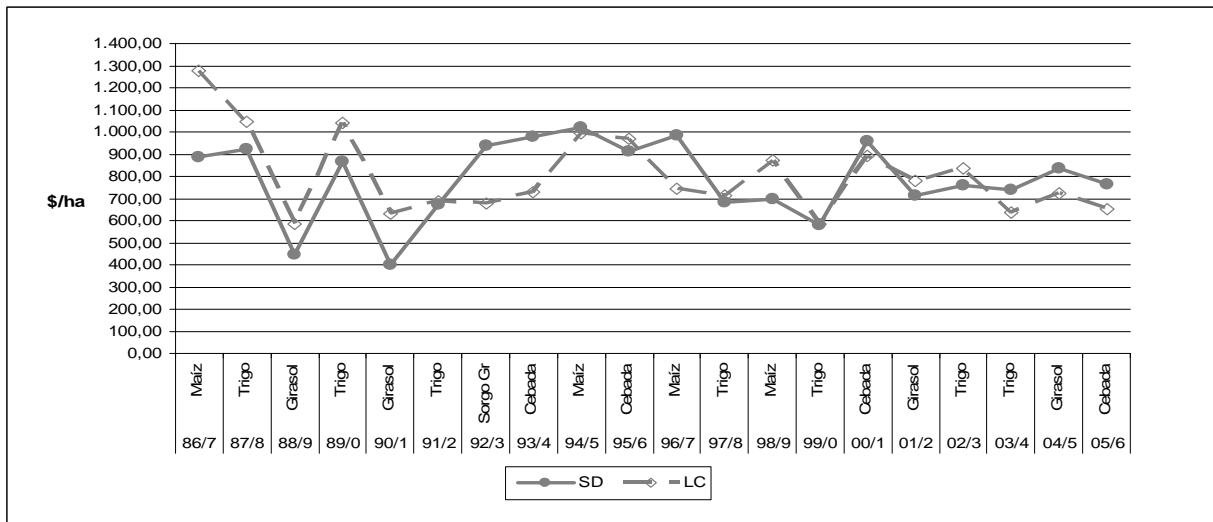
Al igual que en el apartado anterior, los costos de agroquímicos se pueden traducir en litros de gasoil Ha⁻¹. En este caso, se obtuvo que bajo el sistema de SD, el costo total de dichos insumos para los 20 años de análisis representó el equivalente de 3464 Lt. Ha⁻¹ y para LC, de 2741 Lt. Ha⁻¹. De aquí se deduce un ahorro neto para LC de 723 Lt. Ha⁻¹, es decir, de 36 Lt. Ha⁻¹ en promedio por año.

3.2.3. Costos totales de producción

Sobre la base de lo expuesto anteriormente, al compararse los resultados obtenidos respecto del total de costos de implantación, protección y cosecha, se observó que los mismos fueron mayores para LC, hasta la campaña 91/92. A partir de esta última, y por el resto de los períodos que abarca el análisis, la relación se invierte, manifestándose superiores en SD, aunque sin diferencias significativas respecto a LC. Las divergencias se destacan más en granos gruesos y en cebada y están explicadas por la mayor dependencia

en insumos que tiene la SD respecto de la LC, especialmente determinada por el costo total en agroquímicos expresados en dólares (Figura 4).

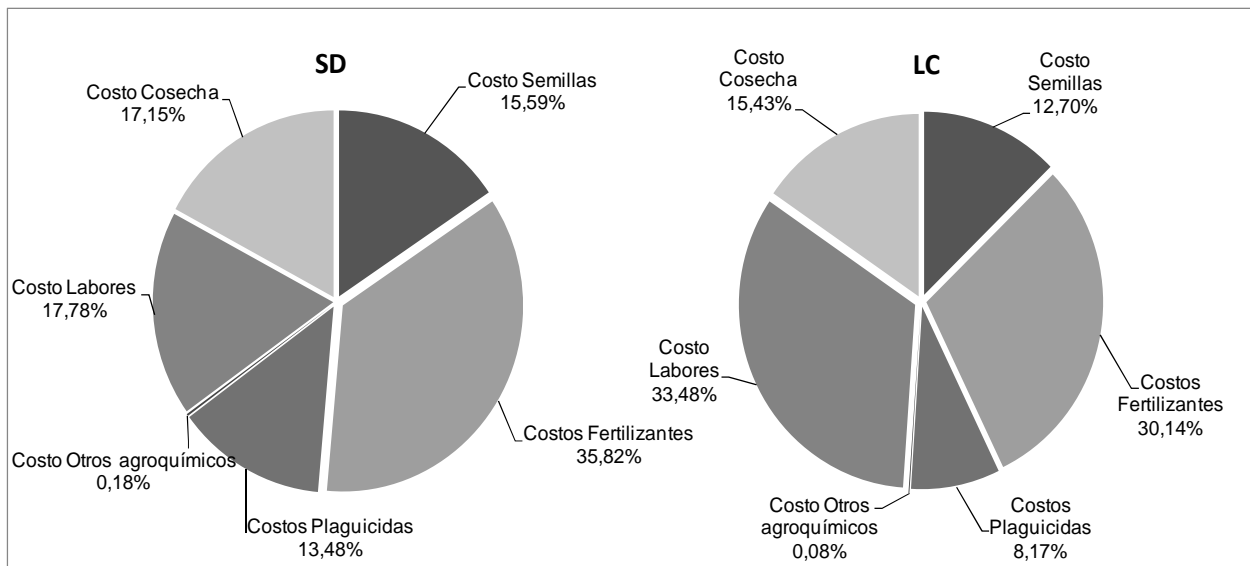
Figura 4. Costos totales de producción LC y SD



Fuente: Elaboración propia

Si se estudia la composición de los costos totales de producción (Figura 5), se advierte una mayor participación relativa del costo de labores bajo LC, mientras que en SD está representada por el costo de agroquímicos, lo cual plantea características distintivas entre las prácticas de labranza.

Figura 5. Composición de los costos de producción LC y SD



Fuente: Elaboración propia

Por otra parte, se advierte que el ahorro en el costo de labores (excluida la cosecha) que presenta el sistema de SD respecto a LC, supera a los mayores costos incurridos en agroquímicos, siendo la diferencia equivalente a 21 Lt. de gas oil $\text{Ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ (Tabla 3). Aún computando el costo de cosecha (que resulta superior en SD por los mayores rindes) y los restantes conceptos que integran el costo de producción, surge para el caso de estudio y durante el período bajo análisis, que los costos totales fueron finalmente muy similares para

ambas prácticas de labranza, manteniendo la SD una diferencia menor en costos respecto a LC, equivalente a 7 Lt. de gas oil $\text{Ha}^{-1}\text{año}^{-1}$, a pesar de su mayor dependencia de insumos.

Tabla 3. Comparación de las prácticas entre SD y LC

Práctica de manejo	Labores		Plaguicidas		Fertilizantes	
	SD	LC	SD	LC	SD	LC
Sistema de labranza						
Costo \$ Ha^{-1} - 20 años	2801	5378	2124	1312	5643	4841
Diferencia \$ Ha^{-1} - 20 años	2577		-812		-802	
Costo Lt. Ha^{-1} - 20 años	1245	2390	944	583	2508	2151
Ahorro SD en Lt. Ha^{-1} -20 años	1145		-361		-357	
Ahorro SD en Lt. Ha^{-1} año	57		-18		-18	

Fuente: Elaboración propia

3.3. Estimación de costos ambientales

De modo de poder cuantificar el impacto económico (costos o beneficios ambientales) de los cambios producidos en las propiedades químicas del suelo y en los rendimientos físicos obtenidos, durante las 20 campañas analizadas bajo SD y LC, se emplean los métodos de medición del costo de reposición y de la función de producción.

3.3.1. Método del costo de reposición

Dicho método se asienta en el balance físico de los nutrientes, cuyo análisis se comenta a continuación.

El balance de N arroja resultados muy erráticos debido a su gran dependencia respecto a las condiciones climáticas y a los rendimientos en cada ciclo. En general, del análisis se observa que tiende a ser negativo en ambos sistemas entre un rango de -19 y -15 kg. de N $\text{Ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ para SD y LC, respectivamente. En ninguno de los dos casos se alcanzó a reponer este N, por lo que esa diferencia se explica por el agotamiento de la reserva de dicho nutriente en el suelo.

En relación al balance de P, como ya se mencionó, al ser el rendimiento mayor en SD respecto a LC, genera un mayor contenido del nutriente en el grano y por lo tanto una mayor exportación, arrojando un balance más negativo que requerirá, comparativamente, mayores dosis de fertilizantes. Para el caso en estudio, la aplicación de P repuso holgadamente la extracción, quedando un remanente en el suelo del orden de los 2,5 y 3,6 kg. de P $\text{Ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ para los sistemas SD y LC, respectivamente, que se consideró como un beneficio ambiental.

Durante los años de análisis, no hubo incorporación de K, por lo que el balance resultó netamente negativo. Algunos estudios realizados en la región pampeana encontraron que los niveles originales en los suelos no son limitantes para la producción de los cultivos. Evidentemente, con las sucesivas extracciones en el tiempo, esta situación puede cambiar. En este caso, las salidas fueron entre 9 y 10 kg. de K $\text{Ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ para LC y SD, respectivamente.

En resumen, considerando los macro nutrientes, en el total de los años de estudio, se extrajeron del suelo: 874 kg de N Ha^{-1} , 203 kg de K Ha^{-1} y 167 kg de P Ha^{-1} en SD; y 730 kg de N Ha^{-1} , 171 kg de K Ha^{-1} y 138 kg de P Ha^{-1} en LC.

En el caso de los nutrientes intermedios, se hallaron valores del orden de 72 kg ha^{-1} tanto para el Mg como para el S (no se muestran los valores de Ca, debido a faltantes de datos para algunos cultivos) en SD. En tanto en LC, estos valores se aproximaron a 60 kg Ha^{-1} .

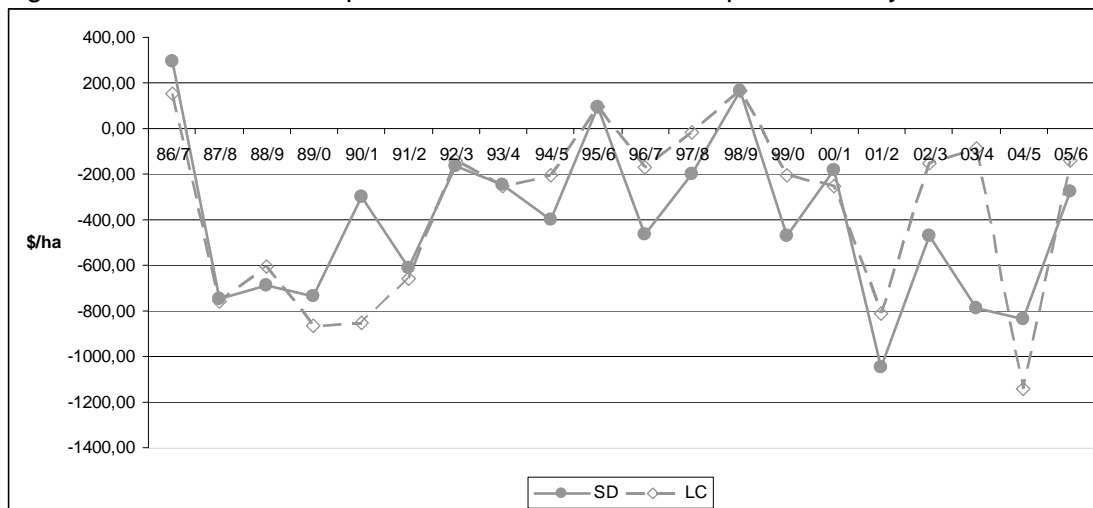
Finalmente, considerando los micro nutrientes, para SD y LC se han agrupado el Zc y Mn con valores cercanos a 1 kg.Ha⁻¹ mientras que el B, Cl, Cu, representan una cuarta parte de aquellos, y por último el Mo con 0,038 kg.Ha⁻¹. Si bien en todos los casos suponen valores muy bajos, a futuro podrían empezar a manifestarse limitantes.

Lo hasta aquí expuesto del balance físico, se observa en términos de costos y beneficios ambientales. En los primeros años, se advierte que la LC presenta mayores costos ambientales dados los mayores rendimientos, mientras que la SD, en virtud del aumento del rinde, termina generando superiores costos en todo el período (Figura 6).

Los resultados arribados al aplicar este método, estarían indicando que la SD tiene un desempeño menos favorable, debido a la exportación de nutrientes como consecuencia de los mayores rindes, que hace que, en promedio, los costos ambientales sean mayores en 25% respecto a LC. Ambas alternativas de labranza presentan alta variabilidad, siendo levemente superior para LC. Al evaluar cada cultivo en particular, resulta interesante destacar la similitud en los costos ambientales promedio y su baja variabilidad que presenta el girasol en ambas prácticas de labranza, asumiendo el mayor valor absoluto. Por otro lado, el trigo es el cultivo que incrementa de manera más significativa la inestabilidad de los costos ambientales bajo LC.

A pesar de estas apreciaciones, se advierte que se trata de un análisis parcial, que requiere contemplar otros indicadores que permitan analizar la sustentabilidad del sistema.

Figura 6. Costo ambiental por el método del costo de reposición LC y SD

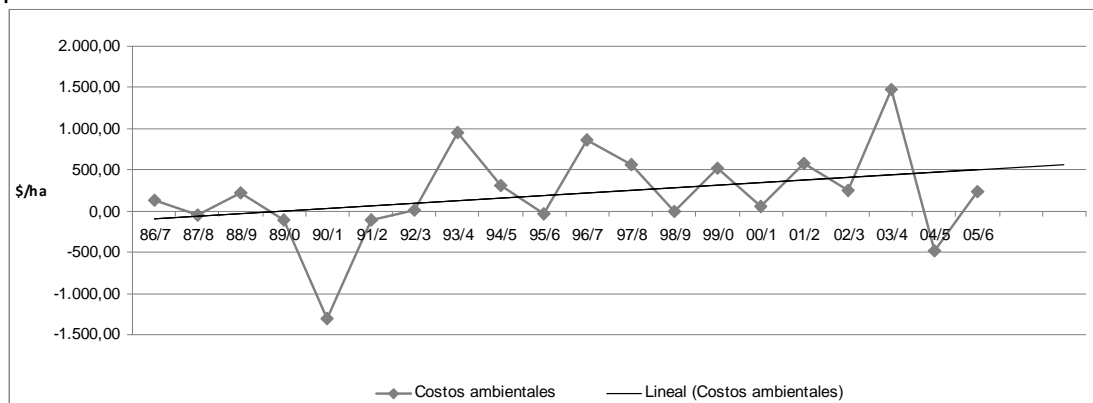


Fuente: Elaboración propia

3.3.2. Método de la función de producción

El método permite hallar un valor para los costos ambientales a través de la diferencia incremental de los ingresos y costos que varían con el rendimiento obtenido bajo un sistema con SD versus uno con LC (Figura 7).

Figura 7. Costos ambientales según el método de valoración basado en la función de producción



Fuente: Elaboración propia

En términos generales, se observa una disposición creciente de los costos ambientales de LC respecto a SD, interpretados en este método, por la menor productividad del primero respecto al segundo. No obstante, la serie de costos ambientales estimados presenta una alta variabilidad. En los primeros años de observación, no surge una tendencia clara. El fenómeno de mejora en la sustentabilidad del sistema se hace más evidente en la última década bajo análisis. En ella, de un total de 10 años, 9 presentan costos ambientales para LC, lo que implica que la SD tiene mejor desempeño, desde el punto de vista de la función de producción.

Respecto a los cultivos en los que hay una diferencia de rendimiento trascendente, no se puede afirmar nada decisivo. Aunque durante la última década, el costo ambiental de la LC se acentúa más en el cultivo de trigo.

Existe una importante variabilidad en los rendimientos que no está explicada sólo por la presencia de costos ambientales. Influyen, también: el momento de la siembra, los cultivos antecesores, las pérdidas por erosión, los insumos empleados - que difieren en SD y LC-, las lluvias, siendo los rendimientos de LC más sensibles ante dicha variable, dado que la SD preserva más la humedad en el suelo. Por lo tanto, la relación entre precipitaciones y costos ambientales para este método, es inversa.

3.4. Comparación de las contribuciones marginales de los cultivos en SD y LC

La comparación de las contribuciones marginales de los cultivos de la rotación en ambas alternativas de labranza, se efectúa antes y después de contabilizar costos o beneficios ambientales.

Para su determinación, se han excluido del análisis las campañas 90/91 (girasol), 93/94 (cebada), 96/97 (maíz) y 98/99 (maíz). Las tres primeras debido a causas de manejo que no hacen comparables ambos sistemas. Y la última, correspondiente a maíz, en virtud de haberse pastoreado el cultivo, sin registrarse datos de las raciones consumidas.

Para una mejor comparación de las contribuciones marginales, se efectuaron:

- Análisis de promedios y variabilidad de las contribuciones marginales por hectárea.
- Análisis de promedios y variabilidad de las contribuciones marginales considerando limitaciones en la masa financiera.

3.4.1 Análisis de promedios y variabilidad de las contribuciones marginales por hectárea

En promedio, surge que el sistema de SD aporta una mayor contribución marginal por hectárea para cubrir los costos fijos del establecimiento bajo estudio, tanto cuando se contabilizan los costos ambientales, como cuando no (Tabla 4). En correspondencia, para

las campañas consideradas en este análisis, el rendimiento promedio en SD es mayor que bajo LC (2,55 ton. Ha⁻¹ versus 2,15 ton. Ha⁻¹).

Tabla 4. Promedios de contribuciones marginales (CM) por Ha. por sistema de labranza

Promedios generales	SD	LC
CM sin costos ambientales	\$ 731,31 Ha ⁻¹	\$ 479,67 Ha ⁻¹
Costos ambientales	\$ 452,29 Ha ⁻¹	\$ 362,97 Ha ⁻¹
CM con costos ambientales	\$ 279,03 Ha ⁻¹	\$ 116,70 Ha ⁻¹
% Participación costos ambientales	62%	76%

Fuente: Elaboración propia

Como es esperable, los promedios de las contribuciones marginales que consideran los costos ambientales son inferiores a aquéllos que no los incluyen. No obstante, cabe destacar que la participación de los costos ambientales sobre la contribución marginal promedio es mayor bajo LC que en SD.

Esto se refleja mejor, al determinar la relación de reemplazo de LC por el sistema de SD:

$$RR_{SD} = \frac{CM_{SD} \text{ Ha}^{-1}}{CM_{LC} \text{ Ha}^{-1}}$$

Donde:

RR_{SD}: relación de reemplazo de LC por SD

CM_{SD}: contribución marginal por Ha. en SD

CM_{LC}: contribución marginal por Ha. bajo LC

Se advierte que, antes de costos ambientales, dicha relación representa 1,52, es decir, que para obtener la misma contribución marginal de una hectárea de SD, se requieren 1,52 Ha. de LC. Mientras que después del cómputo de costos ambientales, dicha relación asciende a 2,39, volviéndose más favorable para SD.

Al evaluar cada cultivo de la rotación, durante las campañas bajo análisis, surge asimismo que el promedio de las contribuciones marginales por hectárea en SD es mayor que bajo LC, antes y después de incluir los costos ambientales (CA). El rendimiento promedio presenta igual comportamiento; es decir, en todos los casos, también, es superior en SD.

En relación a los costos ambientales, aún cuando en todos los cultivos resultan siempre superiores bajo SD, con escasa diferencia entre sistemas en girasol, en términos porcentuales, su participación sobre la contribución marginal, es más significativa en LC.

Respecto a la variabilidad, se observa que el sistema de SD presenta mayor estabilidad de la contribución marginal por hectárea, tanto sin costos ambientales como después de incluirlos, cuando se comparan los coeficientes de variación de ambas prácticas de labranza (Tabla 5). Asimismo, cabe recordar que se evidencia para el período de estudio una menor variabilidad en los rendimientos en SD (CV: 41%) que bajo LC (CV: 56%).

Tabla 5. Desvíos estándares y coeficiente de variación (CV) de las contribuciones marginales por Ha. por sistema de labranza

CM sin costos ambientales	SD	LC
Desvío estándar	\$ 626,89 Ha ⁻¹	\$ 733,78 Ha ⁻¹
CV %	86	153
CM con costos ambientales	SD	LC
Desvío estándar	\$ 438,30 Ha ⁻¹	\$ 417,96 Ha ⁻¹
CV %	157	358

Fuente: Elaboración propia

Sin embargo, cuando se consideran los costos ambientales, el coeficiente de variación aumenta más significativamente bajo LC que en SD, respecto al valor que asumía antes de incluirlos en el cálculo de la contribución marginal.

Otro efecto que puede advertirse, analizando los desvíos estándares, es que la volatilidad de las contribuciones marginales para ambos sistemas de labranza se reduce cuando se consideran los costos ambientales. Lo cual es un resultado esperable, si se contemplan las especificaciones del método de reposición para estimarlos, en cuanto a que, las extracciones de nutrientes aumentan directamente con el incremento de los rindes, lo que provoca que los costos ambientales se comporten en este mismo sentido, cuando el balance de nutrientes es negativo.

Cabe efectuar la salvedad de que esto sucede en virtud del método elegido para reflejar los costos ambientales (costo de reposición). Sin embargo, dicho efecto no siempre se presentaría en caso de cuantificar también otros fenómenos, como la erosión, que no tienen un patrón de comportamiento relacionado con el rinde, sino más bien, con el sistema de labranza particular y otros factores.

En este sentido, es conveniente aclarar que los costos ambientales determinados son parciales, ya que existen otros servicios ambientales que no se han considerado en esta primera etapa de la investigación.

3.4.2 Análisis de promedios y variabilidad de las contribuciones marginales considerando limitaciones en la masa financiera

Hacer eficiente la administración del capital de trabajo, es uno de los objetivos más importantes a alcanzar en el desarrollo de la actividad agropecuaria, en virtud de sus especiales características. En particular, los costos variables por hectárea son representativos del activo circulante que se inmoviliza por el ciclo de gestión agrícola, y constituye otro factor restrictivo importante a contemplar, además del factor tierra, en las decisiones productivas. Por lo tanto, se considera relevante evaluar las alternativas de labranza durante el período bajo estudio, mediante la aplicación del análisis Costo-Volumen-Utilidad para empresas con producción múltiple sin condicionamiento técnico, ante limitaciones en la masa financiera.

Conforme con la Teoría de Costos, este análisis sustentado en la Teoría de las Restricciones, considera que la empresa agropecuaria debería producir primero aquel cultivo que demore más en agotar el factor productivo que aparezca como limitación a las posibilidades de producción, en este caso la capacidad financiera.

Así, el sistema de labranza más conveniente será el que proporcione el mayor cociente en la relación contribución marginal por hectárea sobre costos variables por hectárea, debido a que estos últimos exigen generalmente desembolsos de dinero. Por otra parte, la aplicación de dicho método se basa también en el supuesto de que los productos demoran el mismo tiempo desde que son comprados hasta que se convierten en ingresos. En el caso de estudio el mismo se cumple, dado que la duración del ciclo operativo o de gestión es similar en todos los cultivos.

Para cada sistema de labranza y, dentro de cada uno, para cada cultivo, se determinará la relación de rendimiento (r) de la contribución marginal unitaria y el costo variable unitario:

$$r = \frac{CM \text{ Ha}^{-1}}{CV \text{ Ha}^{-1}}$$

Donde:

$CM \text{ Ha}^{-1}$: contribución marginal por hectárea.

$CV \text{ Ha}^{-1}$: costos variables desembolsables por hectárea.

Como en análisis previos, la contribución marginal considerará, o no, los costos ambientales. Se computarán como costos variables, los costos de producción desembolsables incurridos en cada período de las veinte campañas bajo estudio.

Se observa (Tabla 6) que antes y después de computar los costos ambientales, la SD en promedio, presenta una mayor contribución por cada peso invertido en costos variables. Esto es explicado por el ahorro en el costo de labores (incluida la cosecha) que experimentó dicho sistema respecto a LC durante el período bajo estudio, equivalente en promedio a 52 Lt. de gas oil $\text{Ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, como ya se mencionó, el cual resultó más significativo que el mayor costo incurrido en agroquímicos.

Tabla 6. Comparación de promedios de contribuciones marginales por peso invertido en costo variable (r) para SD y LC

Promedios de r (CM/CV)	SD	LC
Sin costos ambientales	\$ 0,99	\$ 0,59
Con costos ambientales	\$ 0,36	\$ 0,12

Fuente: Elaboración propia.

Por otra parte, al analizar su variabilidad, surge también que la dispersión respecto a la media es menor para SD, tanto antes como después de computar los costos ambientales en el cálculo de la contribución marginal (Tabla 7).

Tabla 7. Coeficientes de variación (CV) para las contribuciones marginales incorporando la restricción de la masa financiera (r) de SD y LC

CV % de r	SD	LC
Sin costos ambientales	83	158
Con costos ambientales	145	464

Fuente: Elaboración propia.

La mayor estabilidad de las contribuciones marginales que se advierte en el sistema de SD, se refleja en el número de campañas con contribuciones negativas después de incluir costos ambientales. En virtud de que el sistema de SD presenta 4 durante el período de estudio, mientras que bajo la práctica de LC, las campañas en las cuales los ingresos incrementales no alcanzan a cubrir la totalidad de los costos incrementales, ascienden a 9.

Finalmente, es conveniente reiterar que los costos ambientales determinados son parciales, ya que existen otros servicios ambientales que no se han considerado en este primer avance de la investigación.

3.5. Estimación de costos ambientales por efecto de la erosión

Un aspecto importante a abordar es el de las pérdidas de suelo por erosión. Para el caso bajo estudio, sobre la base de muestreos, teniendo en cuenta la profundidad del suelo y la densidad aparente, se calculó la masa de suelo (ton. Ha^{-1}) del horizonte A en cada sistema de labranza. Como la masa de suelo del horizonte, originalmente debió ser idéntica, la diferencia entre los valores indicaría pérdidas de suelo, a consecuencia de los procesos erosivos.

Se determinó que la LC produjo una pérdida adicional de suelo equivalente a 11,7 $\text{ton. Ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, que, en términos de N y P, representó 33 $\text{kg. Ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ y 9,38 $\text{kg. Ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, respectivamente (Galantini *et al.*, 2007). Sólo cuantificando estos efectos por el método del costo de reposición, surge un mayor costo ambiental para LC de \$ 391 $\text{Ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, que en el supuesto de internalizarse en el cómputo de la contribución marginal (Tabla 4), la tornaría negativa, al adicionarse al efecto de la extracción de nutrientes por el cultivo.

En virtud de ser un análisis parcial, que no provee necesariamente un indicador del valor económico del suelo como recurso (Seroa da Motta, 1998), se plantea complementar el estudio con otras alternativas metodológicas de valoración en una siguiente etapa.

4. CONCLUSIONES E IMPLICANCIAS

El presente trabajo, enmarcado dentro de un proyecto de investigación que se encuentra aún en desarrollo, ha tenido por propósito avanzar en el camino de medir y evaluar los impactos que la elección de las alternativas de labranza (SD y LC) genera en el largo plazo sobre el capital natural, con un enfoque económico e interdisciplinario. Se pretende brindar un aporte que complemente los estudios agronómicos en el tema, particularmente los efectuados en el sudoeste bonaerense, donde por sus características agroecológicas, las limitantes para la sustentabilidad del recurso suelo deben ser necesariamente contempladas en el gerenciamiento socialmente responsable de la empresa rural. Por lo tanto, internalizar costos o beneficios ambientales en la ecuación económica puede ser útil, para minimizar el riesgo de adoptar planteos técnicos que resulten menos apropiados en términos de sustentabilidad ambiental.

De acuerdo al método del costo de reposición, el cual se aplicó no sólo para los macro nutrientes, se observó que bajo SD, el sistema logra mayor rendimiento, por lo que produce una mayor extracción. Esto hace que tenga un desempeño menos favorable que la LC en relación a los costos necesarios para la reposición de nutrientes. No obstante, presenta una mayor estabilidad, que se observa, también, en los rendimientos obtenidos en SD, a diferencia de LC.

Por otra parte, del análisis realizado siguiendo el método basado en los efectos sobre la función de producción, resultó una disposición creciente de los costos ambientales de LC respecto a SD. Sin embargo, la serie de costos ambientales estimados presenta una alta variabilidad. Se considera entonces que, aún cuando dicho método mide de un modo indirecto los costos ambientales y proporciona una prueba de su existencia, la magnitud económica no es reflejada fielmente, dado que influyen muchas otras variables en el rendimiento que logre el sistema. Frente a lo cual resulta indispensable avanzar en el ajuste del método, mediante una apropiada interpretación del comportamiento del agroecosistema bajo estudio. Ello permitirá revelar y captar otros efectos de la SD en la calidad del suelo, que se manifiestan en su mayor productividad, los cuales no pueden medirse sólo por el método de reposición.

Respecto a los promedios históricos de las contribuciones marginales por hectárea y su variabilidad, sobre los datos del Hogar Funke para las veinte campañas analizadas, puede concluirse lo siguiente:

- El sistema de SD presenta una mayor media de las contribuciones marginales, tanto sin como con costos ambientales, para todos los cultivos. La participación de dichos costos sobre la contribución promedio resulta más significativa bajo LC que en dicho sistema, aún cuando los costos ambientales son siempre mayores en SD.
- El sistema de SD arroja una menor variabilidad relativa de las contribuciones marginales antes y después de contabilizar los costos ambientales.
- El mismo comportamiento en promedios y variabilidades se observa cuando se tiene en cuenta las limitaciones en la masa financiera para afrontar el ciclo de gestión agrícola, al estimar las contribuciones por peso invertido en costos variables. Lo cual principalmente se explica por la conjunción de mayores rendimientos en SD y por una escasa diferencia de costos entre sistemas para el caso en estudio, dado que la SD presentó respecto a LC, un ahorro en el costo de labores más significativo que sus mayores costos en insumos.
- La SD evidencia *a priori* una mayor capacidad económica para afrontar los costos ambientales por reposición de nutrientes que la LC, con menos variabilidad.
- Adicionalmente, si se computa en términos económicos por el método del costo de reposición, el impacto de la mayor erosión que arrojó experimentalmente LC respecto a SD, la contribución marginal promedio para el período bajo estudio resulta negativa, siendo positiva para SD.

Es necesario aclarar que estas observaciones se limitan a describir resultados promedios basados en datos del pasado y no a realizar predicciones respecto al futuro, para lo cual es necesaria una mayor cantidad de observaciones y la consideración de otras variables significativas.

Cabe destacar que los efectos de largo plazo de la SD y de la LC en la sustentabilidad ambiental, constituyen una problemática compleja, que requiere un tratamiento interdisciplinario, el cual, a su vez, no se agota en la aplicación de un solo método de valoración de servicios ambientales. Se observa que los métodos del costo de reposición y de la función de producción reflejan, en cierta medida, los efectos de largo plazo de los sistemas de labranza sobre el capital natural. Sin embargo, no resultan suficientes para ponderar las ventajas de la SD sobre la LC, por lo que deben contemplarse otros indicadores que permitan analizar la sustentabilidad del sistema.

A pesar de las limitaciones encontradas, se considera que la medición de los impactos ambientales identificados y su inclusión en el análisis económico tradicional, representa una mejora de la calidad de la información para la toma de decisiones, en el marco de una administración socialmente responsable de la empresa rural. Se ha advertido que en la valoración de servicios ambientales, hay aspectos del conocimiento que aún se encuentran en una etapa exploratoria, especialmente desde el punto de vista metodológico. Por lo cual, la presente investigación persigue brindar una contribución en este tema, tendiente a hacer operativo el concepto de sustentabilidad. Asimismo, apoyaría la formulación de políticas públicas para el desarrollo sustentable del sector agropecuario, dado su relevante rol en la economía nacional, que contemplen particularmente las diferencias propias de regiones marginales subhúmedas y semiáridas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen de manera especial al Ing. Agr. Cristian Kleine a cargo del establecimiento "Hogar Funke", por su disponibilidad para acceder a la información.

BIBLIOGRAFÍA

- Abad, Carlos (1996). "Métodos e instrumentos de valoración económica de bienes y servicios ambientales. El caso de España", en *Sustentabilidad ambiental del modelo de crecimiento económico chileno*, Programa de Desarrollo Sustentable, Osvaldo Sunkel (editor), Universidad de Chile, Santiago p. 325-359.
- Azqueta Oyarzun, D. (1994). *Valoración económica de la calidad ambiental*, McGraw-Hill, Madrid.
- Balesdent, J.; Chenu, C., Balabane, M. (2000). "Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage." *Soil Till. Res.* 53: 215-230.
- Barnard, C.S. y Nix, J.S. (1984). *Planeamiento y Control agropecuarios*. El Ateneo, Buenos Aires.
- Cartier, Enrique, "Categorías de costos – Replanteo". XXIII Congreso Argentino de Profesores Universitarios de Costos. Rosario, Santa Fe, 20 al 23 de septiembre de 2000. 18 p.
- Ciampitti, I. y García, F. (2007). "Requerimientos nutricionales. Absorción y extracción de macronutrientes y nutrientes secundarios". I. Cereales, oleaginosos e industriales. *Revista Informaciones Agronómicas*. Marzo 2007, p. 13-16.
- Doran, J.W.; Parkin, T.B. (1994). "Defining and assessing soil quality", en *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment* (Eds. Doran J.W. et al.). SSSA, ASA, Madison WI, USA, p. 3-22.
- Flores, C.C. & Sarandón, S.J. (2002). "¿Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica? El ejemplo del costo oculto de la pérdida de fertilidad del suelo durante el proceso de Agriculturización en la Región Pampeana Argentina", *Rev. Fac. de Agronomía*, La Plata, 105 (1): 52-67.
- Franzluebbers, A.J. (2002). "Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality", *Soil Till. Res.* 66: 95-106.

- Galantini J.A.; Iglesias J.O.; Maneiro C.; Santiago L.; Kleine C. (2006). "Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense. Efectos de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo", *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA) – INTA*, 35:15-30.
- Galantini J.A., Iglesias J., Maneiro C., Kleine, C. (2007). "Efectos de largo plazo sobre la materia orgánica del suelo", *Rev. Técnica Especial en SD, AAPRESID*, octubre 2007, p.11-15.
- Kleine, C.; Puricelli, A. (2001). "Comparación de los rendimientos y algunos parámetros químicos luego de varios años bajo LC y SD en el sudoeste de Buenos Aires". *Informaciones Agronómicas INPOFOS* 12, p. 15-19.
- Moraes Sa, J.C. (2003). "Rastrojos: Alimento del suelo", X Congreso Nacional de AAPRESID, Rosario (SF), p.135-138.
- Motta, Ronaldo Seroa da (1998). *Manual para la valoración económica de recursos ambientais*. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hidricos e da Amazônia Legal, Brasilia, Brasil, p. 36.
- Osorio, Oscar (1991). *La capacidad de producción y los costos*. Ed. Macchi, 2º edición, Buenos Aires.
- Rodríguez Jáuregui, Hugo y Yardin, Amaro (2001). "¿De qué hablamos cuando hablamos de costos medioambientales?" *D&G Profesional y Empresaria-Errepar*, Buenos Aires, Año II 20: 421-433.
- Yardin, Amaro (1995) "Significado de los costos fijos para la toma de decisiones en empresas agropecuarias". VI Jornadas Nacionales de la Empresa Agropecuaria, Tandil, 22 a 24 de octubre de 1995. p. 107-121.