

Capítulo 9

Los impactos de las prácticas agrícolas sobre los ecosistemas naturales

Guillermo Sarmiento

1. Introducción

Diferentes alternativas agrícolas y distintas prácticas agronómicas, como la labranza convencional, la labranza mínima o la siembra directa, la rotación de cultivos o de cultivos y forrajes, el riego con aguas superficiales o subterráneas, el tipo e intensidad de la fertilización, el control de plagas, entre otras, imprimen sus consecuencias, a corto o largo plazo, sobre el funcionamiento de los agroecosistemas, la estabilidad y fertilidad de los suelos, la biodiversidad, y las posibilidades de recuperación de los ecosistemas naturales. Analizar estas consecuencias requiere una base teórica y un trabajo experimental cuidadoso, ya que no siempre se pueden extrapolar de manera directa los resultados obtenidos con un cultivo, una rotación o un tipo de manejo en un sitio y un suelo determinado, a entornos ambientales y biológicos diferentes. Por ello se hace necesario establecer el campo de validez de los resultados experimentales basándose en un sólido conocimiento del comportamiento funcional de los ecosistemas naturales y de sus agroecosistemas de reemplazo.

Tres aspectos funcionales se destacan como cruciales para evaluar las consecuencias de las prácticas agrícolas sobre los componentes de los ecosistemas. En primer término hay que analizar qué pasa con el flujo del agua entre el suelo, la vegetación y la atmósfera, ya que este flujo va a determinar cuanta agua puede acumularse en el suelo y por ende va a regular el balance hídrico del cultivo, además de controlar la erosión y asegurar la conservación de los suelos. En segundo lugar, las influencias de las prácticas sobre el ciclo de la materia orgánica, o lo que es lo mismo del elemento carbono, particularmente el destino del carbono orgánico en el suelo, principal regulador de sus características físicas, químicas y biológicas y a través de las mismas de la productividad de los cultivos, además del rol determinante de las emisiones de CO₂ sobre el calentamiento global. En tercer término, los efectos sobre los reservorios y transferencias de los nutrientes más limitantes para la agricultura, en especial el nitrógeno y el fósforo, para entender las relaciones de los procesos ecológicos que regulan la fertilidad natural del suelo con la

fertilización mineral u orgánica, al mismo tiempo que limitan posibles efectos tóxicos de un exceso de fertilizantes.

En el capítulo seis, se discutieron las relaciones generales entre agricultura, clima y ambiente, en el capítulo siete se trataron los riesgos que la extensión de la frontera agropecuaria acarrea sobre la persistencia, fragmentación y biodiversidad de los ecosistemas naturales, en tanto que en el presente capítulo nos centraremos en el enfoque funcional, discutiendo diferentes ejemplos para pasar luego a una discusión sucinta del caso específico de la Pampa Húmeda.

2. Influencia de la agricultura sobre el balance de agua

Sin tener en cuenta las entradas de agua por ascenso desde la napa freática, por escorrentía o por desborde fluvial, que pueden tener importancia en ciertos ecosistemas naturales, en la inmensa mayoría de los mismos es la precipitación el único aporte externo de agua, mientras que las salidas relevantes son dos: por evapotranspiración y por drenaje profundo. Tanto la entrada como las salidas están influidas por características de la vegetación y del suelo. Es decir pueden considerarse como procesos regulados o al menos influenciados bióticamente. Para examinar más detalladamente no solo las entradas y salidas sino los flujos de agua dentro del ecosistema podemos adoptar el modelo representado en la Figura 1.

En todos los tipos de vegetación, del total de precipitaciones medido por encima del dosel de la vegetación (Pt), una parte no alcanza la superficie del suelo sino que luego de ser interceptada por la cubierta vegetal se evapora directamente desde la misma hacia la atmósfera (Ev), durante o posteriormente a cada evento pluvial. Esta intercepción (Int) de la lluvia por la vegetación varía en los diferentes tipos de cobertura, en años sucesivos y en sistemas fuertemente estacionales difiere acentuadamente en cada estación del año. La intercepción ha sido cuantificada en diferentes tipos de bosques, en bosques templados representa generalmente entre el 20 % y el 40 % de la Pt. Así en un bosque mixto de latifoliadas y coníferas la intercepción en dos años sucesivos fue del 23 % y del 25% de la Pt respectivamente (Link *et al.* 2004), en tanto alcanzó el 35% en un bosque de coníferas de dos estratos (Zhang *et al.* 2006). En selvas amazónicas se midieron intercepciones de 13-18

% de la Pt (Tobon *et al.* 2000). En los diferentes sistemas herbáceos la variación es aún mayor, 5 %-30 % de la Pt. En cultivos anuales la intercepción aumenta con el desarrollo del cultivo, ya que es nula después de la siembra para alcanzar un máximo en el pico de desarrollo aéreo cuando puede sobrepasar el 50 % de la Pt. Asimismo en cultivos es cuantitativamente importante la intercepción debida a los residuos de cosecha en superficie. Los factores que controlan el proceso son por una parte la cobertura vegetal, la biomasa total, el índice de superficie foliar y por otra parte características de los eventos pluviales, como su intensidad y duración. Puede por consiguiente modelarse en función de estos parámetros (Gash *et al.* 1995, Van Dijk *et al.* 2001, Kozak *et al.* 2007).

La precipitación total menos la intercepción es la precipitación efectiva ($Pe = Pt - Int$), la que llega al suelo sea por goteo a través del dosel o, una pequeña cantidad, por escurrimiento por los troncos, ramas o tallos (Fc). La cantidad de agua que efectivamente alcanza la superficie del suelo es la que podría ser utilizada por las especies vegetales en los ecosistemas naturales o por los cultivos en la agricultura. Algunos datos pueden ilustrar las diferencias en la intercepción anual entre distintas coberturas vegetales mantenidas en parcelas adyacentes durante períodos similares. Así, en un cultivo de maíz en los llanos venezolanos (densidad 55.000 plantas por ha) la proporción de Pt interceptada fue muy similar a la de una pastura de corte (*Digitaria decumbens*): 18%, pero por supuesto el maíz solo interceptó el agua de lluvia durante los 140 días que duró su ciclo, el pasto alcanzó el mismo valor pero durante todo el año. Por otra parte ambos sistemas presentaron una intercepción máxima por encima del 50% durante el pico de desarrollo de la biomasa (Acevedo y Sarmiento 1990).

Una vez alcanzada la superficie del suelo, el agua de lluvia puede seguir varios caminos. En general una pequeña parte se evapora hacia la atmósfera en el corto tiempo que permanece en superficie (Es), pero la mayor parte, o bien se infiltra en el suelo (In) o escurre por la superficie del terreno, formando lo que se conoce como escorrentía o escurrimiento superficial (Esc). La relación infiltración / escorrentía regula el balance hídrico del ecosistema y controla el equilibrio entre los procesos de formación del suelo (pedogénesis) y los responsables del modelado del relieve (geomorfogénesis). En los sistemas naturales poco alterados por la acción humana la escorrentía presenta valores muy

bajos, aun con pendientes relativamente fuertes, ya que la mayor parte de la Pe se infiltra y engrosa el agua acumulada en el suelo, la que constituye el mayor reservorio en el ecosistema. Así en el maíz a que hicimos referencia anteriormente, en un suelo franco-arenoso, bajo condiciones de buen manejo y pendientes inferiores al 1%, la escorrentía medida durante el ciclo del cultivo fue apenas superior al 2 % de la Pe, y en todo el año, es decir considerando también los meses en barbecho, alcanzó el 4 %. En la pastura de corte adyacente al cultivo, la escorrentía anual llegó apenas al 3 % de la Pe. Como la evaporación desde la superficie del suelo alcanzó en ambos sistemas alrededor del 3 % de la Pe, resultó que el 93-94 % del agua que alcanza la superficie se infiltró en el suelo (Acevedo y Sarmiento 1990).

Cuando la alteración de la vegetación y del suelo superficial modifica substancialmente la capacidad de infiltración, la escorrentía aumenta, disminuyendo así el agua disponible por un lado e incrementando las pérdidas de suelo por otro lado. En fuertes pendientes, la escorrentía puede superar la infiltración. De cualquier manera el primer resultado de una fuerte escorrentía superficial es la erosión laminar, es decir el barrido de capas sucesivas de suelo superficial, pero tarde o temprano estas láminas de agua se encauzan determinado una erosión que en los casos más extremos conduce a la formación de cárcavas y la destrucción total del suelo. El más importante agente desencadenante de un aumento de la escorrentía superficial es la compactación del suelo superficial, ya sea por la labranza reiterada, por pisoteo del ganado, o más grave aún por desmonte de la vegetación forestal original con maquinaria pesada que compacta el suelo y a menudo elimina el horizonte A dejando al descubierto un horizonte B arcilloso mucho menos permeable.

En regiones semiáridas, donde por supuesto el agua representa el factor crítico para el desempeño de los cultivos, han sido estimados los componentes del balance hídrico en sistemas naturales y cultivos. Usando modelos se simuló el drenaje medio anual a 150 cm de profundidad, comparando trigo sobre trigo con la rotación trigo-barbecho, ésta última mostró un drenaje de casi 25 mm, mientras que con trigo sobre trigo, el drenaje fue nulo, es decir el cultivo aprovecha mas el agua disponible que el barbecho (Díaz-Ambrona *et al.* 2005). En cuanto al efecto del manejo sobre el almacenamiento de agua en el suelo y sobre la eficiencia en el uso del agua por parte de los cultivos, los resultados obtenidos en

experiencias con siembra directa (SD) y labranza convencional (LC) en rotaciones de trigo-arveja en el semiárido de Australia, mostraron que la reserva de agua en el horizonte arable (0-30 cm) en los dos cultivos era un 10% mayor en el momento de la siembra con SD y permanencia en superficie de los rastrojos, que en LC y remoción del rastrojo. La eficiencia en el uso del agua en ambos cultivos fue un 20% más alta en SD con rastrojos que en LC con remoción del rastrojo (Huang *et al.* 2008). Los autores concluyen que la SD con incorporación del rastrojo es un manejo conservacionista a ser adoptado para optimizar el uso del agua en regiones con déficit hídrico.

La cantidad de agua que puede almacenar el suelo, así como el agua útil entre la capacidad de campo (CC) y el punto de marchitez permanente (PMP), dependen de sus propiedades físicas, de la profundidad y del contenido de materia orgánica (MOS), entre otros factores. En general el primer metro de suelo puede almacenar entre 100 y 200 mm de agua (100 a 200 litros por metro cuadrado), con una mayor capacidad de almacenamiento en los suelos más pesados, aunque en éstos la cantidad de agua útil es mucho menor que el agua total retenida en el suelo. Con respecto al uso del agua almacenada, una diferencia importante entre las especies perennes nativas del ecosistema original, en particular las gramíneas dominantes en pastizales y sabanas, con la mayor parte de las especies anuales cultivadas que las han reemplazado, es que éstas solo extraen agua del suelo cuando la misma está por encima del PMP, es decir a potenciales hídricos mayores de -1.6 MPa (aproximadamente 16 atmósferas), mientras que la mayoría de las herbáceas perennes nativas, puede continuar extrayendo agua, transpirando y produciendo biomasa, a potenciales hídricos muy por debajo del PMP. Es decir las especies nativas están adaptadas a intervalos de sequía o incluso a largos periodos sin lluvias. En el caso de las sabanas tropicales por ejemplo, las gramíneas perennes dominantes en los sistemas naturales siguen transpirando aún con potenciales hídricos foliares del orden de -3.0 a -3.5 MPa, en tanto cultivos como el maíz o el sorgo, cesan su crecimiento cuando el suelo se seca por debajo de -1.6 MPa, o sea el potencial hídrico correspondiente al PMP (Goldstein & Sarmiento 1987).

El agua que no es retenida en el suelo, es decir la que se encuentra momentáneamente por encima de la capacidad de campo, drena por gravedad hacia el

subsuelo almacenándose fuera del alcance de las raíces, alimentando niveles freáticos o surgiendo a la superficie a través de un drenaje sub-superficial, en ciertos puntos del terreno de acuerdo a la topografía, la geología y el perfil edáfico. Desde el punto de vista de la economía hídrica de los ecosistemas naturales y los cultivos, esta agua no desempeña ningún papel aunque puede ser importante su rol en el lavado de nutrientes y el empobrecimiento del suelo, así como en el flujo de elementos tóxicos desde los cultivos hacia las aguas de drenaje superficial o subterráneo.

Los componentes del balance hídrico en la pradera original y en un sistema cultivado (maíz) con LC o con SD, bajo el mismo clima y sobre el mismo suelo, se cuantificaron durante dos años consecutivos en *Goose Pond*, Wisconsin, USA (Brye *et al.* 2000). En primer lugar, el drenaje profundo presentó diferencias muy notorias entre los tres sistemas (Tabla 1), pues en la pradera apenas llegó al 13% y al 16 % de la Pt en cada uno de los dos años de mediciones, mientras que en el maíz con labranza convencional las cifras fueron del 41% y el 57% de la Pt. En el maíz con SD los valores fueron intermedios entre estos dos: 31% y 38% de la Pt. Estos resultados indican pérdidas por drenaje bastante más altas en el sistema agrícola convencional, lo que evidentemente debe conducir a una menor eficiencia en el uso del agua y a un mayor lavado de nutrientes, fertilizantes y de agroquímicos en general. Con SD las pérdidas por drenaje fueron menores, pero continuaban siendo significativamente mayores que en la pradera. Es interesante asimismo notar que la evapotranspiración, mucho mas alta en la pradera, fue ocasionada mayoritariamente por la intercepción por parte de la biomasa acumulada por la vegetación, tanto en pie como la biomasa seca en el suelo.

En síntesis, comparando los cultivos anuales con el sistema herbáceo original, a pesar de que ambos comparten muchas características estructurales y funcionales, presentan diferencias notables en la intercepción de las precipitaciones, el almacenamiento de agua en el suelo, la evapotranspiración y el drenaje profundo. Si además el manejo de los cultivos induce modificaciones substanciales en las características físicas del horizonte arable, el efecto sobre la escorrentía superficial y el almacenamiento de agua en el suelo puede ser determinante para la estabilidad del uso agrícola. Estas diferencias entre los

ecosistemas originales y los agroecosistemas se amplifican notablemente cuando el sistema reemplazado es un bosque, como en el caso de las selvas subtropicales o de los bosques chaqueños. En todo caso los datos disponibles sugieren que cuanto menor la alteración del suelo original, menos dramáticas serán las modificaciones del balance hídrico y menos peligrosas sus consecuencias a largo plazo.

3. ¿El suelo agrícola: emisor o reservorio de carbono?

Los flujos de carbono en los ecosistemas pueden ser evaluados tanto en términos del elemento carbono como de la materia orgánica de la que el carbono forma parte esencial, o de la energía que se transfiere, convirtiendo en unidades de energía las cantidades de materia orgánica acumuladas o circulando por los ecosistemas. Un modelo simplificado del ciclo del carbono en los ecosistemas terrestres (Fig. 2) muestra la entrada en los productores primarios a través de la fotosíntesis, así como las diferentes vías de salida ya sea como CO₂ hacia la atmósfera en la respiración de plantas, animales y microorganismos del suelo, o disuelto o en suspensión en las aguas de drenaje, o por combustión cuando la vegetación o los rastrojos se queman, o en los agro-ecosistemas por exportación en la cosecha o por consumo de los animales domésticos. Debemos destacar asimismo como el carbono orgánico del suelo, considerando en conjunto sus diferentes fracciones, constituye el mayor reservorio dentro de los ecosistemas, superando con creces el carbono acumulado en la vegetación o en los demás compartimientos del sistema.

La materia orgánica (MOS), o su equivalente el carbono orgánico del suelo (COS), son indicadores claves de la fertilidad y de la evolución del suelo. El COS representa el mayor reservorio de carbono orgánico en la superficie terrestre, dos o tres veces mayor que el carbono atmosférico, siendo por lo tanto crucial evaluar y entender los procesos que controlan los flujos hacia la atmósfera desde los ecosistemas naturales y sus sistemas de reemplazo, particularmente por el papel que desempeña el CO₂ como gas de invernadero en la determinación de la temperatura de la atmósfera y en el clima global. En conjunto los sistemas agrícolas son responsables de alrededor del 20% de los flujos de CO₂ hacia la atmósfera. Entre los ecosistemas naturales, las praderas, ya sean las grandes praderas de

Norte América o las pampas del Río de la Plata, se destacan por acumular cantidades apreciables de COS, en las praderas nativas de la Pampa Húmeda el COS alcanza cifras del orden de 60 a 120 Mg C ha⁻¹ (INTA Cartas de Suelos).

Los ecosistemas terrestres difieren marcadamente entre sí en cuanto a la entrada de carbono desde la atmósfera a través de la asimilación fotosintética del CO₂, es decir en producción primaria, los más productivos, como los bosques húmedos tropicales, pueden alcanzar una producción de 10 a 15 Mg C ha⁻¹.año⁻¹, o sea alrededor de 20 a 30 Mg peso seco, los menos productivos como los matorrales semiáridos no llegan a 2 Mg C ha⁻¹.año⁻¹ y por supuesto en los desiertos la producción primaria generalmente es inferior a 0.5 Mg C ha⁻¹.año⁻¹ (Sarmiento 1984). A su vez los agro-ecosistemas, tanto los cultivos anuales, perennes o los pastos cultivados, también difieren ampliamente en producción primaria, interviniendo aquí de manera decisiva tanto la selección de los cultivares como las practicas agronómicas. En este sentido los mejores rendimientos obtenidos en condiciones óptimas pueden ser varias veces superiores a los rendimientos medios del cultivo en condiciones alejadas de su óptimo.

Existen diferencias notables también en la distribución de la producción entre las diferentes estructuras vegetales, particularmente entre la proporción de la producción primaria acumulada en órganos aéreos (PPNA) y subterráneos (PPNS). En los sistemas forestales la relación entre producción aérea y subterránea (PPNA/PPNS) puede ser de 10, por el contrario en pastizales la producción subterránea puede más que duplicar la producción aérea, lo que trae importantes consecuencias en la acumulación de materia orgánica en el suelo. Así la pradera pampeana seguramente tiene una producción primaria inferior a la selva misionera, sin embargo su producción subterránea seguramente será mayor. También los cultivos difieren en la distribución espacial y temporal de los asimilados y en el porcentaje de la producción primaria de directo interés económico (los índices de cosecha). En contraste con las gramíneas perennes dominantes en las praderas naturales, los cultivos anuales muestran una relación de la biomasa aérea máxima a la biomasa subterránea, un estimador de las respectivas producciones primarias, de 3 a 9 para el trigo, 7.5 a 8 en la cebada, alrededor de 3 en el maíz y la soja, mientras que en una forrajera perenne como la alfalfa la relación PPNA/PPNS baja a valores entre 1 y 2.5

(Buyanovsky & Wagner 1997, Izaurralde *et al.* 2000).

Es bien conocido que la labranza de un suelo virgen conduce a una abrupta caída inicial de la MOS, debido a que la mayor aireación del suelo labrado determina una rápida oxidación de la materia orgánica, de modo que en pocos años disminuye significativamente, aunque luego el sistema puede alcanzar una nueva condición de equilibrio con un contenido de carbono bastante menor al inicial (Bauer & Black 1981, Kucharik *et al.* 2001). Como analizaremos más adelante, la baja producción de raíces en los cultivos anuales, sean cereales u oleaginosas, hace necesario incorporar parte de la materia vegetal aérea al suelo, es decir los residuos de cosecha o rastrojos, para mantener un contenido de MOS que aunque menor que el del ecosistema original sea cuando menos estable en el largo plazo.

Para evaluar las consecuencias que sobre el funcionamiento de los ecosistemas puede tener el reemplazo de la vegetación nativa por un cultivo, o también el abandono de tierra agrícola iniciándose la recuperación del sistema original, sobre los flujos de agua, los reservorios y los flujos de carbono en el suelo, se requiere cuantificar los efectos de diferentes prácticas agrícolas y también del abandono de la agricultura, evaluando a su vez el potencial de los sistemas originales, los recuperados y los agroecosistemas para secuestrar carbono en el mediano plazo, con vistas a introducir estos datos en los modelos de ciclo global, gases invernadero y cambios climáticos. Es decir pondremos énfasis en los dos aspectos de mayor trascendencia relacionados con los ecosistemas naturales, la agricultura y el ciclo del carbono: la recuperación del COS como instrumento para mejorar las condiciones del suelo por un lado y por el otro el secuestro de carbono como sumidero del CO₂ atmosférico. En consecuencia, discutiremos la dinámica del carbono en ecosistemas y agro-ecosistemas centrándonos en cinco aspectos:

- a) La relación entre el COS y la PPN del ecosistema, analizando el efecto de diferentes cultivos y de las características de la vegetación original y del suelo.
- b) Los efectos del tipo de labranza: laboreo convencional (LC), labranza mínima (LM), labranza cero o siembra directa (SD), así como de la incorporación al suelo de los residuos de cosecha.
- c) Efectos relacionados con la fertilización mineral u orgánica, incluidos los abonos

verdes.

- d) Las consecuencias del monocultivo o de las rotaciones, incluyendo las rotaciones con forrajeras.
- e) La dinámica de recuperación del ecosistema original tras el abandono de la agricultura.

Ya vimos por qué para conservar el suelo y el agua la SD es superior a la LC, sin embargo su potencial para secuestrar carbono en diferentes climas y suelos, así como su impacto sobre la distribución del COS en el perfil del suelo, aun no han sido suficientemente documentados. La SD, tiene indudables efectos moderadores sobre la erosión hídrica y eólica, pero además se ha postulado que produce un incremento en el COS con respecto a la LC, con incrementos del orden de $325 \pm 113 \text{ kg C ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ (Six *et al.* 2002). Otros resultados no confirman esta amplia generalización, de modo que analizaremos casos concretos para ilustrar los cinco aspectos anteriormente mencionados.

Comenzaremos con los cifras obtenidas en base a un banco de datos global sobre 67 experimentos de larga duración en los que se compararon en total 276 pares de tratamientos (West & Post 2002). Los resultados muestran que en promedio el cambio de LC a SD puede conducir a un secuestro, es decir un adicional de COS, de $570 \pm 140 \text{ kg C ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, excepto en trigo-barbecho donde la SD puede no conducir a un incremento del carbono. Cuando únicamente se mejoran las rotaciones puede lograrse en promedio un secuestro de $200 \pm 120 \text{ kg C ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, menos en el cambio de maíz continuo a maíz-soja, donde no siempre se logra una acumulación significativa de COS. Las tasas de secuestro de carbono con el mencionado cambio de practica agrícola alcanzan un pico máximo a los 5 a 10 años, luego el COS se estabiliza en un nuevo equilibrio a los 15 a 20 años, mientras que al mejorar las rotaciones el COS alcanza un nuevo equilibrio recién en 40 a 60 años (West & Post 2002). Es decir, en general aparece un efecto positivo sobre la acumulación de carbono en el suelo con la adopción de la siembra directa y también con un calendario de rotaciones bien elaborado.

No hay muchos ecosistemas donde se haya cuantificado simultáneamente el ciclo del carbono en el sistema original y en los principales sistemas agrícolas de reemplazo, bajo diferentes prácticas agrícolas, la mayor parte de la información disponible proviene de las

grandes praderas de Norteamérica y de sus cultivos. En *Sanborn Field*, Missouri, se llevaron a cabo numerosos estudios comparativos sobre el ciclo del carbono (Brown 1994, Richter *et al.* 2007). Al comparar la pradera prístina, es decir nunca labrada, sólo con las quemadas habituales cada tres o cuatro años, con trigo de invierno, a lo largo de tres años, resultó que la producción primaria total del sistema cultivado era algo mayor que la de la pradera nativa, pero en ésta hubo una fuerte variación interanual de modo que en uno de los tres años sobrepasó la producción del trigo. Por otra parte los flujos de CO₂ hacia la atmósfera por descomposición de la biomasa aérea y subterránea fueron el doble en el trigo que en la pradera, de modo que en el sistema nativo una proporción mucho mayor del carbono en el material vegetal en descomposición puede acumularse como COS (Buyanovsky & Wagner 1987). Esto explica por qué bajo un cultivo anual, en este caso trigo, la cantidad de carbono en el suelo tiende a disminuir.

Otro caso bien conocido es el de una pradera en proceso de recuperación después de largos años bajo cultivo, en *Goose Pond*, Wisconsin, USA. En este ecosistema sobre un mollisol similar a muchos suelos de la Pampa Húmeda, la PPN al cabo de 20 años en recuperación fue de 3.9 Mg C ha⁻¹ (Brye *et al.* 2002). En el mismo sitio y período, la PPN de un cultivo de maíz no fertilizado no mostró diferencias significativas entre LC y SD, en ambos alcanzó entre 4.9 y 6.8 Mg C ha⁻¹, en tanto la PPNS varió entre 0.4 y 1.4 Mg C ha⁻¹.

La PPNA del maíz fertilizado varió entre 7.2 y

10.0 Mg C ha⁻¹.año⁻¹ y entre 0.8 y 2.2 Mg C ha⁻¹.año⁻¹ la PPNS (Brye *et al.* 2002). Las medias para los cinco años de mediciones aparecen en la Tabla 2. Estos resultados muestran entre otras cosas como el maíz, incluso no subsidiado con fertilizantes, alcanza una producción primaria alrededor del doble que la del ecosistema natural en recuperación y en un tiempo mucho más corto. No obstante, la producción subterránea de la pradera resultó un 20 % a 30% mayor que la del maíz. Este dato no se puede ignorar al evaluar el balance de carbono a largo plazo, por la mayor incorporación de carbono desde las raíces al suelo en la pradera, aunque por supuesto el menor aporte radical del maíz puede compensarse si se incorpora al suelo el rastrojo sobre todo cuando se obtienen además dos cosechas anuales.

En este y otros estudios se comparó el balance de carbono de la pradera con el del maíz con o sin fertilización nitrogenada y con LC o SD (Wagai *et al.* 1998, Kucharik *et al.*

2001, Brye *et al.* 2002). En la pradera el contenido inicial de carbono en los primeros 120 cm de suelo se mantuvo prácticamente constante entre el inicio y el final de las mediciones (cinco años), en tanto que en el maíz el contenido inicial disminuyó en 30 % bajo LC y 20 % con SD, en ambos casos sin fertilización nitrogenada, mientras que con fertilización la disminución fue del 20% independientemente del tipo de manejo. La fertilización aumenta la producción y por ende posibilita una mayor incorporación de carbono al suelo desde las raíces y los residuos de cosecha. Por otra parte el COS en el maíz fertilizado decrece en la misma proporción independientemente del sistema de labranza utilizado, siendo los procesos responsables de estas pérdidas el lavado a través de las aguas de drenaje en primer término, luego la cosecha con la consiguiente exportación de carbono, en tercer lugar el flujo desde el suelo hacia la atmosfera por la respiración radical y microbiana.

En base a datos de campo, laboratorio y simulaciones de los reservorios de COS en el largo plazo (1860-2050) en la pradera y en cultivos de maíz con niveles diferentes de producción primaria: baja, media y alta (Kucharik *et al.* 2001), el sistema original mantiene a lo largo de dos siglos leves oscilaciones alrededor de la media (250 Mg C ha^{-1} hasta 1 metro de profundidad), mientras que al comenzar la agricultura el COS va declinando descendiendo hasta 150 Mg C ha^{-1} , entre 1950 y 1975. Si a partir de ese momento cesa la agricultura dejando recuperar la pradera, con productividad baja ($250 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) el nivel de COS continúa bajando hasta alcanzar un nivel de equilibrio de alrededor de 130 Mg C ha^{-1} ; con productividad media ($400 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) el nivel de COS se elevaría hasta 170 Mg C ha^{-1} en el 2050; en tanto que con productividad alta ($630 \text{ Kg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) el nivel de COS aumentaría más aun hasta alcanzar en el año 2050 casi 220 Mg C ha^{-1} , algo menos que el contenido inicial. Es decir aun después de 100 años de recuperación bajo un sistema de manejo que mantiene una alta producción primaria, no se recupera el nivel inicial de carbono en el suelo. Si el maíz fuese cultivado mediante un manejo que promueva la recuperación del carbono edáfico (cualquiera que este sistema de manejo sea), el nivel del COS aumentaría con productividad media ($7,5 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) hasta alcanzar 180 Mg C ha^{-1} , en tanto que con alta productividad ($10 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) alcanzaría algo mas de 200 Mg C ha^{-1} , o sea menos que la pradera altamente productiva recuperada. Esta es una simulación y la confiabilidad de los resultados depende de las premisas en que se basa el modelo utilizado,

sin embargo puede dar una idea precisa de las tendencias y los niveles de declinación o de recuperación que se pueden esperar tanto en la pradera en restauración como en maíz bajo condiciones agronómicas óptimas.

La incorporación al suelo de los residuos de cosecha incrementa el contenido de carbono, contrabalanceando parcialmente las pérdidas originadas por una labranza continua. En *Sanborn Field* a lo largo de casi cincuenta años bajo monocultivo triguero con fertilización, la tasa anual de incorporación de carbono al suelo fue de $50 \text{ g m}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$, mientras que con una rotación trienal de maíz/trigo/trébol la tasa anual se triplicó (Buyanovsky & Wagner 1998). Es decir en medio siglo se incorporó al suelo entre 0.5 y 1.5 Mg C ha^{-1} , lo que no parece exorbitante dado que representa algo así como el 2 % del contenido original de carbono en el horizonte arable.

En las grandes praderas norteamericanas, en los últimos 20 años se han ido abandonando millones de hectáreas de tierras agrícolas degradadas, dejando restaurar libremente la pradera original en un programa fomentado por el Gobierno Federal (*Conservation Reserve Program CRP*). Las consecuencias en cuanto a la disminución de la escorrentía y de la erosión, el incremento de la biodiversidad, el mejoramiento de la calidad del agua y en cierta medida la acumulación de carbono estable en el suelo, han sido evidentes (Kucharik *et al.* 2001, Brye *et al.* 2002). Sin embargo, en lo que respecta al secuestro de carbono, no se encontraron incrementos significativos de SOM luego de 25 años de recuperación bajo las condiciones en que se manejaba la pradera (Brye & Kucharik 2003).

En el sitio experimental más antiguo bajo monocultivo de maíz, en *Morrow Plots*, en el cinturón maicero de las grandes praderas en USA, al cabo de 50 años con fertilización nitrogenada bien por encima del N exportado en el grano, el COS disminuyó a pesar de la incorporación creciente de los residuos de cosecha. Esta pérdida de carbono fue mayor en rotación maíz-soja o maíz-avena-forraje que en el monocultivo maicero y más intensa en todo el perfil de suelo analizado (0-46 cm) que en la capa superficial (Khan *et al.* 2007). Pareciera que la descomposición de los residuos de cosecha y del COS se incrementa con la adición de fertilizante nitrogenado.

En las grandes praderas de Minnesota se cuantificaron los efectos de la labranza y la

rotación de cultivos sobre la dinámica del COS al cabo de 14 años, usando ^{13}C en rotaciones maíz/soja, con monocultivos de cada especie, o alternando entre ambas, bajo LC, labranza vertical y SD (Huggins et al., 1998, 2007). Con maíz continuo se obtuvo un 26% más de COS bajo labranza vertical y 20% más en SD que bajo LC, en tanto en soja el COS final resultó similar en los tres tratamientos de labranza. A pesar de la disminución en la descomposición del COS que induce la SD y de los altos niveles de aporte del monocultivo de maíz hubo pérdidas substanciales de COS ($1.6 \text{ Mg C ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$). Comparando la dinámica del COS en praderas y diferentes rotaciones de cultivos y pastos, con LC o con SD, el mayor SOC correspondió a la pradera seguida de la SD y la menor acumulación fue con LC continua durante 14 años (Purakayashita et al. 2008).

En los análisis de la dinámica del SOC a largo plazo no puede dejarse de tener en cuenta que no toda la materia orgánica del suelo tiene un comportamiento similar, por lo que resulta necesario diferenciar entre fracciones con diferentes tiempos medios de residencia en el suelo. Las denominadas fracciones ligeras, constituidas por materiales vegetales imperfectamente descompuestos, por productos solubles y por la biomasa microbiana tienen tiempos de recambio cortos, en tanto que las fracciones pesadas formadas mayormente por compuestos refractarios de alto peso molecular se reciclan mucho más lentamente. Así en un fraccionamiento de muestras de suelo bajo maíz continuo por décadas, en cuatro sitios del cinturón maicero norteamericano, las fracciones ligeras derivadas del maíz formaban del 3 al 5% del COS y no presentaban diferencias significativas entre LC y SD. El tiempo medio de residencia en el suelo de este carbono fue de 3.5 años. La fracción COP, asociada con partículas tamaño arena, derivada del maíz, alcanzaba entre 5 y el 11% del COS en suelos con menos del 30% de arcilla, y del 17 al 23 % en suelos con mayor contenido de arcilla. El tiempo medio de residencia de este carbono se situó entre seis y doce años. La fracción asociada con partículas de limo y arcilla formaba entre el 36 y el 68.4 % según los diferentes suelos y su tiempo de residencia era mucho mayor para ser determinado mediante los métodos seguidos (Haile-Mariam *et al.* 2008). Otros experimentos sugieren que la SD lo que hace es redistribuir el carbono en el perfil del suelo aunque no necesariamente aumenta el carbono acumulado (Murage et al. 2007).

A pesar de que las raíces son una fuente importante de COS pocos estudios han documentado estos aportes. Utilizando ¹³CO₂ como marcador se pudo seguir el aporte de material aéreo y subterráneo después del cultivo de *Vicia villosa* (Puget & Drinkwater 2001). Al final de la estación de crecimiento cerca de la mitad del carbono derivado de raíces se encontraba en el suelo mientras que solamente el 13% del carbono derivado de las partes aéreas permanecía en el suelo. Una alta proporción del carbono originado en las raíces se encontraba en la fracción más estable del COS: la MOP o el carbono asociado con limos y arcillas. Tres factores se postulan como determinantes de esta permanencia: la mayor estabilidad bioquímica del material radical; la protección del carbono radical en los agregados del suelo; el aporte continuo de carbono radical al suelo a través del rápido *turnover* de las raíces finas y de los exudados. De esta manera los residuos subterráneos parecen ser largamente responsables de la mejora estructural del suelo asociada con los abonos verdes.

Un punto importante cuando se comparan los stocks de carbono entre SD y LC es no limitarse a la capa más superficial del suelo (0-5 o 0-10 cm) ya que en los sistemas convencionales la labranza homogeniza los primeros 20 cm, de modo que basar la comparación en los 5 o 10 primeros centímetros seguramente introduce un *bias* importante. Para evaluar el impacto de muchos años consecutivos de siembra directa de diferentes cultivos sobre el secuestro de carbono y su distribución en el perfil del suelo (0-60 cm) en varias regiones del este de los Estados Unidos, se comparó SD, LC y el suelo bajo bosque (Blanco-Canqui & Lal 2008). La concentración de carbono y nitrógeno en suelos bajo SD fue mayor que en LC en cinco sobre 11 sitios, pero solo en los 10 cm superficiales. El COS en todo el perfil no difería entre SD y LC, aunque en tres sitios resultó mayor en LC. En conclusión la SD aumenta el COS en las capas superficiales de algunos suelos pero no acumula más carbono que la LC si se considera todo el perfil.

Como vimos, los residuos de cosecha son aportes significativos de carbono al suelo, pero su cantidad depende mucho del cultivo y de las prácticas de manejo, prácticas agronómicas como SD, la rotación con pasturas o la fertilización nitrogenada pueden ser alternativas eficientes para disminuir las pérdidas de carbono (Gledening & Powlson 1991, Fortin *et al.* 1996, Alvarez *et al.* 1998, Studdert *et al.* 1997). En siembra directa, la no

remoción del suelo y el mantenimiento de los residuos de cosecha en superficie resultan en un mayor contenido de materia orgánica en la capa superficial respecto de situaciones similares bajo labranza tradicional.

Otra manera de evaluar las consecuencias de la transformación de un sistema natural en uno cultivado es a través del balance energético, es decir la relación entre los insumos de energía consumidos y el contenido energético de la producción obtenida, sea esta la producción primaria total o únicamente aquella fracción de interés económico directo. Estos datos son particularmente importantes cuando se trata de cultivos para producir biocombustibles. Comparando cuatro cultivos anuales: trigo de invierno, remolacha, porotos adzuki y papa en la agricultura intensiva de Japón, los insumos totales de energía en combustible y materiales consumidos durante el cultivo y transporte de la cosecha alcanzaron $22,51 \pm 0,26$, $32,97 \pm 0,35$, $20,71 \pm 1,58$ y $24,44 \pm 0,41$ GJ ha⁻¹.año⁻¹ respectivamente. El consumo de fertilizantes representó del 25% al 43% del total de los insumos energéticos. La energía contenida en la cosecha y en la que resta en los residuos de la misma fueron estimados en $151,3 \pm 18,1$, $346,1 \pm 17,9$, $42,0 \pm 18,1$ y $163,8 \pm 11,6$ GJ ha⁻¹.año⁻¹, dando como resultado relaciones salida/entrada de energía de 6,72, 10,50, 2,03 y 6,70 (Koga 2008). Vemos que mientras la remolacha produjo diez veces más energía de la que demandó su cultivo, el adzuki solo dobla el insumo energético. Sin embargo, en cuanto al futuro de estos cultivos como fuente de biocombustibles hay que tener en cuenta que no han sido considerados en estos balances los considerables costos energéticos que demanda la posterior producción de etanol.

4. Ciclo de nutrientes

Para evaluar las consecuencias ambientales a largo plazo de la extensión y la intensificación agropecuaria resulta imprescindible comparar el ciclo de los nutrientes en los ecosistemas naturales y en los agro-ecosistemas de reemplazo, particularmente en lo que se refiere a los dos nutrientes que más frecuentemente limitan la producción primaria: nitrógeno y fósforo. Igualmente necesaria es la cuantificación de los efectos de diferentes prácticas agronómicas sobre el reservorio y la dinámica de estos nutrientes con vistas a implementar sistemas de manejo que puedan mantener una productividad sostenida en el

largo plazo. El ciclo del nitrógeno, por ser un ciclo abierto, es decir que incluye fases gaseosas que se pierden hacia la atmósfera, es particularmente sensible a procesos que alteren el funcionamiento de los ecosistemas. El impacto de la agricultura sobre el nitrógeno y el fósforo, y naturalmente también sobre la dinámica del COS al que ambos elementos están ligados, ha sido evaluado bajo diferentes prácticas agronómicas, con distintos cultivos y en diferentes suelos y zonas climáticas. No tenemos lugar en este capítulo para recopilar la información disponible, apenas mencionaremos un par de trabajos recientes.

En Oklahoma, en las parcelas más antiguas de las grandes praderas de Estados Unidos de las que se tienen registros se analizó la dinámica del nitrógeno bajo monocultivo de trigo de invierno con LC por 109 años consecutivos, con o sin fertilización, e incorporando en ambos casos la paja al suelo (Davis 2003). Se cuantificó el C y el N total, inicial y final, en la capa arable (0-30 cm), el N aplicado en el fertilizante, el removido en el grano, las pérdidas de la planta, la denitrificación, la fijación libre, el lavado de nitratos en las aguas de drenaje y el aporte en las precipitaciones. La MOS (COS x 2) en el testigo (trigo sin aplicar ningún fertilizante), disminuyó un 67%, mientras que en los cultivos fertilizados con NP o NPK la disminución osciló entre el 55 % y el 59%, excepto en el fertilizado con P cuyo MOS decreció en el 65%. En las parcelas fertilizadas, el N total disminuyó de 6890 kg N ha⁻¹ en los primeros 30 cm en 1892, es decir en la pradera nativa, a niveles entre 2657 y 3247 kg N ha⁻¹ en el 2002, en los diferentes tratamientos de fertilización, es decir una disminución del 53 al 61 % del N inicial. En el testigo no fertilizado permanecían apenas 2411 kg N ha⁻¹ en el 2002, una disminución del 65% del N original en la pradera. El N exportado en los granos promedió 38.4 kg N ha⁻¹.año⁻¹, en tanto las entradas por fertilizante, lluvia y fijación simbiótica, promediaron 44.5 kg N ha⁻¹.año⁻¹, la diferencia entre ambos valores corresponde al N no cuantificado, dado que por la misma naturaleza y extensión temporal de este estudio es sumamente improbable obtener un balance cero (Tabla 3). Estos resultados muestran como el monocultivo triguero persistente en LC, con o sin fertilización mineral, pero incorporando la paja, conduce a pérdidas muy substanciales tanto del carbono como del nitrógeno original.

En lo referente a posibles pérdidas de nitrato en las aguas de drenaje vale la pena

tener en cuenta que en diferentes agro-ecosistemas, incluyendo cebada, maíz y trigo, con o sin fertilización nitrogenada, han sido estimadas entre 2 y 100 kg ha⁻¹.año⁻¹, sin mucha relación aparente con las cantidades de N añadidas en el fertilizante. El amplio rango de valores obtenidos y de circunstancias de cultivo diferentes implica que el procesos de salida del N a través del drenaje depende de una amplia diversidad de condiciones ambientales y de sistemas de manejo del cultivo.

En cuanto al fósforo, se ha encontrado que los cultivos anuales en la región de las grandes praderas, cuando tienen fertilización nitrogenada, tienen mayores pérdidas de este nutriente en las aguas de drenaje que la pradera original de pastos altos. Así en el caso del P soluble, en un estudio comparativo maíz-pradera, donde al maíz no se lo fertilizaba o se le añadían 180 kg N ha⁻¹, y en ambos casos 10 kg P ha⁻¹, la pradera y el cultivo sin fertilizante nitrogenado perdieron en poco más de 7 meses 19 g P ha⁻¹, en tanto que el maíz fertilizado con N, perdió en el ciclo de cultivo 303 g P ha⁻¹, presentándose esta gran diferencia entre ambos tratamientos a pesar de que el drenaje no mostró diferencias significativas entre los tres sistemas analizados. No está claro aun por qué la fertilización nitrogenada incrementa tan significativamente las pérdidas de P soluble (Brye *et al.* 2002 b).

Comparando suelos templados en SD y LT, la entrada promedio de CH₄ aumentó bajo SD en $\sim 0.42 \pm 0.10$ kg C-CH₄ ha⁻¹.año⁻¹, y las emisiones de N₂O en 1.95 ± 0.45 kg N-NO₂ ha⁻¹.año⁻¹), lo que implica que la siembra directa puede tener un potencial de calentamiento global negativo cuando se expresa en equivalentes de CO₂, es decir las cantidades que son emitidas de gases con efecto invernadero serían responsables de un calentamiento mayor que el que deja de producirse debido al mayor secuestro de carbono en el suelo (Six *et al.* 2002).

5. El caso de la Pampa Húmeda

En la vasta región pampeana se han sucedido cambios espectaculares en el uso de la tierra y en las prácticas de manejo durante los tres últimos siglos, desde una incipiente producción ganadera sumamente extensiva (cueros vacunos, carnes saladas, cebo), hasta comienzos del siglo diecinueve, hasta la actual *agriculturización* exhaustiva que caracteriza

amplias zonas de la Pampa Húmeda (Barsky y Pucciarelli 1997, Solbrig 1997, 2008 en este libro). De un periodo inicial con bajos rendimientos y sin prácticas conservacionistas, con la consecuente disminución del reservorio de nutrientes en el suelo tal como podemos inferir extrapolando a los suelos pampeanos los resultados de los experimentos a largo plazo en las grandes praderas de Norteamérica a que hemos hecho referencia anteriormente, se pasó a un periodo con mayor productividad pero aún sin fertilización, con rendimientos no tan elevados, que condujo a un balance de carbono y de nutrientes tan negativo como para exigir el empleo de fertilizantes.

En el norte de Buenos Aires, el sector maicero y sojero de la Pampa Húmeda por antonomasia, con epicentro en Pergamino, un diagnóstico muy completo realizado hace casi dos décadas (Senigaliesi 1991) enfatizaba que la agricultura tradicional era la causante de la degradación y erosión de los suelos. Cita las conclusiones de un estudio de Michelena et al. (1989) donde concluyen que el contenido promedio de materia orgánica en las tierras en rotación agrícola-ganadera era de 3.18% en tanto que en los suelos bajo cultivo continuo era de 2.70%, lo que representaba una pérdida promedio de MOS con respecto a la pradera original del 37.3% en el primer caso y del 46.7% en el segundo. El nitrógeno mostró la misma tendencia con una deficiencia generalizada en los suelos bajo monocultivo de cereales. En forma similar las pérdidas de fósforo asimilable llegaban al 67.5% en rotaciones con forrajes y de 76% bajo agricultura continua. Tendencias negativas similares mostraban las comparaciones de la estructura del suelo arable, la acidez, la infiltración del agua y las tasas de erosión potencial y actual.

En la rica zona agropecuaria del Sur de Buenos Aires la productividad de los principales cultivos aumentó substancialmente desde la década de 1960, en tanto el fin que el deterioro de los suelos bajo el sistema mixto agrícola-ganadero fuese preocupante (Darwich 1991), aunque el autor se pregunta qué hubiera sucedido si por conveniencias de precios toda la zona se hubiese volcado a la producción agrícola. Es dable suponer que el nivel de deterioro de los suelos sí hubiera llegado en este caso a un nivel preocupante.

En los últimos veinte años, los productores tomaron conciencia de la mediocre sustentabilidad a largo plazo de la agricultura pampeana tradicional, adoptando una serie de prácticas agronómicas que lograron revertir en buena medida las tendencias negativas

de décadas anteriores. A este respecto el papel de las instituciones de investigación y extensión como las Universidades y el INTA ha sido particularmente relevante. Podemos destacar entre estas técnicas agronómicas la siembra directa, la incorporación de los rastrojos al suelo, la fertilización nitrogenada, las rotaciones entre cultivos con características complementarias así como con pastos u otras forrajeras, los abonos verdes, el uso generalizado de agroquímicos, etc. No nos detendremos en el uso de OGM pues queda por fuera de nuestros propósitos. Ha sido particularmente notable el avance de la siembra directa sumado a una creciente fertilización mineral lo que ha conducido en poco tiempo a balances menos negativos e incluso positivos para algunos nutrientes. Aunque las consecuencias de esta intensificación para un manejo sustentable, tanto a nivel de finca como regional comienzan a ser evidentes, aun no han sido completamente evaluadas, particularmente sus efectos sobre el ciclo del agua, el balance de carbono y de nutrientes. Haremos referencia entonces a algunos de los resultados pertinentes para esta problemática relacionada con la sustentabilidad ecológica de la producción pampeana. La bibliografía agronómica sobre la Pampa Húmeda es extensa y relevante, por lo cual no pretendemos hacer una revisión exhaustiva de la misma, ni siquiera sobre los temas que estamos tratando en este capítulo. Hemos por el contrario seleccionado algunos trabajos que indican o sugieren los principales problemas ecológicos derivados de las características actuales de los sistemas de cultivo en la región pampeana, intentando relacionar sus conclusiones con la temática de los cambios inducidos en los ecosistemas naturales y sus previsible consecuencias a corto y largo plazo. En primer término consideraremos el balance hídrico de algunos sistemas agrícolas de importancia y las modificaciones que producen diferentes prácticas agrícolas, posteriormente discutiremos los problemas relacionados con el carbono y los nutrientes.

En diferentes unidades geomorfológicas de la región pampeana la capacidad de agua disponible en todo el perfil presenta una amplia variación interregional, desde 169 mm en *mollisoles* de la Pampa Ondulada, hasta apenas 36 mm en suelos poco desarrollados de la Pampa Semiárida, dependiendo naturalmente de la profundidad, la textura y la estructura de cada horizonte. El agua potencialmente disponible en la capa arable en cambio, tiene pequeñas variaciones entre los diferentes suelos fluctuando alrededor de los 30 mm

(Damiano y Taboada 2000). Como las raíces de los cultivos anuales explotan casi exclusivamente el suelo superficial, esta es la reserva máxima de agua disponible para enfrentar los periodos entre dos lluvias consecutivas. Una reserva de 30 mm, en el verano pampeano con una evaporación del orden de 5 a 6 mm.día⁻¹, implica que las plantas cultivadas dispondrán de agua suficiente apenas por unos 5 a 6 días, luego comenzaran a funcionar bajo estrés hídrico, reduciendo su crecimiento y productividad. La pradera por supuesto, con sus gramíneas perennes cuyas raíces explotan todo el perfil del suelo tiene una capacidad de resistencia a la sequía mucho mayor.

Un segundo punto a tener en cuenta es el consumo de agua por los cultivos. En Pergamino, el consumo de agua, es decir la evapotranspiración real (ETR), con doble cultivo trigo-soja fue de 339 mm en el trigo y de 483 mm en la soja, como promedio de cuatro años, en tanto para ambos cultivos en conjunto el promedio fue de 822 mm anuales. Las lluvias durante los respectivos periodos de cultivo alcanzaron a 292 y 583 mm respectivamente, un promedio de 875 mm anuales (Totis de Zeljkovich et al. 1991), es decir el trigo aun utilizando la reserva de agua del suelo, tiene un pequeño déficit de agua, en la soja en cambio la lluvia resultó suficiente y la reserva de agua en el suelo se repone. En Santa Isabel, Santa Fe, el consumo anual de agua fue de 530 mm en maíz y soja, la soja de segunda, con ciclos más cortos, consumió 425 mm mientras que el trigo de invierno tuvo un consumo de 440 mm (Andriani 2000). Vemos que el consumo de agua depende por supuesto de las condiciones meteorológicas propias de cada sitio en cada año, pero los resultados obtenidos nos informan sobre el orden de magnitud del proceso. Una primera conclusión general es que el sistema de doble cultivo en la Pampa Húmeda consume prácticamente toda el agua disponible en años con lluvias próximas a la normal, pero seguramente tendrá deficiencia de agua en años secos, en tanto solo ocurrirá drenaje profundo en años con lluvias bien por encima de la media.

La SD con mantenimiento del rastrojo en superficie incrementa el agua disponible en el suelo con respecto a la LC, debido a que la SD favorece la infiltración al evitar la compactación del suelo superficial, disminuye la evaporación desde la superficie del suelo y puede, en un plazo de varios años, regenerar los macroporos presentes en la pradera original, que conforman los canales preferenciales para la infiltración del agua en

el suelo (Dardanelli, 1998; Micucci et al., 2002a).

Los *mollisoles* de la Pampa Húmeda, antes de su utilización intensiva se catalogaban entre los suelos más fértiles del planeta, pero han venido siendo degradados por un continuo y prolongado uso agrícola donde se extraía más de lo que se devolvía al suelo. La pradera original mantenía contenidos de carbono sumamente elevados, particularmente en la capa arable, con valores del orden de 70 Mg C ha^{-1} o aún más altos, pero la intensificación de la agricultura provocó un marcado descenso en pocas décadas (Echeverría y Ferrari 1993). La SD junto al aporte de los residuos de cosecha al suelo ha surgido como una alternativa que minimiza la caída del COS si el punto de partida es el ecosistema original poco intervenido con sus altos contenidos de MOS, y por otra parte la SD recupera parte del carbono desaparecido en suelos agotados durante sucesivos ciclos agrícolas con LC. Los efectos de ambas prácticas agrícolas sobre los flujos de carbono y la MOS fueron evaluados en experimentos de campo en diferentes zonas pampeanas (Alvarez et al. 1998, Andriulo et al. 1999, Studdert y Echeverría 2000, 2002, Apeztegui y Serena 2002, Dominguez et al. 2004, Dominguez y Studdert 2006).

La dinámica de la materia orgánica en diferentes rotaciones con LC fue seguida en dos molisoles de la Pampa Húmeda, uno en Oliveros el otro en Pergamino (Andriulo et al. 1999). En Oliveros, en un *mollisol* que había sido cultivado durante 60 años, se establecieron cinco rotaciones: trigo, maíz, trigo/soja, trigo/soja-maíz y trigo/soja-girasol, con LC, sin fertilización pero incorporando en todos los casos los residuos de cosecha. A pesar de que las fuertes entradas de carbono al suelo tanto por residuos de cosecha, como por la descomposición de raíces, que variaron entre casi $3 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en trigo a algo más de $5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la rotación trigo/soja, el COS decayó durante los primeros cinco años (con un 9% de pérdida desde un nivel inicial de 35 Mg C ha^{-1}), estabilizándose luego en las diferentes rotaciones en un nivel de 31 a 32 Mg C ha^{-1} . Con los aportes anuales de cualquiera de los monocultivos o rotaciones, el nivel de carbono se estabilizaba en este valor. En Pergamino, el *mollisol* de la pradera original fue roturado por primera vez cultivando soja durante 13 años consecutivos lo que provocó una caída del 28% del carbono original (68 Mg C ha^{-1} a 49 Mg C ha^{-1}), es decir la mineralización y humificación del carbono contenido en los aportes de residuos y de raíces, del orden de 3.8 Mg C ha^{-1}

1 año⁻¹, no fueron suficientes para estabilizar el COS. Pero en los últimos 3 años del experimento el COS mostró una tendencia a la estabilización por lo que podría postularse que en pocos años más se alcanzaría un nuevo equilibrio. Mediante el $\delta^{13}\text{C}$ los autores pudieron diferenciar en el COS el carbono “nuevo”, derivado de los residuos de cosecha, del carbono “viejo” original del suelo. Así por ejemplo en el monocultivo de maíz en Ontiveros el carbono nuevo acumulado en 13 años alcanzó unos 10 Mg C ha^{-1} y poco más de 3 Mg C ha^{-1} en el monocultivo triguero. Por su parte el carbono viejo disminuía de 35 a 21 Mg C ha^{-1} en el maíz y a 29 en el trigo (Tabla 4). En el monocultivo sojero en Pergamino, del valor inicial de 68 Mg C ha^{-1} , el carbono viejo a los 13 años bajaba a 42.4 y el nuevo representaba 6.6 Mg C ha^{-1}

1. Este valor representa apenas el 13.5 % del carbono presente en los residuos de cosecha. Se puede concluir entonces que la LC en diferentes rotaciones en los suelos de la Pampa Húmeda conduce rápidamente a pérdidas importantes del COS, alcanzándose un nivel de equilibrio similar sin importar cual sea el cultivo o la rotación seguida, es decir es independiente de la cantidad y calidad de los residuos vegetales aportados. Sin embargo la incorporación al COS de los residuos de cosecha y raíces depende de la calidad del material, cuanto más rico éste, como en el caso de la soja, más fácilmente mineralizable y por consiguiente menos se acumula en el suelo como carbono refractario de mineralización lenta (humus).

En la pampa ondulada, comparando parcelas después de 15 años de rotación maíz-trigo-soja, con o sin fertilización nitrogenada, con LC o SD, se encontró que la fertilización no se tradujo en un mayor secuestro de carbono (Alvarez *et al.* 1998). Por otra parte, el carbono total, la biomasa y la actividad microbiana (0-20 cm del suelo) fueron similares en ambos tipos de labranza, al igual que las tasas de mineralización en incubaciones de laboratorio. El balance anual de carbono resultó negativo con ambos sistemas de cultivo, aunque con SD se perdió más carbono, entre 0.7 y $1.5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ por encima de las pérdidas con LC. Los autores proponen que luego de una fase inicial de acumulación del COS, los suelos en siembra directa pierden mayores cantidades de CO_2 que cuando son arados y en consecuencia la SD no afecta de manera significativa el pool de materia orgánica, aunque si modifica la distribución del carbono en los primeros 20 cm del perfil edáfico.

Otros resultados han confirmado que bajo LC la MOS en la capa arable decrece continuamente, pero podría ser mantenida en nuevas condiciones de equilibrio si se devuelve carbono al suelo en los residuos, en cantidad y calidad que dependen a su vez del cultivo, del manejo y la fertilización (Studdert & Echeverria 2000, 2002 a,b,c). Estos autores analizaron la dinámica del carbono en dos suelos de Balcarce en 16 secuencias de cultivo de trigo, soja, girasol y maíz, bajo LC, entre 1984 y 1995. El carbono inicial en la capa arable alcanzaba 66 Mg C ha^{-1} , luego de once años hubo diferencias significativas en el COS final entre rotaciones y tratamientos fertilizados o no, pero en todos los casos disminuyó, mas sin fertilización nitrogenada que con ella. Además, la correlación entre aporte anual de residuos y COS resultó altamente significativa (Dominguez y Studdert 2006). Las pérdidas aumentan cuando se incluye soja en la secuencia, material más rico y fácilmente descomponible, en tanto disminuyen cuando se incluye maíz. Evidentemente la cantidad de carbono en el suelo está directamente relacionada con el aporte de los residuos de cosecha, bastante mayores en el maíz que en la soja, pero los sistemas con dos cultivos de verano cada tres años mostraron asimismo mayores decrecimientos de COS que las rotaciones con uno o ningún cultivo estival. Siguiendo la evolución durante 12 años del COS en rotaciones de diferentes cultivos: trigo, girasol, soja y maíz, con o sin fertilización nitrogenada, en el sur de Buenos Aires (Studdert y Echeverria 2002 c), el COS sin fertilización bajó de 38 a $30\text{-}33 \text{ Mg ha}^{-1}$ según las rotaciones, con un descenso más pronunciado con trigo y menos pronunciado en rotaciones trigo-girasol, en tanto que con fertilización el descenso llegó a $32\text{-}35 \text{ Mg ha}^{-1}$, siendo mayor la pérdida con trigo y menor con trigo-maíz. Es decir la selección de los cultivos y las rotaciones permiten mitigar las pérdidas de MOS. La incorporación al suelo de los residuos de cosecha mejora el balance de carbono, aun con labranza convencional, lo que conduce a mantener un nivel relativamente alto de materia orgánica al mismo tiempo que se logra un manejo agrícola productivo y sustentable. Así en la continuación de la experiencia precedente en un *mollisol* de Balcarce (Dominguez y Studdert 2006), bajo cultivos de maíz, girasol, soja y trigo, luego de once años de labranza tradicional, los autores encontraron que el aporte neto de carbono al suelo fue muy positivo (6.5 g C kg^{-1} suelo en el maíz con alto rendimiento), un aporte importante en trigo con alto rendimiento y en maíz con rendimiento medio (3.1 y 2.2 g C kg^{-1} respectivamente), aportes bajos, del orden de 1 g C kg^{-1} con girasol de alto

rendimiento y trigo de rendimiento medio, la soja de alto rendimiento y el maíz de producción bajo dieron una incorporación casi nula de carbono, en tanto que con una producción baja, soja, girasol y trigo mantuvieron un balance de carbono negativo. Estos resultados experimentales sugieren que si fuera posible mantener una alta producción vegetal se lograría un balance positivo de carbono con labranza tradicional en rotaciones entre estos cultivos.

En un estudio de la evolución del COS en un *mollisol* en Manfredi, en el centro de la Provincia de Córdoba, es decir el borde de la Pampa Húmeda con el sub-húmedo (Apezteguia y Sereno 2002), con rotación constante maíz/soja durante 16 años, con tres tratamientos: LC, labranza vertical y SD, el COS final presentó diferencias significativas entre los tres sistemas de laboreo, incrementándose en SD un 10-15% (6.9 Mg C ha^{-1}) por encima de la LC. Con soja continua, el balance de materia orgánica tiende a ser negativo; la cantidad de carbono mineralizado anualmente no es compensada por el aporte de los "rastros" debido a la escasa cantidad y baja relación C/N. En un experimento de larga duración que se conduce en el INTA de Manfredi, con labranza reducida se comprobó una importante disminución de la materia orgánica en los monocultivos de soja y maní (Martelloto *et al.* en la red). La rotación entre cultivos y pasturas permite estabilizar el nivel del COS. En experiencias de campo en el Sur de Buenos Aires con distintas rotaciones de cultivos y pasturas durante cuatro años, bajo SD y LC, de un nivel inicial de 70 el COS final bajó hasta 66 Mg ha^{-1} con LC, en tanto que con SD se mantuvo en el nivel inicial de 74 Mg C ha^{-1} (Studdert y Echeverria 2002 b).

En una revisión de los resultados obtenidos con siembra directa sobre el COS y la denitrificación en la pradera pampeana, se analizaron 42 pares de datos para carbono en las comparaciones de SD y LC (disco o reja) y 20 pares de datos para comparar LC y mínima (Steinbach & Alvarez 2006). Los cambios en el COS bajo SD no estuvieron correlacionados con el tiempo en que se iniciaron los experimentos y en promedio el COS aumentó en 2.76 Mg ha^{-1} en SD sobre la LC, pero no hubo diferencias entre convencional y reducida. En cuanto a las emisiones de N_2O , fueron mayores en SD con un incremento de $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la tasa de denitrificación. Estas emisiones podrían sobrepasar en unos 35 años el potencial de la SD para reducir el cambio global mediante el secuestro de carbono y

paradójicamente la labranza cero estaría incrementando el calentamiento global.

En SD, la no remoción del suelo y el mantenimiento de los residuos de cosecha en superficie conducen a aumentar el contenido de materia orgánica en la capa superficial respecto de situaciones similares bajo LC. En general, la cantidad de residuos retornados al suelo es el factor más importante en la dinámica de la MOS, todas las acciones que a lo largo de una rotación incrementen la cantidad de carbono devuelto al suelo (alta frecuencia de cultivos con gran volumen de rastrojo y/o sistema radical, fertilización, riego, etc.) hacen que la tasa de caída de la MOS sea menor (Studdert y Echeverría 2000 a y b). La MOS está compuesta por fracciones de diferente labilidad, las fracciones más lábiles son más sensibles a los cambios producidos por las prácticas de manejo del suelo y del cultivo, por lo tanto pueden ser usadas como indicadores tempranos de los efectos producidos por las prácticas utilizadas.

Tampoco han sido totalmente clarificados los efectos del pastoreo de herbívoros domésticos sobre el funcionamiento de los pastizales y la dinámica de la materia orgánica del suelo. Los efectos sobre la productividad primaria y el COS se simularon utilizando el modelo *Century* (Parton *et al.* 1988), en 11 sitios de la pradera pampeana (Piñeiro *et al.* 2004). El COS disminuyó en todos los sitios al cabo de 400 años de simulación de pastoreo, con una reducción promedio del orden del 22% del carbono inicial. La pérdida de carbono del suelo fue interpretada como asociada al aumento de las salidas de N por volatilización y al lavado a partir de las deyecciones de los animales. El efecto del pastoreo sobre el pool de carbono edáfico parece ser variable, los pocos estudios existentes en la región muestran pocos cambios en los niveles originales, aunque no se han investigado los mecanismos responsables de los mismos (Lavado *et al.* 1996). Los resultados posteriores siguen siendo contradictorios ya que la PPNA puede tanto subir como bajar, dependiendo del sitio (Rusch y Oesterheld 1998, Altesor *et al.* 2005).

*La presente publicación constituye la opinión de sus autores en los temas tratados y no necesariamente coincide con la de las entidades que integran el Foro de la Cadena Agroindustrial Argentina.

Bibliografía

- Acevedo, D. y G. Sarmiento. 1990. Intercepción de la lluvia, escorrentía superficial y drenaje profundo en una pastura tropical y un cultivo de maíz en Barinas, Venezuela. *Ecotrópicos* 3: 12-32.
- Altesor, A., Oesterheld, M., Leoni, E, Lezama, F. and C. Rodríguez. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology* 179: 83-91
- Alvarez, R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century model. *Soil Use and Management* 17: 62-66.
- Alvarez, R., Russo, M.E., Prystupa, P., Scheiner, J.D. and L. Blotta. 1998. Soil carbon pools under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. *Agronomy Journal* 90: 138-143.
- Andriulo, A., Guérif, J. and B. Mary. 1999. Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in natural ¹³C abundance. *Agronomie* 19: 349-364.
- Andriulo A., Mary, B. and J. Guérif. 1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie* 19: 365-377.
- Barsky, O. y A. Pucciarelli. 1997. *El agro pampeano. El fin de un período*. Buenos Aires: FLACSO-UBA.
- Bauer, A. and A.L. Black. 1981. Soil carbon, nitrogen, and bulk density comparisons in two cropland tillage systems after 25 years and in virgin grassland. *Soil Science Society of America Journal* 45: 1166-1170.
- Blanco-Canqui, H. and R. Lal. 2008. No-Tillage and Soil-Profile Carbon Sequestration: An On-Farm Assessment. *Soil Science Society of America Journal* 72: 693-701.
- Brown, J.R. 1994. The Sanborn Field experiment. p. 39-52. In R.A. Leigh and A.E. Johnston (ed.) *Long-term experiments in agriculture and ecological sciences*. Wallingford: CAB International..

- Brye, K.R., Norman, J.M., Bundy, L.G. and S.T. Gower. 2000. Water-budget evaluation of prairie and maize ecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 64: 715-724.
- Brye, K.R., Gower, S.T., Norman J.M. and L.G. Bundy. 2002. Carbon budgets for a prairie and agroecosystems: effects of land use and interannual variability. *Ecological Applications* 12: 962-979
- Brye, K.R., Norman, J.M., Gower, S.T. and L.G. Bundy. 2002a. Carbon budgets for a prairie and agroecosystems: effects of land use and interannual variability. *Ecological Applications* 12: 962-979.
- Brye, K.R., Andraski, R.T., Jarrell, W.M., Bundy, L.G. and J.M. Norman. 2002 b. Phosphorus leaching under a restored tallgrass prairie and corn agroecosystems. *Journal of Environmental Quality* 31:769-781.
- Brye, K.R. and C.J. Kucharik. 2003. Carbon sequestration in two prairie topochronosequences on contrasting soils in southern Wisconsin. *American Midland Naturalist* 149: 90-103.
- Buyanovsky, G.A., Kucera, C.L. and G.H. Wagner. 1987. Comparative Analyses of Carbon Dynamics in Native and Cultivated Ecosystems. *Ecology* 68: 2023-2031
- Buyanovsky, G.A. and G.H. Wagner. 1998. Carbon cycling in cultivated land and its global significance. *Global Change Biology* 4:131-141.
- Buyanovsky, G.A. and G.H. Wagner. 1998. Changing role of cultivated land in the global carbon cycle. *Biology and Fertility of Soils* 27: 242-245.
- Damiano, F. y M.A. Taboada. 2000. Predicción del agua disponible usando funciones de pedo-transferencia en suelos agrícolas de la región pampeana. *Ciencia del Suelo* 18: 77-88.
- Darwich, N. 1991. Estado actual y manejo de los recursos naturales en la región pampeana húmeda sur. En Seminario Juicio a Nuestra Agricultura, 53-62. Buenos Aires: INTA.
- Davis, R.L., Patton, J.J., Teal, R.K., Tang, Y., Humphreys, M.T., Mosali, J., Girma, K., Lawles, J.W., Moges, S.M., Malapati, S.J., Si, J., Zhang, H., Deng, S., Johnson,

- G.V., Mullen, R.W. and W.R. Raun.2003. Nitrogen balance in the Magruder Plots following 109 years in continuous winter wheat. *Journal of Plant Nutrition* 26: 1561-1580.
- Díaz-Ambrona, C.G., O'Leary, G.J., Sadras, V.O., O'Connell, M.G. and D.J. Connor 2005. Environmental risk analysis of farming systems in a semi-arid environment: effect of rotations and management practices on deep drainage *Field Crops Research* 94: 257-271.
- Dominguez, G.F. y G.A. Studdert.2006. Balance de carbono en un mollisol bajo labranza convencional. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Salta-Jujuy 2006.
- Echeverría, HE y J. Ferrari.1993. Relevamiento de algunas características de los suelos agrícolas del sudeste bonaerense. *Boletín Técnico* N° 112. EEA Balcarce, INTA.
- Entry, J.A., Sojka, R.E. and G.E. Shewmaker.2002. Management of irrigated agriculture to increase organic carbon storage in soils. *Soil Science Society of America Journal* 66: 1957-1964.
- Eshel, G., Fine, P. and M.J. Singer.2007. Total Soil Carbon and Water Quality: An Implication for Carbon Sequestration. *Soil Science Society of America Journal* 71: 397-405.
- García, F.O. 2004. Agricultura sustentable y materia orgánica del suelo. III Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, Santa Cruz de la Sierra.
www.engormix.com/articulo_agricultura_sustentable_materia_forumsviuew
- Gash, J. H. C., Lloyd, C. R. and G. Lachaud.1995. Estimating sparse forest rainfall interception with an analytical model. *Journal of Hydrology* 170: 79-86.
- Ghersa, C.M., Ferraro, D.O., Omacini, M., Martínez-Ghersa, M.A., Perelman, S.B., Satorre, E.H. and A. Soriano (2002). Farm and landscape level variables as indicators of sustainable land-use in the Argentine Inland-Pampa. *Agriculture, Ecosystems and Environments* 93: 279-293.
- Goldstein, G. and G. Sarmiento.1987. Water relations of trees and grasses and their consequences for the structure of savanna vegetation. En: B.H. Walker (ed). *Tropical*

- Savanna Determinants*, 13-38. Oxford: IRL Press.
- Haile-Mariam, S., Collins, H.P., Wright, S. and E.A. Paul.2008. Fractionation and Long-Term Laboratory Incubation to Measure Soil Organic Matter Dynamics. *Soil Science Society of America Journal* 72: 370-378.
- Hooker, B.A., Morris, T.F., Peters, R. and Z.G. Cardon.2005. Long-term Effects of Tillage and Corn Stalk Return on Soil Carbon Dynamics. *Soil Science Society of America Journal* 69: 188-196.
- Huang, G.B., Zhang, R.Z., Li, G.D., Li, L.L., Chan, K.Y., Heenan, D.P., Chen, W., Unkovich, M.J., Robertson, M.J., Cullis, B.R. and W.D. Bellotti.2008. Productivity and sustainability of a spring wheat-pea rotation in a semi-arid environment under conventional and conservation tillage systems. *Field Crops Research* 107: 43
- Huggins, D.R., Allmaras, R.R., Clapp, C.E., Lamb, J.A. and G.W. Randall. 2007. Corn-Soybean Sequence and Tillage Effects on Soil Carbon Dynamics and Storage. *Soil Science Society of America Journal* 71: 145-154.
- Izaurrealde, R.C., McGill, W.B., Robertson, J.A., Juma, N.G. and J.J. Thurston.2001. Carbon Balance of the Breton Classical Plots over Half a Century. *Soil Science Society of America Journal* 65: 431-441
- Khan, S.A., Mulvaney, R.L., Ellsworth, T.R. and C.W. Boast.2007. The Myth of Nitrogen Fertilization for Soil Carbon Sequestration. *Journal of Environmental Quality* 36: 1821-1832.
- Koga, N. 2008. An energy balance under a conventional crop rotation system in northern Japan: Perspectives on fuel ethanol production from sugar beet *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125: 101-110.
- Kozak, J.A., Ahuja, L.R., Green, T.R. and L. Ma.2007. Crop Canopy and Residue Rainfall Interception Effects on Water and Crop Growth. *Hydrological Processes* 21: 229-241.
- Kucharik, C.J., Foley, J.A., Delire, C., Fisher, V.A., Coe, M.T., Gower, S.T., Lenters, J., Molling, C., Norman, J.M. and N. Ramankutty.2000. Testing the performance of a dynamic global ecosystem model: water balance, carbon balance and vegetation structure. *Global Biogeochemical Cycles* 14: 795-825.

- Kucharik, C.J., Brye, K.R., Norman, J.M., Foley, J.A., Gower, S.T. and L.G. Bundy. 2001. Measurements and modeling of carbon and nitrogen cycling in agroecosystems of southern Wisconsin: Potential for SOC sequestration during the next 50 years. *Ecosystems* 4: 237-258.
- Lavado, R.S., Sierra, J.O. and P.N. Hashimoto. 1996. Impact of grazing on soil nutrients in a pampean grassland. *Journal of Range Management* 49: 452-457.
- Link, T. E., Unsworth, M. and D. Marks. 2004. The dynamics of rainfall interception by a seasonal temperate rainforest *Agricultural and Forest Meteorology* 124: 171-191.
- Martelloto, E., Salas, H. y E. Lovera. El Monocultivo de Soja y la Sustentabilidad de la Agricultura Cordobesa www.elsitioagricola.com/articulos/martelloto
- Michelena, R. *et al.* 1989. Degradación de suelos en el norte de la región pampeana. *PAC, Publicación Técnica* 6.
- Murage, E.W., Voroney, P.R., Kay, B.D., Deen, B. and R.P. Beyaert. 2007. Dynamics and Turnover of Soil Organic Matter as Affected by Tillage. *Soil Science Society of America Journal* 71: 1363-1370.
- Parton, W.J., Stewart, J.W. and C.V. Cole. 1988. Dynamics of C, N, P and S in grassland soils: A model. *Biogeochemistry* 5: 109-131.
- Piñeiro, G., Paruelo, J.M., Oesterheld, M., Jobbagy, E.G., Jackson, R.D. y A.I. Altosor. 2004. Efectos del pastoreo sobre los ciclos de carbono y nitrógeno en los Pastizales del Río de la Plata. Asociación Argentina de la ciencia del suelo. AACs, Paraná.
- Post, W.M. and K.C. Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6: 317-327.
- Puget, P. and L.E. Drinkwater. 2001. Short-Term Dynamics of Root- and Shoot-Derived Carbon from a Leguminous Green Manure. *Soil Science Society of America Journal* 65: 771-779.
- Purakayastha, T.J., Huggins, D.R. and J.L. Smith. 2008. Carbon Sequestration in Native Prairie, Perennial Grass, No-Till, and Cultivated Palouse Silt Loam. *Soil Science Society*

of America Journal 72: 534-540.

- Richter, D.B. Jr, Hofmockel, M., Callaham, M.A.Jr., Powlson, D.S and P. Smith. 2007. Long-Term Soil Experiments: Keys to Managing Earth's Rapidly Changing Ecosystems, *Soil Science Society of America Journal* 71: 266-279.
- Rusch, G.M. and M. Oesterheld. 1997. Relationship between productivity, and species and functional group diversity in grazed and non-grazed Pampas grasslands. *Oikos* 78: 519-526.
- Sarmiento, G. 1984. *Los ecosistemas y la ecosfera*. Barcelona: Editorial Blume.
- Sarmiento, G. 2000. *La transformación de los ecosistemas en América Latina*. Buenos Aires: Ediciones Electrónicas Laffont.
- Sarmiento, G. y D. Acevedo. 1991. Dinámica del agua en el suelo, evaporación y transpiración en una pastura y un cultivo de maíz sobre un alfisol en los Llanos Occidentales de Venezuela. *Ecotropicos* 4: 27-42.
- Senigaglia, C. 1991. Estado actual y manejo de los recursos naturales, particularmente el suelo, en el sector norte de la Pampa Húmeda. En Seminario Juicio a Nuestra Agricultura, 31-49. Buenos Aires: INTA.
- Six J., Feller C., Denef K., Ogle S.M., Sa J.C.M. and A. Albrecht. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils & effects of no-tillage, *Agronomie* 22: 755-775.
- Solbrig, O.T. 1997. Ubicación histórica: desarrollo y problemas de la Pampa Húmeda. En Morello, J. y O.T. Solbrig (Eds.): *Argentina granero del mundo: hasta cuándo?*, 29-40. Buenos Aires: CEA, UBA-Harvard University-INTA.
- Steinbach, H.S. and R. Alvarez. 2006. Changes in Soil Organic Carbon Contents and Nitrous Oxide Emissions after Introduction of No-Till in Pampean Agroecosystems. *Journal of Environmental Quality* 35: 3-13.
- Studdert, G. A., Echeverria, H.E. and E.M. Casanovas. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a typical argiudoll. *Soil Science Society of America Journal* 61: 1466-1472.

- Studdert G. and H. Echeverría.2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Science Society of America Journal* 64: 14961503.
- Studdert G. y H. Echeverría.2002a. Rotaciones mixtas, labranzas y carbono orgánico en la capa arable en el sudeste bonaerense. En Jornada de Actualización Técnica para Profesionales —Fertilidad 2002—. Acassuso, Buenos Aires: INPOFOS Cono Sur.
- Studdert G. y H. Echeverría.2002b. Agricultura continua, labranzas y carbono orgánico en la capa arable en el sudeste bonaerense. En Jornada de Actualización Técnica para Profesionales —Fertilidad 2002—. Acassuso, Buenos Aires: INPOFOS Cono Sur.
- Studdert G. y H. Echeverría.2002c. Rotaciones agrícolas y dinámica del carbono orgánico del suelo en Balcarce. En Jornada de Actualización Técnica para Profesionales —Fertilidad 2002—. Acassuso, Buenos Aires: INPOFOS Cono Sur.
- Tobón, M., Bouten, C.W., and J. Serink.2000. Gross rainfall and its portioning into throughfall, stemflow and evaporation of intercepted water in four forest ecosystems in western Amazonia, *Journal of Hydrology* 237: 40œ57.
- Van Dijk, A. I. and L.A. Bruijnzeel. 2001. Modelling rainfall interception by vegetation of variable density using an adapted analytical model. Part 2. Model validation for a tropical upland mixed cropping system, *Journal of Hydrology* 247: 239œ262.
- Wagai, R., Brye K.R., Gower S.T., Norman, J.M. and L.G. Bundy.1998. Land use and environmental factors influencing soil surface CO₂ flux and microbial biomass in natural and managed ecosystems in southern Wisconsin. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 1501-1509.
- West, T.O. and W.M. Post.2002. Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation. *Soil Science Society of America Journal* 66: 1930-1946.
- Zhang G., Zeng G.M., Jiang Y.M., Huang, G.H., Li J.B., Yao, J.M., Tan W., Xiang R. and X.L. Zhang.2006. Modelling and measurement of two-layer-canopy interception losses in a subtropical evergreen forest of central-south China. *Hydrology and Earth System Sciences* 10: 65œ77.

	Precipitación total	Evapotranspiración	Drenaje
--	----------------------------	---------------------------	----------------

Pradera	706	657	515	486	112	83
Maiz Tradicional	857	700	484	355	351	401
Maiz labranza cero	857	700	511	372	262	266

Tabla 1. Elementos del balance hídrico anual en una pradera y en cultivos de maíz con labranza tradicional y labranza cero, durante dos años. Todas las cifras en mm por año. Datos de Brye *et al.* 2000.

	Producción aérea	Producción subterránea	Producción total	Producción grano
Pradera	0.76	1.86	2.62	
Maiz NF	5.40	0.83	6.23	2.16
Maiz F	8.87	1.45	10.32	4.30

Tabla 2. Producción aérea, subterránea, total y de granos ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), en una pradera en recuperación y en maíz con (F) y sin fertilización nitrogenada (NF). Medias de cinco años consecutivos. Adaptado de Brye *et al.* 2002.

	Testigo	NPK
N en precipitaciones	545	545
N en fertilizante	0	3321
Fijación libre	218	146
Total inicial + entradas	7653	10902
N exportado en el grano	2808	3990
Pérdidas desde la planta	1252	1614
Denitrificación	265	664
Drenaje	306	436
Pérdidas totales	4631	6704
N final	2411	3247
No cuantificado	611	951

Tabla 3. Entradas, salidas y reservorios de Nitrógeno (kg N ha^{-1}) en monocultivo triguero continuo (1892 a 2001) en Oklahoma, USA. Adaptado de Davies *et al.* 2003.

Carbono Mg C ha ⁻¹	Maíz	Soja
Inicial	35	68
Final	31	49
Pérdida	4	19
”Viejo“	21	42.4
”Nuevo“	10	6.6
Aportado	58.5	48.8
% en C nuevo	17	13.5

Tabla 4. Contenido inicial de carbono en el horizonte arable, contenido final al cabo de 13 años de monocultivo de maíz, en Oliveros, o soja, en Pergamino; pérdida de COS en dicho intervalo; carbono remanente del inicial (C ”viejo“); carbono aportado por el cultivo (C ”nuevo“), total de aportes y porcentaje (%) incorporado al COS. Elaborado en base a datos de Andriulo *et al.* 1999.

Figura 1 Modelo de los flujos de agua entre la atmósfera, la vegetación y el suelo. La única entrada considerada es la precipitación total (Pt), las salidas son la evaporación desde la cubierta vegetal (Ev) y desde la superficie del suelo (Es), la transpiración de la vegetación (T), la escorrentía superficial (Esc) y el drenaje profundo (D). La evaporación desde la vegetación y el suelo junto con la transpiración constituyen la evapotranspiración (ET). Los flujos internos en el ecosistema son la precipitación efectiva (Pe), el flujo caulinar (Fc) y la infiltración (I). Los reservorios son dos: la intercepción por la vegetación (Int equivalente a la Ev) y el almacenamiento de agua en el suelo (S).

