

EJE TEMÁTICO 3

CAMBIOS EN EL USO DE LA TIERRA Y DEGRADACIÓN DE SUELOS



EJE TEMÁTICO 3

CAMBIOS EN EL USO DE LA TIERRA Y DEGRADACIÓN DE SUELOS

SECCIÓN 3.1: CAMBIO EN EL USO DE TIERRAS Y SERVICIOS ECOSISTEMICOS

[Capítulo 25. Cambios en el uso de la tierra y emisión de Gases Efecto Invernadero.](#)

Federico Frank, Florencia Ricard y Ernesto Viglizzo.

[Capítulo 26. Cambio Climático y Servicios Ecosistémicos del Suelo.](#)

Sebastián H. Villarino, Guillermo A. Studdert y Pedro Laterra.

[Capítulo 27. Dinámica del avance de la frontera agropecuaria y cambios funcionales en ecosistemas del Noroeste de Argentina.](#)

J.N. Volante, M.J. Mosciaro, D. Alcaraz-Segura, L.M. Vale, E.F. Viglizzo y J.M. Paruelo.

[Capítulo 28. Ordenamiento Territorial, una alternativa frente al cambio climático.](#)

Carla Pascale Medina, Silvina Papagno, Carolina Lara Michel.

SECCIÓN 3.2 - DEGRADACIÓN DE SUELOS

[Capítulo 29. Cambio climático y erosión eólica en suelos de la Argentina.](#)

Daniel E. Buschiazzi, Juan E. Panebianco y Juan C. Colazo.

[Capítulo 30. Erosión Hídrica. Relación con el cambio climático.](#)

Roberto Michelena, Maximiliano J. Eiza y Patricia Carfagno.

[Capítulo 31. Interacción entre cambio de uso del suelo, el clima y los procesos de salinización.](#)

Raúl S. Lavado.

[Capítulo 32. Implicancia ambiental de distintos usos de la tierra en el agua de poro.](#)

Olga S. Heredia.

SECCIÓN 3.1



Cambio en el uso de tierras y Servicios Ecosistémicos

Capítulo 25

Cambios en el uso de la tierra y emisión de gases invernadero

Federico Frank^{*,1,2}, Florencia Ricard³ y Ernesto Viglizzo^{1,2,3}

¹ INTA EEA “Ing. Agr. Guillermo Covas”. Ruta 5 km 580 (6326) Zona Rural Anguil, La Pampa, Argentina. ² Fac. Cs. Exactas y Naturales UNLPam. Uruguay N° 151 (6300) Santa Rosa, La Pampa, Argentina. ³ CONICET. Spinetto N° 785 (6300) Santa Rosa, La Pampa, Argentina. * Ruta 5 km 580 (6326) Zona Rural Anguil, La Pampa, Argentina. E-mail: frank.federico@inta.gob.ar

Uso de la tierra en Argentina en los últimos años

Desde el comienzo de la agricultura, el aumento en la producción global de alimentos provino casi exclusivamente de la expansión de los cultivos sobre áreas naturales (Stewart y Robinson, 1997; Ramankutty *et al.*, 2006). Según estimaciones, durante los últimos cuatro siglos el área dedicada a tierras de cultivos pasó de valores insignificantes a ocupar entre el 40 y el 50% del área utilizada, a expensas de los bosques, pastizales naturales y humedales (Richards, 1990; Janzen, 2004). Entre 1882 y 1991, se registró un aumento del 75% en la superficie mundial dedicada a cultivos anuales, sumado a un aumento del 113% en pasturas implantadas (Norse *et al.*, 1992). Actualmente la expansión de las tierras agrícolas es uno de los cambios más significativos en el uso y cobertura de la tierra en todo el mundo (Matson *et al.*, 1997; Viglizzo *et al.*, 1997).

La situación en Argentina no fue la excepción a esta tendencia global. Durante las últimas décadas, la conversión de tierras para cultivo, junto con la intensificación gradual de la agricultura en tierras ya cultivadas (Viglizzo *et al.*, 2003; 2004), han determinado un incremento de la producción (Valenzuela de Mari, 1999; Casas, 2001). Estos cambios fueron caracterizados por un fuerte proceso de *agriculturización*, definido por el reemplazo de tierras naturales, ganaderas y mixtas (con rotaciones entre pasturas y cultivos anuales) por sistemas agrícolas (Manuel-Navarrete *et al.*, 2005). Esto se asoció a una mayor intensificación ganadera (multiplicación de los feedlots y tambos intensivos) en la región pampeana, expansión de la frontera agropecuaria hacia regiones extra-pampeanas (Adámoli *et al.*, 2004) y una fuerte tendencia al monocultivo (Manuel-Navarrete *et al.*, 2005).

La región agrícola argentina (Figura 1) representa aproximadamente el 63% de la superficie continental del País (1,5 millones de km²). Comprende a las “macrorregiones” Centro, Noreste (NEA) y Noroeste (NOA) en las cuales ocurrió la expansión más significativa de cultivos anuales de secano durante las últimas cinco décadas (Viglizzo *et al.*, 2011a). Estas macrorregiones que hoy conforman el área agrícola han sido transformadas gradualmente por acción del hombre en una combinación de cultivos anuales, pasturas implantadas y pastizales y bosques nativos remanentes. En ellas, que en promedio dedican más del 27% de su superficie a cultivos de cosecha, se concentra actualmente el 89% de la población y el 98% de las cabezas de ganado bovino (INDEC, 2006).

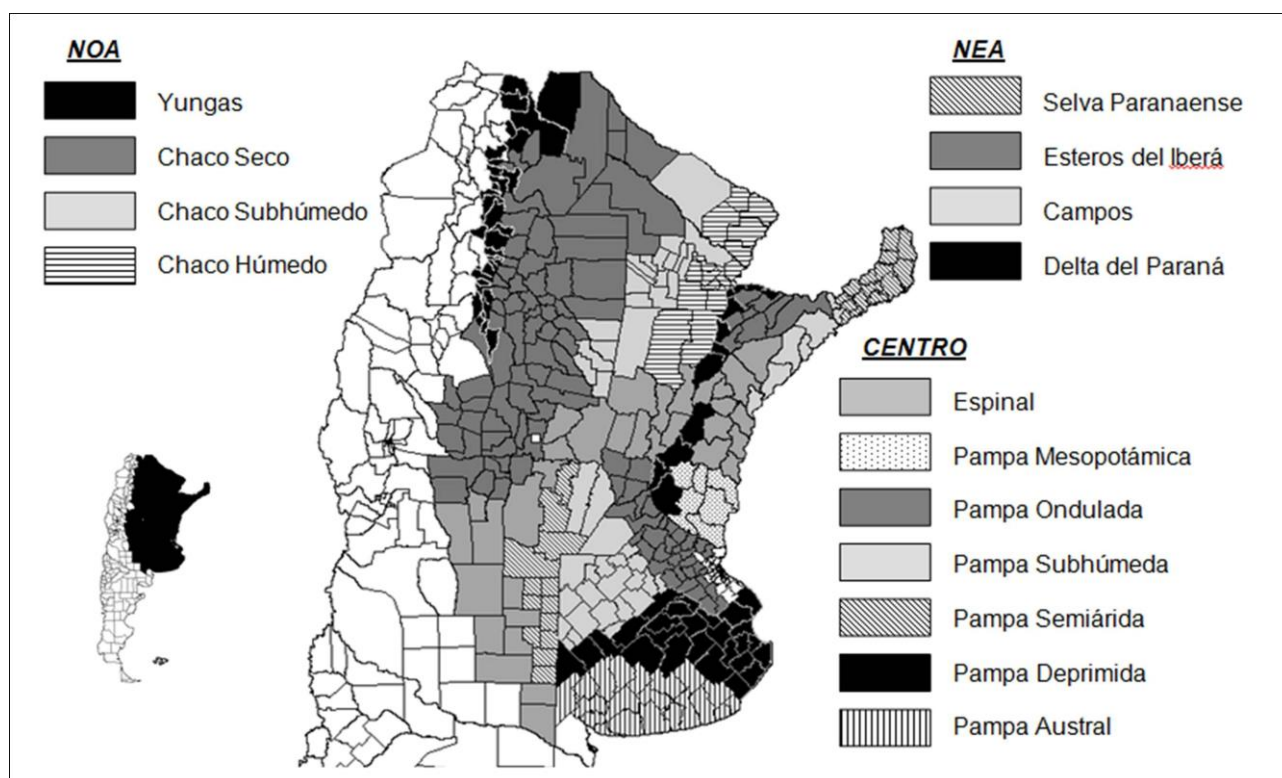


Figura 1. Macro- y eco-regiones que integran el área agrícola y su ubicación en el territorio argentino. Fuente: Frank, 2014.

La expansión de los cultivos ha estado modulada por distintos factores. Los controles de mayor peso relativo que explican cambios en la ocupación territorial y composición de los cultivos predominantes serían las limitaciones biofísicas particulares de cada región (INTA-PNUD, 1990), junto con la infraestructura de servicios (rutas, puentes, asentamientos urbanos y comerciales) (Rudel, 2007), las variaciones del mercado (precios, costos y rentabilidad de distintas actividades) (Sanmartino, 2006), la adopción de tecnología (Salvador, 2001; Martínez-Ghersa y Ghersa, 2005; Oesterheld, 2005; Satorre, 2005) y la incidencia de sequías e inundaciones en la secuencia climática (Moncaut, 2001; Viglizzo y Frank, 2006), han sido señalados como los controles de mayor peso relativo para explicar cambios en la ocupación territorial y composición de los cultivos predominantes.

En los últimos tiempos, existe una tendencia a señalar que la agricultura genera frentes de avance dinámicos, irregulares y polarizados; los frentes más activos de avance se registraron en el centro del país con dirección Noroeste (Viglizzo *et al.*, 2011a), a expensas de áreas de bosques y pastizales nativos (Carreño y Viglizzo, 2007). Según datos de uso de la tierra encontrados en los Censos Nacionales Agropecuarios (1960, 1988 y 2002), la superficie de bosques naturales sufrió una reducción significativa en los últimos 50 años (INDEC, 2006). Los cambios en el uso de la tierra más significativos se registraron en el Chaco Sub-húmedo Occidental, donde las tasas de deforestación y expansión de cultivos son las más altas del país. La superficie de bosques nativos sufrió una reducción significativa del 40% en la Selva Paranaense, el 25% en el Chaco y el 28% en la Selva de Yungas (SAyDS, 2004; Boletta *et al.*, 2006; Gasparri *et al.*, 2008). En otras regiones, como en el Espinal, se ha visto un aumento en la densidad de leñosas, a causa de una mayor dispersión de semillas por parte del ganado bovino (Dussart *et al.*, 1998). Por otro lado, en la Región Pampeana, a pesar de que los cultivos de invierno predominan hacia el Sur y los de verano hacia el Norte, en general ha ocurrido un creciente reemplazo de los primeros por los últimos (“*veranización*” de la agricultura). A su vez, se registró una reducción de aproximadamente un 10% en el stock de ganado bovino en esta zona debido a un desplazamiento hacia el NEA y el NOA y hacia áreas marginales para la agricultura como Cuyo y Patagonia (Rearte, 2007; SENASA, 2008).

Entre los cambios significativos en el uso de la tierra que experimentó esta gran región, se destaca un incremento notable y sostenido de la superficie destinada a los cuatro cultivos principales: trigo, girasol, maíz y soja (Figura 2). La sumatoria de las superficies que estos ocupan, prácticamente triplicó su valor hacia el final del período. Por otro lado, la disminución de las superficies destinadas a la producción de carne y leche bovina fue de alrededor del 10 y 35%, respectivamente. Esta disminución de la superficie ganadera ha sido relacionada a múltiples circunstancias, incluyendo bajos precios para el ganado, decisiones políticas sobre las exportaciones, y especialmente, el fuerte estímulo económico para los principales cultivos de cosecha (Arelovich *et al.*, 2011). La suma de las pérdidas de

ambas superficies ganaderas fue inferior al incremento de superficie de los cuatro cultivos, indicando que las superficies de otros usos de la tierra (por ejemplo, bosques) también se vieron reducidos.

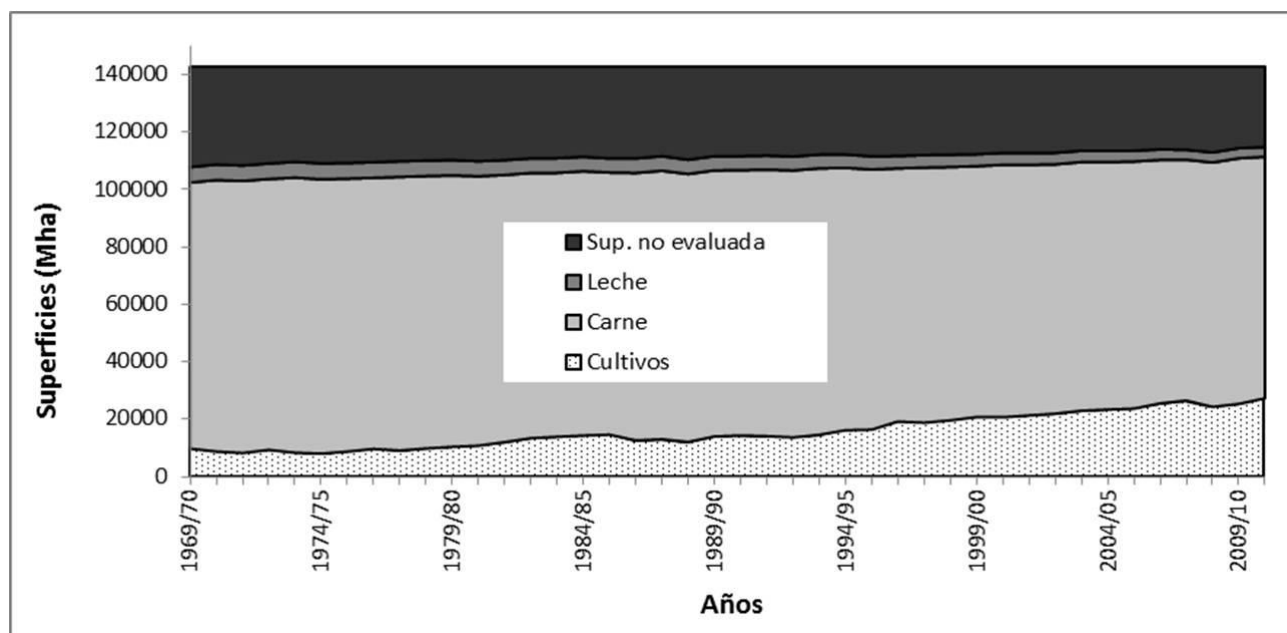


Figura 2. Cambios en el uso de la tierra en la región agrícola de Argentina en el período 1969/70 - 2010/11. Fuente: Frank, 2014.

Estos cuatro cultivos principales experimentaron cambios importantes en el patrón de distribución y los incrementos en las superficies cultivadas variaron de manera diferencial. Se puede observar en general que las áreas de cultivos de verano se incrementaron más que las de invierno (Figura 3a). La tendencia en la proporción de superficie cultivada de maíz se mantuvo prácticamente constante, mientras que el trigo parece decaer desde comienzos del periodo analizado, al igual que el girasol a partir del año 2000. Más allá de estas tendencias, se destaca una alta variabilidad inter-anual en las superficies de estos cultivos.

La sustitución relativa de algunos cultivos anuales por otras especies, como soja, fue el mayor cambio en estos ecosistemas. Son variadas las evidencias que sostienen que este cultivo ha sido el principal vector del incremento de la proporción de superficie cultivada en el periodo considerado (Paruelo *et al.*, 2004; Manuel-Navarrete *et al.*, 2005; Reboratti, 2010). Los cultivos de oleaginosas han iniciado en valores insignificantes a comienzos del periodo, sin embargo, actualmente han superado al resto del área cultivada por más de un 30% (Figura 3a). En décadas recientes, la producción de soja en Argentina se ha incrementado de 26000 ha en 1969 a 18.7 millones de ha en 2011. En el trienio 2001- 2004 el 68,9% de las zonas núcleo de la pampa húmeda y las regiones extra-pampeanas (NO y NE) se cultivaron con soja de primera, el 10,6% con maíz, y el restante 20,5% quedó para la secuencia trigo/soja (Manuel-Navarrete *et al.*, 2005). Pero la expansión de la soja no sólo se produjo a expensas de otros cultivos, sino que también de los bosques naturales, principalmente en Chaco (Adámoli *et al.*, 2004; Viglizzo *et al.*, 2011; Gasparri *et al.*, 2013).

Por otro lado, las estadísticas muestran un aumento generalizado en las producciones totales de los cuatro cultivos (Figura 3b). Si bien la producción de maíz y trigo duplicaron su cantidad en relación al inicio del período, y girasol se mantuvo con algunas variaciones, el aumento de la soja fue el más acentuado. Este cultivo pasó de poseer valores insignificantes a ser el más importante, abarcando casi la mitad de la producción total de granos de la región agrícola argentina. Además de la expansión territorial, la incorporación de variedades transgénicas y el uso de glifosato posibilitaron dicha situación.

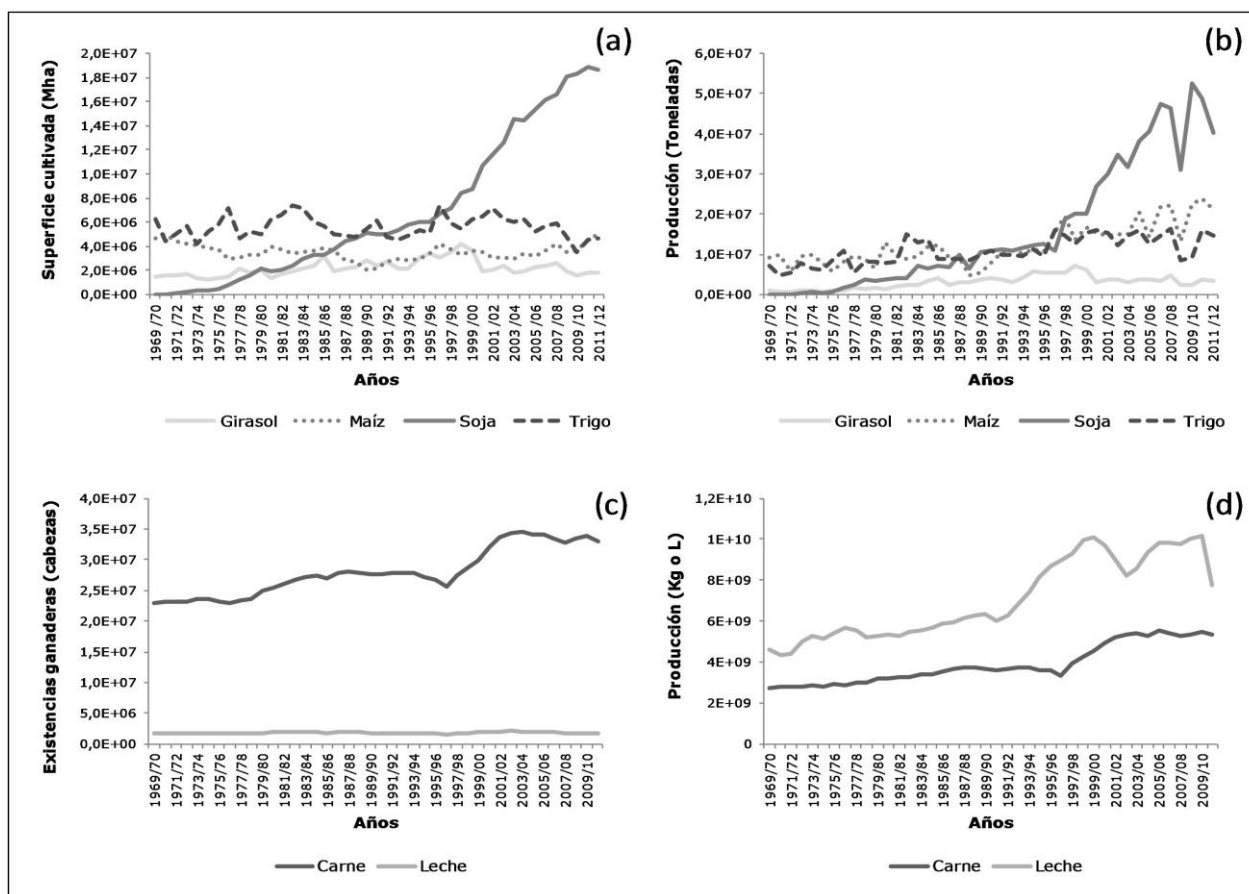


Figura 3. Evolución de la superficie sembrada de los principales cultivos, las existencias ganaderas y producción total de dichas actividades en la región agrícola de Argentina en el período 1969/70 – 2010/11. Fuente: elaboración propia a partir de estadísticas (INDEC 2006; La Nación, 2006; SAGPyA, 2006; SIIA, 2012).

Los valores totales de producción de carne y leche aumentaron de manera sostenida en el período 1969-2011 (Figura 3d). En el caso del ganado para carne, aumentaron incluso las existencias, cuestión que no se observó en las existencias de ganado para leche (Figura 3c). Sin embargo, ambas actividades han disminuido tanto la superficie como la cantidad de tambos (FAO, 2011), haciendo que el aumento de producción total sea asociado exclusivamente a la intensificación productiva. Esto impulsó la aparición de sistemas productivos de mayor densidad de animales, incluyendo engorde a corral (feed-lot) con granos y forraje procesados, especialmente a partir de la década de 1990 (Arelovich *et al.*, 2011).

Al igual que en el resto del mundo, en las últimas cinco décadas tales cambios fueron acompañados por una modificación adicional en la funcionalidad de los sistemas agrícolas y ganaderos argentinos, a los fines de poder sostener una mayor productividad (Ramankutty *et al.*, 2006). Estos agro-ecosistemas mutaron progresivamente hacia planteos más intensificados, recibiendo más insumos y generando más residuos y desechos que afectan al ambiente (nutrientes, aguas residuales, plaguicidas, antibióticos, entre otros). Los esfuerzos de expansión de la agricultura se orientaron a la adopción de nuevos cultivares de alto rendimiento, mecanización, prácticas de conservación de suelos, manejo de rotaciones, conservación y transferencia del agua de lluvia y, en épocas más recientes, el uso más intensivo de insumos químicos (Turner y Ali, 1996; Satorre, 2001; Hecht, 2005; McConnell y Keys, 2005). El cultivo de soja lideró la incorporación de tecnología a través de la expansión de variedades transgénicas (resistentes a Glifosato) y del uso exponencial del glifosato como herbicida básico. El cambio se manifestó en un aumento muy rápido de la superficie cultivada y de los rendimientos del cultivo (Martínez- Ghera y Ghera, 2005; Trigo, 2005). Esta intensificación agrícola estuvo acompañada por una notoria intensificación de los planteos ganaderos.

Esta transformación disparó otros cambios no menos importantes. Las secuelas de esta expansión agrícola exceden el ámbito local o regional. Los impactos ecológicos y ambientales de las actividades agrícolas son una consecuencia directa de la rápida simplificación del sistema de producción (Rodrigues *et al.*, 2003; Viglizzo, 2007). Estos planteos productivos se concentraron en pocos cultivos de alta productividad y alta homogeneidad genética, que además de maximizar la producción y la rentabilidad, facilitaron el manejo.

Los actuales usos de la tierra implican un mayor riesgo climático, económico y biológico (plagas y enfermedades), cambios en los ciclos del agua, el carbono y el nitrógeno, aumento de las emisiones de gases causantes del efecto invernadero, sobre-extracción de algunos macro- y micro-nutrientes y pérdida de biodiversidad (Casas, 2001; Tilman *et al.*, 2002). Junto con las alteraciones climáticas y las modificaciones en la composición atmosférica, estas consecuencias son parte importante del llamado *cambio global*. Sin embargo, ante una demanda creciente de alimentos y fibras, el aumento de la superficie agrícola aparece como un proceso ineludible, planteándonos interrogantes acerca de la sustentabilidad ambiental y económica de la agricultura.

Emisión de gases de efecto invernadero en la agricultura argentina

Históricamente, la agricultura y los cambios en el uso de la tierra relacionados con la agricultura han sido caracterizados entre los mayores contribuidores a las emisiones de gases invernadero. El dióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O), figuran entre los *gases de efecto invernadero* (o directamente *gases invernadero*) más importantes. El primero proviene principalmente de la quema de combustibles fósiles y los cambios en el uso de la tierra (deforestación y pérdida de materia orgánica del suelo). Respecto al CH₄ y el N₂O, respectivamente 21 y 310 veces más potentes que el CO₂ (IPCC, 1996), sus mayores concentraciones se asocian a la intensificación de las actividades agropecuarias. En el sector ganadero, las emisiones de CH₄ y N₂O se generan a partir de los procesos biológicos de la fermentación entérica del alimento y la descomposición del estiércol y la orina de los animales. Por su parte, las emisiones del sector agrícola, corresponden fundamentalmente a CH₄ desde suelos dedicados al cultivo de arroz, y N₂O a partir del manejo de componentes nitrogenados.

A pesar de que la producción agropecuaria representa solo una pequeña parte del flujo de CO₂ mundial, representa la mitad de las emisiones de CH₄ y N₂O (Smith *et al.*, 2008). Mientras la agricultura y la ganadería sigan dependiendo de fuentes de energía fósil, el aporte de la agricultura seguirá siendo alto. Sin embargo, existen opciones tecnológicas, por ejemplo: reducción del uso de combustibles fósiles o utilización de biocombustibles, que le otorgan a la agricultura un rol importante en las estrategias de mitigación de las emisiones. En Argentina, según el Inventario Nacional de Gases Efecto Invernadero del año 2000 (Fundación Bariloche, 2005), las fuentes principales de emisiones corresponden en primer lugar al sector energético (47%) y, en segundo lugar, al sector agrícola-ganadero (44%).

La cuantificación de las emisiones es fundamental para una serie de propósitos, como planificación nacional para un desarrollo de bajas emisiones, la generación y comercio de bonos de carbono, la certificación de prácticas agrícolas sustentables, etc. Sin embargo, existen aún demasiadas incertidumbres acerca de los métodos de estimación, el nivel de certeza, la escala de análisis, los límites de los sistemas estudiados y las unidades de referencia. Por lo tanto, para evitar interpretaciones erróneas, debe asignarse un alto nivel de incertidumbre a los valores de emisiones de gases invernadero que puedan encontrarse.

Existe una gran cantidad de trabajos que estiman las emisiones de diferentes productos agropecuarios, incluyendo los principales cultivos anuales y la carne y leche bovinas. Viglizzo y Frank (2014) encontraron que las emisiones por ha de cultivos anuales (sin contabilizar cambios en el uso de la tierra) fueron menores que las correspondientes a estudios de Canadá, Estados Unidos e Italia. En el mismo trabajo, las emisiones de distintos sistemas ganaderos de carne y leche fueron similares o menores a las de sistemas de Sudáfrica, Reino Unido, Estados Unidos, Japón y Suecia. En un relevamiento de establecimientos agropecuarios hecho en 2002/03 se reportaron promedios de 8,6; 6,9; 6,6 y 3,3 toneladas de “equivalente CO₂” por ha y por año (Mg eq-CO₂ ha⁻¹ año⁻¹) para predios agrícolas, tambos, mixtos y ganaderos puros, respectivamente (Frank, 2007).

A escala regional, se han encontrado valores de emisiones de gases invernadero para la región agrícola de Argentina se alrededor de 0,98 Mg eq-CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ en la década de 1960, y de 2,44 a principios del Siglo XXI (Viglizzo y Frank, 2014). Sin embargo, resulta difícil encontrar estudios similares para realizar comparaciones, debido a que las estimaciones no suelen ser referidas a unidades de superficie, sino a emisiones totales por sector (por ejemplo: Houghton & Hackler, 2001; Smith *et al.*, 2007), usualmente obtenidos mediante el producto entre las tasas de emisión y la superficie de cada cultivo o la cantidad de cabezas de cada especie de ganado.

Utilizando una metodología y bases de datos similares a las utilizadas en trabajos previos (Frank, 2007; 2014; Viglizzo *et al.*, 2011a;b), se estimó la emisión de gases invernadero en Mg eq-CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ para todos los distritos (partidos y departamentos) del área agrícola de Argentina (Figura 1) para el período 1969/70 – 2010-11. Para esto se combinó la propuesta metodológica del IPCC (2006) con bases de datos de uso de la tierra, rendimientos y sistemas de producción (INDEC, 2006), utilizando el indicador de “balance de gases invernadero” del modelo AgroEcoIndex® (Viglizzo *et al.*, 2006).

En la Figura 4 se muestra la evolución de las emisiones de eq-CO₂ por ha y año en las distintas unidades en las que se puede dividir el área agrícola de Argentina. En el período 1969/70-2010/11 las emisiones en la macrorregión Centro fueron mucho mayores a las del NOA y NEA. La agricultura en la región pampeana es más antigua, más generalizada, más productiva, y utiliza más insumos que en el resto del país. Incluso dentro de la misma, las áreas más productivas (Pampa Ondulada, Subhúmeda y Austral) fueron las de mayor incremento. Llama la atención, sin embargo, que los valores más actuales de las áreas de NOA y NEA se asemejan a los valores de la región central de hace 40 años. Probablemente en algunos años, las superficies agrícolas en estas regiones emitan valores de eq-CO₂ similares a los valores actuales de la región pampeana. Es necesario recordar aquí que estas estimaciones no incluyen las emisiones de CO₂ asociadas a la deforestación y conversión de tierras a la agricultura. Si bien no existen estadísticas forestales similares a las agrícolas (anuales, por departamento, completas, confiables, etc.), se han reportado disminuciones de la superficie forestal (en gran parte para dejar paso a la agricultura) de entre 15 y 40% en las ecorregiones Selva Paranaense, Chaco y Yungas para el período 1960-2010 (SAyDS, 2004; Gasparri *et al.*, 2008; Viglizzo *et al.*, 2011b). Reconociendo estas limitaciones, Frank y Viglizzo (2011) estimaron que la pérdida de C de la biomasa forestal para Selva Paranaense, por ejemplo, fue de alrededor de dos toneladas anuales por ha total de la región. Esto significa que, para el período mostrado en la Figura 4, considerar la deforestación en las emisiones agrícolas sumaría al menos siete toneladas de eq-CO₂ a cada año evaluado (asumiendo una tasa de deforestación constante). En este sentido, en un estudio hecho por FAO (2010), se reportaron para Argentina pérdidas anuales de entre 15 y 20 mil toneladas de C de la biomasa leñosa en el período 1990-2010.

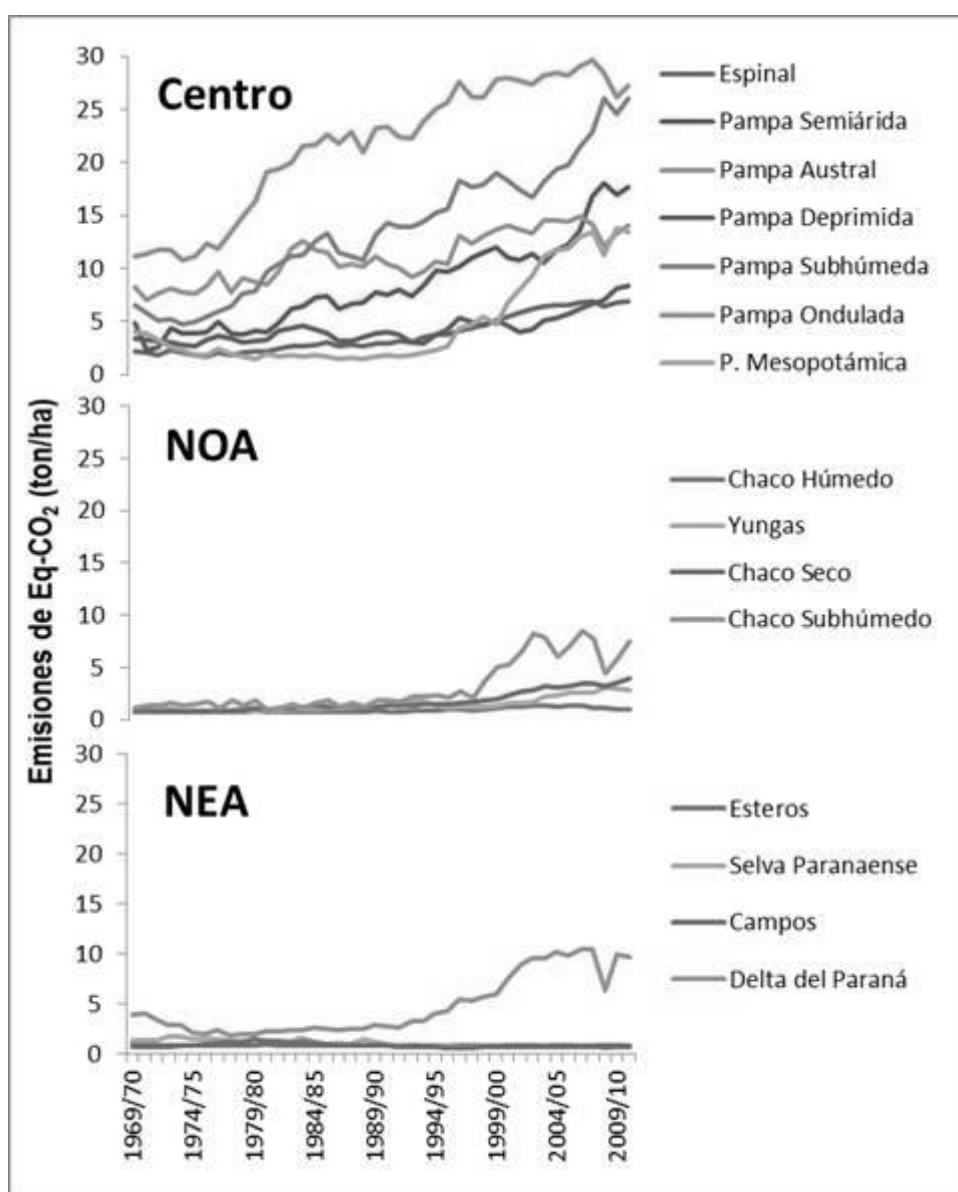


Figura 4. Tasas de emisión de eq-CO₂ (Mg ha⁻¹ año⁻¹) en la región agrícola de Argentina. Fuente: elaboración propia a partir de estadísticas (INDEC 2006; La Nación, 2006; SAGPyA, 2006; SIIA, 2012).

A pesar de la aparente baja relevancia de los cambios en la mayoría de las regiones del NOA y NEA, la tasa anual de emisión aumentó en gran parte del país (Figura 5). Si bien los cambios fueron más pronunciados en las regiones con mayor desarrollo agrícola y ganadero (Pampa Ondulada y parte del Espinal, por ejemplo), se pueden observar algunos departamentos en Yungas y Chaco que pasaron de valores cercanos a cero, a valores de entre 20 y 30 toneladas por ha.

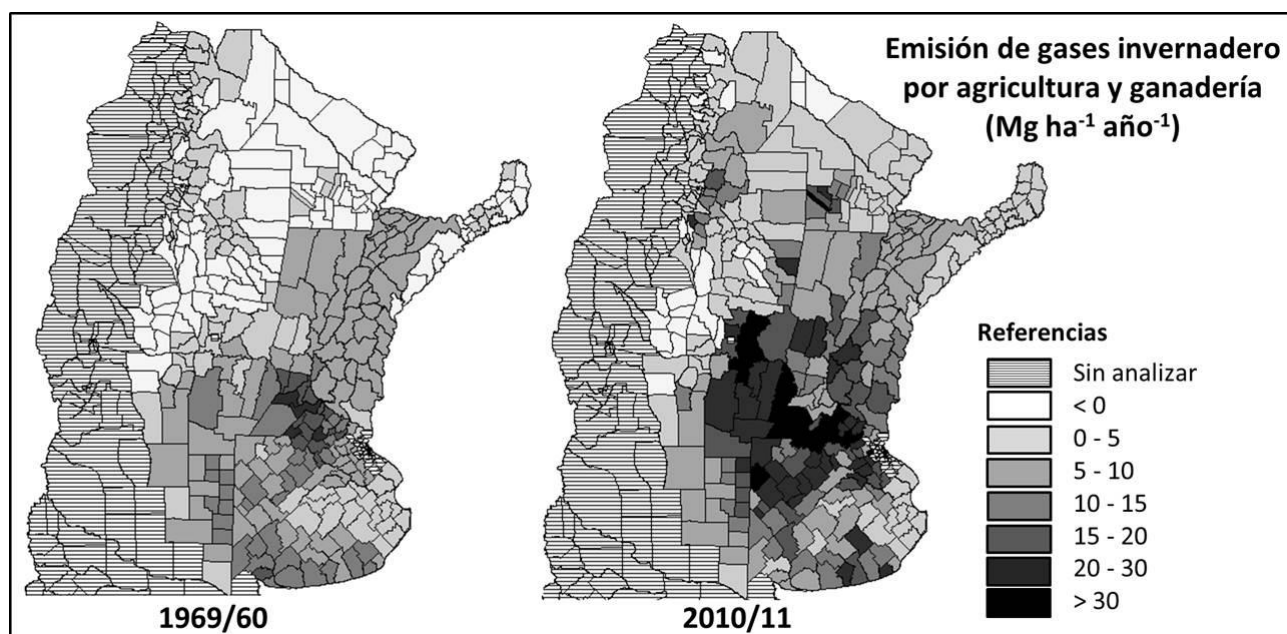


Figura 5. Emisión de gases invernadero (en Mg eq-CO₂ ha⁻¹ año⁻¹) de la producción agropecuaria en la región agrícola de Argentina en 1969/70 y 2010/11. Fuente: elaboración propia a partir de estadísticas (INDEC 2006; La Nación, 2006; SAGPyA, 2006; SIIA, 2012).

Más allá de los valores de emisión por ha en cada región analizada, es importante conocer las contribuciones de cada una al total del país. Por ejemplo, las emisiones del Delta del Paraná aumentaron en los últimos años. Sin embargo, la superficie agrícola y ganadera en esa región es relativamente menos importante que la de Pampa Subhúmeda, por ejemplo. En el período evaluado en este trabajo, la región central fue la que más aportó al aumento en las emisiones totales del sector agrícola-ganadero (Figura 6). Esto se debió tanto a las mayores tasas de emisión (Figura 4) como al mayor peso relativo de la superficie agrícola y ganadera en la región pampeana y el espinal. No obstante, en los últimos años, las contribuciones de NEA y especialmente NOA comenzaron a ser más importantes, a causa del avance de la frontera agropecuaria.

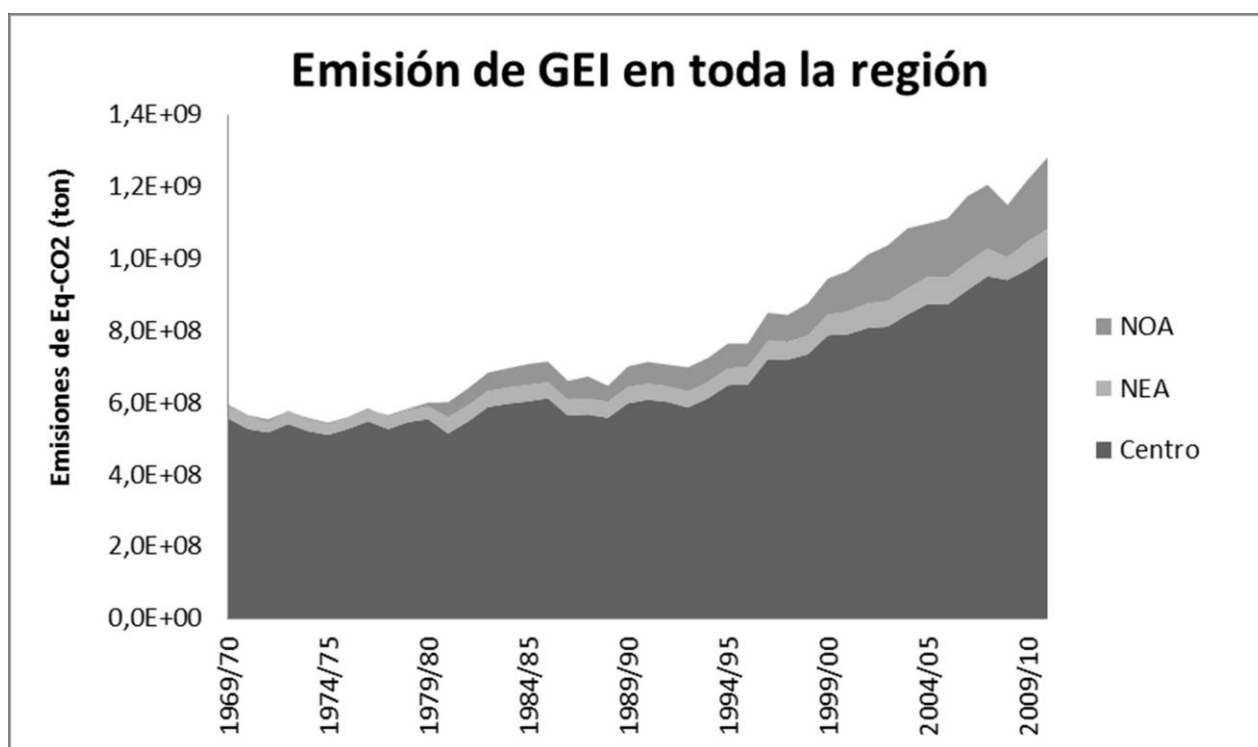


Figura 6. Tasas de emisión de eq-CO₂ (Mg año⁻¹) en la región agrícola de Argentina. Fuente: elaboración propia a partir de estadísticas (INDEC 2006; La Nación, 2006; SAGPyA, 2006; SIIA, 2012).

Si bien en una ha de cultivos anuales de cosecha, en general, se emite más eq-CO₂ que en una ha ganadera (Frank, 2007), la contribución de la producción de carne y leche a las emisiones totales de la región analizada fue mayor a la de los cultivos en todo el período (Figura 7), debido a su mayor superficie. Sin embargo, el aumento en la superficie agrícola (Figura 2), sumado al aumento en las emisiones por ha (mayores insumos, mayor pérdida de C del suelo), hicieron que la contribución de esta actividad sea casi de la mitad hacia el final del período, aun cuando su proporción en superficie llegó apenas al 30%.

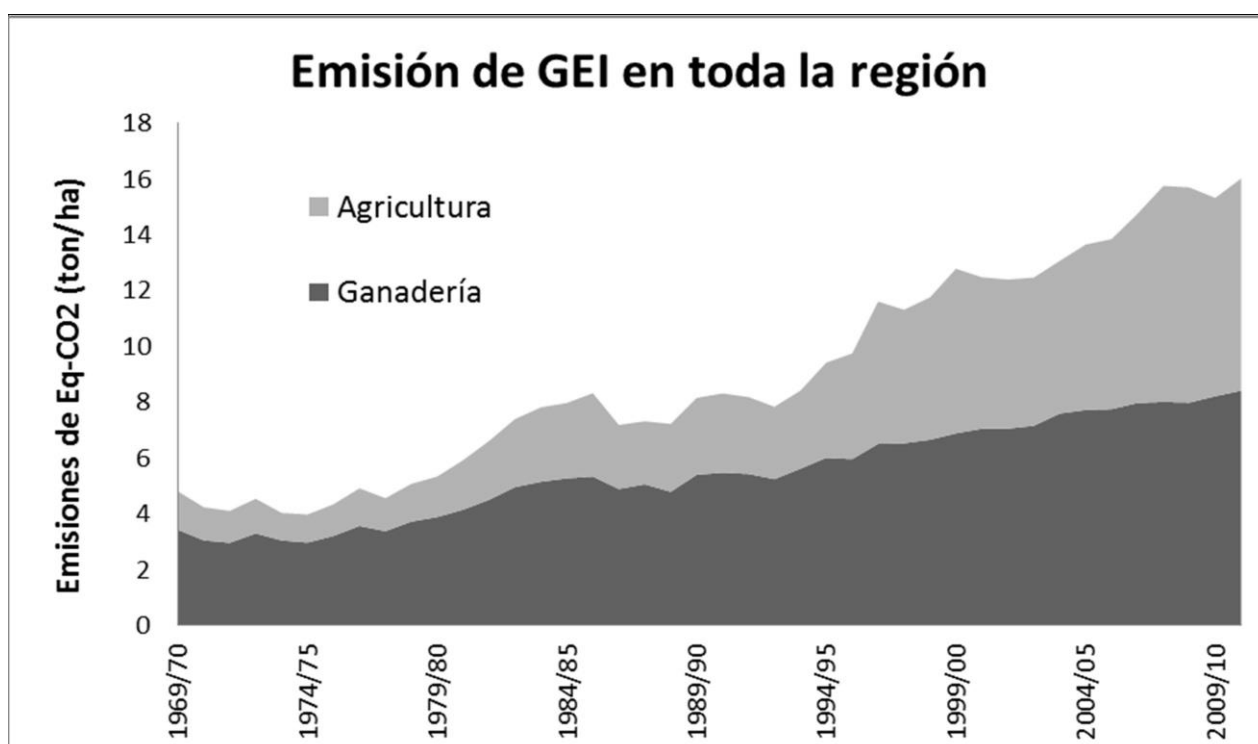


Figura 7. Tasas de emisión de eq-CO₂ (Mg ha⁻¹ año⁻¹) en la región agrícola de Argentina. Fuente: elaboración propia a partir de estadísticas (INDEC 2006; La Nación, 2006; SAGPyA, 2006; SIIA, 2012).

Aunque las emisiones del sector agropecuario argentino han crecido de manera sostenida en los últimos años, es necesario contextualizar estos valores para evitar “demonizar” al sector. Según datos publicados por el Banco Mundial (2013), el sector agropecuario argentino emite solamente el 0,68% de las emisiones mundiales en forma de CH₄, y el 1,82% en forma de N₂O (valores expresados en eq-CO₂). Sin embargo, puertas adentro del país, representa el 72,2% de las emisiones de CH₄ y el 92,2% de las de N₂O. Esta información es clave a la hora de diseñar estrategias de minimización de las emisiones de gases invernadero, sobre todo para conocer el potencial de reducción de cada región y sector, y evitar así desperdiciar recursos en actividades y/o regiones con relativamente bajas emisiones.

Argentina frente al desafío de reducir las emisiones de gases invernadero

Argentina necesita reducir las emisiones de gases invernadero relacionadas con la agricultura para aportar –al menos– al cumplimiento de dos objetivos nacionales: garantizar su seguridad energética y contribuir a la mitigación de los impactos del cambio climático global. En la actualidad, el sector agropecuario ha incorporado numerosas prácticas y tecnologías de insumos que mejoran la eficiencia energética y reducen las emisiones de gases invernadero a escala de establecimiento rural. Sin embargo, a escalas mayores, el gobierno deberá prestar atención al potencial de emisiones asociadas al cambio en el uso de la tierra, especialmente en áreas donde el avance de la frontera agrícola se asocia a procesos de deforestación (Viglizzo *et al.*, 2011b).

El sector rural, tanto en países desarrollados como subdesarrollados, enfrenta el desafío de aumentar su producción y a la vez minimizar la emisión de gases invernadero (Viglizzo y Frank, 2014). Las políticas y estrategias a implementar para lograrlo deben ser económicamente viables para los productores, para evitar conflictos adicionales con el sector. En Argentina se pueden aprovechar los avances tecnológicos para mejorar la eficiencia en el uso de insumos, muchos de ellos demandantes de energía fósil y, en última instancia, emisores de CO₂. Entre ellos se pueden nombrar a los cultivos y animales genéticamente mejorados para mayor productividad, mayor resistencia a enfermedades y sequía, maquinaria y sistemas de irrigación de bajo costo energético, prácticas agronómicas para mejorar el manejo del agua y aplicación de fertilizantes y plaguicidas mediante agricultura de precisión (Schneider y Smith, 2009). Adicionalmente, existen estrategias de ahorro energético a través de incentivos políticos y económicos para promover el uso de bio-energías y sustituir así parte del consumo de combustibles fósiles (van Beilen y Poirier, 2007), como el uso de fertilizantes orgánicos, el cultivo para biocombustibles, etc.

Además de disminuir los costos de la producción agropecuaria, las estrategias que tiendan a reducir el consumo de energía fósil tendrán efectos simultáneos y directos sobre las emisiones de los gases invernadero (Edwards *et al.*, 1996). Por ejemplo, la siembra directa tiene el doble beneficio de minimizar el uso de maquinaria agrícola (minimizando el uso de combustible) y favorecer la acumulación de C. Sin embargo, si a esta se asocia un mayor uso de fertilizantes nitrogenados, aumentarían como consecuencia las emisiones de CO₂ y N₂O. Como alternativa, la sustitución de estos fertilizantes por fijación biológica y/o rotación entre agricultura y ganadería significaría una considerable reducción en las emisiones (Ellert y Janzen, 2008).

El análisis de las relaciones entre cambio en el uso de la tierra y emisión de gases invernadero en Argentina sugiere que el país ha mostrado ser capaz de aumentar su producción agropecuaria intensificando su superficie cultivada, limitando así el avance de la frontera agrícola sobre áreas naturales. Además, al menos respecto a los gases invernadero, ha logrado mantener una producción de relativamente “bajas emisiones”. Esto se alinea con el concepto de “intensificación sustentable” (Garnett *et al.*, 2013), que tiene como objetivos: (1) aumentar la producción de alimentos preservando la resiliencia de los sistemas a través de la incorporación de tecnologías, (2) promover los sistemas de alta productividad en áreas ya cultivadas, y (3) evitar la producción intensiva en áreas en las que esto signifique un costo ambiental elevado para la sociedad. Más allá de que existe una gran variedad de estrategias a desarrollar y promover, la reducción de las emisiones de gases invernadero necesita de políticas específicas que incluyan una importante inversión en investigación, tecnología y educación.

De cualquier manera, dada la participación casi insignificante del sector agropecuario argentino en las emisiones globales, es necesario destacar que un aumento significativo en los esfuerzos de mitigación para reducir las emisiones podría no redundar en una mejora sustancial de la ecuación de gases invernadero a escala mundial.

Bibliografía

- Adámoli, J; R Ginzburg; S Torrella & P Herrera. 2004. Expansión de la frontera agrícola en la región chaqueña: el ordenamiento territorial como herramienta para la sustentabilidad. *Gerencia Ambiental* 11(112): 810-823.
- Arelovich, H; R Bravo & R Martínez. 2011. Development, characteristics, and trends for beef cattle production in Argentina. *Animal Frontiers* 2(1):37-45.
- Banco Mundial. 2013. Datos de libre acceso del Banco Mundial. Disponible en www.bancomundial.org. Último acceso: 05/13.
- Boletta, P; A Ravelo; A Planchuelo & M Grilli. 2006. Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecological Management* 228:108-114.
- Carreño, L & E Viglizzo. 2007. Provisión de servicios ecológicos y gestión de los ambientes rurales en Argentina. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Casas, R. 2001. La conservación de los suelos y la sustentabilidad de los sistemas agrícolas. Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria, Buenos Aires. 247 pp.
- Dussart, E; P Lerner & R Peinetti. 1998. Long term dynamics of two populations of *Prosopis caldenia* Burkart. *Journal of Range Management* 51:685-691.
- Edwards, B; R Howitt; S Flaim. 1996. Fuel, crop, and water substitution in irrigated agriculture. *Resource and Energy Economics* 18:311-331.
- Ellert, B; H Janzen. 2008. Nitrous oxide, carbon dioxide and methane emissions from irrigated cropping systems as influenced by legumes, manure and fertilizer. *Canadian Journal of Soil Science* 88:207-217.
- FAO. 2010. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2010. Estudio FAO Montes N° 163, 346 pp, Roma.
- FAO. 2011. Dairy development in Argentina, por O.R. Cappellini. FAO Dairy Reports. Rome.
- Frank, F. 2007. Impacto agroecológico del uso de la tierra a diferentes escalas en la región pampeana. Tesis MSc. FCA – UNMdP.
- Frank, F. 2014. Flujos de agua y energía de la agricultura argentina en los últimos 42 años. Tesis Doctoral. FCA – UNMdP.
- Fundación Bariloche. 2005. Inventario de Gases de Efecto Invernadero de la República Argentina–Año 2000, Buenos Aires, 160 pp.
- Garnett T, MC Appleby, A Balmford A et al. 2013. Sustainable intensification in agriculture: Premises and policies. *Science* 341:33-34.
- Gasparri, N; H Grau & E Manghi. 2008. Carbon pools and emissions from deforestation in extra-tropical forests of Northern Argentina between 1900 and 2005. *Ecosystems* 11:1247-1261.
- Gasparri, N; H Grau & J. Gutiérrez Angonese. 2013. Linkages between soybean and neotropical deforestation: Coupling and transient decoupling dynamics in a multi-decadal analysis. *Global Environmental Change* (in press).
- Hecht, S. 2005. Soybean production, development and conservation on an amazon frontier. *Development and change* 36(2):375-404.
- Houghton, R; J Hackler. 2001. Carbon Flux to the Atmosphere from Land-Use Changes: 1850 to 1990. Carbon Dioxide Information Analysis Center, U.S. Department of Energy, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos). 2006. Censo Nacional Agropecuario 1960, 1988, 2002. <http://www.indec.mecon.ar/>. Último acceso: 05/12.
- INTA-UNDP. 1990. Atlas de Suelos de la República Argentina. Buenos Aires.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climatic Change). 1996. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. IPCC Technical Support Unit, Bracknell, Reino Unido. 482 pp.
- IPCC. 2006. Revised 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. En: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., eds. Reference Manual, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Vol. 4, Chapters 2–7. IGES, Japan, from: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/>. Último acceso: 09/11.
- Janzen, H. 2004. Carbon cycling in earth systems—a soil science perspective. *Agriculture Ecosystems and Environment* 104:399–417.
- La Nación. 2006. Anuario del campo argentino 2005/2006. Diario La Nación. Buenos Aires, Argentina.
- Manuel-Navarrete, D; G Gallopín; M Blanco; M Díaz-Zorita; D Ferraro; HHerzer; P Lateral; J Morello; M Murmis; W Pengue; M Piñeiro; G Podestá; EH Satorre; M Torrent; F Torres; E Viglizzo; MGCaputo & A Celis. 2005. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas. CEPAL, Santiago de Chile. 65 pp.
- Martínez-Ghersa, MA & CM Ghersa. 2005. Consecuencias de los recientes cambios agrícolas. En: M Oesterheld (ed.). *La Transformación de la Agricultura Argentina*. Ciencia Hoy. 15:37-45.
- Matson, P; W Parton; A Power & M Swift. 1997. Agricultural intensification and ecosystems properties. *Science* 277:504–209.
- McConnell, W & E Keys. 2005. Meta-analysis of agricultural change. En: EF Moran & E Ostrom (Eds.). *Seeing the forest and the trees: Human-environment interactions in forest ecosystems*. MIT Press, Cambridge, Mass. pp. 325-353.
- Moncaut, C. 2001. Inundaciones y sequías en la Pampa bonaerense 1576-2001. *El Aljibe*, Buenos Aires 102 pp.
- Norse, D; C James ; B Skinner & Q Zhao. 1992. Agriculture, land use and degradation. En: J Doodge; G Goodman; J la Rivière; J Marton–Lefèvre; TO’Riordan & I Pradiere (Eds.). *An agenda of science for environment and development into the 21st century*. Cambridge University Press, London, United Kingdom.
- Oesterheld, M. 2005. Los cambios de la agricultura argentina y sus consecuencias. En: M Oesterheld (ed.). *La Transformación de la Agricultura Argentina*. Ciencia Hoy 15 (87):6-12.
- Paruelo, JM; M Oesterheld; F Del Pino; JP Guerschman; SR Verón; G Piñeiro Guerra; J Volante; G Baldi; C Caride; MD Arocena; MM Vassallo; L Porfirio & M Durante. 2004. Patrones espaciales y temporales de la expansión de soja en Argentina. Relación con factores socio-económicos y ambientales. Informe final LART / FAUBA, “Argentina Rural Strategy”, World Bank, Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. 87 pp.
- Ramankutty, N; L Graumlich; F Achard; D Alves; A Chhabra; RS Defries; JA Foley; RA Houghton; K Klein Goldewijk; EF Lambin; A Millington; K Rasmussen; RS Reid & BL Turner. 2006. Global land-cover change: Recent progress, remaining challenges. En: EF Lambin & HJ Geist (Eds.). *Land-use and land-cover change. Local Processes and Global Impacts*. Springer, Berlin, Heidelberg 222 pp.
- Rearte, D. (2007). Situación Actual de la Producción de Carne Vacuna. Documento SEAGyP/INTA, www.sagpya.mecon.gov.ar Último acceso: 05/13.
- Reboratti, C. 2010. Un mar de soja: la nueva agricultura en Argentina y sus consecuencias. *Revista de Geografía Norte Grande* 45:63-76.
- Richards, JF. 1990. Land transformation. En: BL Turner; WC Clark; RW Kates; JF Richards; JT Mathews & WB Meyer (Eds.). *The Earth as Transformed by Human Action*, Cambridge University Press, London pp. 163-178.
- Rodrigues, G; C Campanhola & P Choji Kitamura. 2003. An environmental impact assessment system for agricultural R&D. *Environmental Impact Assessment Reviews* 23:219–244.

- Rudel, T. 2007. Changing agents of deforestation: From state-initiated to enterprise driven processes, 1970-2000. *Land Use Policy* 24:35-41.
- SAGPyA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación). 2006. Publicaciones. <http://www.sagpya.mecon.gov.ar> Último acceso: 05/13.
- Salvador, C. 2001. The environmentally positive aspects of the agrochemical industry in Argentina. En: O Solbrig; F Di Castri; R Paarlberg (Eds.). *The impact of global change and information on the rural environment*. Harvard University, Cambridge pp. 201-215.
- Sanmartino, F. 2006. Anuario del campo argentino 2005/2006. Ediciones La Nación, Buenos Aires 2:13-26.
- Satorre, E. 2001. Production systems in the Argentine pampas and their ecological impact. En: O Solbrig; F Di Castri & R Paarlberg (Eds.). *The Impact of Global Change and Information on the Rural Environment*. Harvard University Press, Cambridge, Massachussets, United States pp 81-102.
- Satorre, E. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura actual. En: M Oesterheld (ed.). *La Transformación de la Agricultura Argentina*. Ciencia Hoy 15 (87):24-31.
- SAyDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable). 2004. Atlas de los Bosques Nativos Argentinos. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la República Argentina, Edición SAyDS, Buenos Aires.
- Schneider, U & P Smith. 2009. Energy intensities and greenhouse gas emission mitigation in global agriculture. *Energy Efficiency* 2:195-206.
- SENASA (2008). Movimiento de Hacienda 2007, Informe Estadístico N° 2. Servicio Nacional de Sanidad Agropecuaria de la República Argentina, 83 pp. www.sagpya.mecon.gov.ar Último acceso: 05/11.
- SIIA (Sistema Integrado de Información Agropecuaria). 2012. Explorador de Estadísticas. <http://www.siiia.gov.ar/>. Último acceso: 12/13.
- Smith, P; D Martino; Z Cai; D Gwary; H Janzen; P Kumar; B McCarl; S Ogle, O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M., Smith, J. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 363:789-813.
- Smith, P; D Martino; Z Cai; D Gwary; H Janzen; P Kumar; B McCarl; S Ogle, O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O. 2007. Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment* 118, 6-28.
- Stewart, B & C Robinson. 1997. Are agroecosystems sustainable in semiarid regions? *Advances in Agronomy* 60:191-228.
- Tilman, D; KG Cassman; PA Matson; R Naylor & S Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418:671-677.
- Trigo, EJ. 2005. Reflexiones sobre las oportunidades que ofrece la biotecnología agropecuaria a los países de América Latina y el Caribe y las opciones de políticas a impulsar para su desarrollo. Documento elaborado para el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA) en el marco del servicio WEB Coyuntura Agropecuaria 2004. www.iica.org.uy/online/coyuntura_10doc.asp Último acceso: 03/10.
- Turner, BL & AMS Ali. 1996. Induced intensification: Agricultural change in Bangladesh with implications for Malthus and Boserup. *Proceedings of the National Academy of Science, United States* pp. 14984-14991.
- Valenzuela De Mari, C. 1999. Dinámica Geográfica de la Actividad Agropecuaria del Nordeste Subtropical Argentino en la Segunda Mitad del Siglo XX. Facultad de Humanidades - Universidad Nacional del Nordeste, Argentina 4 pp.
- van Beilen, J & Y Poirier. 2007. Establishment of new crops for the production of natural rubber. *Trends in Biotechnology* 25:522-529.
- Viglizzo, EF. 2007. El Sector Rural Argentino frente al Cambio Climático Global: Amenazas, Oportunidades y Estrategias. Área Estratégica de Gestión Ambiental, INTA, abril de 2007, 15 pp.
- Viglizzo, EF; AJ Pordomingo; MG Castro & F Lértora. 2003. Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the pampas of Argentina. *Monitoring and Assessment* 87:169-195.
- Viglizzo, EF; AJ Pordomingo; MG Castro; F Lértora & J Bernardos. 2004. Scale-dependent controls on ecological functions in agroecosystems of Argentina. *Agriculture Ecosystem Environment* 101:39-51.
- Viglizzo, EF & FC Frank. 2006. Ecological interactions, feedbacks, thresholds and collapses in the Argentine pampas in response to climate and farming during the last century. *Quaternary International* 158:122-126.
- Viglizzo, EF & F Frank. 2014. Energy use in agriculture: Argentina compared with other countries. En: *The Energy performance of Agriculture*. NOVA EDITORIAL, New York (en prensa).
- Viglizzo, EF; FC Frank; L Carreño; E Jobbágy; H Pereyra; J Clatt; D Pincén & F Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* 17:959-973.
- Viglizzo E, F Frank, J Bernardos, D Buschiazzi & S Cabo. 2006. A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 117:109-134.
- Viglizzo, EF; L Carreño; H Pereyra; F Ricard; J Clatt & D Pincén. 2011. Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico. En: E Viglizzo & E Jobbágy (Eds.). *Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental*. Ediciones INTA pp 9-16.
- Viglizzo, EF; Z Roberto; F Lértora; E López Gay & J Bernardos. 1997. Climate and land-use change in field-crop ecosystems of Argentina. *Agriculture Ecosystem Environment* 66:61-70.

Capítulo 26

Cambio Climático y Servicios Ecosistémicos del Suelo

Sebastián Horacio Villarino^{1,2}, Guillermo Alberto Studdert¹ y Pedro Laterra^{1,2}

¹Unidad Integrada EEA Balcarce (UIB), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Facultad de Ciencias Agrarias de La Universidad Nacional de Mar Del Plata (UNMDP). ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

El rol del suelo en el contexto del Cambio Climático

El Cambio Climático

Los principales gases de efecto invernadero (GEI) provenientes de la actividad humana y responsables del calentamiento global son el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4), el óxido nitroso (N_2O) y los halocarbonos. El forzamiento radiativo es una medida comúnmente utilizada para describir cómo los cambios en las concentraciones de GEI modifican el balance energético del sistema tierra-atmósfera. Cuando el resultado del forzamiento radiativo es positivo significa que el cambio produjo un aumento de la energía del sistema y, consecuentemente, un aumento de la temperatura. En la era preindustrial, las concentraciones atmosféricas de CO_2 , CH_4 y NO_2 eran de $270 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$, $700 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ y $279 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$, respectivamente, y aumentaron en el año 2005 a $379 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$, $1774 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ y $319 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$, respectivamente. Estos fueron los cambios que produjeron los mayores forzamientos radiativos ($+1.66 \text{ W m}^{-2}$, $+0.48 \text{ W m}^{-2}$ y $+0.16 \text{ W m}^{-2}$, respectivamente) (Forster *et al.*, 2007). El uso de combustibles fósiles y los cambios del uso del suelo son los responsables principales del aumento global de la concentración de CO_2 , mientras que la actividad agrícola es la responsable principal de los aumentos de CH_4 y N_2O (IPCC, 2007).

La tasa de calentamiento global promediada fue de 0.13°C por decenio durante los últimos 50 años (Solomon *et al.*, 2007). Esto ha favorecido el desarrollo de fenómenos adversos para la humanidad como los aumentos del nivel del mar, de las olas de calor, de las sequías, de las precipitaciones intensas y de la actividad de ciclones tropicales intensos (IPCC, 2007). El desarrollo de estrategias de mitigación para el cambio climático requiere del conocimiento del ciclo del carbono (C) y de cómo éste es afectado por la actividad humana.

El ciclo del carbono (C)

Los principales reservorios que participan del ciclo natural del C son los océanos, los suelos, la atmósfera y la vegetación. El contenido de C se distribuye, aproximadamente, en un 93% en los océanos, un 4% en el primer metro del suelo, un 2% en la atmósfera y un 1% en la vegetación. Si bien los océanos constituyen el reservorio principal, los suelos le siguen en orden de importancia y son el principal reservorio terrestre (IPCC, 2000; Janzen, 2004). Los océanos y la atmósfera intercambian, en ambos sentidos, aproximadamente 90 Pg C año^{-1} , a través de procesos físicos (equilibrio de carbonatos y CO_2) y biológicos (producción primaria de los océanos). La biomasa terrestre toma a través de la fotosíntesis, el CO_2 de la atmósfera a una tasa de aproximadamente $120 \text{ Pg C año}^{-1}$. La respiración vegetal emite aproximadamente 60 Pg C año^{-1} , dando como resultado una fotosíntesis terrestre neta de 60 Pg C año^{-1} . Una gran parte del C almacenado temporariamente en la vegetación ingresa posteriormente al suelo a través de procesos a cargo de la meso y microfauna del suelo. La respiración heterótrofa (principalmente de microorganismos) y el fuego emiten a la atmósfera aproximadamente 60 Pg C año^{-1} , cerrando el ciclo del C (Janzen, 2004). Este ciclo, que mantuvo relativamente constantes las concentraciones de C entre los reservorios, ha sido modificado por la actividad humana fundamentalmente a partir de la era industrial. Durante el periodo de años comprendido entre 2000 y 2005, las emisiones de CO_2 fueron de $7.2 \text{ Pg C año}^{-1}$ desde la quema de combustibles fósiles y de $1.6 \text{ Pg C año}^{-1}$ desde el cambio en el uso del suelo (Deenman *et al.*, 2007). El total de emisiones durante este periodo fue de aproximadamente 9 Pg C y, sin embargo, menos de la mitad de éstas ($\sim 3.8 \text{ Pg C}$) se manifestó como un aumento de las concentraciones atmosféricas (Deenman *et al.*, 2007). Se estima que los océanos absorbieron alrededor de 2 Pg C , pero no está claro el destino de aproximadamente 3 Pg C restantes, suponiéndose

que fueron absorbidos por ecosistemas terrestres (Lal, 2007). Esto demuestra, la importancia de la capacidad regulatoria de la biosfera y las dificultades que existen para predecir la respuesta del planeta frente a los cambios en el ciclo del C.

El suelo y la emisión de gases efecto invernadero (GEI)

El suelo funciona como fuente y sumidero de CO₂, CH₄ y N₂O, participando activamente en la regulación de la concentración de estos gases en la atmósfera (Mosier, 1998). En general, el CH₄ emitido por los suelos ocurre mediante procesos de fermentación de la materia orgánica en condiciones de baja concentración de oxígeno (Conrad, 1996). Por lo tanto, sus emisiones están asociadas principalmente a los humedales y a las producciones de arroz bajo inundación. Las emisiones de N₂O del suelo provienen de los procesos microbiológicos de nitrificación y de desnitrificación.

En condiciones de elevada humedad de suelo predominan las emisiones de N₂O debido a la desnitrificación de nitratos y nitritos (Echeverría & Sainz Rosas, 2005), mientras que en suelos con condiciones de humedad cercanas a capacidad de campo y con alto contenido de nitrógeno disponible, las emisiones de N₂O por la nitrificación del amonio pueden ser sustanciales (Mosier, 1998; Smith & Conen 2004). Para un periodo de 100 años, el CH₄ y el N₂O tienen un potencial de calentamiento global, 25 y 298 veces mayor respectivamente, que el CO₂ (Foster *et al.*, 2007). Por otra parte, el N₂O en la atmósfera se transporta hacia la estratosfera donde reduce al ozono a oxígeno molecular, disminuyendo así la capa de ozono. Por lo tanto, pequeños cambios de estos gases en la atmósfera tienen grandes implicancias en el sistema climático.

Las emisiones de CO₂ de suelo provienen de la descomposición de residuos vegetales, de la mineralización de la materia orgánica del suelo y de la respiración radical (Högberg *et al.*, 2005). Las principales entradas de C al suelo son a partir de las raíces vegetales y sus exudados, de los residuos vegetales aéreos y de los abonos orgánicos (Powlson *et al.*, 2011). Los procesos que regulan tanto las entradas como las salidas de C son afectados por el clima, la vegetación y las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Stevenson & Cole, 1999; Jobbagy & Jackson, 2000).

Generalmente, el contenido de C orgánico del suelo (COS) tiene una asociación positiva con la precipitación media anual y una relación inversa con la temperatura media anual (Post *et al.*, 1982; Jobbagy & Jackson, 2000). Esto es debido a que menores temperaturas implican una menor tasa de mineralización y a que la productividad primaria neta aumenta con la disponibilidad de agua aumentando, por lo tanto, los aportes vegetales al suelo.

Debido a la importancia que tienen los suelos en el ciclo del C, los mismos representan tanto una amenaza como una oportunidad en lo que respecta al cambio climático (Powlson *et al.*, 2011). La amenaza se debe a su potencialidad para liberar grandes cantidades de CO₂ a la atmósfera, principalmente por la conversión de bosques y pastizales a tierras de cultivo, mientras que la oportunidad se debe a su capacidad de secuestrar de CO₂. El secuestro de C del suelo se describe como la reducción de CO₂ de la atmósfera, a largo plazo o permanente (100 años), debida al aumento del C en el suelo (Stockman *et al.*, 2013). El secuestro de C en el suelo puede ocurrir en tierras productivas que son abandonadas y donde posteriormente crece vegetación perenne, o en tierras productivas que adoptan prácticas de manejo que incrementan el contenido de COS. Para la primera opción, Post & Kwon (2000) estimaron tasas medias de acumulación de C en tierras de cultivos reconvertidas a bosques y pastizales de 33,8 g C m⁻² año⁻¹ y 33,2 g C m⁻² año⁻¹, respectivamente. Sin embargo, sólo una pequeña cantidad de la superficie terrestre se encuentra en estas situaciones y, debido al crecimiento de la población mundial y a su consecuente aumento de la demanda de alimentos, no es esperable que estas reconversiones de tierras de cultivos a vegetaciones perennes aumenten en el futuro (Powlson *et al.*, 2011). En cuanto a la segunda opción, las prácticas de manejo agrícola que aumentan los contenidos de COS son aquéllas que aumentan los aportes de C al suelo a través de residuos vegetales y/o disminuyen la tasa de descomposición del COS (Paustian, 2000; Janzen, 2006). Algunas de estas prácticas incluyen la labranza reducida o siembra directa (SD), la utilización de cultivos de cobertura, cambios en las rotaciones y la aplicación de fertilizantes y riego (Smith, 2004). La adopción de la SD ha crecido notablemente en todo el mundo y ha sido proclamada como una práctica fundamental para el secuestro de C (Smith, 2008; Lal, 2011). Sin embargo, su potencialidad para aportar al secuestro de C aún sigue siendo debatida. Mientras que muchas revisiones muestran aumentos en COS por el cambio de labranza convencional a SD (West & Post, 2002; Angers & Eriksen-Hamel 2008; Vitro *et al.*, 2012), otros trabajos declaran que el cambio se da principalmente en la distribución del COS pero que en general no hay diferencias en el contenido total (Puget & Lal, 2005; Baker *et al.*, 2007; Luo *et al.*, 2010). El efecto de la SD es muy variable entre tipos de suelos, usos (Steinbach & Álvarez, 2006) y ecosistemas (Lal, 2011) y, por lo tanto, cada situación debería ser analizada en forma aislada. Por otra parte, también hay que tener en cuenta que, en ambientes húmedos, la SD puede conducir a

un aumento de las emisiones N_2O (Rochette, 2008; Lal, 2011), pudiendo fácilmente contrarrestar el beneficio del secuestro de C (Powlson *et al.*, 2011).

Otro tema de debate es cómo el cambio climático podría afectar el contenido de COS. Por un lado, el aumento de las temperaturas aumenta la tasa de mineralización de la materia orgánica produciendo una retroalimentación positiva al cambio climático. Por el otro, dado que los aportes de C al suelo provienen de la producción primaria neta y que ésta podría incrementarse al aumentar las concentraciones de CO_2 , se produciría una retroalimentación negativa. Por lo tanto, el resultado final de la respuesta al cambio climático dependerá de si el aumento de los aportes de C es mayor que el aumento de la tasa de mineralización del C del suelo, o viceversa (Davison & Janssens, 2006).

Cambio en el uso del suelo: el enfoque utilizado por el IPCC para estimar las emisiones de CO_2

El cambio del uso de la tierra ocurrido durante los últimos 300 años ha involucrado aproximadamente la conversión de 1135 millones de hectáreas de bosques y 669 millones de hectáreas de pastizales, sabanas y estepas, para uso agrícola (Lal, 2007).

Durante el siglo pasado, en la Región Pampeana de la Argentina, las praderas nativas fueron transformadas principalmente en tierras de cultivo anuales de cosecha o pasturas destinadas a la actividad ganadera (Soriano, 1991; Hall *et al.*, 1992). A partir de la década de los '90, la frontera agrícola comenzó a desplazarse rápida y sostenidamente desde la Región Pampeana hacia el Noroeste (NOA) y el Noreste (NEA), a expensas de áreas de bosques y pastizales naturales (Paruelo *et al.*, 2004; Viglizzo *et al.*, 2010). A su vez, este proceso fue y está siendo acompañado por una fuerte tendencia al monocultivo de soja (*Glycine max* (L) Merr.) (Paruelo *et al.*, 2004; Aizen *et al.*, 2009). Entre los años 2005 y 2010, la Región Chaqueña, donde se ubica el segundo bosque nativo más grande del continente sudamericano, tuvo tasas anuales de deforestación de entre 1,5% y 2,5%, mientras que los promedios de América Latina y mundial fueron de 0,51% y 0,20%, respectivamente (Seghezzo *et al.*, 2011). Este reemplazo de áreas naturales por tierras de cultivo ha modificado el ciclo del C tanto en la cantidad total fijada desde la atmósfera como en su variabilidad estacional (Volante *et al.*, 2012).

El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) ha publicado las *Directrices de 2006 para los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero* (IPCC, 2006a) para realizar compilaciones nacionales de emisiones de GEI, incluidas las emisiones de CO_2 . El Volumen 4: "Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra", describe un método de inventario de C (MIC) para estimar los stocks y flujos del COS en respuesta a los cambios de uso del suelo (IPCC, 2006b). No obstante, se reconoce que dicho capítulo y en particular su sección referida a los suelos, es uno de los más complejos y menos desarrollados (Lokupitiya & Paustian, 2006). En general, las técnicas disponibles para cuantificar variaciones del COS a gran escala se encuentran poco desarrolladas (Tate *et al.*, 2004; Wander & Nissen, 2004; Stockman *et al.*, 2012) y esto genera incertidumbre sobre las implicancias que los cambios en el uso de la tierra puedan tener sobre el COS.

El objetivo del IPCC es que todos los países, sin importar la experiencia o los recursos disponibles, sean capaces de realizar estimaciones fiables de sus emisiones y secuestros de C (IPCC, 2006a). El MIC posee tres niveles o aproximaciones para estimar los cambios en el COS y asume que cuanto mayor sea el nivel, mayor será la precisión de las estimaciones, así como también lo serán la complejidad y la necesidad de información (IPCC, 2006c). Para realizar las estimaciones en los Niveles 1 (N1) y 2 (N2), se asignan contenidos de COS de referencia (que representarían la condición nativa de cada lugar) a diferentes ambientes y luego se corrigen dichos contenidos por "factores de cambio" que dependen del uso del suelo. La diferencia entre el N1 y el N2 está dada por el origen de los datos de contenido de COS de referencia y de los factores de cambio. En el primer caso, se utilizan los valores por defecto propuestos por el MIC y, en el segundo, los valores son derivados a partir de información local. Por último, el Nivel 3 (N3) incluye modelos más complejos en que los sistemas de inventario son generados a partir de datos de alta resolución que capturan mejor la variabilidad de las condiciones locales (IPCC, 2006c).

En Argentina, el N1 ha sido aplicado por Viglizzo *et al.* (2011) para estimar los cambios del COS en la Argentina para el período 1956-2005, pero estos resultados no han sido contrastados con datos empíricos. Villarino *et al.* (2012) y Berhongaray *et al.* (2013) han comparado los resultados de la aplicación del N1 con datos empíricos de la Región Pampeana de la Argentina y concluyeron que el N1 no es un modelo válido. El N1 es un modelo demasiado simplista, basado en muchos supuestos implícitos que no son totalmente coherentes con los conocimientos científicos actuales de ciclo del C en los suelos (Sanderman & Baldock, 2010) y, por lo tanto, sus estimaciones son muy poco fiables. Sin embargo, aun no han sido desarrollados el N2 o el N3 del MIC en ninguna región de la Argentina.

El suelo y los servicios ecosistémicos (SE)

Marco conceptual de los SE

En la búsqueda de comprender cómo se relaciona el funcionamiento de los ecosistemas con el bienestar humano, a partir de la década de 1970 (Patterson & Coelho, 2009) comienza a gestarse un marco conceptual basado en la idea de SE. Este nuevo enfoque que comienza debatirse con mayor intensidad durante la década de los '90 (Haines-Young & Potschin, 2010), reconoce la importancia de la gestión de los ecosistemas en un contexto socio-económico con el fin de mantener el bienestar de los seres humanos, y por lo tanto, es una visión antropocéntrica y focalizada hacia la toma de decisiones (Robinson *et al.*, 2013). Como producto de la reflexión de más de 1300 científicos de diferentes países promovida por las Naciones Unidas en torno al estado de los ecosistemas terrestres y su significado para el bienestar humano en el año 2005 se publicó un trabajo fundacional sobre la temática: *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005). El MEA provee un marco conceptual que permite vincular la relación entre el funcionamiento de los ecosistemas con el bienestar humano. Define a los SE como “los beneficios recibidos por la población humana, en forma directa o indirecta, desde los ecosistemas” y los clasifica en servicios de “Provisión”, de “Regulación”, “Culturales” y de “Soporte”. Evaluaron además, las principales tendencias sobre la provisión de esos SE a nivel mundial. A partir de la publicación del MEA surgió una gran cantidad de trabajos orientados a mejorar el marco conceptual de SE y su definición para facilitar su aplicación en un contexto operativo (Boyd & Banzhaf, 2007; Wallace, 2007; Fisher *et al.*, 2009; Haines-Young & Potschin, 2010; Nahlik *et al.*, 2012). Haines-Young & Potschin (2010) proponen un modelo conceptual de “cascada” que permite distinguir e integrar los conceptos de procesos y estructuras ecológicas, las funciones ecosistémicas, los SE y los beneficios derivados de esa secuencia a partir de la combinación de los SE con distintas formas de capital humano, social y/o económico (Figura 1). Las funciones ecosistémicas se refieren a los flujos de materia y energía que ocurren en un ecosistema independientemente de la existencia del ser humano. Cuando estas funciones hacen posible que el ecosistema presente determinadas capacidades o aspectos que se asocian directamente con beneficios para el hombre, las mismas son también denominadas servicios ecosistémicos intermedios (Fisher *et al.*, 2009). Con alguna pequeña diferencia en sus definiciones, estas capacidades o aspectos del ecosistema que generan bienestar social, es lo que varios autores describen como los SE (Daily, 1997; de Groot *et al.*, 2002; Boyd & Banzhaf, 2007; Fisher *et al.*, 2009). El beneficio, el último eslabón de la cascada conceptual (Figura 1), es aquél que contempla la afectación directa del bienestar humano y que generalmente requiere de la inversión de otras formas de capital (humano, físico, etc.) para que pueda ser capturado. Por ejemplo, para que las personas puedan obtener agua potable en sus domicilios (beneficio), debe existir una fuente natural de agua limpia (SE) la cual se encuentra regulada por complejas interacciones entre procesos biofísicos (funciones ecosistémicas o servicios intermedios) (Fisher *et al.*, 2009). Si bien la diferencia entre las definiciones de SE puede parecer poco relevantes, las mismas pueden conducir a fuertes inconsistencias al momento de identificar, cuantificar y/o valorar los SE (Nahlik *et al.*, 2012).

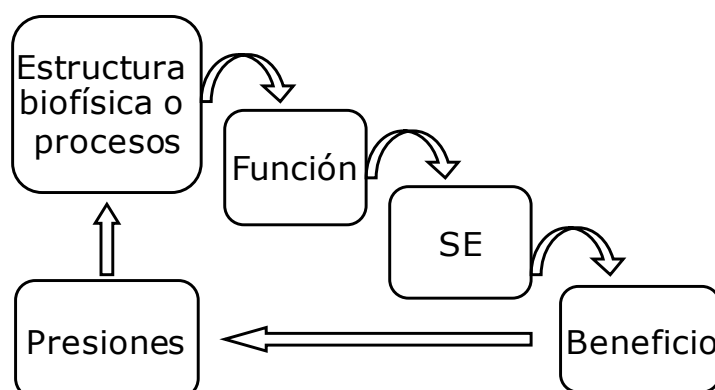
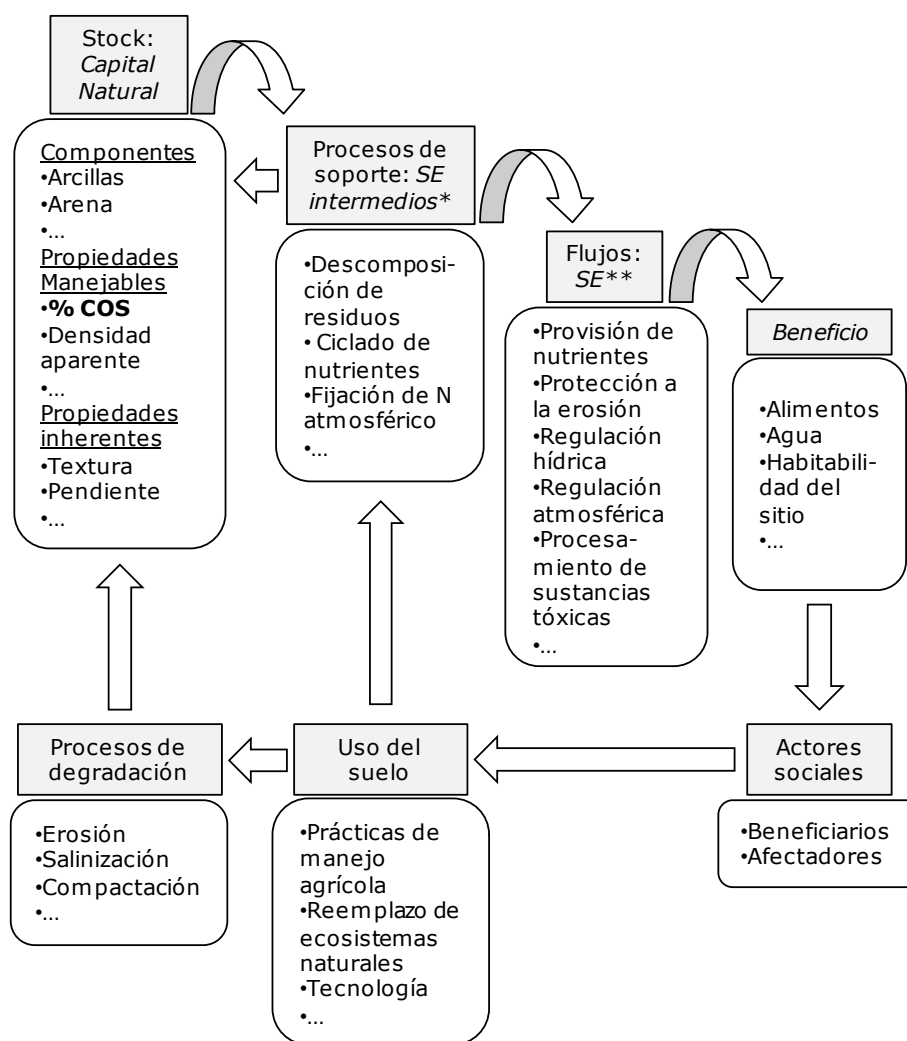


Figura 1. Marco conceptual para los servicios ecosistémicos adaptado de Haines-Young y Potschin (2010).

La ciencia del suelo y los servicios ecosistémicos: hacia un enfoque unificado

A pesar de la importancia que tienen los suelos para la humanidad, su relación con los SE no está siendo bien entendida ni reconocida (Daily *et al.*, 1997; Wall *et al.*, 2004; Robinson *et al.*, 2009; Dominati *et al.*, 2010). La ciencia del suelo está buscando adaptarse a este nuevo marco (Palm *et al.*, 2007) para poder contribuir a comprender cómo se está afectando el funcionamiento de los suelos y que este conocimiento pueda ser reconocido

en el desarrollo de políticas ambientales y en la toma de decisiones (Robinson *et al.*, 2009; Dominatti *et al.*, 2010). Con esta finalidad, algunos autores han propuesto marcos conceptuales que permiten una mejor incorporación de los conocimientos de la ciencia del suelo al enfoque de SE (Palm *et al.*, 2007; Dominati *et al.*, 2010; Robinson *et al.*, 2013). Para que el enfoque de SE siga fortaleciéndose como la forma de entender las relaciones entre la sociedad y los ecosistemas, es necesario lograr una buena comunicación entre las distintas disciplinas. Con este fin, en la Figura 2, proponemos un marco conceptual que rescata y combina las ideas principales de varios trabajos provenientes de la ecología (Fisher *et al.*, 2009; Haines-Young & Potschin, 2010; Paruelo, 2011) y de la ciencia del suelo (Palm *et al.*, 2007; Dominati *et al.*, 2010; Robinson *et al.*, 2013). Si bien la Figura 2 está ejemplificada para los SE del suelo, el marco conceptual puede ser utilizado para describir al ecosistema y su contexto socio-económico en su totalidad.



* Equivalente a *Funciones sensu* Haines young y Postchin 2010

** Equivalente a *Servicios Ecosistémicos Finales sensu* Fisher et al. 2009

Figura 2. Marco conceptual de servicios ecosistémicos (SE) propuesto, integrando los enfoques de la ecología y de la ciencia del suelo. Las cajas grises contienen conceptos y las cajas blancas contienen ejemplos para cada caso.

Varios autores (Palm *et al.*, 2007; Dominati *et al.*, 2010; Robinson *et al.*, 2013) coinciden en que es sumamente importante que el enfoque de SE incorpore el concepto de capital natural. El capital natural se refiere al stock de bienes naturales del cual surgen flujos de SE (Dominati *et al.*, 2010) (Figura 2). Se podría diferenciar entre SE tangibles o intangibles, o entre bienes y servicios (Robinson *et al.*, 2013) pero, a los fines de ser más simples y claros, en este capítulo nos referiremos a ellos en forma conjunta como SE. Si hiciéramos una analogía entre el ecosistema y una fábrica industrial, el capital natural sería la maquinaria y los insumos que utiliza la fábrica para producir, y los productos serían los SE. Si nos focalizamos solamente en medir los flujos de SE (los productos) estaríamos desestimado fácilmente la importancia de evaluar los stocks del capital natural (el estado de la

maquinaria de producción y la disponibilidad de insumos) y, por lo tanto, obviando la sustentabilidad del sistema (Robinson *et al.*, 2013).

El capital natural del suelo puede ser descripto mediante sus componentes y propiedades. A los fines prácticos resulta útil diferenciar las propiedades del suelo que cambian en el largo plazo, denominadas inherentes, de aquéllas que son más dinámicas y cambian en el corto-mediano plazo, denominadas “manejables” (Dominati *et al.*, 2010). Palm *et al.* (2007) sugieren que el capital natural de los suelos está determinado por tres propiedades principales: la textura, la mineralogía y el COS. Esta visión muy simplificada fue posteriormente ampliada por Robinson *et al.* (2009) en una definición que incluye la materia, la energía y la organización del suelo. No obstante, no hay dudas de que la textura y la mineralogía definen propiedades del suelo fundamentales para la provisión de SE, como por ejemplo, la agregación, el espacio poroso, la tasa de infiltración de agua y el contenido de nutrientes. Sin embargo, la textura y la mineralogía son propiedades inherentes al suelo y, por lo tanto, (exceptuando procesos intensos de erosión) no pueden modificarse en el corto-mediano plazo. Por el contrario, el contenido de COS es una propiedad manejable que responde al uso del suelo.

En las secciones anteriores se puso de manifiesto el rol primordial que cumple el COS en la regulación climática global. Sin embargo, su importancia también se debe a que es el principal componente que determina la calidad y la salud del suelo (Weil & Magdoff, 2004). Por lo tanto, además del SE de regulación climática, el COS es primordial en la definición de otros SE tales como la retención de agua, la regulación hídrica, la protección contra la erosión, la provisión de nutrientes para los vegetales y el procesamiento de sustancias tóxicas (Figura 2) (Weil; Magdoff, 2004; Powlson *et al.*, 2011). En los sistemas agrícolas, el aumento de los niveles del COS genera situaciones de “beneficios múltiples”, debido a que al mismo tiempo que se reducen los niveles de CO₂ atmosférico, se mejoran la fertilidad, la productividad, la resistencia y la resiliencia del recurso suelo (Lal, 2004; Freibauer *et al.*, 2004; Cerri *et al.*, 2004).

Tanto la provisión como la captura de SE dependen de las características y actividades de las sociedades, y en particular, de sus actores sociales (el estado, empresas privadas, ciudadanos, pobladores rurales, etc.). Para entender cómo los actores sociales se relacionan con los SE, podemos clasificarlos según sean “*afectadores*” o “*beneficiarios*” del SE en cuestión (Schefer *et al.*, 2000, Paruelo, 2011). Los afectadores son aquellos actores sociales que modifican significativamente el estado del ecosistema y los beneficiarios son quienes utilizan, en forma directa o indirecta, los SE. Por ejemplo, una empresa agropecuaria que reemplaza un bosque por cultivos anuales, actúa como afectadora del capital natural, generalmente favoreciendo procesos de degradación que conllevan la disminución de ciertos SE como por ejemplo el secuestro de C y la regulación hídrica. En este ejemplo puede observarse que los beneficiarios de los SE puede ser regionales (en el caso del SE de regulación hídrica) o globales (en el caso del SE de regulación climática). También puede ocurrir que un mismo actor social actúe como afectador y beneficiario del SE al mismo tiempo (Paruelo, 2011). Por ejemplo, un agricultor que aplica prácticas agrícolas que disminuyen el contenido de COS (e.g. monocultivo de bajos niveles de producción de biomasa) favorece procesos de degradación del suelo que conllevan la disminución de la provisión de los SE que él mismo utiliza (e.g. protección a la erosión, provisión de nutrientes). Por el contrario, el agricultor también puede realizar prácticas de manejo agrícolas que favorezcan procesos de soporte de SE, los cuales al mismo tiempo mejoran en capital natural del suelo (Figura 2).

Conclusiones

El uso que hagamos del suelo determinará en gran medida la magnitud del cambio climático y, por lo tanto, los problemas futuros que deberá enfrentar la humanidad. Se espera que la población mundial crezca un 33% para el año 2050 (United Nations, 2011) y el consecuente aumento en la demanda de alimentos, será la principal fuerza que guiará el cambio en el uso del suelo. Los aumentos en la superficie agrícola afectarán los SE, potenciando la provisión de algunos (principalmente aquéllos asociados a la producción de alimentos) y disminuyendo o eliminando la provisión de otros (e.g. regulación hídrica, provisión de hábitat, recreación). Si el objetivo es realizar un uso sostenible de los ecosistemas para lograr una mayor contribución al bienestar humano, debemos ser capaces de comprender cómo nuestra intervención en los suelos va a afectar el capital natural y la provisión de los SE, así como también reconocer quiénes son los afectadores y los beneficiarios. Este conocimiento es necesario e imperioso, tanto para el asesoramiento de productores agrícolas como para el desarrollo de políticas ambientales.

Bibliografía

- Aizen, MA; Garibaldi LA & Dondo M. 2009. Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecol Austral* 19:45-54.
- Angers, D & Eriksen-Hamel N. 2008. Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: a meta-analysis. *Soil Sci Soc Am* 72:1370-1374.
- Baker, JM; Ochsner TE; Venterea RT; Griffis TJ. 2007. Tillage and soil carbon sequestration—What do we really know? *Agr Ecosyst Environ* 118:1-5.
- Berhongaray, G; Álvarez R; De Paepe J; Caride C; Cantet R. 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. *Geoderma* 192:97-110.
- Boyd, J & Banzhaf S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecol Econ* 63:616-626.
- Cerri, C; Bernoux M; Cerri C; Feller C. 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in South America: the case of Brazil. *Soil Use Manage* 20:248-254.
- Conrad, R. 1996. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). *Microbiol Rev* 60:609-640.
- Daily, GC. 1997. What Are Ecosystem Services? En: Daily, GC (ed.). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press. [pp. 1-10.]
- Davidson, EA & Janssens IA. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440:165-173.
- De Groot, RS; Wilson MA & Boumans RM. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol Econ* 41:393-408.
- Denman, KL; G Brasseur; A Chidthaisong; P Ciais; PM Cox; RE Dickinson; D Hauglustaine; C Heinze; E Holland; D Jacob; U Lohmann; S Ramachandran; PL da Silva Dias; SC Wofsy & X Zhang. 2007. Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. En: Solomon, S; D Qin; M Manning; Z Chen; M Marquis; KB Averyt; MTignor and HL Miller (eds.). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. [Pp. 500-587. Cambridge, United Kingdom and New York, EEUU.]
- Dominati, E; Patterson M & Mackay A. 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecol Econ* 69:1858-1868.
- Fisher, B; Turner RK & Morling P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol Econ* 68:643-653.
- Forster, P; V Ramaswamy; P Artaxo; T Berntsen; R Betts; DW Fahey; J Haywood; J Lean; DC Lowe; G Myhre; J Nganga; R Prinn; G Raga; M Schulz and R Van Dorland 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. En: Solomon, S; D Qin; M Manning; Z Chen; M Marquis; KB Averyt; M Tignor & HL Miller (eds.). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. [Pp. 130-234. Cambridge, United Kingdom y New York, EEUU.]
- Freibauer, A; Rounsevell MD; Smith P; Verhagen J. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122:1-23.
- Haines-Young, R & Potschin M. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. En: Raffaelli, DG; Frid C (eds.). *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. Cambridge University Press. [Pp. 110-139. Cambridge, United Kingdom.]
- Hall, AJ; Rebella CM; Ghersa CM; Culot JP. 1992. Field-crop systems of the Pampas. En: Pearson, CJ (ed.). *Ecosystems of the World*. Elsevier. [Pp. 413-450. Amsterdam, Países Bajos.]
- Hecheverría, HE & H Sainz Rosas. 2005. Nitrógeno. En: Hecheverría, HE & García FO (eds.). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de cultivos*. Ediciones INTA. [Pp. 69-97. Buenos Aires, Argentina]
- Högberg, P; A Nordgren; MN Högberg; M Ottosson-Löfvenius; Bhupinderpal Singh; P Olsson; S Linder. 2005. Fractional contributions by autotrophic and heterotrophic respiration to soil-surface CO₂ efflux in boreal forests. En: Griffiths, H., Jarvis, P.G. (Eds.). *The Carbon Balance of Forest Biomes*. Taylor & Francis. [Pp. 251-267. Oxford, United Kingdom.]
- IPCC, 2000. Special report on land use, land use change, and forestry. Cambridge University Press. [Cambridge, United Kingdom. 377 pp.]
- IPCC, 2006a. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, IGES, Japan.
- IPCC, 2006b. Agriculture, Forestry and Other Land Use. En: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (eds.). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Institute for Global Environmental Strategies, Hayama.
- IPCC, 2006c. Cropland. En: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume IV. [pp. 1-66. Japan.]
- IPCC. 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. En: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación). *Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. [Ginebra, Suiza. 104 pp.]
- Janzen, HH. 2004. Carbon cycling in earth systems — a soil science perspective. *Agr Ecosyst Environ* 104:399-417.
- Janzen, HH. 2006. The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biol Biochem* 38:419-424.
- Jobbágy, EG & RB Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Bull Ecol Soc Am* 10:423-436.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123:1-22.
- Lal, R. 2007. Anthropogenic influences on world soils and implications to global food security. *Adv Agron* 93:69-93.
- Lal, R. 2011. Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. *Food Policy* 36:S33-S39.
- Lokupitiya, E & Paustian K. 2006. Agricultural soil greenhouse gas emissions: a review of national inventory methods. *J Environ Qual* 35:1413-1427.
- Luo, Z; Wang E & Sun OJ. 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agr Ecosyst Environ* 139:224-231.
- MEA. 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press. [Pp. 137. Washington, EEUU.]
- Mosier, A. 1998. Soil processes and global change. *Biol Fert Soils*. 27:221-229.
- Nahlik, AM; Kentula ME; Fennessy MS; Landers DH. 2012. Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecol Econ* 77:27-35.
- Palm, C; Sanchez P; Ahamed S; Awiti A. 2007. Soils: A Contemporary Perspective. *Annu Rev Env Resour* 32:99-129.

- Paruelo, JM. 2011. Valoración de servicios ecosistémicos y planificación del uso del territorio ¿es necesario hablar de dinero? En: Laterra, P; Jobbágy EG; Paruelo JM (eds.). Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, Herramientas y Aplicaciones para el Ordenamiento Territorial. [Pp. 121-139. Buenos Aires, Argentina.]
- Paruelo, JM; M Oesterheld; JP Guerschman; SR Verón; G Piñeiro; JN Volante; G María; G Baldi; M Vassallo; L Porfirio; M Durante; C Caride; MD Arocena. 2004. Patrones espaciales y temporales de la expansión de soja en Argentina. Relación con factores socio-económicos y ambientales. Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección (LART). Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (FAUBA). [Buenos Aires, Argentina. 87 pp.]
- Patterson, TM & Coelho DL. 2009. Ecosystem services: foundations, opportunities, and challenges for the forest products sector. *Forest Ecol Manag* 257:1637-1646.
- Paustian, K; J Six; ET Elliott & HW Hunt. 2000. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry* 48:147-163.
- Post, WM & Kwon KC. 2000. Soil carbon sequestration and land use change: processes and potential. *Glob Change Biol* 6:317-327.
- Post, WM; WR Emanuel; PJ Zinke; AG Stangenberger. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature* 298:156-159.
- Powlson, DS; PJ Gregory; WR Whalley; JN Quinton; DW Hopkins; AP Whitmore; PR Hirsch; KWT Goulding. 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. *Food Policy* 36:S72-S87.
- Puget, P & Lal R. 2005. Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil Till Res* 80:201-213.
- Robinson, DA; Hockley N; Cooper DM; Emmett BA; Keith AM; Lebron I; Reynolds B; Tipping E; Tye AM; Watts CW; Whalley WR; Black HIJ; Warren GP; Robinson JS. 2013. Natural capital and ecosystem services, developing an appropriate soils framework as a basis for valuation. *Soil Biol Biochem* 57:1023-1033.
- Robinson, DA; Lebron I & Vereecken H. 2009. On the definition of the natural capital of soils: a framework for description, evaluation, and monitoring. *Soil Sci Soc Am J* 73:1904-1911.
- Rochette, R. 2008. No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. *Soil Till Res* 101:97-100.
- Sanderman, J & Baldock JA. 2010. Accounting for soil carbon sequestration in national inventories: a soil scientist's perspective. *Environ Res Lett* 5:1-6.
- Scheffer, M; Brock W & Westley F. 2000. Socioeconomic mechanisms preventing optimum use of ecosystem services: an interdisciplinary theoretical analysis. *Ecosystems* 3:451-471.
- Seghezzo, L; Volante JN; Paruelo JM; Somma DJ; Buliubasich EC; Rodríguez HE; Gagnon S; Hufty M. 2011. Native Forests and Agriculture in Salta (Argentina) Conflicting Visions of Development. *The Journal of Environment & Development* 20:251-277.
- Smith, KA & F Conen. 2004. Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. *Soil Use Manage* 20:255-263.
- Smith, P. 2004. Soils as carbon sinks: the global context. *Soil Use Manage* 20:212-218.
- Smith, P; Martino D; Cai Z; Gwary H; Kumar P; McCarl B; Ogle S; O'Mara F; Rice C. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Phil. Trans. R. Soc. B* 363:789-813.
- Solomon, S; D Qin; M Manning; RB Alley; T Berntsen; NL Bindoff; Z Chen; A Chidthaisong; JM Gregory; GC Hegerl; M Heimann; B Hewitson; BJ Hoskins; F Joos; J Jouzel; V Kattsov; U Lohmann; T Matsuno; M Molina; N Nicholls; J Overpeck; G Raga; V Ramaswamy; J Ren; M Rusticucci; R Somerville; TF Stocker; P Whetton; RA Wood & D Wratt. 2007. Resumen Técnico. En: Solomon, S.; D. Qin; M. Manning; Z. Chen; M. Marquis; K.B. Averyt; M. Tignor and H.L. Miller (eds.). Cambios Climáticos 2007: Base Física de la Ciencia. Aportes del Grupo de Trabajo I al Cuarto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental sobre Cambios Climáticos. [Pp. 20-94. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, Estados Unidos.]
- Soriano, A. 1991. Río de la Plata Grasslands. En: Coupland, RT (ed.), *Natural Grasslands, Introduction and Western Hemisphere*. Elsevier. [Pp. 367-407. Amsterdam, Países Bajos.]
- Steinbach, HS & Alvarez R. 2006. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in Pampean agroecosystems. *J Environ Qual* 35:3-13.
- Stevenson, FJ & MA Cole. 1999. Cycles of soil. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. 2nd ed. Pp. 427. John Wiley & Sons. [New York, EEUU.]
- Stockmann, U; Adams MA; Crawford JW; Field DJ; Henakaarchchi N; Jenkins M; Minasny B; McBratney AB; Courcelles VdRd; Singh K; Wheeler I; Abbott L; Angers DA; Baldock J; Bird M; Brookes PC; Chenu C; Jastrow JD; Lal R; Lehmann J; O'Donnell AG; Parton WJ; Whitehead D; Zimmermann M. 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agr Ecosyst Environ* 164:80-99.
- Tate, K.; Wilde, R.H.; Giltrap, D.J.; Baisden, W.T.; Saggar, S.; Trustrum, N.A.; Scott, N.A. 2004. Soil carbon changes and uncertainties with New Zealand land-use change, En: *Super Soil 2004: 3rd Australian New Zealand Soils Conference*. [Pp. 5-9. Sydney, Australia.]
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. 2011. *World Population Prospects: The 2010 Revision, Volume I: Comprehensive Tables*. [481 pp. New York, EEUU.]
- Viglizzo, EF; LV Carreño; H Pereyra; F Ricard; J Clatt; D Pincén. 2010. Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico. En: Viglizzo, EF & E Jobbágy (eds.). *Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental*. INTA. [Pp. 9-16. Buenos Aires, Argentina.]
- Viglizzo, EF; Ricard MF; Jobbágy EG; Frank FC; Carreño LV. 2011. Assessing the cross-scale impact of 50 years of agricultural transformation in Argentina. *Field Crop Res* 124:186-194.
- Villarino, SH; Studdert GA; Laterra P; Cendoya G. 2012. Estimación de cambios del carbono edáfico en la región pampeana con la metodología del IPCC. En: XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo [Mar del Plata, Argentina.]
- Virto, I; Barré P; Burlot A; Chenu C. 2012. Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry* 108:17-26.
- Volante, JN; Alcaraz-Segura D; Mosciaro MJ; Viglizzo EF; Paruelo JM. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agr Ecosyst Environ* 154:12-22.
- Wall, DH; Bardgett RD; Covich AP; Snelgrove PVR. 2004. The need for understanding how biodiversity and ecosystem functioning affect ecosystem services in soils and sediments. En: Wall, DH (ed.), *Sustaining biodiversity and ecosystem services in soils and sediments*. Island Press. [Pp. 1-12.]
- Wallace, KJ. 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biol Conserv* 139:235-246.
- Wander, M & Nissen T. 2004. Value of soil organic carbon in agricultural lands. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 9:417-431.
- Weil, RR & Magdoff F. 2004. Significance of soil organic matter to soil quality and health. En: Magdoff, F; Weil RR (eds.). *Soil organic matter in sustainable agriculture*. CRC Press. [Pp. 1-43. Boca Raton, Florida, EEUU.]

West, TO & Post WM. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation. *Soil Sci Soc Am* J66:1930-1946.

Capítulo 27

Dinámica del avance de la frontera agropecuaria y cambios funcionales en ecosistemas del Noroeste de Argentina¹

Volante, J.N.², Mosciaro, M.J.², Alcaraz-Segura, D.³, Vale, L.M.², Viglizzo, E.F.⁴, Y J.M. Paruelo⁵.

Introducción

El desmonte consiste en la eliminación de diferentes tipos de hábitats naturales, incluyendo bosques, sabanas, praderas y humedales para destinarlos a la agricultura y/o ganadería. Si bien esta actividad es llevada a cabo desde tiempos históricos, la tasa mundial de deforestación durante la última década, alcanzó sus valores más elevados, llegando a 0,18% (FAO, 2009), especialmente concentrados en las regiones tropicales y subtropicales en América del Sur (0,50%), África (0,62%) y Sudeste de Asia (1,30%) (FAO, 2009). América Latina también está experimentando una aceleración en la pérdida de vegetación natural, ya que la tasa de pérdida anual de 0,51% observada desde 2000 a 2005, fue 10% mayor que la tasa de la década 1990-2000 (Gasparri *et al.*, 2008; Grau y Aide, 2008). Gasparri *et al.* (2008) y Grau y Aide (2008) también señalaron que en América del Sur el desmonte impactó fundamentalmente en tres ecorregiones: el Cerrado brasileño (Morton *et al.*, 2006.), los bosques de Chiquitanos en Bolivia (Steininger *et al.*, 2001.), y el Gran Chaco en Bolivia, Paraguay y Argentina (Zak *et al.*, 2004; Grau *et al.*, 2005a, 2005b; Boletta *et al.*, 2006). En la ecorregión del Gran Chaco, grandes extensiones de bosques subhúmedos se transformaron en tierras de cultivo y pastizales de gramíneas C₄ exóticas (Hoekstra *et al.*, 2005). El área argentina de la ecorregión se ha visto particularmente afectada por tasas de deforestación mayores que los promedios continentales y mundiales (0,82% por año en Argentina, 0,51% para América del Sur y el 0,2% a nivel mundial (FAO, 2009; UMSEF, 2007).

El mayor problema que plantea la conversión de áreas naturales en tierras de cultivo es el cambio en la provisión de servicios ecosistémicos (Dirzo y Raven, 2003; MEA, 2005). Los servicios ecosistémicos (SE) se han definido de diferentes maneras y, dependiendo de ellas, podemos encontrar numerosas clases de SE (Fisher *et al.*, 2009). Por un lado, el Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) señala que los SE son los "beneficios" que las personas obtienen de los ecosistemas. La definición del MEA y otras relacionadas (Costanza *et al.*, 1998; Daily, 1997) consideran a los elementos subjetivos y culturales fuera de los sistemas ecológicos en la caracterización del nivel de provisión de SE. El MEA clasifica a los Servicios Ecosistémicos en SE de aprovisionamiento, de regulación, culturales, y de soporte (Fig. 1). En el esquema de MEA, el nivel de provisión de SE de regulación o soporte no

1 Este capítulo está basado en datos inéditos sobre la dinámica de la deforestación del NOA entre 1977 y 2007; e información sobre el impacto de los desmontes sobre la dinámica de la captura del carbono, publicada en: Volante, J.N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M.J., Viglizzo, E.F., Y J.M. Paruelo. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154 (2012) 12– 22.

2 Laboratorio de Teledetección y SIG, INTA Salta, Ruta Nacional 68, km 172, Salta, Argentina.
volante.jose@inta.gob.ar

3 Centro Andaluz para la Evaluación y Seguimiento del Cambio Global, Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Almería, Ctra. Sacramento. Almería 04120, España.

4 INTA Centro Regional La Pampa – San Luis, La Pampa, Argentina

5 Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección, Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de información, Facultad de Agronomía and IFEVA.

sólo involucra aspectos básicos del funcionamiento de los ecosistemas (Ej.: intercambios de materia y energía de los ecosistemas (Virginia y Wall, 2001), sino también el contexto social de valores, intereses y necesidades.

Por otro lado, Boyd y Banzhaf (2007) se refieren a los SE como los componentes ecológicos directamente consumidos o aprovechados para generar bienestar humano, sin tener en cuenta el contexto subjetivo y cultural. Desde esta perspectiva, Fisher *et al.* (2009) definen los SE como componentes o aspectos de los ecosistemas, utilizados (activa o pasivamente) para producir bienestar humano. El análisis realizado en el presente trabajo está basado en esta definición. Fisher *et al.* (2009) propusieron un esquema de clasificación de SE donde consideran la estructura y el funcionamiento del ecosistema como "SE Intermedios", que a su vez determinan "SE Finales" (Fig. 1). Varios Servicios Intermedios (Ej.: producción primaria o la composición de especies) pueden determinar el nivel de provisión de Servicios Finales (Ej.: producción de forraje o secuestro de C). El vínculo entre los servicios intermedios y los servicios finales se define por medio de "funciones de producción" (Fig. 1). Dichas funciones están bien definidas para SE Finales con valor de mercado, tales como la producción de granos, donde los rendimientos se definen por una serie de factores biofísicos (agua, disponibilidad de nutrientes, temperatura, etc.) y factores de manejo (fecha de siembra, prácticas culturales, etc.). La definición de funciones de producción para SE Finales desde el nivel de provisión de SE Intermedios ha sido identificado como un importante paso para incorporar la idea de SE en la toma de decisiones (Lattera *et al.*, 2011).



Figura 1. Principales conceptos relacionados con dos sistemas de clasificación de Servicios Ecosistémicos: el sistema adoptado por MEA (2005) y el desarrollado por Fisher *et al.* (2009). Las flechas negras indican la relación entre las diferentes categorías de Servicios Ecosistémicos y la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas. Dicha relación se define en términos de funciones de producción (círculos). Las líneas punteadas representan la relación entre las categorías de SE. Las líneas discontinuas representan la influencia de las necesidades, intereses y valores humanos en la definición de beneficios y SE, en los dos esquemas de clasificación.

Las compensaciones o intercambios entre SE conducen a aumentos en el nivel de provisión de algunos de éstos (Ej.: producción de alimentos) y la reducción en otros (Ej.: protección del suelo, regulación de agua, captura de Carbono, etc.) (De Groot *et al.*, 2010). Los cambios en la provisión de SE Finales se producen por medio de cambios estructurales y/o funcionales (Servicios Intermedios), tales como la pérdida de biodiversidad y cambios en

la dinámica del C y el agua (Fisher *et al.*, 2009; Guerschman *et al.*, 2003, 2005; Nosetto *et al.*, 2005; Jackson *et al.*, 2005). Por lo tanto, para definir las "funciones de impacto" sería necesario identificar la alteración principal y los factores de estrés, y cuantificar sus efectos.

Las ganancias de C o la producción primaria neta (PPN) es uno de los descriptores más integradores del funcionamiento de los ecosistemas (McNaughton *et al.*, 1989; Virginia y Wall, 2001). Como SE Intermedio (sensu Fisher *et al.*, 2009), la PPN es un determinante clave de varios SE Finales, desde la producción de *commodities* a la captura de Carbono. Además, dada la misma ganancia anual de C, una distribución más equitativa de PPN durante todo el año (baja estacionalidad, es decir, bajo coeficiente de variación intra-anual) tiene efectos directos positivos en SE Finales como el aumento en la retención de N (Vitousek y Reiners, 1975), la reducción de las pérdidas de suelo y la escorrentía, y una mayor estabilidad en la disponibilidad de biomasa verde para los consumidores primarios. La PPN ha sido relacionada con el valor económico de los SE en el nivel de bioma (Costanza *et al.*, 1998). La dinámica de ganancia del Carbono tiene una ventaja adicional para caracterizar el nivel de provisión de SE Intermedios: la PPN pueden ser monitoreada a partir de datos obtenidos por teledetección (Running *et al.*, 2000). Las imágenes satelitales son ampliamente utilizadas para realizar estimaciones de la PPN en grandes áreas ya que son espacialmente continuas y de alta frecuencia temporal, lo que evita el uso de protocolos de inter-o extrapolación de puntos (Kerr y Ostrowsky, 2003; Pettorelli *et al.*, 2005). El método más ampliamente utilizado para caracterizar las ganancias de Carbono y el funcionamiento de los ecosistemas a partir de datos de satélites ha sido el uso de las curvas estacionales de los índices espectrales de vegetación (IV) como el Índice de Vegetación Normalizado (IVN) o el Índice de Vegetación Mejorado (IVM). Estos índices son estimadores lineales de la fracción de radiación fotosintéticamente activa que es absorbida por los tejidos verdes (Sellers *et al.*, 1992). Y por tanto, un determinante clave en los modelos de producción primaria (Monteith, 1981). Relaciones empíricas entre los índices de vegetación y la PPN están bien documentados en la literatura (véase, Paruelo *et al.*, 1997; Piñeiro *et al.*, 2006.). Dos atributos derivados de la dinámica estacional del IV describen la mayoría de la variabilidad de la dinámica de las ganancias de C a través de tipos de vegetación: la media anual de IV (una estimación del total anual de las ganancias de C) y el Coeficiente de Variación de los valores estacionales de IV (como descriptor de la estacionalidad de las ganancias de C) (Paruelo y Lauenroth, 1998; Paruelo *et al.*, 2001; Pettorelli *et al.*, 2005; Alcaraz-Segura *et al.*, 2006). Estos dos atributos funcionales de los ecosistemas (AFE) pueden ser interpretados sensu Fisher *et al.* (2009) como SE Intermedios relacionados con la dinámica de ganancia C, y han sido ampliamente utilizados para caracterizar el funcionamiento del ecosistema y evaluar los efectos de los cambios de uso del suelo sobre el mismo (Paruelo y Lauenroth, 1998; Paruelo *et al.*, 2001; Guerschman *et al.*, 2003; Roldán *et al.*, 2010).

Los efectos del desmonte en los atributos funcionales de los ecosistemas (AFE), al igual que la producción primaria y la estacionalidad de las ganancias de Carbono, se pueden evaluar utilizando aproximaciones metodológicas temporales y espaciales. El enfoque temporal requiere una comparación de AFE, antes y después de producido el desmonte. El enfoque "espacial" se basa en la comparación de tierras desmontadas con zonas boscosas vecinas en un momento dado. Por ejemplo, las áreas protegidas han sido frecuentemente propuestas como áreas de referencia (Schonewald-Cox, 1988; Stoms y Hargrove, 2000; Cridland y Fitzgerald, 2001; Garbulsky y Paruelo, 2004; Paruelo *et al.*, 2005; Alcaraz-Segura *et al.*, 2008, 2009a, 2009b). Este tipo de aproximación es denominada comúnmente de sustitución de "espacio x tiempo" y es extensivamente utilizada en ciencias ambientales basada en el supuesto de que es posible identificar áreas de referencia y líneas de base. Ambos enfoques, espaciales y temporales, tienen defectos. En el primer caso, puede ser difícil de identificar zonas de referencia que corresponden a las mismas unidades de vegetación y que tengan condiciones ambientales similares (Ej.: tipo de suelo). En el segundo, las condiciones ambientales de base (especialmente el clima) pueden cambiar a través del tiempo.

Vinculado a lo anterior, se proponen las siguientes hipótesis:

a) Sobre la base de la correspondencia entre la complejidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (Odum, 1969), cuanto mayor es la diferencia estructural entre la vegetación que se reemplaza y los cultivos introducidos en el terreno desmontado, mayores son los cambios funcionales. A partir de esta hipótesis, podemos predecir que *los mayores cambios en el funcionamiento del ecosistema se produce cuando la selva se sustituye por cultivos de herbáceas anuales.*

b) La transformación de tierras con vegetación natural en la agricultura no sólo produce un cambio en la magnitud de los atributos funcionales, sino que también reduce su estabilidad interanual. Nuestra predicción es que *el coeficiente de variación interanual y las anomalías año a año de los atributos funcionales será mayor en el desmonte que en las áreas naturales.*

c) La vegetación natural, un sistema más diverso que las tierras de cultivo en términos de especies, tipos funcionales de plantas, e interacciones, tiene mayor capacidad para amortiguar los impactos de las fluctuaciones interanuales de la precipitación sobre sus atributos funcionales. Nuestra predicción, respecto de esta hipótesis es que *las anomalías interanuales de la precipitación anual generan mayores anomalías de ganancias de Carbono en las tierras desmontadas que en las áreas naturales*.

En base a estas hipótesis, los objetivos del presente capítulo son:

(1) Cuantificar el área de vegetación natural transformada en tierras para actividad agropecuaria en el noroeste de Argentina durante el período 1977 a 2007, y evaluar cuál fue el tipo de vegetación más afectada en el periodo de mayor transformación.

(2) Evaluar el efecto del desmonte de tierras destinadas a la actividad agropecuaria en dos variables de funcionamiento de los ecosistemas, derivados de la dinámica estacional del Índice de Vegetación Mejorado (IVM), la media anual y el coeficiente de variación estacional a través de cuatro tipos de vegetación, desde la selva en la ecorregión Yungas, a los bosques secos, arbustales y pastizales de la ecorregión Gran Chaco.

(3) Analizar la diferencia en la respuesta de los atributos funcionales de las fluctuaciones interanuales de la precipitación entre las tierras agropecuarias y la vegetación natural.

Materiales y Métodos

La región analizada abarca un territorio de 28 millones de hectáreas de las provincias del Norte de Argentina (Santiago del Estero, Salta, Tucumán, Jujuy, Catamarca, Chaco y Formosa), ubicada entre los 22° y 32° Latitud Sur y 61° y 66° Longitud Oeste. Esta región comprende un 25% de la porción argentina de la ecorregión Yungas (selva húmeda) y el 42% de la porción argentina de la ecorregión del Gran Chaco (bosques secos, arbustales y pastizales) (Cabrera, 1976). Corresponde con áreas de precipitaciones mayores a 300mm anuales y pendientes menores a 15 grados. (Fig. 2a). La zona está incluida en el cinturón subtropical de América del Sur. Tradicionalmente, los pobladores nativos y criollos de esta zona, practicaban ganadería de subsistencia. Sin embargo, en las últimas décadas la vegetación natural ha experimentado una rápida y extensa remoción (desmonte) para agricultura y ganadería de tipo empresarial (Grau *et al.*, 2005a; Grau *et al.*, 2005b; Gasparri *et al.*, 2008). Dos factores o controles subyacentes (sensu Geist y Lambin, 2001) impulsan este extenso proceso de desmonte (el más grande de la historia argentina): 1) el aumento de la demanda internacional y de los precios de la soja, y 2) el aumento de precipitaciones en orden de un 20-30% (Boletta *et al.*, 2006; Gasparri y Grau, 2006; Zak *et al.*, 2004). Otros factores que han operado como "disparadores" (sensu Geist y Lambin, 2001) son la introducción de variedades de soja transgénicas o "Round-Up Ready" (RR) con sistemas de siembra directa, y cambios macroeconómicos sucedidos en Argentina (devaluación monetaria a fines de 2001 y mediados de 2002).

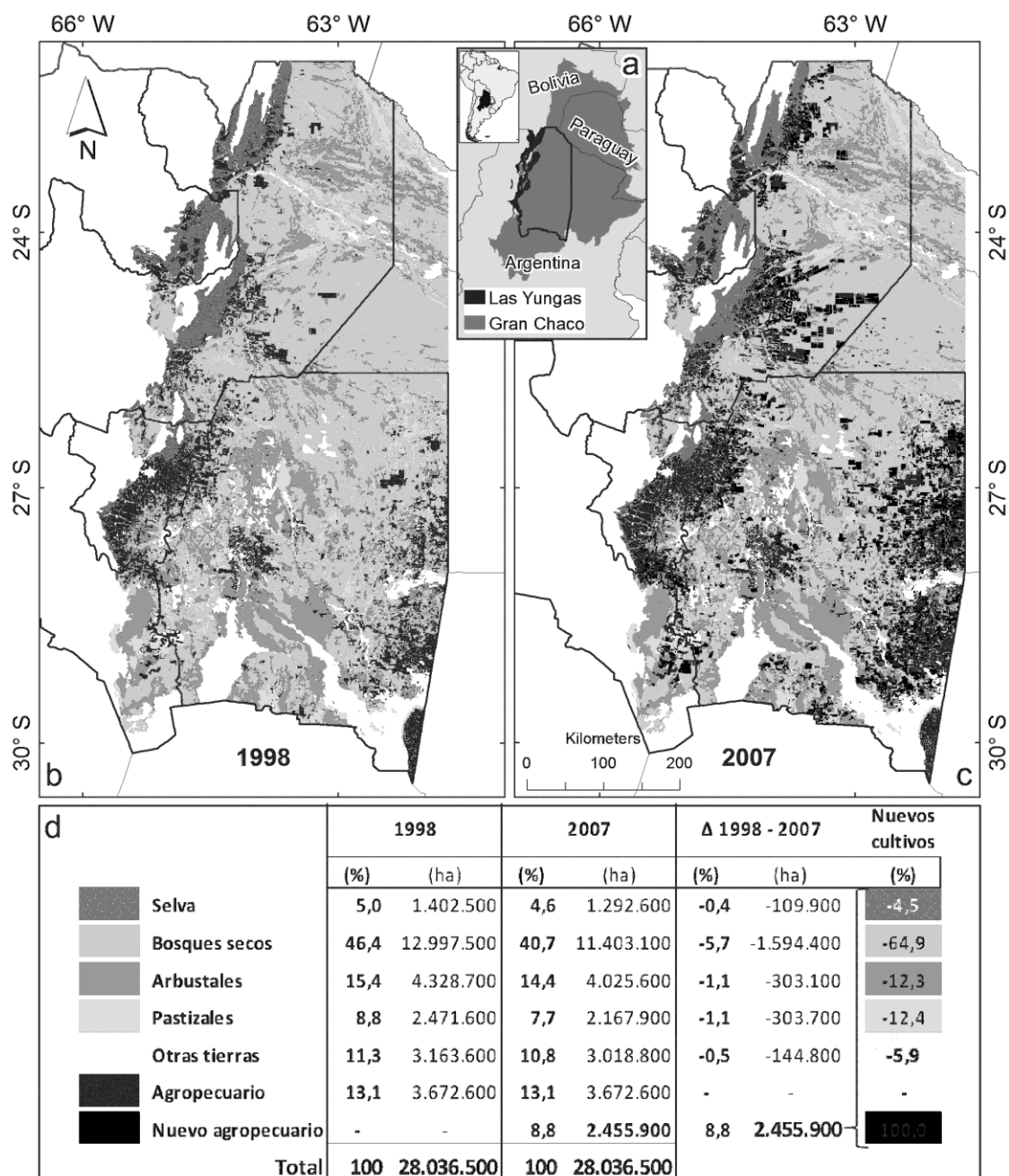


Figura 2. Provincias del Noroeste argentino (NOA) y sus áreas agropecuarias (a Diciembre de 2011). En negro, áreas transformadas (desmontadas) para agricultura o ganadería empresarial. En verde, provincias fitogeográficas de Las Yungas y El Chaco (Fuente: Primer Inventario de Bosques Nativos, 1999). a) Área de estudio y extensión de las ecorregiones de Las Yungas y el Chaco en el noroeste de Argentina y Sudamérica. Los mapas de la cobertura del suelo (SAyDS, 2007) muestran el desmonte acumulado para actividad agropecuaria ocurrido en la región a fines del año 2000 (b) y a fines del 2007 (c). El cuadro inserto en el extremo inferior (d), muestra el porcentaje de la región de estudio que ocupa cada cubierta vegetal y el área desmontada desde 2000 hasta 2007.

Dinámica de cambios en el periodo 1977 - 2007

Para cuantificar la dinámica de cambios ocurrida en la cubierta biofísica del suelo desde 1977 hasta 2007, se realizaron 4 mapas temáticos del área de estudio con un espaciamiento temporal de 10 años (1977, 1987, 1997 y 2007). Los mapas describen tres grandes categorías de coberturas de suelo: a) Áreas con vegetación natural b) Tierras agropecuarias y c) Suelos sin vegetación. Esta última categoría engloba áreas naturales (Ej.: salinas, playas de río, suelo desnudo y ambientes acuáticos) y artificiales (Ej.: peladares peridomésticos o "puestos", áreas urbanas, construcciones y caminos). Los mapas fueron elaborados a partir de clasificaciones digitales y visuales de mosaicos

de imágenes del satélite Landsat, sensor MSS (Multi-spectral Scanner Sensor) para el año 1976 y sensor TM (Thematic Mapper) para los otros años. Cada mosaico está compuesto por 19 imágenes, obtenidas de los servidores estatales de libre acceso GLOVIS de Estados Unidos (United State Geological Service) e INPE de Brasil (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). Las clasificaciones se realizaron siguiendo la aproximación metodológica utilizada por Cohen *et al.* (1998, 2002) basada en interpretaciones digitales y visuales de imágenes derivadas de transformaciones Tasseled Cap (Kauth y Thomas, 1976; Crist y Cicone, 1984). Esta metodología mostró ser eficiente para detectar cambios en la cubierta vegetal producida por grandes perturbaciones tales como deforestación, fuego o remoción total de la vegetación natural, y se basa en el supuesto de que el ruido asociado con las diferencias radiométricas entre imágenes de diferentes fechas es mínimo, en relación a la señal producida por la remoción o reemplazo del bosque por otro tipo de cubierta (Cohen *et al.*, 1998, 2002, 2010).

Para minimizar el registro de cambios atribuibles a diferencias fenológicas, los mosaicos se construyeron con escenas de la misma época del año (entre junio y agosto). Las imágenes Landsat, sensor TM fueron remuestreadas al tamaño de píxel del sensor MSS (80 m) mediante convolución cúbica (Keys, 1981). Posteriormente todas las escenas fueron co registradas con imágenes orthorectificadas Landsat TM del año 2007 obtenidas del servidor GLOVIS (USGS Global Visualization Viewer). Para la construcción de los mosaicos se realizaron normalizaciones radiométricas relativas entre pares contiguos de imágenes (Yuan y Elvidge, 1996).

La asignación de píxeles a cada categoría del mapa (1. Tierras agropecuarias; 2. Vegetación natural y 3. Suelo desnudo) se realizó a partir de una rutina que comenzó con la detección visual y digitalización en pantalla de la categoría "Tierras agropecuarias" utilizando combinación de bandas en falso color 4-5-3 (R-G-B) para maximizar el contraste entre vegetación natural y las áreas desmontadas o suelo desnudo (Chuvienco, 2002). Se consideraron "Tierras agropecuarias" a todas las transformaciones evidentes del paisaje natural para la realización de emprendimientos agropecuarios (agricultura, pasturas para ganadería, desbajadero o desarbustización para emprendimientos silvo-pastoriles). Este tipo de transformaciones imprimen cambios abruptos en el paisaje que son fácilmente detectables por fotointerpretación o interpretación visual. El mapa obtenido se comparó con el mosaico del período inmediato anterior (1997) y se detectaron las parcelas correspondientes a ese período. Esta rutina se realizó hasta finalizar con los 4 mapas de Tierras agropecuarias. Posteriormente se realizó una máscara de la categoría detectada, y se aplicó clasificación digital para detectar las categorías "Vegetación natural" y "Suelos desnudos" (Fig. 3).

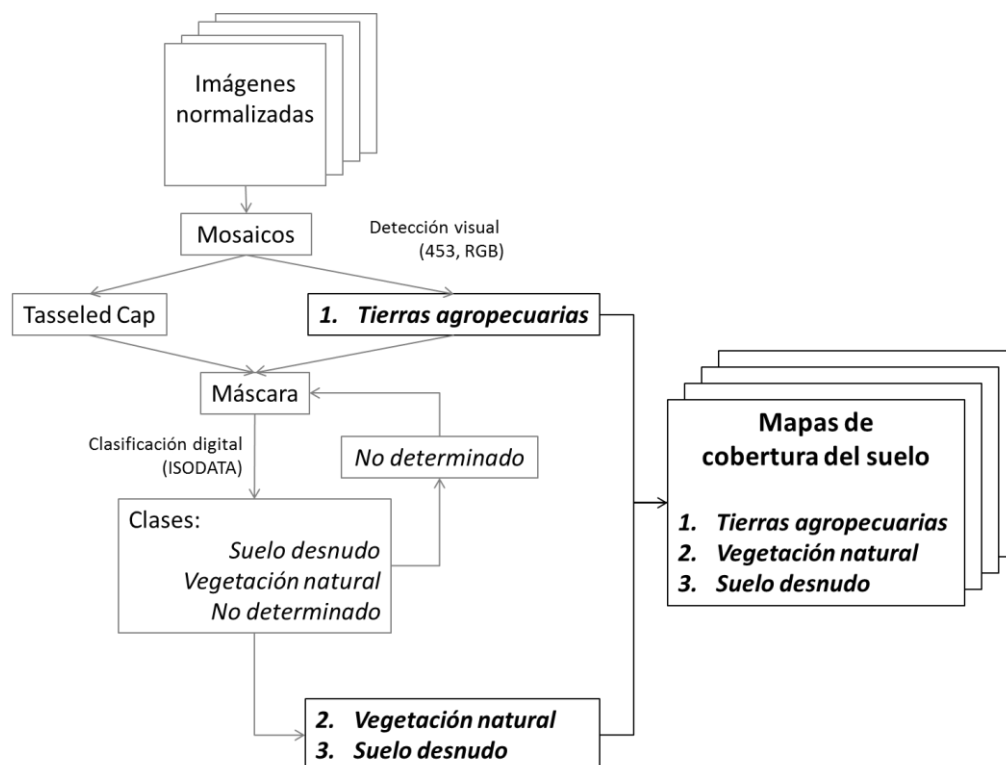


Figura 3. Algoritmo de clasificación para la elaboración de mapas de cobertura del suelo.

Siguiendo la aproximación metodológica realizada por Cohen *et al.* (1998, 2002), a cada mosaico MSS y TM se le aplicó la transformación de Tasseled Cap (Kauth y Thomas, 1976; Crist y Cicone, 1984), que reduce la información original de 6 bandas expresada en niveles digitales, a 3 bandas con significado biofísico (brillo, verdor y humedad) útiles para la distinción de coberturas vegetales y suelo desnudo. Con cada mosaico Tasseled Cap enmascarado por "Tierras agropecuarias" se realizaron clasificaciones No Supervisadas mediante algoritmo ISODATA (30 clases, 10 iteraciones y 95% de convergencia). Las categorías resultantes fueron agrupadas en "Vegetación natural", "Suelo desnudo" y "No determinado". Ésta última integró las clases que no lograron separar Vegetación natural y Suelo desnudo, por lo que fueron reclasificadas hasta que pudieron ser asignados a una de esas dos categorías.

Verificación de mapas de cobertura de suelo:

La verificación de la calidad cartográfica de los mapas se hizo en base a los trabajos de Cohen *et al.* (1998, 2002), Healey *et al.* (2005) y Kennedy *et al.* (2007) en los que se comparan puntos distribuidos al azar entre los mapas generados por clasificaciones, con interpretaciones visuales de transformaciones *Tasseled Cap* sobre las que se realizó la clasificación digital. Para ello se seleccionaron 40 "puntos centrales" al azar en el área de estudio. Alrededor de cada punto central se tomó un área de 500 píxeles (40 x 40 km) denominada "segmento". Cada segmento cumplió la condición de tener al menos 75% de la categoría "*Vegetación natural*", y que las restantes clases estuvieran representadas. Dentro de cada segmento se seleccionaron al azar 40 píxeles, que cumplieran con las siguientes condiciones: a) hasta un máximo de 60% por categoría; b) sólo un punto por "parche agropecuario" para la categoría *Tierras agropecuarias*, entendiendo por *parche* a un grupo de píxeles contiguos de la misma categoría; c) los píxeles clasificados como "*Vegetación natural*" fueron redistribuidos geográficamente al azar para maximizar la separación entre los puntos dentro de cada segmento. Las condiciones (b) y (c) se establecieron para reducir el riesgo de pseudo replicación (Hurlbert, 1984), producido por autocorrelación espacial (Dormann, 2007). Esta técnica se aplicó independientemente para cada momento analizado (1977, 1987, 1997, y 2007).

Cada conjunto de 1600 puntos de evaluación (40 segmentos con 40 puntos de muestreo) fue etiquetado con las categorías del mapa (*Vegetación natural*, *Suelo desnudo*, *Tierras agropecuarias*) mediante interpretación visual de los mosaicos Tasseled Cap. Las interpretaciones tomaron en cuenta el contexto o los píxeles vecinos, sin considerar los resultados obtenidos por la clasificación digital. Posteriormente se compararon ambos resultados para construir una matriz de confusión (Chuvieco, 2002).

Evaluación de cambios

En una primera aproximación, para obtener datos comparativos a nivel regional y continental hemos cuantificado las tasas de deforestación, entendida como la superficie anual de vegetación natural transformada en tierras agropecuarias, utilizando la tasa de variación interanual "q" propuesta por la Organización para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 1995) (Ecuación 6):

$$q = 100 \times [(A_2/A_1)^{1/(t_2-t_1)} - 1] \quad (6)$$

Donde "q" es la tasa de variación interanual en porcentaje, y

A1 y A2 representan las áreas de hábitats naturales en las fechas de t1 y t2, respectivamente.

Posteriormente, a fin de cuantificar la dirección y magnitud de los cambios ocurridos entre periodos se utilizó el método de detección de cambios denominado "clasificación delta" (Chen, 2002; Coppin *et al.*, 2004) que consiste en la superposición de mapas de cobertura del suelo de dos períodos consecutivos para la obtención de mapas de cambio y matrices de transición normalizadas (Chuvieco, 2002; Pontius *et al.*, 2004) que permitan cuantificar la dinámica entre categorías en tres períodos de tiempo (1977/87; 1987/97 y 1997/07).

La matriz de transición normalizada es una tabla de doble entrada, donde las filas representan las categorías del mapa en el *Tiempo 1*, las columnas las del siguiente período y la sumatoria de filas y columnas es igual a 1 (Tabla 1). Cada valor de la matriz, representa la transición ocurrida en cada categoría entre los periodos de estudio, y se identifican como C_{ij} (siendo i y j el número de fila y columna respectivamente). Cada C_{ij} ($\forall i \neq j$) corresponde a la proporción de pixeles que han cambiado de la categoría i del *Tiempo 1*, a la categoría j del *Tiempo 2*. La diagonal principal muestra la proporción de *persistencias* (sin cambio) observadas entre los dos periodos, identificados como C_{jj} ($\forall i=j$), (Pontius *et al.*, 2004). En la columna *Total tiempo 1*, la notación C_{i+} representa la proporción del paisaje de la categoría i en el *Tiempo 1*; y la notación C_{+j} la proporción del paisaje de la categoría j en el *Tiempo 2*.

Tabla 1. Modelo de matriz de transición utilizada para la comparación de cambios ocurridos entre diferentes momentos (1977, 1987, 1997 y 2007), (Pontius *et al.*, 2004).

| <i>Tiempo 1</i> | <i>Tiempo 2</i> | | | <i>Total Tiempo 1</i> | <i>Pérdidas brutas</i> |
|---------------------------|---------------------------|---------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|
| | <i>Vegetación Natural</i> | <i>Agropecuario</i> | <i>Sin vegetación</i> | | |
| <i>Vegetación Natural</i> | C_{11} | C_{12} | C_{13} | C_{1+} | $C_{1+} - C_{11}$ |
| <i>Agropecuario</i> | C_{21} | C_{22} | C_{23} | C_{2+} | $C_{2+} - C_{22}$ |
| <i>Sin vegetación</i> | C_{31} | C_{32} | C_{33} | C_{3+} | $C_{3+} - C_{33}$ |
| <i>Total Tiempo 2</i> | C_{+1} | C_{+2} | C_{+3} | 1 | |
| <i>Ganancias brutas</i> | $C_{+1} - C_{11}$ | $C_{+2} - C_{22}$ | $C_{+3} - C_{33}$ | | |

Es posible analizar los cambios producidos en el área de estudio, por medio de los índices propuestos por Pontius *et al.* (2004), a saber:

- **Pérdidas brutas por categoría:** Total de la categoría para el periodo *Tiempo 1* menos la persistencia de esa misma categoría (Ecuación 1).

$$L_{ij} = C_{i+} - C_{jj} \quad (1)$$

- **Ganancias brutas por categoría:** Total de la categoría para el periodo *Tiempo 2* menos la persistencia de la misma categoría (Ecuación 2).

$$G_{ij} = C_{+j} - C_{jj} \quad (2)$$

- **Cambio neto total:** Valor absoluto de la variación neta para todas las categorías j . Denota el máximo de la ganancia y la pérdida menos el mínimo de la ganancia y la pérdida. Es el cambio después de que todas las pérdidas y ganancias se han compensado para calcular la cantidad de *Intercambios*. Una forma sencilla de cálculo es, la diferencia entre los valores totales de cada categoría en cada periodo de estudio (Ecuación. 3).

$$D_j = \text{MAX}(C_{j+} - C_{jj}, C_{+j} - C_{jj}) - \text{MIN}(C_{j+} - C_{jj}, C_{+j} - C_{jj}) = |C_{+j} - C_{i+}| \quad (3)$$

- **Intercambio total:** denotado como S_j , son dos veces el mínimo de las ganancias y las pérdidas de todas las categorías j . Cada celda (pixel) que gana se empareja con una celda que se pierde y se crea un par de celdas que permutan o intercambian (Ecuación 4).

$$S_j = 2 \times \text{MIN}(C_{j+} - C_{jj}, C_{+j} - C_{jj}) \quad (4)$$

- **Cambio total o bruto por categoría:** se puede expresar como la suma de la variación neta y el intercambio o la suma de las ganancias y pérdidas (Ecuación 5).

$$C_j = D_j + S_j = \text{MAX}(C_{j+} - C_{jj}, C_{+j} - C_{jj}) + \text{MIN}(C_{j+} - C_{jj}, C_{+j} - C_{jj}) \quad (5)$$

Para evaluar cuál fue el tipo de vegetación más afectada en el periodo de mayor transformación (1997-2007) se utilizaron mapas de vegetación del Primer Inventario de Bosques Nativos de la Argentina que fueron elaborados a partir de imágenes satelitales de los años 1997 y 1998, (SAyDS, 2007a, 2007b, 2007c). Estos mapas fueron

reclasificados *ad hoc* en seis grandes categorías: bosques húmedos, bosques secos, arbustales, pastizales, tierras agropecuarias y otras tierras (Fig. 2b). A estos mapas se les superpuso el mapa de áreas desmontadas actualizado al año 2007, para lograr una nueva categoría denominada “nuevas tierras agropecuarias” (Fig. 2c), y así cuantificar la superficie desmontada de cada una de las categorías originales en el período 1998-2007, (Fig. 2d).

Evaluación de efectos por expansión agropecuaria

Para caracterizar el funcionamiento del ecosistema se utilizó un estimador de la dinámica de las captura del Carbono, el Índice de Vegetación Mejorado (IVM) (Huete *et al.*, 2002) calculado con la fórmula de la ecuación 7:

$$IVM = 2,5 \cdot (IR - R) / (IR + C1 \cdot R - C2 \cdot B + L) \dots\dots\dots (Ec. 7)$$

Donde B, R e IR expresa la reflectancia de las superficies, corregidas atmosféricamente en el azul, rojo, e infrarrojo cercano respectivamente;

L (= 1) es un factor de corrección de la influencia del suelo; y

C1 (= 6) y C2 (= 7.5) son coeficientes que consideran la presencia de aerosoles y que utilizan la banda azul para corregir la reflectancia de la banda roja.

Se utilizó una serie temporal de imágenes del satélite MODIS-Terra (producto MOD13Q1) del año 2000 hasta el 2007 debido a la imposibilidad de acceder a dichas imágenes anteriores al año 2000. Dichas imágenes poseen una resolución temporal de 16 días y un tamaño de píxel de 230 x 230 m. La información de calidad de pixel provista por este producto se utilizó para filtrar los valores afectados por nubes, sombras y/o aerosoles. Para cada año hidrológico (octubre-septiembre) del período 2000-2007, se calcularon la media anual del IVM (IVM_medio) como un estimador de la PPN, y el coeficiente de variación estacional de IVM (IVM_CV) como un indicador de la variabilidad estacional o variabilidad intra-anual (Pettorelli *et al.*, 2005).

Los cambios en los atributos funcionales de los ecosistemas (AFE) inducidos por el desmonte para actividad agropecuaria se evaluaron mediante la comparación de información pareada de sitios agrícolas de secano (cultivos anuales o pasturas) y la vegetación natural contigua. Para ello hemos desarrollado una base de datos espacialmente explícita de parcelas individuales desmontadas anualmente en el período 2000-2007, a partir de una serie temporal anual de imágenes de verano de los satélites Landsat 5 y 7. La base de datos se construyó mediante la digitalización de las parcelas agrícolas detectadas por interpretación visual de mosaicos de imágenes (combinación RGB bandas: 4-5-3) a escala 1:75.000. Cada parcela agrícola se caracterizó en función del año de desmonte y tipo de vegetación que se substituyó. Las áreas de riego fueron removidas de la base de datos.

De los sitios agropecuarios fotointerpretados en el área de estudio (más de 100.000 parcelas que ocupan 6,7 millones de hectáreas), los "sitios pareados" sólo fueron elegibles cuando el tipo de vegetación fuera de la parcela era igual a la vegetación original de la parcela, antes de producirse el desmonte; cuando la parcela era lo suficientemente grande como para contener al menos cinco píxeles puros MODIS, y que además existieran el mismo número de píxeles de vegetación natural dentro de una distancia de 1500 m desde el borde del sitio. Se entiende por pixel puro a aquel que posee más del 95% de su superficie dentro de una cubierta única (cultivo o vegetación natural) lo que presupone una baja contaminación por bordes. La restricción de los 1500m se impuso para minimizar la variación espacial de los factores ambientales como el suelo o las condiciones climáticas, ya que los atributos funcionales del área natural mantienen autocorrelación espacial (I de Moran > 0,5) significativa hasta esa distancia (Z-valor > 5; valor de p < 0,05).

Para cada sitio, se calculó la media espacial de IVM_medio e IVM_CV para la parcela y para la vegetación natural. El proceso se repitió para cada año entre 2001 y 2007 con los mapas digitales de desmontes del noroeste de Argentina desarrollados *ad hoc* (Figs. 2b y 2c). Este proceso arrojó un total de 27.367 sitios pareados para el período 2001-2007.

Durante la selección de los sitios pareados, también se registró tipos de vegetación para evaluar el impacto que tuvo el desmonte en los AFE tomando en cuenta la estructura de la vegetación y la complejidad estructural (desde

pastizales a selva). Los mapas de vegetación se obtuvieron mediante reclasificación de las categorías del Primer Inventario de Bosques Nativos de la Argentina (SAyDS, 2007a, 2007b, 2007c) en cinco categorías nuevas: bosques húmedos, bosques secos, arbustales, pastizales y otras tierras.

Del conjunto de sitios pareados, se seleccionaron al azar subconjuntos independientes en el tiempo y en el espacio, para evitar efectos de autocorrelación temporal o espacial (I de Moran $p < 0,01$). Por otra parte, se determinó el tamaño mínimo de la muestra de cada subconjunto, necesario para capturar la mayor parte de la varianza de cada tipo de vegetación y variable. Para ello, se calculó la varianza acumulada cuando un nuevo sitio emparejado se incluyó en la muestra. El tamaño de muestra fue identificado cuando el aumento de la varianza por incluir una nueva muestra era menor al 5%. La Tabla 2 resume los subconjuntos de las variables estudiadas, y el número y características de las muestras sobre la base de los criterios anteriores.

Tabla 2. Significado biológico, número de registros en el conjunto inicial, tamaño de muestra de subconjuntos aleatorios, y restricción espacial para evitar autocorrelación espacial (cuando los correlogramas del I de Moran comenzaron a mostrar ausencia de autocorrelación espacial significativa, para un p-valor <0,01) para las variables utilizadas en cada análisis.

| Variable | Significado | Número de observaciones en la base de datos inicial | Tamaño (n) de las submuestras al azar | Distancia mínima entre sitios muestreados | Fig. |
|--------------------------------------|--|---|---------------------------------------|---|------|
| IVM_medio | Promedio anual del Índice de Vegetación Mejorado (IVM), como estimador de la PPNA | Sitios pareados 27367 (natural vs. desmonte). | 10 para cada tipo de vegetación | 60 km | 2 |
| IVM_CV | Coefficiente de Variación intra-anual de IVM, describe la variabilidad estacional de las ganancias de carbono | Sitios pareados 27367 (natural vs. desmonte). | 10 para cada tipo de vegetación | 60 km | 2 |
| Diferencia relativa de IVM_medio (%) | Diferencia relativa de IVM_medio entre vegetación natural y desmonte ([natural – desmonte] / natural) | 27367 diferencias relativas | 50 | 6.5 km | 3 |
| Diferencia relativa de IVM_CV (%) | Diferencia relativa de IVM_CV entre vegetación natural y desmonte ([natural – desmonte] / natural) | 27367 diferencias relativas | 50 | 6.5 km | 3 |
| CV Inter-anual de IVM_medio | Coefficiente de Variación inter-anual de IVM_medio, como un indicador de la variabilidad inter-anual de la producción primaria | 2338 (sitios pareados que tienen 7 años de observaciones) | 50 | 12.5 km | 4 |
| CV Inter-anual de IVM_CV | Coefficiente de Variación inter-anual de IVM_CV, como un indicador de la variabilidad inter-anual de la estacionalidad | 2338 (sitios pareados que tienen 7 años de observaciones) | 50 | 12.5 km | 4 |
| Anomalía de IVM_medio (%) | Diferencia relativa entre IVM_medio de cada año y el promedio de 7 años ([media de largo plazo – media particular] / [media de largo plazo]). | 2338 (sitios pareados que tienen 7 años de observaciones) | 630 | 8 km | 5 |
| Anomalía de precipitación (%) | Diferencia relativa entre la precipitación de cada año y el promedio de 7 años ([media de largo plazo – media particular] / [media de largo plazo]). | 2338 (sitios pareados que tienen 7 años de observaciones) | 630 | 8 km | 5 |
| Intercept | Y-intercept parameter of the linear regression between Precipitation Anomaly (%) and IVM_medio Anomaly (%). | 2338 (sitios pareados que tienen 7 años de observaciones) | 630 | 8 km | 5 |
| Pendiente | Parámetro de la regresión lineal entre Anomalía de precipitación (%) y Anomalía de IVM_medio (%). | 2338 (sitios pareados que tienen 7 años de observaciones) | 630 | 8 km | 5 |

Para explorar los efectos del desmonte sobre los AFE de cada tipo de vegetación se realizaron dos comparaciones: una contemplando valores absolutos y otra las diferencias relativas. En la primera se compararon histogramas de frecuencia de 1.000 sub-muestras del IVM_medio e IVM_CV entre las parcelas desmontadas y la vegetación natural apareada. El tamaño de estas sub-muestra se especifica en la Tabla 2 para cada tipo de variable y vegetación. 1.000 promedios fueron necesarios para obtener una distribución normal de las medias de las variables.

Luego, se compararon las diferencias entre los histogramas de la vegetación natural y las tierras desmontadas mediante prueba de t de Student de una cola para muestras pareadas.

Para evaluar si existen diferencias significativas del efecto del desmonte en los AFE a través del gradiente de estructuras de vegetación (de pastizal a selva), se realizó una segunda comparación que tomó en cuenta las diferencias relativas del IVM_medio e IVM_CV entre la vegetación natural y las parcelas desmontadas ([natural - desmonte] / natural) para todos los sitios pareados. Luego, se extrajeron 1.000 sub-muestras al azar y se calculó la media de las diferencias relativas para cada sub-muestra. El tamaño de la submuestra se especifica en la Tabla 2 para cada tipo de variable y de vegetación. Las diferencias entre los tipos de vegetación fueron evaluadas mediante la ejecución de análisis de varianza (ANOVA) de las 1000 submuestras al azar. Las comparaciones entre las estructuras de vegetación se basaron en el procedimiento S de Sheffe, que ofrece un nivel de confianza para la comparación de medias entre los tipos de vegetación y es conservador para las comparaciones de las diferencias simples de pares.

Para evaluar si el desmonte redujo la estabilidad interanual de IVM_medio e IVM_CV, sólo se utilizaron sitios que tenían siete años de datos completos (de los 6.108 sitios originales, sólo 2.338 tenían 7 años de datos). En primer lugar, se calculó el coeficiente interanual de variación de IVM_medio e IVM_CV de las parcelas desmontadas y vegetación natural pareada. Posteriormente, se procedió como en el análisis previo, a la selección de 1.000 submuestras para ejecutar los análisis de varianza. Las comparaciones entre las parcelas desmontadas y los tipos de vegetación también se basaron en el procedimiento S de Sheffe.

Para evaluar si la vegetación natural tiene mayor capacidad que las tierras de cultivo para amortiguar los impactos que las fluctuaciones interanuales de las precipitaciones tienen sobre las ganancias de C (IVM_medio) se evaluó la relación entre las anomalías interanuales de la precipitación y el IVM_medio. Los datos mensuales de precipitación se obtuvieron de la Misión de Medición de Lluvias Tropicales (TRMM, Tropical Rain Monitoring Mission) que cuenta con una resolución espacial de 0,25 x 0,25° (producto 3B43, V6), distribuidos por la NASA (Goddard Earth Sciences (GES) Data and Information Services Center). Las anomalías se calcularon como la desviación relativa de cada año hidrológico (de octubre a septiembre) sobre la media de largo plazo (periodo de 2000-2007) según la ecuación 8

$$A: (Mlp - \text{año en particular}) / (Mlp) \times 100 \dots\dots\dots (\text{Ec. 8})$$

Donde A son las anomalías de precipitaciones, y

Mlp es el promedio de largo plazo (2000 – 2007).

Para los sitios pareados con siete años de datos (n=2.338) se estimó la pendiente y la intersección de Y, de la relación entre las anomalías en las precipitaciones y el IVM_medio. Se calculó la autocorrelación espacial de las pendientes y muestras al azar de los sitios vinculados con una restricción espacial de 8 km de distancia (desde donde los correlogramas comenzaron a mostrar ausencia de autocorrelación espacial significativa, $p > 0,01$). Se realizaron 680 estimaciones de los parámetros de regresión entre las anomalías de IVM_medio y la precipitación. Finalmente, se calculó el promedio de las pendientes e intersecciones de Y, y se compararon las diferencias entre la vegetación natural y las tierras desmontadas mediante la realización de una prueba de t de Student de una cola.

Resultados

Los cambios en el periodo 1977 -2007 alcanzaron más del 26% del área de estudio (Fig. 4). La pérdida de la vegetación natural como producto de la incorporación de nuevas tierras destinadas a actividad agropecuaria transformó 4.554.000 ha, de las cuales el 53% fueron desmontadas durante el último período ('97-'07) (Fig. 5). La tasa anual de pérdida de vegetación natural (q) por avance de la frontera agropecuaria en el área de estudio para el periodo 1977-2007 fue -0.69%; siendo -0,48%, -0,35% y -1.24% las tasas correspondiente a cada década analizada. Los valores reflejan la gran dinámica de cambios entre las categorías estudiadas (Fig. 6), y la magnitud del efecto del último período (Fig. 7), que supera ampliamente el promedio mundial y latinoamericano (0,23 y 0,51%) obtenido por FAO para la misma década (FAO, 2011). Este hecho podría estar asociado a la introducción de soja transgénica, siembra directa e incrementos en los precios internacionales de esta oleaginosa.

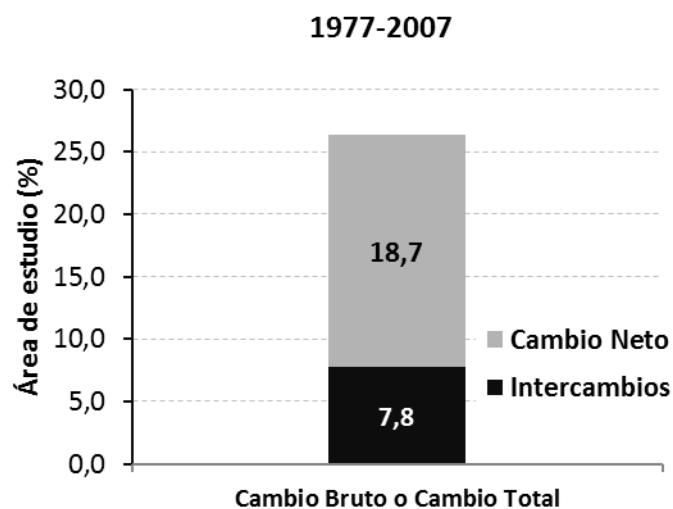


Figura 4. Componentes del Cambio Total para el período 1977-2007 expresado como porcentaje del área de estudio. Cambio Bruto o Total = Cambio Neto o Cambios en la Cantidad (gris) + Intercambios o Cambios en la Localización (negro).

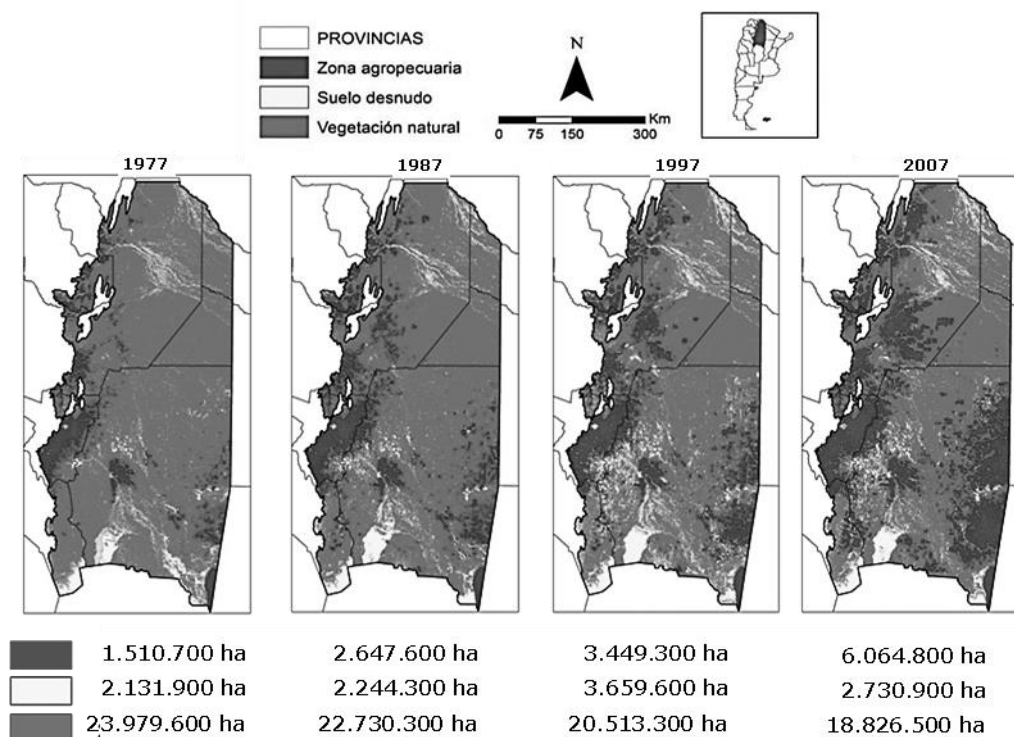


Figura 5. Mapas de cobertura de suelo de los años 1977, 1987, 1997 y 2007, resultantes del proceso metodológico sintetizado en la Fig. 2.1. En Gris Oscuro: Áreas Agropecuarias; Gris claro: Suelo desnudo; Gris: Vegetación natural.

Además del patrón sistemático de ganancias de tierras agropecuarias en detrimento de la vegetación natural, se observa una gran dinámica de intercambios entre las categorías de suelo desnudo y vegetación natural, que pueden ser atribuibles a la variación de condiciones climáticas y a la dinámica fluvial inherente al área de estudio (Figs. 6 y 7).

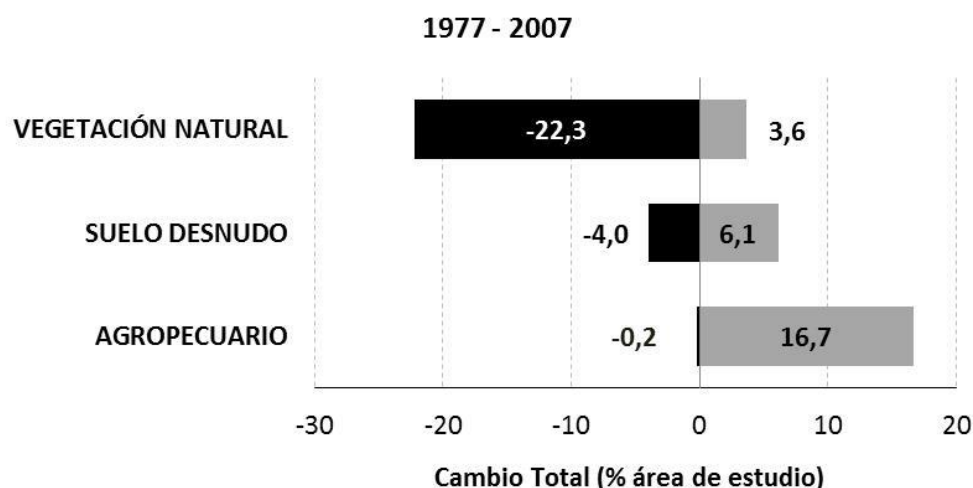


Figura 6. Balance de cambios por categoría para el período 1977-2007 expresado como porcentaje del área de estudio. Cambio Bruto por Categoría = Ganancias por categoría + Perdidas por categoría.

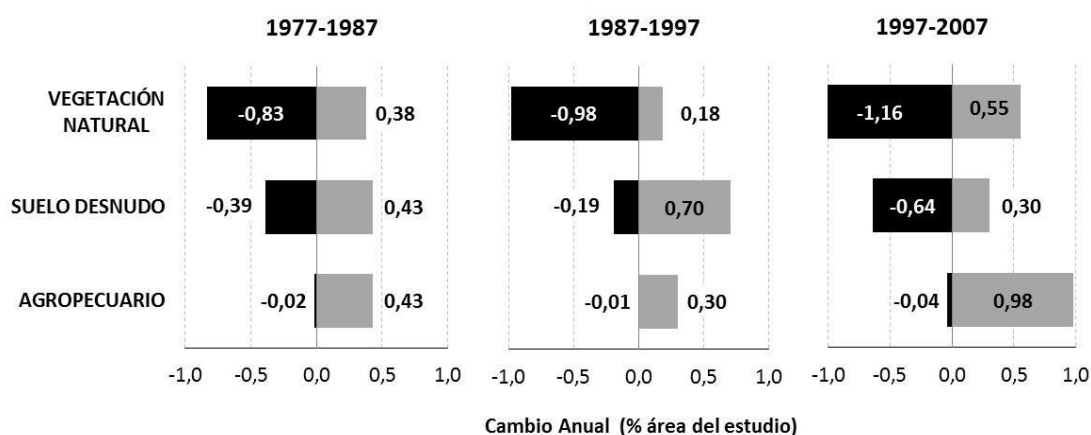


Figura 7. Cambio Total Anual por períodos (a, b y c) y Cambio Total del período 1977-07 (d) discriminados por categorías expresados como porcentaje del área de estudio. Cambio Total = Perdidas (negro) + Ganancias (gris).

En el último periodo la mayor pérdida relativa de los hábitats naturales se observó en bosques secos y pastizales (12% de su superficie en ambos casos), seguido por selva (8%) y arbustales (7%) (Fig. 2d). Las nuevas tierras agropecuarias fueron localizadas principalmente en ambientes de bosques secos (65%), seguida por pastizales (12%), arbustales (12%) y selvas (4%) (Fig. 2d).

El cambio en los atributos funcionales de los ecosistemas (AFE) debido al desmonte varía entre los tipos de vegetación reemplazada (Fig. 8). En todos los casos el efecto del desmonte fue mayor en la estacionalidad que en la cantidad total de C fijado. Para ambos atributos, IVM_medio e IVM_CV, las diferencias absolutas entre las tierras naturales y desmontadas aumentaron desde los pastizales a la selva, siguiendo un gradiente de aumento de biomasa y complejidad estructural. En todos los tipos de vegetación (Fig. 8), los histogramas de la AFE mostraron mayor curtosis en la vegetación natural que en terrenos desmontados, sobre todo en los histogramas de los coeficientes de variación estacional (IVM_CV).

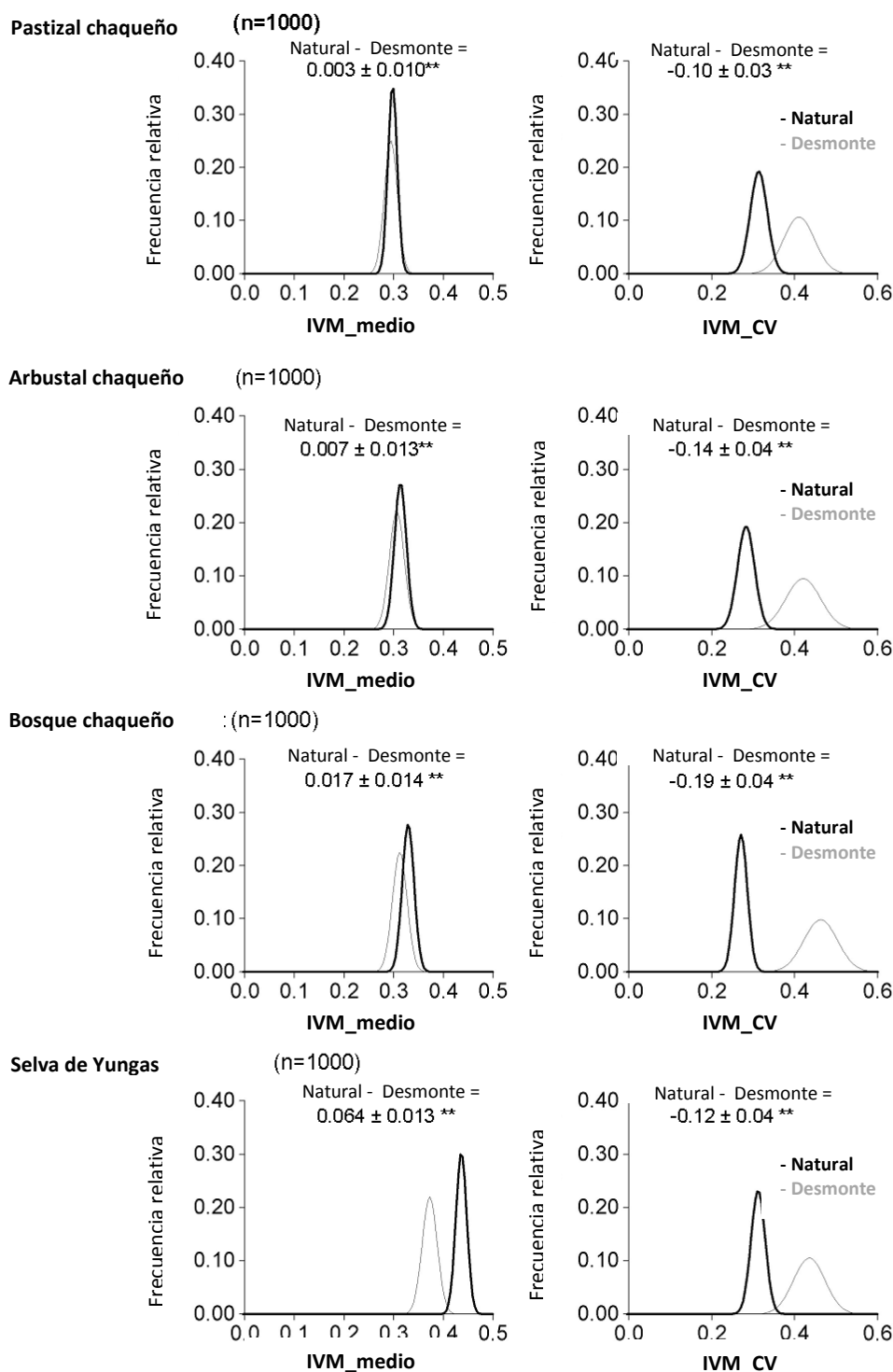


Figura 8. Cambios en el promedio del Índice de Vegetación Mejorado (IVM_medio) y el coeficiente de variación estacional (IVM_CV), debido al desmonte para actividad agropecuaria a través de diferentes tipos de vegetación en las ecorregiones de Chaco y Yungas. Para construir los histogramas, se extrajeron 1.000 submuestras al azar de 10 sitios pareados (parcelas desmontadas y vegetación natural dentro de un buffer de 1500 m) y se calculó la media de cada submuestra aleatoria. La distancia mínima entre los 10 sitios de cada submuestra aleatoria era de 60 km para evitar la autocorrelación espacial (cuando correlogramas de Moran I mostró ausencia de autocorrelación espacial significativa, valor $p < 0,01$). 1000 promedios fueron necesarios para aproximarse a una distribución normal. ** Se encontraron diferencias significativas entre las medias usando pruebas de t-Student de una cola (valor de $p < 0,0001$, $n = 1000$).

Los cambios relativos en IVM_medio e IVM_CV por desmonte ($[\text{natural} - \text{desmonte}] / \text{natural}$) también difieren entre los tipos de vegetación, siendo siempre mayor en la estacionalidad que en la cantidad total de C fijado (Fig. 9a). El impacto relativo del desmonte sobre IVM medio aumentó a lo largo del gradiente estructural de praderas a selvas, siendo bajo y similar en pastizales y arbustales, pero significativamente mayor en los bosques, y 3,4 veces mayor en la selva que en los bosques secos (Fig. 9a). El desmonte aumentó significativamente la estacionalidad de las ganancias de Carbono (IVM_CV). Los bosques secos mostraron los mayores incrementos de estacionalidad y las praderas los más bajos (Fig. 9b). En promedio, el desmonte de tierras redujo la variabilidad espacial de IVM_medio un 24%.

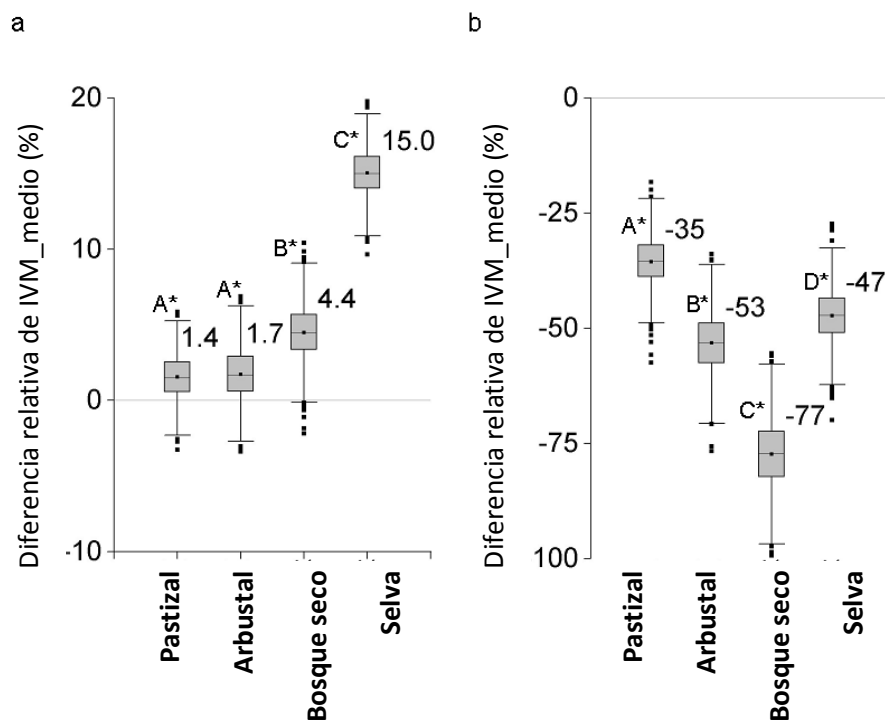


Figura 9. (a) Cambio relativo (%) de la media anual del Índice de Vegetación Mejorado (IVM_medio); y (b) coeficiente de variación estacional (IVM_CV) debido al desmonte de la vegetación natural para agricultura y ganadería a través diferentes tipos de vegetación en el Chaco y las Yungas. El eje Y representa la diferencia relativa entre la vegetación natural y las parcelas desmontadas ($(\text{Natural} - \text{Desmonte}) / \text{Natural} \cdot 100$) en 1000 submuestras al azar de 50 sitios pareados (parcelas de desmonte frente a vegetación natural en torno a un buffer de 1500 m de las parcelas desmontadas). La distancia mínima entre los 50 sitios de cada subconjunto aleatorio fue de 6,5 km para evitar autocorrelación espacial (cuando correlogramas de I de Moran mostró ausencia de autocorrelación espacial significativa, valor $p < 0,01$). 1000 muestras fueron necesarias para aproximarse a una distribución normal. Letras diferentes indican diferencias significativas en el análisis de varianza (valor de $p < 0,05$; prueba de Sheffe, $n = 1000$). * Indica diferencias significativas distintas de cero (valor de $p < 0,001$; prueba de la t, $n = 1000$). La parte inferior y superior de las cajas son los percentiles 25 y 75, respectivamente, el punto y la banda cerca de la mitad de la caja son la media y la mediana, respectivamente, las líneas inferior y superior representan los percentiles 5 y 95, respectivamente, los puntos son valores extremos.

El IVM_medio y el IVM_CV mostraron significativamente mayor variabilidad interanual en los terrenos desmontados que en la vegetación natural. La variabilidad interanual de la estacionalidad de las ganancias de Carbono (IVM_CV) fue siempre superior a la variabilidad interanual de la producción primaria (IVM_medio) (Fig. 10). En promedio, el desmonte produjo un aumento de la variabilidad interanual de 69% para IVM_medio, y del 34% para IVM_CV. En ambos casos, los mayores aumentos en la variabilidad interanual se observaron en los bosques secos, y el más bajo en pastizales y selva.

Figura 10. Aumento de la variabilidad interanual de la media del Índice de Vegetación Mejorado (IVM_medio) (a) y el coeficiente de variación estacional (IVM_CV) (b) debido al desmonte de vegetación natural para agricultura y ganadería a través de cuatro tipos de vegetación en las ecoregiones de El Chaco y Las Yungas. El eje Y representa el coeficiente de variación interanual (desviación estándar interanual / media calculada a partir de siete años de observaciones, 2001-2007) de 1000 extracciones aleatorias, cada uno de 50 sitios apareados (parcelas desmontadas versus vegetación natural dentro de un buffer de 1500 m alrededor de las parcelas desmontadas). La distancia mínima entre los 50 sitios de cada subgrupo al azar fue de 12,5 km para evitar autocorrelación espacial (cuando los correlogramas I de Moran mostraron ausencia de autocorrelación espacial significativa, p-valor <0,01). 1000 extracciones fueron necesarias para aproximarse a distribuciones normales. Letras distintas indican diferencias significativas en el ANOVA (p-valor <0,001, test de Sheffe, n = 1000). La parte inferior y superior de las cajas son los percentiles 25 y 75, respectivamente; el punto y la banda cerca de la mitad de la caja son la media y la mediana, respectivamente; los bigotes inferior y superior representan los percentiles 5 ° y 95 respectivamente; puntos externos son valores extremos.

Tanto las áreas desmontadas como las naturales son capaces de amortiguar el efecto de las fluctuaciones climáticas de precipitación sobre las ganancias de Carbono. En el 65% de las parcelas desmontadas y el 79% de la vegetación natural, las anomalías de IVM_medio fueron inferiores a las anomalías de precipitación. Sin embargo, como se había previsto en la hipótesis c), las parcelas desmontadas presentaron mayores anomalías de IVM_medio que en zonas naturales; y una pendiente significativamente más alta (el doble en promedio) de la relación entre la precipitación y las anomalías IVM_medio (Fig. 11). Estos resultados indican que las áreas naturales tienen una mayor capacidad para amortiguar las fluctuaciones climáticas que los campos cultivados.

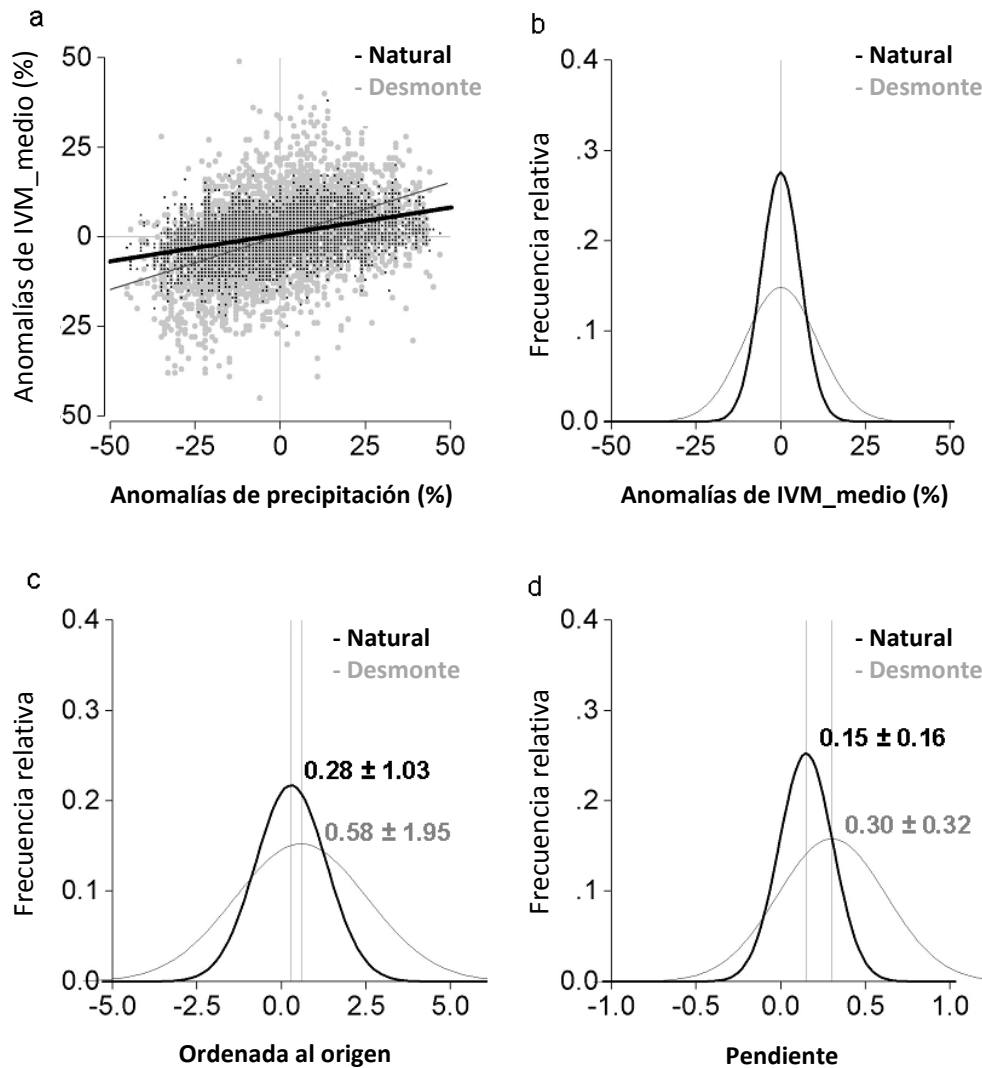


Figura 11. Diferencias entre parcelas desmontadas y vegetación natural en la interrelación entre las anomalías interanuales de precipitación y de IVM_medio (expresado como $[\text{media de largo plazo} - \text{año en particular}] / [\text{media de largo plazo}] \cdot 100$). a) Relación entre las anomalías de los 2.338 pares de sitios que tienen siete años de observaciones entre 2001 y 2007. b) Distribuciones de frecuencia de anomalías de IVM_medio en los 2.338 sitios pareados. Distribuciones de frecuencias de la intersección y (c) y la pendiente (d) de las regresiones lineales entre las anomalías de precipitación y anomalías IVM_medio durante 7 años (datos $n = 7$) en un subconjunto aleatorio de 630 pares de sitios (de una base de datos inicial de 2338) muestreados con una restricción espacial de 8 kilómetros entre los sitios para evitar autocorrelación espacial.

Discusión

La transformación de hábitats naturales en tierras agropecuarias ha cambiado significativamente los atributos funcionales de los ecosistemas (AFE) de la región, relacionados a servicios ecosistémicos intermedios asociados con la dinámica de la ganancia de Carbono. El aumento de la estacionalidad posterior al desmonte que se observó en nuestro estudio, también fue mencionado para pastizales templados de la región Pampeana (Paruelo *et al.*, 2001; Paruelo *et al.*, 2006) y en los bosques subtropicales húmedos del NE de Argentina (Roldán *et al.*, 2010). Nuestros resultados y las evidencias de la literatura sugieren que el aumento de la estacionalidad es el efecto dominante producido por el desmonte para actividad agropecuaria, independientemente de la estructura de la cobertura natural que se sustituya. Estos resultados se incrementan, sobre todo por una fuerte reducción en los valores mínimos del índice de área foliar, después del laboreo de suelos y en la etapa de barbecho (Guerschman, 2005). Por otra parte, el total de las ganancias anuales de C puede aumentar, mantener o disminuir después del desmonte en función del tipo

de transformación y de la vegetación sustituida (Parelo *et al.*, 2001). Otros trabajos demostraron que los manejos agrícolas que incluían el doble cultivo soja-trigo presentaron mayores ganancias de C que los pastizales sustituidos, mientras que los monocultivos de soja o maíz mostraron menores ganancias de C (Caride *et al.*, (2012)

La magnitud del impacto de la deforestación sobre los AFEs varió entre los tipos de vegetación. Como se predijo en la hipótesis a), los mayores cambios se produjeron cuando la selva o los bosques fueron reemplazados por cultivos herbáceos anuales, por lo que mientras mayor es la diferencia estructural entre las áreas taladas y la vegetación que se sustituye, mayores serán los cambios funcionales. Así, el impacto de la sustitución de los hábitats naturales por cultivos anuales en tipos de vegetación estructuralmente más complejos (bosques o selvas) podrían generar mayores pérdidas de servicios ecosistémicos intermedios relacionados con las ganancias de C, no sólo en términos absolutos, sino también en valores relativos (en relación con el valor original de la vegetación natural desmontada). Viglizzo y Frank (2006) también encontraron un mayor impacto en la provisión de servicios ecosistémicos por transformación de tierras en áreas de bosques que en pastizales. Esto también se ha observado en las valoraciones económicas de los servicios ecosistémicos, donde las mayores pérdidas debido a los desmontes se han observado en zonas boscosas (Costanza *et al.*, 1998). Un resultado bastante obvio, pero interesante, es que entre los diferentes tipos de vegetación la variación en la magnitud de los AFE después del desmonte, resulta de las diferencias de los valores de AFE de la vegetación natural que fue reemplazada, ya que las parcelas agropecuarias siempre tienen un nivel similar de la AFE, independientemente de la cobertura original. El desmonte, por lo tanto, genera una homogeneización del paisaje regional en términos de funcionamiento de los ecosistemas a niveles estructurales y funcionales, incluso a través de diferentes ecorregiones, tipos de vegetación y gradientes de precipitación.

Como se menciona en el enunciado de la hipótesis b), el desmonte para la agricultura o ganadería no sólo produce un cambio significativo de los AFE, sino que también ha incrementado su variabilidad interanual. Nuestros resultados indican una mayor capacidad de la vegetación natural que la de los cultivos para amortiguar los efectos de los cambios ambientales a nivel funcional. Nuestra cuantificación de esta capacidad también se puede utilizar como un indicador de la resiliencia de los diferentes sistemas, un descriptor crítico del comportamiento del sistema para hacer frente a perturbaciones sin colapsar.

Un punto crítico en la evaluación del efecto del cambio de cobertura del suelo en el funcionamiento de los ecosistemas y la prestación de servicios ecosistémicos es la definición de las condiciones de referencia (línea de base) o sitios de control y si se refieren en el tiempo (Ej.: un año en particular) o en el espacio (Ej.: una parcela en particular). Esto no sólo podría ser un desafío técnico, sino también una cuestión política para definir pautas para la gestión ambiental. Por un lado, tanto el enfoque temporal como el espacial tienen deficiencias. Al comparar la misma parcela antes y después del desmonte de tierras, las anomalías ambientales (Ej.: sequías) entre los años puede confundir los efectos debido al desmonte. Del mismo modo, cuando se comparan en el espacio, podría existir incertidumbre sobre si los tipos de vegetación (y condiciones ambientales) de las zonas desmontadas originalmente correspondían al mismo tipo de vegetación y ambiente que las áreas de referencia o de control. Por otro lado, es un desafío encontrar áreas naturales con condiciones ambientales similares a las originales de las parcelas desmontadas, sin estar sometidas a perturbaciones humanas. En este artículo, se priorizó la proximidad de los sitios de referencia a las áreas transformadas, siendo conscientes del grado pre-existente de perturbación debido a la práctica de la ganadería de subsistencia de los pobladores locales. Los parques nacionales o estatales ofrecen por supuesto, una descripción mucho mejor de las condiciones no modificadas que las áreas silvestres no protegidas. Sin embargo, la utilización de estas áreas protegidas puede sesgar el análisis, ya que su extensión y distribución espacial pueden no ser representativas de la biota, suelos y condiciones climáticas presentes originalmente en las tierras transformadas. En cambio, la utilización de lugares ubicados en las inmediaciones de las parcelas desmontadas (que mantienen una alta autocorrelación espacial, y por lo tanto, condiciones ambientales similares) como áreas de referencia de zonas no transformadas es una alternativa para minimizar este sesgo. Un inconveniente adicional al utilizar como lugares de referencia las zonas cercanas a las parcelas agrícolas, es el efecto indirecto de las perturbaciones relacionadas con las actividades dentro de las parcelas (Ej.: el pisoteo, la extracción de leña, la deriva de agroquímicos). Por tal motivo, las evaluaciones basadas en los sitios vecinos como lugares de referencia siempre proporcionan una estimación conservadora del impacto del desmonte sobre los atributos funcionales de los ecosistemas relacionados con servicios ecosistémicos intermedios.

Los análisis realizados en este estudio proporcionan la base para estimar las funciones de "impacto" de la deforestación. Éstas permiten calcular el efecto medio de la sustitución de la vegetación natural por la agricultura, e incluso la variabilidad en el tiempo y el espacio de dicho efecto. Como hemos observado anteriormente, la

magnitud del efecto varía entre los tipos de vegetación, que deben ser considerados para definir las funciones de impacto específicas para cada tipo de vegetación. El impacto global del desmonte debe ser observado sin embargo, a nivel de paisaje, y se incrementará con la extensión espacial de los hábitats naturales extraídos. En realidad, el factor de estrés (sensu Scheffer *et al.*, 2000) será la proporción simple del paisaje transformado (Fig. 12). Para definir la función que relaciona los AFE o el nivel de provisión de SE Intermedios de la zona desmontada se necesitan los estudios a nivel de paisaje. Como primera aproximación, se puede suponer que el efecto del desmonte es aditivo. Sin embargo, las diferencias en la configuración del paisaje pueden determinar interacciones espaciales entre los parches de parcelas naturales y agrícolas, dando lugar a relaciones no lineales (retroalimentación positiva o negativa) (Scheffer *et al.*, 2000). Definir adecuadamente estas relaciones es fundamental para la planificación del paisaje, ya que permite a los planificadores definir el nivel de la transformación deseado en función de decisiones de la sociedad (Castro *et al.*, 2011). Por ejemplo, si la flecha en la figura 12 indica el nivel de cambio en un SE Intermedio que una comunidad local está dispuesta a tolerar, una función de impacto lineal permitiría un nivel medio de transformación. Una relación no lineal, sin embargo, determina niveles inferiores o superiores de transformación (B o C respectivamente), dependiendo de la forma de la función de impacto. En el caso de las funciones de umbral, las decisiones sociales se limitan a mantener el nivel de transformación dentro de los valores del "umbral crítico". Los datos obtenidos por teledetección se adaptan particularmente bien para medir este tipo de funciones impacto, ya que pueden realizar un seguimiento de cambios de SE Intermedios en grandes áreas y con resoluciones espaciales que incluyen configuraciones diferentes del paisaje y estructuras (Ej.: diferentes áreas deforestadas, tamaños de parches de bosques remanentes, etc.).

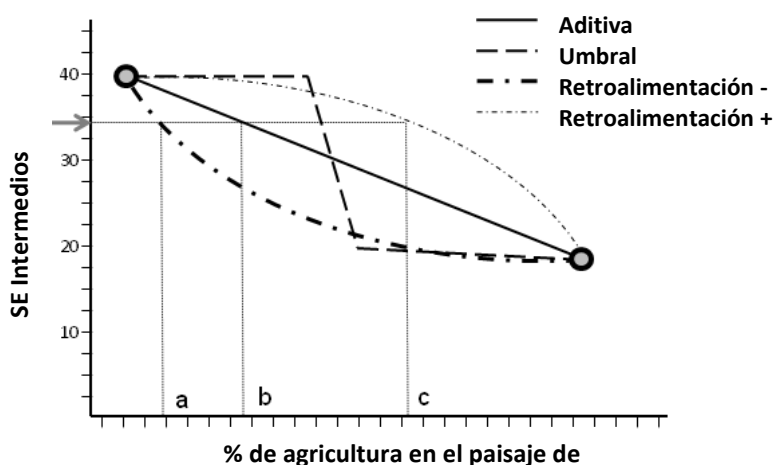


Figura 12. Funciones de impacto hipotéticas del aumento de la proporción de la agricultura en el paisaje y el cambio de servicios ecosistémicos intermedios relacionados con la dinámica de C, (por ejemplo, el IVM_medio (Atributo Funcional de los Ecosistemas) estudiado en este capítulo). Los círculos en los extremos representan las condiciones iniciales y finales en nuestro estudio. La flecha del eje Y indica un nivel hipotético de la reducción de SE Intermedios que una comunidad local está dispuesta a perder. Las letras en el eje X muestra el nivel de la transformación asociada a este cambio de SE Intermedio dependiendo de la forma una de las funciones de impacto.

Nuestro análisis se centró en los atributos funcionales de los ecosistemas, vinculados directamente a SE Intermedios relacionados con la dinámica de las ganancias de C (sensu Fisher *et al.*, 2009). Otras dos fases son necesarias para obtener estimaciones de bienes y servicios ecosistémicos que benefician directamente a los seres humanos. En primer lugar, calcular los SE Finales (sensu Fisher *et al.*, 2009), por ejemplo la regulación del agua o la protección del suelo. Para ello, sería necesario derivar las "funciones de producción" (sensu Fisher *et al.*, 2009) que producen valores para SE Finales (Fig. 1), lo que requeriría información adicional (Ej.: tipos de suelo o topografía) como en el modelo presentado por Viglizzo *et al.* (2011). En segundo lugar, estimar los beneficios directos (Ej.: agua potable o el control de inundaciones), para lo que se necesitaría una caracterización detallada de las partes interesadas, tanto los que desempeñan el papel de "efectores" como "beneficiarios" (Scheffer *et al.*, 2000). A pesar de estas necesidades, la evaluación de los AFE vinculadas a servicios ecosistémicos intermedios, en particular los relacionados con la dinámica del Carbono, proporciona un enfoque valioso ya que ambos son una pieza clave en el proceso de cálculo de los Servicios Finales y un buen indicador de los beneficios. De hecho,

Costanza *et al.* (1998) mostraron cómo el valor económico de los servicios ambientales proporcionados por los diferentes biomas se relaciona lineal y positivamente con la Producción Primaria Neta. Una vez que la relación entre el cambio de uso del suelo y los servicios se conoce, las consecuencias de la transformación del suelo y la gestión debe centrarse en el conjunto total de servicios ecosistémicos proporcionados a diferentes escalas (Foley *et al.*, 2005; De Groot *et al.*, 2010). Este análisis debería incluir el estudio de los intercambios entre los servicios económicos y de los ecosistemas a diferentes escalas temporales y espaciales, incluyendo las partes interesadas y los tomadores de decisiones (Carreño *et al.*, 2012).

Conclusiones

Los cambios producidos por desmontes en el periodo 1977 - 2007 alcanzaron 4.554.000 ha (16% del área de estudio). Este proceso se intensificó en el último periodo, en el que se desmontó 2.455.900 ha a una tasa de -1,24% anual. Este proceso de cambio impactó principalmente sobre los bosques secos y afectó funciones claves de los ecosistemas relacionadas con Servicios Ecosistémicos Intermedios asociados con la dinámica de la ganancia de Carbono. A pesar de los cambios de cobertura y uso de suelo, ha ocurrido un impacto relativamente pequeño sobre la PPNA total anual, pero las parcelas de cultivos se convirtieron en ambientes mucho más estacionales que la vegetación natural reemplazada. Tal incremento en la estacionalidad se asocia con una reducción de la actividad fotosintética durante una porción del año (período de barbecho). Se pueden esperar diversos tipos de consecuencias directas por esta reducción de SE, como por ejemplo, el control de la erosión y la regulación del agua, debido a una mayor exposición del suelo desnudo; o de la biodiversidad, debido a la pérdida o deterioro de la calidad del hábitat y la disminución de la disponibilidad de biomasa verde para los consumidores primarios durante el barbecho. El desmonte aumentó significativamente la variabilidad interanual de las ganancias de C, lo que sugiere que la vegetación natural posee una mayor capacidad de amortiguación de las fluctuaciones del clima en comparación con las tierras de cultivo. Nuestra cuantificación de esta capacidad también se puede utilizar como un indicador de la resiliencia de los diferentes ecosistemas, un descriptor crítico del comportamiento del sistema para hacer frente a perturbaciones sin colapsar. Los mayores cambios funcionales en la región se produjeron cuando los bosques fueron reemplazados por cultivos (herbáceas anuales). Nuestras observaciones sugieren que cuanto mayor es la diferencia estructural entre las áreas deforestadas y la vegetación que se sustituye, mayores serán los cambios funcionales. Puesto que el estado final es similar en todas las parcelas desmontadas, el desmonte tiende a generar una homogeneización del paisaje regional en términos de funcionamiento de los ecosistemas, que funciona incluso a través de diferentes ecorregiones, tipos de vegetación y gradientes de precipitación. Nuestros resultados también proporcionan la base para estimar las funciones de "impacto" del desmonte para calcular el efecto medio de la sustitución de la vegetación natural por la agricultura e, incluso, la variabilidad en el tiempo y el espacio de dicho efecto. Como hemos observado anteriormente, la magnitud del efecto varía entre los tipos de vegetación, que deben ser considerados para definir las funciones de impacto específicos para cada tipo de vegetación.

Referencias

- Alcaraz-Segura D.; J.M. Paruelo & J. Cabello. 2006. Current distribution of Ecosystem Functional Types in the Iberian Peninsula. *Global Ecology and Biogeography* 15, 200-210.
- Alcaraz-Segura D.; J.M. Paruelo; J. Cabello & M. Delibes. 2008. Trends in the surface vegetation dynamics of the National Parks of Spain as observed by satellite sensors. *Applied Vegetation Science* 11, 431-440.
- Alcaraz-Segura D.; J. Cabello & J.M. Paruelo. 2009a. Baseline characterization of major Iberian vegetation types based on the NDVI dynamics. *Plant Ecology* 202, 13-29.
- Alcaraz-Segura D.; J. Cabello; J.M. Paruelo & M. Delibes. 2009b. Assessing protected areas to face environmental change through satellite-derived vegetation greenness: The case of the Spanish National Parks. *Environmental Management* 43, 38-48.
- Boletta, P.E.; A.C. Ravelo; A.M. Planchuelo & M. Grilli. 2006. Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *For Ecol Manage* 228, 108-114.
- Boyd, J. & S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63 (2-3), 616-626.
- Cabrera, A., 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo II. Ed. ACME, Buenos Aires, Argentina. Fascículo 1, 85 páginas.
- Caride, C.; J.M. Paruelo & G. Piñeiro. 2012. How does crop management modify ecosystem services in the Argentine Pampas? The effects on C dynamics. *Agriculture, Ecosystem and Environment*.
- Carreño, L.; F.C. Frank & E.F. Viglizzo. 2012. Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. *Agriculture, Ecosystem and Environment*.
- Castro, A.J.; B. Martín-López; M. García-Llorente; P.A. Aguilera; E. López & J. Cabello. 2011. Social preferences regarding the delivery of ecosystem services in a semiarid Mediterranean region. *Journal of Arid Environments* 75, 1201-1208.
- Chen, X. 2002. Using remote sensing and GIS to analyse land cover change and its impacts on regional sustainable development. *International Journal of Remote Sensing* 23(1): 107-124. Disponible en <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431160010007051> (Fecha de último acceso 2 Julio 2013).
- Chuvieco, E. 2002. Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio. Segunda. Ariel Ciencia, Barcelona, España.
- Cohen, W.B.; M. Fiorella; J. Gray; E. Helmer & K. Anderson. 1998. An efficient and accurate method for mapping forest clearcuts in the Pacific Northwest using Landsat imagery. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 64(4): 293-300.
- Cohen, W.B.; T. a. Spies; R.J. Alig; D.R. Oetter; T.K. Maersperger & M. Fiorella. 2002. Characterizing 23 Years (1972-95) of Stand Replacement Disturbance in Western Oregon Forests with Landsat Imagery. *Ecosystems* 5(2): 122-137. Disponible en <http://link.springer.com/10.1007/s10021-001-0060-X> (Fecha de último acceso 4 Junio 2013).
- Cohen, W.B.; Z. Yang & R. Kennedy. 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 2. TimeSync — Tools for calibration and validation. *Remote Sensing of Environment* 114(12): 2911-2924. Disponible en <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425710002269> (Fecha de último acceso 28 Mayo 2013).
- Coppin, P.; I. Jonckheere; K. Nackaerts; B. Muys & E. Lambin. 2004. Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing* 25(9): 1565-1596. Disponible en <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/0143116031000101675> (Fecha de último acceso 22 Mayo 2013).
- Costanza, R.; R. d'Arge; R. de Groot; S. Farber; M. Grasso; B. Hannon; S. Naeem; K. Limburg; J.M. Paruelo; R.V. O'Neill; R. Raskin; P. Sutton & M. van den Belt. 1998. The value of ecosystem services: putting the issue in perspective. *Ecological Economics*: 25, 67-72.
- Cridland, S.W. & N.J. Fitzgerald. 2001. Apparent stability in the rangelands using NDVI-derived indicators. *Geoscience and Remote Sensing Symposium* 6, 2640-2641.
- Crist, E.P. & R.C. Cicone. 1984. A physically-based transformation of thematic mapper data - the TM Tasseled Cap. *IEEE Trans Geosci Remote Sensing* 22: 256-263.
- Daily, G.C. 1997. Introduction: what are ecosystem services? In: Daily, G.C. (Ed.), *Nature's Services*. Island Press, Washington DC, pp. 1-10.
- De Groot, R.S.; R. Alkemade; L. Braat; L. Hein & L. Willemen. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7, 260-272.
- Dirzo, R. & P. Raven. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources* 28, 137-167.
- Dormann, C.F. 2007. Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Global Ecology Biogeogr.* 16: 129-138.
- Eastman, J.R. 2006. IDRISI 15.0: the Andes edition.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1995. Forest resources assessments 1990. Global synthesis. FAO, Rome, Italy.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2009. Situación de los bosques del mundo 2009. FAO, Roma, Italia, 158 pp.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2011. Situación de los bosques del mundo 2011. FAO, Roma, Italia, 176 pp.
- Fisher, B.; R. Kerry Turnera & P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68, 643-653.
- Foley, J.A.; R. DeFries; G.P. Anser; C. Barford; G. Bonan; S.R. Carpenter; F.S. Chapin; M.T. Coe; G.C. Daily; H.K. Gibbs; J.H. Helkowski; T. Holloway; E.A. Howard; C.J. Kucharik; C. Monfreda; J.A. Patz; I.C. Prentice; N. Ramankutty & P.K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570-574.
- Garbulsky, M.G. & J.M. Paruelo. 2004. Remote sensing of protected areas. An approach to derive baseline vegetation functioning. *Journal of Vegetation Science* 15, 711-720.
- Gasparri, N.I. & H.R. Grau. 2006. Patrones regionales de deforestación en el subtrópico argentino y su contexto ecológico y socioeconómico. In: Brown, A.D., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., Corcuera, J. (Eds.), *Situación Ambiental Argentina 2005*. Buenos Aires, Argentina. Fundación Vida Silvestre, 442-446.
- Gasparri, N.I.; H.R. Grau & E. Manghi. 2008. Carbon Pools and Emissions from Deforestation in Extra-Tropical Forests of Northern Argentina Between 1900 and 2005. *Springer, New York. Ecosystems* 11, 1247-1261.

- Geist, H.J., and E.F. Lambin. 2001. What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence. – (LUCC Report Series; 4). (4): 136.
- Grau, H.R.; N.I. Gasparri & T.M. Aide. 2005a. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation* 32, 140-148.
- Grau, H.R.; T.M. Aide & N.I. Gasparri. 2005b. Globalization and soybean expansion into semiarid ecosystem of Argentina. *Ambio* 34(3), 267-368.
- Grau, H.R. & M. Aide. 2008. Globalization and land-use transitions in Latin America. *Ecology and Society* 13(2), 16. Disponible en: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art16/> (fecha de último acceso 09 Octubre 2013)
- Guerschman, J.P.; J.M. Paruelo & I. Burke. 2003. Land use impacts on the normalized difference vegetation index in temperate Argentina. *Ecological Applications* 13:3, 616-628.
- Guerschman, J.P. 2005. Análisis regional del impacto de los cambios del uso de la tierra sobre el funcionamiento de los ecosistemas de la región pampeana (Argentina). Tesis. Escuela Para Graduados “Alberto Soriano” Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. 143 pp.
- Healey, S.; W. Cohen; Y. Zhiqiang & O. Krankina. 2005. Comparison of Tasseled Cap-based Landsat data structures for use in forest disturbance detection. *Remote Sensing of Environment* 97(3): 301–310. Disponible en <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425705001586> (fecha de último acceso 28 Mayo 2013).
- Hoekstra, J.H.; J.M. Boucher; T.H. Ricketts & C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8, 23-29.
- Huete, A.; K. Didan; T. Miura; E.P. Rodriguez; X. Gao & L.G. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 83,195-213.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Society of America* 54(2): 187–211.
- Jackson, R.B.; E.G. Jobbágy; R. Avissar; S.B. Roy; D.J. Barrett; C.W. Cook; K.A. Farley; D.C. le Maitre; B.A. McCarl & B.C. Murray. 2005. Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration. *Science*. Vol. 310. no. 5756, pp. 1944-1947.
- Kauth, R.J. & G.S. Thomas. 1976. The Tasseled Cap. A graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by Landsat. p. 13. *In* Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data. LARS Symposia. Data; 6 June–2 July 1976. West Lafayette. Purdue University, Indiana.
- Kennedy, R.E.; W.B. Cohen & T. a. Schroeder. 2007. Trajectory-based change detection for automated characterization of forest disturbance dynamics. *Remote Sensing of Environment* 110(3): 370–386. Disponible en <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425707001216> (fecha de último acceso 23 Mayo 2013).
- Kerr, J.T. & M. Ostrowsky. 2003. From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology and Evolution* Vol.18 No.3.
- Keys, R. 1981. Cubic convolution interpolation for digital image processing. *Acoustics, Speech and Signal Processing, IEEE Transactions* 29(6): 1153–1160.
- Lattera, P.; E.G. Jobbágy & J.M. Paruelo (Eds.). 2011. El Valor Ecológico, Social y Económico de los Servicios Ecosistémicos. Conceptos, Herramientas y Estudio de Casos. Ediciones INTA. ISBN: 978-987-679-018-5.
- McNaughton, S.; M. Oesterheld; M. Franck & K. Williams. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341, 142-144.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis. World Resource Institute, Washington, D.C., USA. Disponible en: <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>. (Fecha de último acceso 09 Octubre 2013)
- Monteith, J. L. 1981. Climatic variation and the growth of crops. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 107, 749-774.
- Morton, D.C.; R. DeFries; Y.E. Shimabukuro; L.O. Anderson; E. Arai; F. Bon Espirito-Santo; R. Freitas & J. Morisette. 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *PNAS* 26, 14637-14641.
- Nosetto, M.D.; E.G. Jobbágy & J.M. Paruelo. 2005. Land-use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology* 11 (7), 1101-1117.
- Odum, E.P. 1969. The Strategy of Ecosystem Development. *Science* 164: 262-270
- Paruelo, J.M.; H.E. Epstein; W.K. Lauenroth & I.C. Burke. 1997. ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the US. *Ecology* 78, 953-958.
- Paruelo, J.M. & W.K. Lauenroth. 1998. Interannual variability of NDVI and their relationship to climate for North American shrublands and grasslands. *Journal of Biogeography* 25, 721-733.
- Paruelo, J.M.; E.G. Jobbágy & O.E. Sala. 2001. Current distribution of Ecosystem Functional Types in temperate South America. *Ecosystems* 4, 683-698.
- Paruelo J.M.; G. Piñeiro; C. Oyonarte; D. Alcaraz-Segura; J. Cabello & P. Escibano. 2005. Temporal and spatial patterns of ecosystem functioning in protected arid areas of Southeastern Spain. *Applied Vegetation Science* 8, 93-102.
- Paruelo J.M.; J.P. Guerschman; G. Piñeiro; E.G. Jobbágy; S.R. Verón; G. Baldi & S. Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*. Vol. X N°2, 47-61.
- Pettorelli, N.; J.O. Vik; A. Mysterud; J.M. Gaillard; C.J. Tucker & N.C. Stenseth. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution* 20, 503-510.
- Piñeiro, G.; M. Oesterheld & J.M. Paruelo. 2006. Seasonal variation in aboveground production and radiation use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. *Ecosystems* 9, 357-373.
- Pontius, R.G., E. Shusas, & M. McEachern. 2004. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 101(2-3): 251–268. Disponible en <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S016788090300327X> (fecha de último acceso 20 Junio 2013).
- Roldán, M.; A. Carminati; F. Biganzoli & J.M. Paruelo. 2010. Las reservas privadas ¿son efectivas para conservar las propiedades de los ecosistemas? *Ecología Austral* 20, 185-199.
- Running, S.; P. Thornton; R. Nemani & J. Glassy. 2000. Global terrestrial gross and net primary Productivity from the Earth Observing System. In: Sala, O.E.; R.B. Jackson; H.A. Mooney & R.W. Howarth (Eds.), *Methods in Ecosystem Science*. New York, USA: Springer. p. 44–57.

- SAYDS, (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable). 2007a. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe Nacional. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas. BIRF 4085-AR. República Argentina. 96 pp. Disponible en: <http://www.ambiente.gov.ar/> (Fecha de último acceso 09 Octubre 2013)
- SAYDS, (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable). 2007b. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe Regional Parque Chaqueño. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas. BIRF 4085-AR. República Argentina. 118 pp. Disponible en: <http://www.ambiente.gov.ar/>. (Fecha de último acceso 09 Octubre 2013)
- SAYDS, (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable). 2007c. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe Regional Selva Tucumano-Boliviana. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas. BIRF 4085-AR. República Argentina. 88 pp. Disponible en: <http://www.ambiente.gov.ar/>. (Fecha de último acceso 09 Octubre 2013)
- Scheffer, M.; W. Brock & F. Westley. 2000. Socioeconomic Mechanisms Preventing Optimum Use of Ecosystem Services: An Interdisciplinary Theoretical Analysis. *Ecosystems* 3, 451-471.
- Schonewald-Cox, C. 1988. Boundaries in the protection of nature reserves. *BioScience* 38, 480-486.
- Sellers, P.J.; J.A. Berry; G.J. Collatz; C.B. Field & F.G. Hall. 1992. Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration scheme. *Remote Sensing of Environment* 42, 187-216.
- Steininger, M.K.; C.J. Tucker; J.R.G. Townshend; T.J. Killeen; A. Desch; V. Bell & P. Ersts. 2001. Tropical deforestation in the Bolivian Amazon. *Environmental Conservation* 28, 127-134.
- Stoms, D.M. & W.W. Hargrove. 2000. Potential NDVI as a baseline for monitoring ecosystem functioning. *International Journal of Remote Sensing* 21, 401-407.
- UMSEF (Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal). 2007. Informe sobre deforestación en Argentina. Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 10 pp.
- Virginia, R.A. & D.H. Wall, D.H. 2001. Ecosystem function. In: Levin, S.A. (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, pp. 345-352, Academic Press, San Diego, USA.
- Viglizzo, E. & F.C. Frank. 2006. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision, *Ecological Economics*, Volume 57, Issue 1, 15. Pp. 140-151.
- Viglizzo, E.; L. Carreño; J.N. Volante & M.J. Mosciaro. 2011. Valuación de los Bienes y Servicios Ecosistémicos: Verdad objetiva o cuento de la buena pipa? In: Litterra, P., Jobbágy, E., Paruelo, J. (Eds.), *Valoración de Servicios Ecosistémicos, Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones INTA. ISBN:978-987-679-018-5.
- Vitousek, P.M. & W.A. Reiners. 1975. Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. *BioScience* 25, 376-81. University of California Press on behalf of the American Institute of Biological Sciences.
- Yuan, D. & C.D. Elvidge. 1996. Comparison of relative radiometric normalization techniques. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 51(3): 117-126. Disponible en: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0924271696000184>. (Fecha del último acceso 09 Octubre 2013)
- Zak, M.R.; M. Cabido & J.G. Hodgson. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 120, 589-598.

Capítulo 28

Ordenamiento Territorial, una alternativa frente al cambio climático

Carla Pascale Medina^{1,2}, Silvina Papagno¹ y Carolina Lara Michel¹

¹Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. ²Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires. E-mails de contacto: cpasca@minagri.gob.ar; spapag@magyp.gob.ar; cmichel@minagri.gob.ar

El cambio climático se ha convertido en uno de los grandes temas de la política pública a nivel mundial durante los últimos años. Sus principales manifestaciones se refieren al aumento de la temperatura promedio, al aumento de la variabilidad y de la frecuencia e intensidad de los eventos extremos, a las variaciones de las precipitaciones, entre otras. Estas manifestaciones del cambio climático se evidencian ocasionando sequías e inundaciones, impactando en las actividades del hombre, y que en conjunto plantean un nuevo escenario para las políticas territoriales.

Una de las características de este fenómeno, es que sus consecuencias son globales y a largo plazo, pero con impacto desigual, recayendo los costos más altos en poblaciones vulnerables, por lo que resulta necesario el diseño de políticas tendientes a atenuar las condiciones que generan estas asimetrías y desequilibrios que terminan originando desigualdad de oportunidades.

En tal sentido, el ordenamiento territorial, como política de gestión y uso del territorio, procura adecuar los usos de la tierra y la ocupación humana del espacio a las aptitudes y restricciones ecológicas y sociales de cada lugar. De este modo no sólo se minimizan los conflictos derivados de su uso y los impactos ambientales negativos, sino que pueden promoverse, también, nuevas oportunidades de desarrollo. Representa el desafío más importante de nuestra época en un mundo globalizado, que incluye interacciones complejas entre procesos climatológicos, ambientales, económicos, sociales, políticos e institucionales.

Los intentos de adaptarse y mitigar los impactos climáticos y los esfuerzos por promover un desarrollo sostenible comparten objetivos comunes, como el acceso a los recursos (conocimientos incluidos), equidad en la distribución de los mismos y mecanismos de participación ciudadana, repartición del riesgo y capacidad de decisión para enfrentar situaciones de incertidumbre (EuropeAid 2009). Sin embargo, no debe dejar de contemplarse que los procesos de adaptación y mitigación son de aplicación a escala local, porque el desarrollo de las estrategias de abordaje debe considerar cada sitio en particular, donde los impactos y la vulnerabilidad de cada sitio son distintos de otros. En tal sentido, es preciso que todo proceso de ordenamiento territorial adecue sus objetivos de desarrollo a las condiciones ambientales, de manera de evitar o mitigar los impactos negativos de los fenómenos climáticos sobre las poblaciones.

En nuestro país, efectos relacionados a la intensificación de eventos climáticos extremos, se evidenciaron de forma diferente en distintas áreas del país. Por ejemplo en el caso de la Provincia de Buenos Aires, estos fenómenos se tradujeron en la pérdida del 70% de las pasturas, mermas del 50 y 60% en la producción de maíz y trigo y una disminución del 15% en la producción láctea, que ocasionaron perjuicios por U\$S 700 millones para el sector agropecuario (Occhiuzzi et al. 2011).

En otros casos, como por ejemplo el de la vitivinicultura argentina, la fuerte relación que existe entre las prácticas vitícolas y enológicas y las condiciones ambientales de cada región pone a las principales zonas productoras de vid en una situación de riesgo ante eventuales variabilidades. Altas temperaturas durante el periodo de crecimiento de la vid, la ocurrencia de heladas tempranas o tardías, el aumento de precipitaciones, son algunos efectos que podrían modificar las fechas de cosecha, afectar la sanidad de los viñedos o alterar las propiedades organolépticas de estos.

Dada esta compleja perspectiva, el OT, mediante la identificación de zonas de aptitud, permitiría realizar una zonificación que tenga en cuenta las condiciones específicas de cada lugar, delimitando el territorio en relación a los usos más convenientes y contemplando estrategias de adaptación que disminuyan las potenciales condiciones de vulnerabilidad a nivel económico, social, ambiental y político.

En este sentido, son varios los ejemplos de posibles medidas de adaptación y de reducción de riesgos. Uno de ellos lo constituyen los sistemas de alerta temprana (SAT) que potencian la conservación de los ecosistemas reduciendo el impacto económico. Este instrumento monitorea una amenaza o evento adverso, el cual es previamente conocido, para generar predicciones sobre sus posibles efectos y tomando medidas de protección y de reducción de riesgos.

La gestión del riesgo

La gestión del riesgo es una práctica transversal e integral que comprende actividades y enfoques tanto en lo que se ha llamado la prevención y mitigación, como en temas particulares relacionados con los preparativos, la respuesta, la rehabilitación y la reconstrucción. Su punto de referencia es un proceso continuo de riesgo en constante evolución y cambio, y no el desastre y las formas de evolución de éste durante condiciones normales de vida y durante o después de la ocurrencia de desastres. O sea, desde el principio se acepta la continuidad como algo definitorio del riesgo y de las prácticas que se despliegan para reducirlo o preverlo (PREDECAN 2009).

En el sector agropecuario, el factor climático representa una amenaza constante, entendiéndola como el “factor externo” al sistema expuesto, representado por la potencial ocurrencia de un suceso de origen natural, que puede causar daños en un lugar específico, con determinada intensidad y duración. Su vulnerabilidad está dada por las prácticas de manejo implementadas, las características geo-morfológicas, la etapa fenológica del cultivo, la cantidad de ganado vacuno presente y su ubicación, la infraestructura, etc. (Occhiuzzi et al. 2011).

Resultado de procesos de desarrollo no sostenible, la vulnerabilidad se expresa en términos de bajos niveles de ingreso y bienestar de la población y en sus niveles de organización social y educación, pero también; en términos de su localización en el territorio, el manejo del ambiente, en las características y capacidades propias para recuperarse y de su adecuación al medio y a los peligros que éste presenta. Las prácticas sociales o los modelos de desarrollo que operan en el territorio con continuidad en el tiempo derivan en una vulnerabilidad estructural que ameritan el diseño de políticas y marcos normativos para su superación.

El riesgo se caracteriza principalmente por ser dinámico y cambiante, de acuerdo con las variaciones que sufren sus dos componentes (amenaza y vulnerabilidad) en el tiempo, en el territorio, en el ambiente y en la sociedad, y puede ser reducido en la medida que la sociedad procure modificaciones en alguno de sus componentes, no activando nuevos peligros, no generando nuevas condiciones de vulnerabilidad o reduciendo las vulnerabilidades existentes.

Anticipar los cambios y planificar en torno a ellos en infraestructura, producción, vivienda, agricultura y recursos renovables es clave para reducir los riesgos asociados.

En el entendimiento de que el CC es el problema ambiental, social y económico más apremiante que enfrenta el planeta, creemos que el ordenamiento territorial contribuiría como estrategia de adaptación, así como también permitiría mejorar las eficiencias de los distintos sistemas de producción.

El Ordenamiento Territorial

El Ordenamiento Territorial se articula con el concepto de desarrollo sostenible, coadyuvando a mejorar la gestión ambiental, indicando cuales son las fuentes de contaminación existentes y concertando con los involucrados las medidas para disminuir los impactos negativos.

El Ordenamiento Territorial (OT) es un proceso político-técnico-administrativo orientado a la organización, planificación y gestión del uso y ocupación del territorio, en función de las características y restricciones biofísicas, culturales, socioeconómicas y político-institucionales. Este proceso debe ser participativo, interactivo e iterativo y basarse en objetivos explícitos que propicien el uso inteligente y justo del territorio, aprovechando oportunidades, reduciendo riesgos, protegiendo los recursos en el corto, mediano y largo plazo y repartiendo de forma racional los costos y beneficios del uso territorial entre los usuarios del mismo (Basso et al. 2011).

Un proceso de OT debe tener un enfoque sistémico e integral, con una visión articuladora de los componentes del territorio (población, actividades económicas, infraestructura, centros urbanos, recursos naturales, etc.). Flexible,

para dar cuenta en tiempo y forma de los cambios sociales, económicos y políticos que impactan en el funcionamiento del territorio. Deber ser encarados con una visión prospectiva, incluir un abordaje multidisciplinario e incorporar las problemáticas de la sociedad, en un proceso genuino de participación.

Estos procesos deben partir de un diagnóstico participativo, el cual, a través de talleres distritales y sectoriales, recogerá las problemáticas de los habitantes, respecto de su territorio y las posibles alternativas.

Actualmente, se está dando una nueva mirada al ordenamiento territorial, al incorporar una nueva variable de análisis que refiere a la gestión de riesgos con miras a atender el desarrollo sostenible. Así, contribuye a incorporar a la gestión del riesgo en los distintos niveles y a incorporar un nuevo componente de análisis que refiere a la evaluación de riesgos naturales. Esto lleva a desarrollar una comprensión de los fenómenos potencialmente peligrosos y los posibles efectos desastrosos que se pueden producir, y a generar la información necesaria para adoptar decisiones sobre la implementación de acciones de prevención, mitigación, y adaptación.

Esta visión avanza hacia una gestión territorial con una mirada más integradora, al incorporar en esta herramienta ordenadora del territorio al cambio climático y sus variaciones. Podría plantearse que para la construcción de escenarios en el marco del desarrollo de un proceso de ordenamiento territorial, el cambio climático y la visión de riesgo asociada, constituyen un proceso crítico que se transforma en una fuerza impulsora para los análisis de prospectiva y diseño de acciones y medidas concretas de intervención.

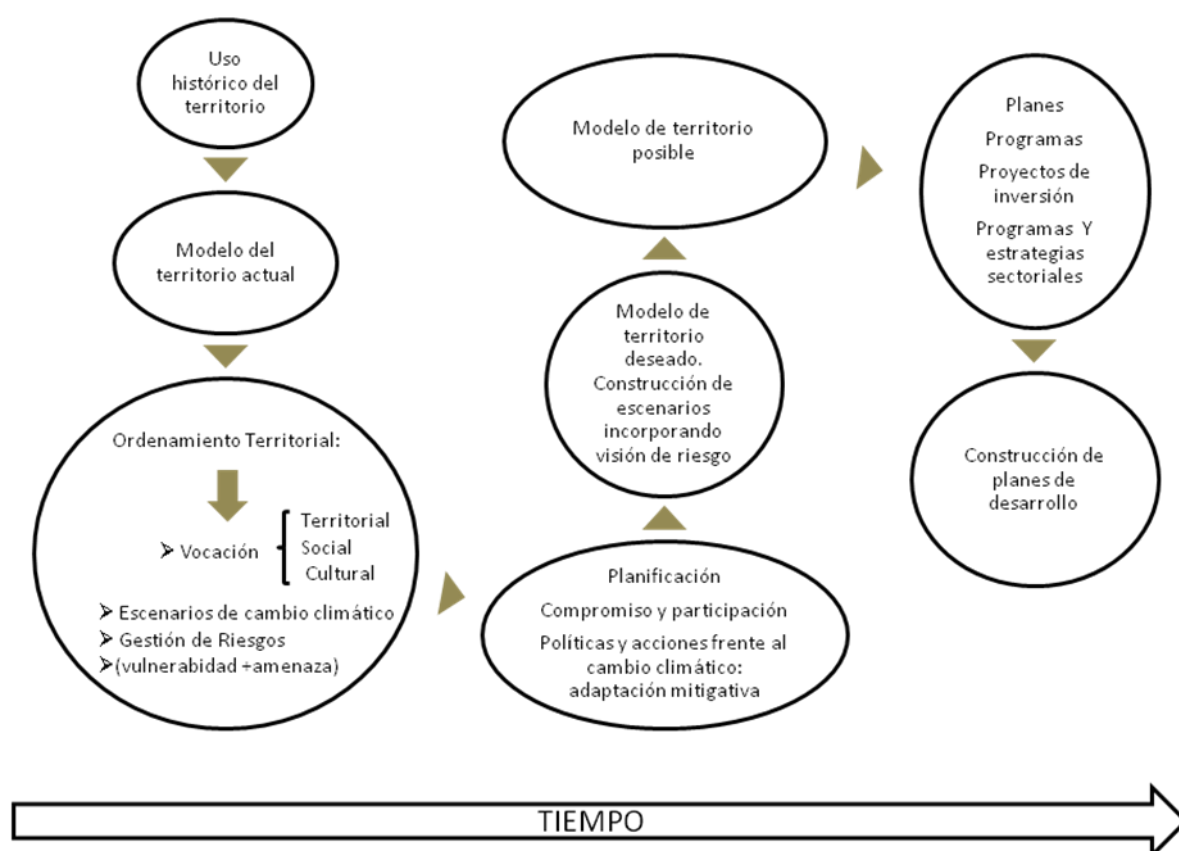


Figura 1. Gestión Territorial y la incorporación de la visión de riesgo frente al cambio climático.

Siendo así, los planes de ordenamiento territorial deben incorporar los riesgos asociados a él, así como medidas de mitigación como reforestación, prevención de erosión del suelo, mejora de la eficiencia de los sistemas productivos; y medidas de adaptación al mismo asociadas a la reducción de la vulnerabilidad y a la resiliencia, a las que podríamos llamar en su conjunto como medidas de “adaptación mitigativa”. Todo ello bajo un mecanismo de trabajo local participativo que contribuya al fortalecimiento de la toma de decisiones y una planificación del ordenamiento territorial que incluya la gestión integral del riesgo como medida de adaptación climática (Vega et al. 2013).

Este mismo análisis permite definir o focalizar sistemas prioritarios con el objeto de asignar recursos para disminuir el riesgo de un territorio mediante la implementación de planes y proyectos, procurando la reducción de la vulnerabilidad mediante la comparación de beneficios y costos potenciales. También proveerá escenarios futuros de la ocurrencia de ciertos eventos en el territorio, lo cual deberá ser considerado en los procesos de planificación y ordenamiento territorial.

Uno de los aportes relevantes de la nueva concepción de los procesos socio-ambientales es la idea de concebir al territorio como recurso y factor de desarrollo y no sólo como soporte físico para las actividades y los procesos económicos (Wong González, P 2010).

El proceso de planificación del territorio permite y debe incorporar criterios de reducción de riesgos, especificando condiciones sostenibles y seguras de uso y ocupación, en armonía con los objetivos ambientales, sociales y económicos de la entidad territorial correspondiente. Por tal motivo, el análisis de riesgos se posiciona como uno de los insumos fundamentales que los planificadores deben incluir en la definición de los planes de ordenamiento territorial en los distintos niveles organizacionales. La previsión de los efectos adversos que los fenómenos naturales peligrosos pueden imponer sobre asentamientos humanos o elementos de infraestructura, permiten definir las zonas del territorio donde la ocupación y explotación es más segura. La inclusión de estos análisis en los procesos de ordenamiento territorial, derivan en la protección y mejoramiento de la calidad de vida de los habitantes, y la protección económica, ambiental y social (CEPAL 2011).

Es en este sentido, que el OT contribuye de manera fundamental para la mitigación de gases de efecto invernadero y adaptación al CC. La mitigación se logra respetando aquellas áreas que no tienen aptitud territorial para el desarrollo de actividades económicas. En aquellos territorios que sí tengan una vocación productiva, el OT debe permitir identificar las actividades que logren un aprovechamiento sustentable del territorio, es decir, la utilización de los recursos naturales de forma tal que se respete la integridad funcional y las capacidades de carga de los ecosistemas (SEDESOL 2012).

La puesta en marcha de estos procesos resulta cada vez más necesaria debido a los desafíos que plantea el CC y el impacto de los fenómenos asociados a éste puedan tener sobre la vida de las personas, afectando las viviendas, la infraestructura productiva, los ecosistemas y la actividad económica en el territorio. En ese sentido, el OT contribuye tanto a la mitigación de gases de efecto invernadero como de adaptación al CC, a través de la delimitación de zonas de preservación forestal o manejo forestal sustentable para captura y almacenamiento de carbono, prevención de riesgos de desastres a través de políticas de conservación de la cubierta vegetal, identificación de territorios expuestos a inundación, sequías, heladas, elevación del nivel del mar, etc.

El OT permite visualizar zonas de aptitud territorial que, de modificarse cuestiones ambientales, puedan variar en el mediano y largo plazo. Es necesario reconocer que uno de los enormes retos del OT es precisamente el de incorporar en su prospectiva, escenarios de cambio climático. Una base indispensable para un sistema de gestión de riesgos es la integración de información de mapas de riesgo y cartografías de vulnerabilidad con datos y modelos. Esto requiere de la aplicación de normas para la integración de información geoespacial. A su vez, esto permite realizar un diagnóstico de las necesidades de información que actualmente no esté disponible, la identificación de las zonas críticas, la caracterización de las condiciones de vulnerabilidad, una priorización de las zonas o áreas que requieren intervención (SEDESOL 2012).

En el ámbito del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca se integró información geoespacial de base, actualmente disponible en los diferentes organismos, y accesible para la evaluación de riesgo/ vulnerabilidad, en relación con diferentes riesgos y procesos derivados del clima. Esta iniciativa tiene el fin principal de contribuir a la toma de decisiones y a la adopción de medidas ex - ante y ex post respecto a la ocurrencia de eventos de riesgo y emergencias agropecuarias. La integración de datos geoespaciales contribuye y ayuda a la incorporación de modelos de seguimiento y monitoreo durante el desarrollo de la campaña agrícola (Occhiuzzi et al., 2011).

El ordenamiento territorial, el uso sostenible y la conservación de los recursos naturales son una tarea indelegable del Estado. Por lo tanto, existe una necesidad de fortalecer y generar políticas de Estado que contribuyan al desarrollo de los territorios, en las que se encuentran involucrados los diferentes sectores de la sociedad y donde la toma de decisiones debe estar acompañada por una participación comprometida de los diferentes sectores involucrados, los cuales comparten responsabilidades similares pero diferenciadas (Panizza et al. 2012).

Los Suelos y el Cambio Climático: el aporte del ordenamiento territorial a la Seguridad Alimentaria

La creciente variabilidad de fenómenos climáticos provocada por el cambio climático, está afectando a todas las dimensiones de la seguridad alimentaria. El cambio climático afecta negativamente a los elementos básicos de la producción alimentaria, como el suelo, el agua y la biodiversidad, trayendo consecuencias sobre las cuatro dimensiones de la seguridad alimentaria: la disponibilidad de alimentos, el acceso a los mismos, la estabilidad en su suministro y la capacidad por parte de los consumidores de utilizar los alimentos, considerando su inocuidad y su valor nutritivo (FAO 2008a).

Los planes de OT deben contemplar acciones tendientes a promover el uso, manejo, conservación, mejoramiento y restauración de los suelos destinados a la actividad y producción agropecuaria. En las situaciones en que los suelos sufran o puedan sufrir un grado de erosión o degradación severa, deberán encararse medidas de manejo tendientes a su conservación y/o restauración. Por otro lado, es imprescindible destinar esfuerzos en el desarrollo de prácticas que resulten en un uso más eficiente de los recursos naturales, y que a su vez, se vinculen en forma directa con el balance de las emisiones GEI, procurando su reducción en los diversos sistemas productivos. Un ejemplo de ello, es el desarrollo y la incorporación de la siembra directa en la Argentina, particularmente en la Región Pampeana. Esta tecnología posibilitó revertir procesos de degradación de los suelos, mejorando la sustentabilidad de la producción granaria y facilitó la expansión de la agricultura a nuevas regiones mejorando la rentabilidad de los productores (Basso et al. 2013). Los principios de equidad social y sostenibilidad de los recursos en los que se basa el Ordenamiento Territorial, intenta que las decisiones vinculadas a la incorporación de tecnología y aumento de la productividad tanto biológica como económica, no sea en detrimento del medio ambiente.

Las emisiones de GEI pueden reducirse, a través de distintas prácticas como por ejemplo la reforestación, la recuperación de suelos degradados, la disminución de labranza, el aumento de la cubierta vegetal, la gestión de los pastizales, y de los forrajes, y la nutrición adecuada de los cultivos mediante el uso eficiente de los fertilizantes químicos y biológicos, entre otras medidas. De esta forma, se contribuye al almacenamiento de carbono en suelos, que también tiene otros beneficios importantes a escala local, como la mejora de la fertilidad física y química de los suelos, que se traduce en mayores rendimientos de cultivos nutritivos.

Es de destacar que sólo los suelos que tengan o conserven una buena calidad y salud, producirán alimentos con un valor nutricional aceptable que hagan en parte a la calidad de los alimentos. Y en esto el ordenamiento territorial tiene mucho para ofrecer.

La anticipación del conflicto

La naturalización de los llamados “desastres naturales” condujo a no contemplar el enfoque de riesgo en las políticas de planificación. Si bien es cierto que hay cuestiones de la naturaleza imprevisibles, como una inundación repentina, esta seguramente afectará de forma dispar si la población es pobre, o esta localizada en zonas marginales.

El Ordenamiento Territorial Rural, como estrategia de planificación, apunta a anticipar conflictos entre las actividades y a la distribución de beneficios y costos entre los actores, tornándose necesario la generación de información y el desarrollo de tecnologías que contribuyan al diseño de políticas de uso de la tierra, teniendo en cuenta las tres dimensiones de la sustentabilidad para armonizar intereses económicos, sociales, y ambientales; constituyéndose en una eficaz herramienta de orientación del desarrollo urbano y rural en donde se pueda planificar los usos compatibles del territorio.

Mediante estos procesos, y a partir del diagnóstico, se apunta a identificar a la población ubicada en zonas de riesgo (amenazas naturales, actividades antrópicas como minería, industrias, localización de fuentes de contaminación entre otras) y su posibilidad de reubicación, a la mejora en la gestión del uso y manejo del agua, así como de los recursos naturales en general, tendiendo a una eficaz distribución y a un uso eficiente de los mismos.

La integración de las actividades productivas con las potencialidades del territorio merece una mirada transversal a partir de la gestión de riesgo para asegurar la sostenibilidad del ordenamiento.

Un enfoque integral y sistémico, no solo debe centrarse en las estrategias de adaptación a este fenómeno, sino también debe pensar el desarrollo a través de producciones limpias, controlando las emisiones de GEI y generando mecanismos de reducción. La combinación de estas estrategias es la clave para lograr territorios neutrales en carbono y resilientes al cambio climático, entendiendo por ello a la habilidad del sistema para resistir, absorber y recuperarse de los efectos del peligro de manera oportuna y eficiente, conservando o restableciendo sus estructuras, funciones e identidad básicas esenciales (CEBSE 2014)

¿Local o global?

¿Cuál es la incidencia de las acciones que se llevan a cabo a nivel local? Es sabido que una de las características del calentamiento global es que no se pueden localizar ni geográfica ni temporalmente sus consecuencias, por lo tanto, es permitido pensar que resulta imperiosa una visión prospectiva donde se planteen los diversos escenarios que se presentarían, de continuar con prácticas no sostenibles.

Actualmente, podemos decir que ya es ampliamente reconocido el aumento en la variabilidad climática, con lo cual contar con planes de ordenamiento territorial que tengan en cuenta estas variaciones o cambios, producen beneficios crecientes, asociados a la estrecha relación existente entre la gestión del riesgo y la adaptación al cambio climático a diferentes escalas. A nivel global se están realizando amplios esfuerzos en este sentido. En junio de 2007, la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC) y su Programa de Trabajo de Nairobi (NWP) sobre adaptación al cambio climático reconoció esta estrecha relación, considerando crucial su abordaje. Recomendó, identificar y promover mecanismos y procesos institucionales para lograr una mejor coordinación en las acciones relacionadas con la gestión del riesgo y el impacto climático.

El “Programa 21” de la Organización de Naciones Unidas, propone acciones en el ámbito local para que el desarrollo sea globalmente sostenible. Insta a los poderes municipales a iniciar un proceso de diálogo con sus ciudadanos, organizaciones y entidades para adoptar un plan de desarrollo integral (social-económico-ambiental) centrado en oportunidades y valores locales. En su Art. 28 señala el papel de los gobiernos locales, quienes en su carácter de autoridad más cercana al pueblo, desempeñan una función importantísima en la educación y movilización del público en pro del desarrollo sostenible (ONU Programa 21 2014).

En ese sentido, a nivel local, es el Plan de Ordenamiento Territorial (POT) el principal instrumento de gestión, en donde se plasman las decisiones sobre cómo se decide utilizar el territorio. Identificadas en los procesos de diagnóstico y prospectiva territorial, las líneas de acción irán conformando el territorio deseado.

La construcción de escenarios es el elemento clave para pensar el territorio que queremos. Mediante un proceso participativo, del que deberán formar parte tanto el sector gubernamental, como el productivo, el académico, y la sociedad en su conjunto, se avanza en la construcción de un modelo de territorio coherente, concertado y posible.

Los objetivos del POT se construirán en función de las oportunidades, problemas, potencialidades, necesidades y aspiraciones de actores involucrados y deberán estar en sintonía con el diagnóstico participativo y consensuado, atendiendo a los temas “clave” y prioritarios.

Las medidas de adaptación que los pobladores locales podrían aplicar son también múltiples y diferentes; y dependen de distintos factores tales como: las particularidades climáticas de la zona, el tipo de producción, los recursos técnicos y económicos disponibles, las posibilidades de acceso a la tecnología y a los sistemas de información, la cultura local, entre otros (Hollmann et al. 2013).

Pueden ser infraestructurales, como la mejora en tratamiento y provisión del agua potable, de índole político; promoviendo prácticas agropecuarias sustentables, e innovadoras, tanto en lo productivo; propulsando el cambio a cultivos con alto valor agregado y mayor eficiencia en el consumo de agua y el uso de tecnologías, como organizacionales, fortaleciendo las capacidades de los pobladores y fomentando prácticas asociativas.

Es aquí donde el Ordenamiento Territorial realiza su aporte diferencial a las estrategias de adaptación, mediante el análisis de riesgo y vulnerabilidad de los diferentes territorios y su afectación frente al Cambio Climático, alentando las inversiones que minimicen del deterioro de los recursos naturales y preserve los ecosistemas productivos. La evaluación de riesgos climáticos y procesos que impactan en el sector agropecuario resulta indispensable para el diseño de políticas de gestión territorial. Anticipar los cambios, conocer las vulnerabilidades y

planificar en torno a ellos en materia de infraestructura, producción, vivienda, agricultura y recursos renovables es clave para reducir los riesgos asociados.

Bibliografía

- Agrifor Consult, EuropeAid, 2009. Cambio climático en América Latina disponible en http://ec.europa.eu/europeaid/where/latin-america/regional-cooperation/euroclima/documents/cambio_climatico_en_america_latina_es.pdf
- Basso L R, C Pascale, A Panizza. 2012. Bases para el Ordenamiento Territorial Rural Argentino. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.
- Basso, L R, C Pascale Medina, E S de Obschatko, J Preciado Patiño, 2013. Agricultura Inteligente: la iniciativa de la Argentina para la sustentabilidad en la producción de alimentos y energía. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA): 124 pp.
- Centro para la conservación y ecodesarrollo de la Bahía de Samaná y su entorno (CEBSE). Fecha de consulta 2014. Ordenamiento Territorial y cambio Climático Disponible en: <http://www.samana.org.do/index.php/plan-de-ordenamiento-territorial-samana/ordenamiento-territorial-y-cambio-climatico>
- Hollmann J, J Albrieu, I Barth, G Torres, C Mazzola Editores, 2013. Cambió el Clima- Herramientas para abordar el cambio climático desde la extensión. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), Montevideo: 112 pp.
- Panizza A, C Pascale y D Guarás, 2012. Ordenamiento Territorial: Marco conceptual en Innovación, Tecnología y Producción de Alimentos Experiencias de Argentina y la Unión Europea Internacional en “Innovación, Tecnología y Producción de Alimentos” Experiencias de Argentina y la Unión Europea Ministerio de Relaciones Exteriores y Culto Buenos Aires, Argentina: 209 pp.
- Occhiuzzi S, P Mercuri, C Pascale, 2011. Herramientas para la evaluación y gestión del riesgo climático en el sector agropecuario. 1ª Edición. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación, Buenos Aires, Argentina: 130 pp.
- Organización de las Naciones Unidas (ONU). Fecha de consulta 2014. Programa 21 Disponible en: <http://www.un.org/spanish/esa/sustdev/agenda21/agenda21spchapter28.htm>
- Proyecto Apoyo a la Prevención de Desastres en la Comunidad Andina (PREDECAN), 2009. Articulando la Gestión del Riesgo y la Adaptación al Cambio Climático en el Sector Agropecuario: Lineamientos generales para la planificación y la gestión sectorial, disponible en <http://www.bvcooperacion.pe/biblioteca/handle/123456789/6620#descarga>
- Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo (SUBDERE) y Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) 2011. Guía análisis de riesgos naturales para el ordenamiento territorial disponible en <http://www.cepal.org/1AA21479-64C5-430F-A5D0>.
- Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL), 2012. Guía Municipal de acciones frente al Cambio Climático con énfasis en desarrollo urbano y ordenamiento territorial- México disponible en <http://www.2006-2012.sedesol.gob.mx/1AA21479>.
- Vega D, J Faustino, 2013. Ordenamiento territorial a nivel municipal: Instrumentos del ordenamiento territorial. CATIE, Curso internacional a distancia de Ordenamiento territorial a nivel municipal. Turrialba, Costa Rica.
- Wong-González, P., 2010. Ordenamiento ecológico y ordenamiento territorial: retos para la gestión del desarrollo regional sustentable en el siglo XXI. Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal (REDALYC) disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=41712087002>.

SECCIÓN 3.2



Degradación de suelos

Capítulo 29

Cambio climático y erosión eólica en suelos de la Argentina

Daniel E. Buschiazzo^{1*}, Juan E. Panebianco² y Juan C. Colazo³

¹INTA Anguil, INCITAP (CONICET-UNLPam) y Facultad de Agronomía, UNLPam. *Email: buschiazzo@agro.unlpam.edu.ar. ²INCITAP (CONICET-UNLPam). ³INTA San Luis

Introducción

La erosión eólica (EE) es el proceso de remoción de material de la superficie del suelo, su selección y transporte a distancias relativamente grandes por parte del viento. En condiciones naturales, la EE es uno más de los factores morfogenéticos, o formadores del paisaje, junto con la erosión hídrica o los movimientos tectónicos, entre otros.

La magnitud de la EE puede incrementarse drásticamente si el hombre interviene en el sistema con fines productivos. En estas circunstancias se pueden desarrollar condiciones favorables para que se produzca erosión, como el deterioro de la estructura edáfica, la disminución de la rugosidad superficial del suelo o de la cobertura vegetal. Estos factores pueden, en mayor o menor medida, ser regulados por el hombre y forman parte de las medidas de control del proceso.

El clima, el factor desencadenante de la EE, actúa a través de la velocidad, la frecuencia y la dirección predominante de los vientos así como de las precipitaciones. Esta variable, indudablemente, no puede ser controlada por el hombre.

Los ambientes secos se caracterizan por poseer condiciones climáticas muy propicias para el desarrollo de la erosión: bajas precipitaciones que favorecen suelos secos, altas frecuencias y velocidades de viento, suelos poco evolucionados con altas susceptibilidades a erosionarse y manejos, que muy frecuentemente, dejan baja cobertura vegetal en superficie. Estas regiones se caracterizan también por poseer condiciones climáticas altamente variables. Son frecuentes los períodos de sequía como los ocurridos en las décadas del 30 y 60 en la región Pampeana semiárida, alternados con otros de altas precipitaciones, como los de la década del 80 en la misma región. Algunos autores han analizado esta variabilidad a distintas escalas temporales definiendo períodos de sequía que se repiten en forma cíclica (Viglizzo et al., 1995 y 1997). Paralelamente, existen también predicciones de cómo el clima evolucionará en el futuro en el marco del denominado Cambio Climático Global (IPCC, 1990, 2000).

La EE debe considerarse un proceso irreversible de degradación del suelo. Esto se debe a que produce cambios texturales que afectan, entre otras propiedades edáficas, a la capacidad de acumular materia orgánica y la formación de estructura edáfica (Buschiazzo, 2006). Es por ello que un interrogante muy relevante se refiere a qué efectos poseen los cambios del clima mencionados antes sobre la magnitud de la erosión eólica. En particular es importante conocer si el proceso erosivo se verá más afectado por las variaciones de tipo cíclico, que en principio se producen cada cierto número de décadas, o las que se predicen en el marco del Cambio Climático. Estos conocimientos son de vital importancia para poder desarrollar manejos sustentables en escenarios climáticos cambiantes.

Una herramienta indispensable para evaluar los efectos de los cambios climáticos sobre la magnitud de los procesos erosivos es el uso de modelos predictivos. Para la región semiárida se ha ajustado el modelo EWEQ (Wind Erosion Equation en Español, Panebianco & Buschiazzo, 2008b) que permite calcular la erosión que ocurre en una localidad determinada en condiciones edáficas, de manejo (rotaciones) y climáticas variables. Es por ello que en este capítulo se propone analizar los efectos de distintas condiciones climáticas sobre la magnitud de la EE.

El clima en el modelo EWEQ

La Ecuación de Erosión Eólica (WEQ, Woodruff & Siddoway, 1965) es el modelo más conocido y utilizado en todo el mundo para predecir EE. Este es un modelo empírico originalmente diseñado para estimar la erosión potencial media anual en predios agrícolas bajo diferentes condiciones de manejo. La EWEQ (Panbianco & Buschiazzo, 2008b), fue desarrollada en base a una versión modificada de la WEQ, originalmente implementada por el Departamento de Agricultura de Estados Unidos. Las diferentes subrutinas del modelo fueron cargadas con datos climáticos, edáficos y de manejo de varias zonas de Argentina.

Este modelo utiliza para los cálculos diversas variables que regulan la magnitud de la erosión. Ellas son el factor erodabilidad del suelo (I), que es dependiente de la textura edáfica; el factor rugosidad del suelo (K), que depende del tipo de labranza y su orientación en el terreno; el factor longitud del terreno (L) que representa la distancia que puede recorrer el viento, que depende del largo y la orientación del predio y de la presencia de obstáculos como cortinas forestales; y el factor cobertura vegetal (V) que depende del tipo, cantidad y orientación de la cobertura vegetal.

El factor climático “C” representa las condiciones climáticas de una región y es una medida de la tendencia del clima a producir condiciones que favorezcan el proceso erosivo (Skidmore, 1986). El factor C depende de la velocidad del viento, de la cantidad y distribución de las lluvias y de la demanda evaporativa de la atmósfera, es decir que involucra, principalmente, a tres variables: la velocidad del viento, la precipitación y la temperatura.

La relación entre las variables intervinientes en el factor C se puede representar de la siguiente manera:

$$C = 386 \left[\frac{\bar{u}^3}{\sum_{i=1}^{12} 10(P-E)_i} \right]$$

Donde:

\bar{u}^3 : velocidad media anual del viento (m/s) a 10 m

i : meses del año

P-E: índice de efectividad de precipitación de Thorntwaite

El índice de efectividad de precipitación de Thorntwaite es utilizado como estimador de la humedad superficial del suelo:

$$10(P-E) = 115 \left(\frac{P/2,54}{1,8T + 22} \right)^{10/9}$$

Donde:

P: Precipitación media mensual.

T: temperatura media mensual.

El factor climático “C” fue desarrollado originalmente por Chepil et al. (1963) y luego modificado y utilizado por diversos autores y organismos internacionales como la FAO. Existen algoritmos más complejos que pueden ser utilizados para estimar la erosividad climática, aunque han sido poco utilizados. Otras aproximaciones, basadas principalmente en la velocidad del viento han sido propuestas, incluso en Argentina (Goldberg y Weiss, 2004), pero en general son aplicables solamente sobre suelos desnudos y secos, y no han tenido un uso difundido.

A los fines de evaluar el efecto del viento debe ser considerada no sólo la velocidad del viento sino también su dirección. El modelo más utilizado para describir la distribución de probabilidades de las velocidades de viento es el modelo de Weibull (Johnson et al., 1994). Ordenando los valores por dirección y en clases de 1 m s⁻¹ pueden obtenerse los parámetros de dispersión y de forma de la función de distribución. Generalmente se incluyen en el

análisis sólo los vientos superiores a 5 m s^{-1} (a dos metros de altura), ya que se considera que vientos de menor intensidad difícilmente provocan erosión. Reemplazando estos valores en la función original, se obtienen las distribuciones de probabilidad de las velocidades del viento por dirección.

Los vientos tienen, desde el punto de vista matemático, tres componentes: intensidad, dirección y sentido. Por lo tanto y a los fines de poder describirlos se utilizan magnitudes vectoriales denominadas fuerzas erosivas. Teniendo las velocidades agrupadas por clases de 1 m s^{-1} , la magnitud de las fuerzas erosivas para cada dirección se calcula como la sumatoria de las velocidades medias de cada grupo de velocidad por un factor de duración.

$$r_j = \sum_i^n \bar{U}_i^3 f_i$$

r_j : vector correspondiente a la j-ésima dirección.

\bar{U}_i : velocidad media del i-ésimo grupo.

f_i : factor de duración (% observaciones).

La sumatoria de las magnitudes para todas las direcciones da como resultado la fuerza erosiva para una localidad, lo que permite evaluar el riesgo de erosión. Si estas fuerzas se calculan en forma mensual se puede evaluar fácilmente el porcentaje de energía erosiva del viento que le corresponde a cada mes, y de esta manera identificar meses críticos.

Generalmente, la dirección de vientos de mayor fuerza erosiva coincide con la dirección predominante del viento. La dirección predominante de las fuerzas erosivas se calcula utilizando funciones trigonométricas, comparando los valores de las sumatorias de las fuerzas paralelas y perpendiculares a cada dirección. La sumatoria que resulte mayor, indicará la dirección predominante de las fuerzas erosivas. El último aspecto relacionado con el análisis de las fuerzas, es evaluar su variabilidad direccional, lo que permite conocer si ocurren con mayor frecuencia en un sentido o si la fuerza del viento se distribuye uniformemente en todas las direcciones, lo cual tendría implicancias de manejo, ya que si el viento ocurre con la misma intensidad desde todas las direcciones, no tendrá sentido intentar disminuir su velocidad con una cortina de vientos. Las fórmulas utilizadas para evaluar la variable dirección del viento son:

$$FPar = \sum_{j=0}^{15} r_j |\cos(j \times 22,5 - \theta)|$$

$$FPer = \sum_{j=0}^{15} r_j |\sin(j \times 22,5 - \theta)|$$

Donde:

FPar= fuerzas paralelas

FPer= fuerzas perpendiculares

Erosión eólica en condiciones climáticas contrastantes

La EWEQ se utilizó para calcular la magnitud de la erosión media anual durante periodos secos y húmedos, en tres regiones de Argentina: Centro Oeste de Chaco, Sud Oeste de San Luis y Centro de La Pampa.

Aunque cambios en la velocidad del viento y la temperatura pueden modificar la magnitud de la erosión, sus efectos en las zonas analizadas se consideran muy bajos. En estas regiones, la variable climática con mayor variación interanual y un efecto más marcado sobre la erosión es la precipitación (Panebianco & Buschiazzi, 2008a). Por ello se utilizaron factores climáticos calculados con las precipitaciones del año más seco, del más húmedo y del promedio de cada una de las zonas analizadas (Tabla 1).

Tabla 1. Valores del factor C en condiciones contrastantes de lluvias en las tres regiones de estudio.

| | Precipitaciones | | |
|----------|-----------------|----------|-------|
| | Elevadas | Promedio | Bajas |
| Chaco | 1,7 | 4,6 | 25,8 |
| San Luis | 3,8 | 11,7 | 70,6 |
| La Pampa | 2,9 | 7,9 | 38,6 |

Las estimaciones de EE se llevaron a cabo sobre dos suelos de texturas contrastantes, arenosa franca ($I = 300$) y franco arenosa ($I=193$), en cada una de las tres zonas.

En todos los casos se simularon rotaciones realizadas con labranza convencional con arado rastra. La orientación de los surcos fue norte-sur y se mantuvo el suelo con rugosidad uniforme durante un mes antes de la siembra. Se consideró un lote cuadrado de 500 metros de lado. En el periodo post cosecha se simuló crecimiento de malezas si el barbecho había sido de más de un mes de duración.

Las rotaciones planteadas fueron las más utilizadas actualmente por los productores de cada zona:

- Chaco: Maíz-soja-girasol
- San Luis: Trigo-soja-maíz-sorgo
- La Pampa: Trigo-avena (pastoreo)-girasol.

La tasa de erosión anual tolerable es un concepto complejo y controvertido, sin embargo, en trabajos clásicos como el de Smith & Stamey (1965) su valor se estimó entre 1,2 y 14,8 t/ha año⁻¹, mientras que revisiones más recientes estimaron valores entre 0,3 y 1,4 t/ha año⁻¹ (Verheijen et al., 2009). En base a esto, el valor de erosión tolerable considerado en este trabajo fue de 7,25 t/ha.año.

Los resultados (Tabla 2) indican que durante un año húmedo, la tasa de erosión estimada resultó muy inferior al valor tolerable en las tres zonas y los dos tipos de suelos. En un año con condiciones climáticas promedio, la erosión estimada no superó el valor tolerable en suelos de textura franco arenosa pero sí lo hizo en suelos de texturas más arenosas, principalmente en San Luis que posee factores C más elevados. En un año muy seco la erosión media anual superó al valor tolerable en todos los casos, aumentando más de cinco veces con respecto a la que se produce en condiciones promedio.

Tabla 2. Erosión eólica de dos suelos de tres regiones de la región semiárida Argentina, en tres condiciones climáticas.

| Región | Año húmedo | Año promedio | Año seco |
|----------------------|------------|--------------|----------|
| | t/ha.año | | |
| Suelo franco arenoso | | | |
| Chaco | 1,1 | 3,5 | 22,8 |
| San Luis | 1,8 | 6,1 | 45,6 |
| La Pampa | 1,4 | 4,1 | 25,6 |
| Suelo arenoso franco | | | |
| Chaco | 2,9 | 8,1 | 48,7 |
| San Luis | 4,5 | 14,5 | 100,8 |
| La Pampa | 3,3 | 9,4 | 53,8 |

La Figura 1 muestra que, aun en siembra directa, con precipitaciones menores a 450 mm, puede existir erosión eólica superior a la permisible. Estos valores existen con 900 mm de lluvia anual en labranza convencional.

Los resultados indican que el riesgo de erosión frente a un escenario climático seco es importante, sobre todo en suelos arenosos del centro del país y en condiciones de laboreos convencionales. Ante escenarios de este tipo,

podría ser necesario readaptar las tecnologías de uso del suelo para mitigar los efectos de un clima con mayor capacidad de producir erosión.

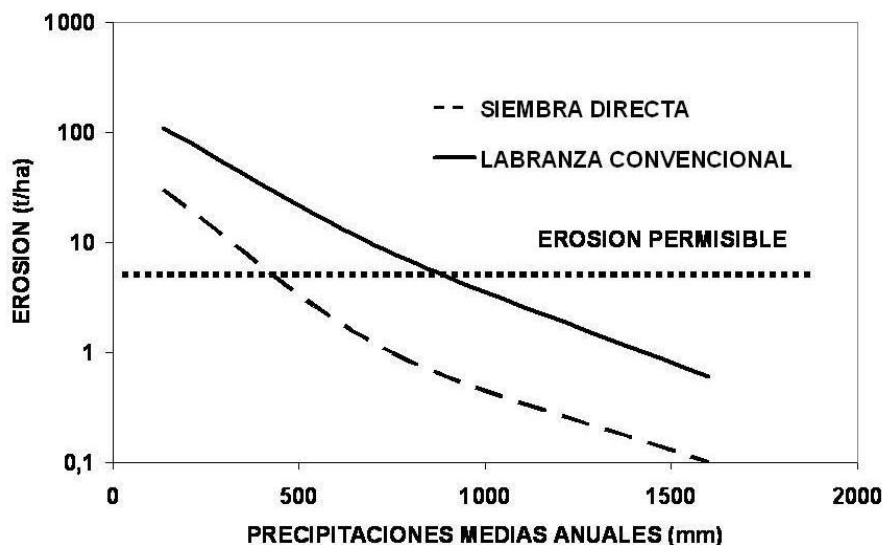


Figura 1. Erosión ocurrida en un año en un Haplustol Entico sometido a una rotación “trigo-avena (pastoreo)-girasol”, realizada en siembra directa y labranza convencional, en función de las precipitaciones medias anuales (Extraído de Panebianco y Buschiazzo, 2008a).

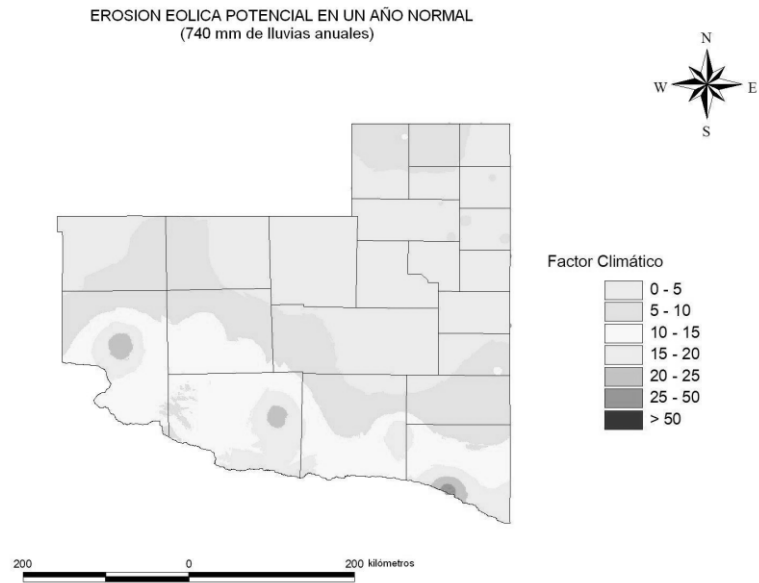
Un análisis de la distribución del factor C con precipitaciones normales y en un año seco en la provincia de La Pampa se muestra en la Figura 2. Puede observarse que en condiciones de sequía, más del 50% de la Provincia posee condiciones climáticas que podrían desencadenar altas tasas de erosión. La mayoría de los riesgos elevados se ubican hacia el oeste de la Provincia, la que por poseer alta cobertura con especies arbóreas o arbustivas como Caldén o Jarilla, no poseen altos riesgos actuales de erosionarse. Sin embargo, existen algunas áreas que actualmente se destinan a la producción agropecuaria, hacia el Este de la Provincia, donde frecuentemente los suelos permanecen sin cobertura vegetal. Aquí los riesgos varían de medios a altos. El resto de la zona agrícola de la provincia posee, mayormente, riesgos medios. Estos datos indican que prácticamente toda la provincia de La Pampa, salvo algunos sitios muy puntuales del área agrícola, posee condiciones climáticas que, en ausencia de lluvias y manejos inadecuados, puede desencadenar erosión de los suelos.

Con precipitaciones normales, los riesgos disminuyen, salvo en los departamentos ubicados al sur de la provincia.

Como los datos que se presentan son promedios anuales, no es posible evaluar qué sucede en períodos cortos de tiempo o en algunas épocas del año con mayores riesgos, como la primavera. En esos períodos es posible que la erosión se manifieste aun en condiciones de altas precipitaciones y, por el contrario, que no ocurra en períodos de sequía, cuando se implementen manejos adecuados que contemplen coberturas suficientes y efectivas para controlar la erosión.

Debe aclararse que, aun en condiciones de altos vientos y suelos secos, coberturas del suelo con vegetación (rastros o cultivos) que superen el 30%, pueden ser efectivas para controlar la EE. En algunos suelos, inclusive, coberturas menores pero con rugosidades altas de la superficie del suelo, también pueden ser efectivas. Puede concluirse que para prevenir la EE es necesario mantener una buena cobertura de la superficie del suelo ya que la mayor parte de la provincia de La Pampa posee alta susceptibilidad a sufrir este fenómeno.

a)



b)

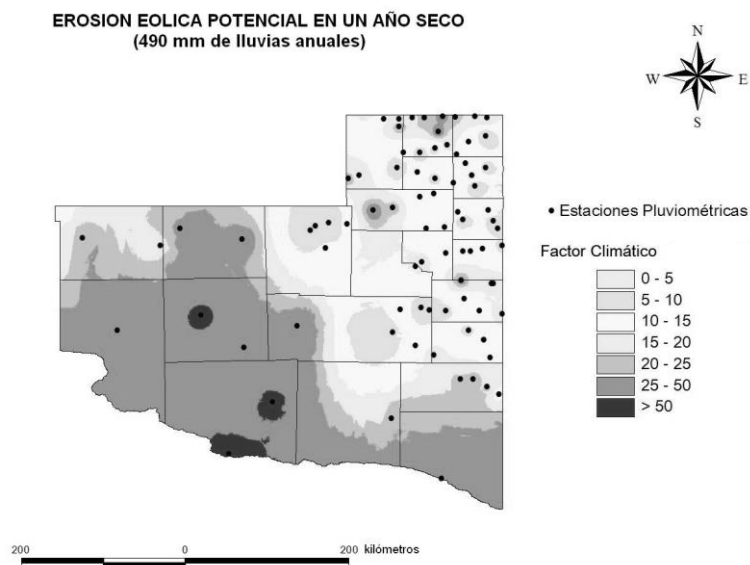


Figura 2. Riesgo de erosión eólica en la provincia de La Pampa (factor C) de: a) un año seco y b) un año húmedo. Los puntos identifican las estaciones meteorológicas utilizadas.

Erosión eólica en escenarios climáticos futuros

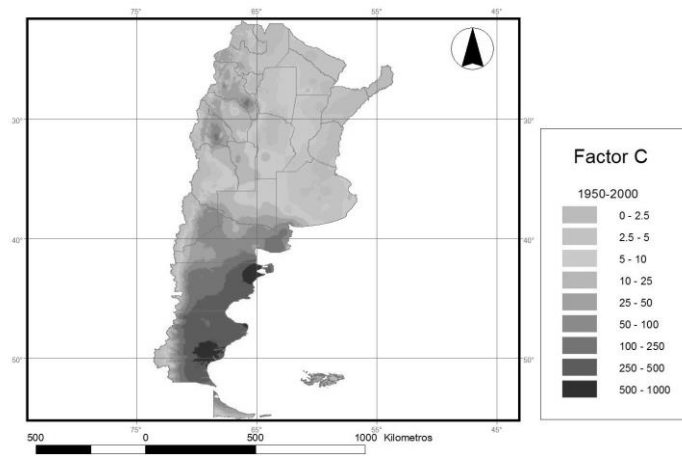
Para estos cálculos se utilizaron datos de velocidad media anual de viento de 129 estaciones del Servicio Meteorológico Nacional (SMN), comprendiendo el periodo 1981 – 2000 (Servicio Meteorológico Nacional, 1992, 2002). Esta información fue georeferenciada y cargada en formato vectorial de puntos. Por interpolación mediante el método Inverso de la Distancia elevada a una potencia se generaron capas en formato raster. Los datos de temperatura y precipitaciones medias mensuales para el periodo de referencia (1950 – 2000) fueron obtenidos de la base de datos WORLCLIM 1.4 (Hijmans et al., 2005). Para estimar los cambios producidos en precipitaciones y temperatura se seleccionó el modelo UKMO-HAdCM3. Este modelo demostró ser el que mejor simula el campo de precipitaciones regional en el centro del país (Barros et al., 2010). El escenario climático elegido fue el A2, el cual supone una población en continuo crecimiento, desarrollo económico orientado a las regiones y cambios tecnológicos pequeños y fragmentados (IPCC, 2000). Las proyecciones de este modelo para el año 2030 y 2050 fueron tomadas de CCAFS (2012). Tanto los datos del período de referencia, como las proyecciones fueron analizados en formato raster con una resolución espacial de aproximadamente 1 km². Estas capas fueron combinadas mediante álgebra de mapas para el cálculo del factor C según Daniels & Johnson (2002). Los valores de EE potencial fueron estimados utilizando el modelo EWEQ. Para mayor detalle consultar Colazo et al. (2008).

Los resultados (Figura 3) indican que el valor del factor C en la mayor parte de la Pampa Húmeda y Mesopotamia es cercano a cero. Esto se debe a la combinación de altas precipitaciones (> 750 mm anuales) y bajas intensidades de viento (<10 m s⁻¹). La región central del país presenta valores medios (10 – 25), coincidiendo con resultados de Panebianco & Buschiazzi (2008a) para el periodo 1921 – 2005 en la localidad de Santa Rosa, La Pampa. Los valores más altos del factor C se observan en la región occidental del país coincidiendo con el clima árido, en especial en la Patagonia y el NOA, siendo mayor el riesgo en las provincias de Chubut y Santa Cruz, producto de los fuertes vientos. En general, el factor C se incrementa de E a W debido a la disminución de las precipitaciones y aumenta de N a S debido al incremento de la velocidad del viento.

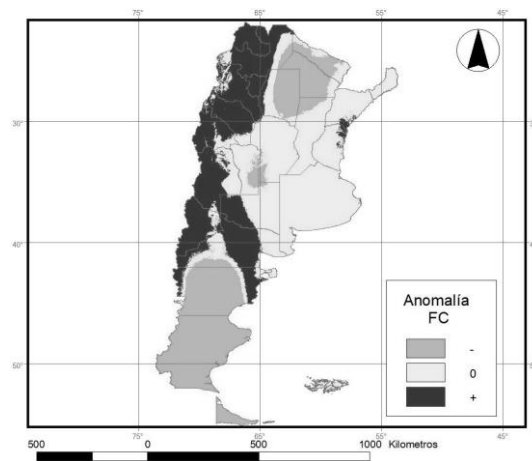
El factor C medio para el periodo 1950 – 2000 fue 69,7. La proyección a futuro indica leves disminuciones del factor C, siendo 43,7 para 2030 y 50,6 para 2050. Los menores valores respecto al periodo de referencia se deben a las mayores precipitaciones proyectadas para la región. El aumento hacia el año 2050 se debería a un mantenimiento en las condiciones de precipitaciones, no así de la temperatura, la que mantendría su tendencia creciente. Las estimaciones para el año 2030 muestran que los sectores donde el factor climático se reduciría serían el S de la Patagonia, Chaco, E de Santiago de Estero y SE de San Luis. Por otro lado, existirían incrementos en prácticamente todo el extremo W del país, centro de Río Negro y W de La Pampa. En 2050 la tendencia se mantendría similar en el S de la Patagonia, W de Chaco y E de Santiago del Estero.

La superficie con niveles de riesgo de erosión tolerable (<8 t ha⁻¹ año⁻¹) es del 45% para el período 1950-2000 y se prevé que se mantenga esos valores en 2030 (46%) y 2050 (45%). Esta superficie corresponde principalmente a la región del litoral, el extremo oriental de las provincias de Chaco y Salta, y la provincia de Buenos Aires, a excepción de su extremo SW. Por el otro lado, la superficie con riesgo de erosión potencial grave a muy grave (>100 t ha⁻¹ año⁻¹) es del 32% para el período de referencia y no se prevén grandes cambios para 2030 (31%) y 2050 (33%). Esta superficie corresponde principalmente a la región del NOA, NW de San Luis, NE de Mendoza y la Patagonia, salvo Tierra del Fuego. Esto implicaría que, a pesar del incremento de las precipitaciones proyectadas por el modelo, las áreas consideradas actualmente como vulnerables probablemente continuarán siéndolo en 2050. Estas proyecciones solamente tienen en cuenta la tendencia media, sin considerar la frecuencia de eventos extremos, la cual aumentaría, lo que significaría que en estas regiones se podrían agravar los eventos erosivos (Busacca y Chandler, 2006).

a)



b)



c)

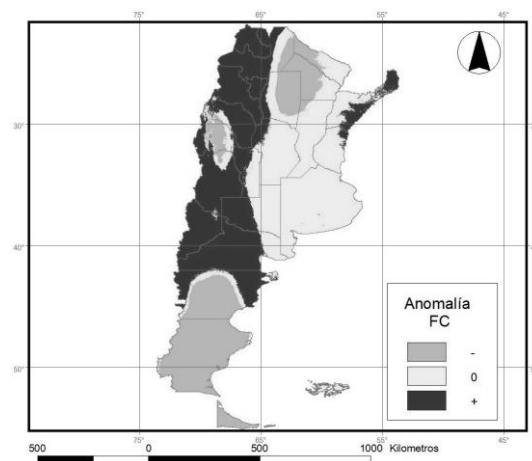


Figura 3. a) factores C del período 1950-2000, b) anomalías estimadas según el modelo UKMO-HAdCM3 para el año 2030 y c) 2050. Aumento (+), disminución (-) y sin cambios (0).

Conclusiones

Los frecuentes cambios en las condiciones del clima caracterizados por períodos alternados de sequía y altas precipitaciones, poseen una gran influencia sobre la erosión eólica potencial de los suelos de ambientes secos del país.

Las predicciones del clima de mediano plazo previstas en el marco del Cambio Climático Global no indican grandes modificaciones en la magnitud de la erosión eólica en las próximas décadas en la superficie total del país.

En ambientes semiáridos, deberá prestarse particular atención al efecto que producen los pasajes de períodos de intensificación agrícola ocurridos en condiciones de altas precipitaciones, a períodos de abandono del suelo que se manifiestan en condiciones de sequías. Estos cambios pueden incrementar sensiblemente la erosión eólica.

Bibliografía

- Barros, VR; MN Nuñez; I Camilloni & S Solman (Eds). 2010. Escenarios Climáticos de la provincia de San Luis. 58 pp.
- Busacca, A & D Chandler. 2006. Erosion by wind: Climate Change. Pp 592-597. In: Lal, R (Ed.). Encyclopedia of Soil Science. 2nd Edition. Taylor & Francis. 2060 pp.
- Buschiazzo, DE. 2006. Management systems in southern South America. In: Peterson GA, Unger PW, Payne WA (Eds.) Dryland Agriculture, 2nd Ed., Monograph 23. ASA/CSSA/SSSA, Madison, WI. Pp 395-426.
- CCAFS (Climate change, agriculture and food security program). 2012. GCM Data portal. Disponible en: <http://www.ccafs-climate.org/documentation/>.
- Chepil, W S; F H Siddoway & DV Armbrust, 1963. Climatic Index of wind erosion conditions in the great plains. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 27: 449-452.
- Colazo, JC; JE Panebianco, HF del Valle, R Godagnone & DE Buschiazzo. 2008. Erosión eólica potencial de suelos de Argentina. Efecto de registros climáticos de distintos periodos. En: Actas del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de los Funes. (En CD).
- Daniels, D & D Johnson. 2002. Development of a New Precipitation-Effectiveness Index. ESRI White Papers. 8 pp.
- Goldberg, S. & G Weiss. 2004. Obtención de un índice de riesgo de erosión eólica y su aplicación en la provincia de Buenos Aires, Argentina. Meteorológica 29: 17-26
- Hijmans, RJ; SE Cameron; JI Parra, PG Jones & A Jarvis. 2005. Very High resolution interpolated climate surfaces for global land areas. Int. J. Climatol. 25:1965–1978.
- IPCC. 1990. Climate change. In: Houghton, J.T., Jenkins, G.J., Ephraim, J.J._Eds., WMO and UNEP, 365 pp.
- IPCC. 2000. Emission Scenarios. Special Report. 27 pp.
- Johnson, NL, S Kotz & N Balakrishnan. 1994. Continuous univariate distributions. Vol. 1. Wiley Series in Probability and Mathematical Statistics: Applied Probability and Statistics (2nd edición), New York: John Wiley & Sons.
- Panebianco, JE & DE Buschiazzo. 2008a. Wind erosion predictions with the Wind Erosion Equation (WEQ) using different climatic factors. Land Degr. Develop. 19: 36–44.
- Panebianco, JE & DE Buschiazzo. 2008b. EWEQ (Versión en español de la Wind Erosion Equation). Expediente INPI N° 700982, del 06/10/2008.
- Servicio Meteorológico Nacional. 1992. Estadísticas climatológicas 1981-1990. Serie B-N° 37. Buenos Aires.
- Servicio Meteorológico Nacional. 2002. Estadísticas climatológicas 1991 - 2000. (En CD).
- Skidmore, EL. 1986. Wind erosion climatic erosivity. Climatic Change 9: 195-208.
- Smith, RM & WL Stamey. 1965. Determining the range of tolerable erosion. Soil Sci. 100: 414-424.
- Verheijen, FGA, RJA Jones, RJ Rickson & CJ Smith. 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. Earth-Science Reviews 94: 23-38.
- Viglizzo, EF, ZE Roberto, MC Filippin & AJ Pordomingo. 1995. Climate variability and agroecological change in the Central Pampas of Argentina. Agric., Ecosys. Environ. 55: 7-16.
- Viglizzo, EF, ZE Roberto, F Lértora, E López Gay & J Bernardos. 1997. Climate and land-use change in field-crop ecosystems of Argentina. Agric, Ecosys., Environ. 66: 61-70.
- Woodruff, NP & FH Siddoway. 1965. A wind erosion equation. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 29:602-608.

Capítulo 30

Erosión Hídrica. Relación con el cambio climático

Roberto Michelena¹, Maximiliano J. Eiza¹ y Patricia Carfagno¹

¹INTA Castelar, Instituto de Suelos.

La degradación de tierras en la Argentina

La República Argentina tiene una superficie de 280 millones de hectáreas, de la cual un 25% se encuentra bajo clima húmedo, un 15% corresponde a un clima semiárido y el 65% restante presenta características áridas. Gran parte de este territorio está afectado en alguna medida por fenómenos de degradación física, química o biológica. En este sentido, se estima que el 40% del territorio está afectado principalmente por erosión hídrica y eólica, compactación, sellado y encostrado superficial, acidificación, salinización, pérdida de fertilidad (materia orgánica y nutrientes) e hidromorfismo del suelo causado por inundaciones y anegamientos.

Estos procesos de degradación afectan a gran parte de las tierras agrícolas ubicadas principalmente en relieves planos y ondulados, especialmente en la Región Pampeana, cuya superficie representa alrededor de 50 millones de hectáreas, constituyen la región más importante del país en la producción de granos (maíz, soja, trigo, girasol y sorgo) y de carnes, siendo las provincias más afectadas son Buenos Aires, Santa Fe y Córdoba (Michelena *et al.*, 1989 y Michelena, 2012)

La erosión hídrica también constituye un fenómeno importante en la Región de la Mesopotamia, en las provincias de Entre Ríos y Misiones. En esta última, las principales causas de la degradación de las tierras son la explotación maderera irracional y el desmonte de la vegetación natural de selva para la implantación de cultivos de maíz, tabaco, sorgo, yerba mate y té, sin la correcta aplicación de prácticas de conservación de suelos y agua.

En las regiones montañosas y serranas del país, que integran la Cordillera de Los Andes y las Sierras Pampeanas, entre otras, se presentan fenómenos torrenciales con erosión hídrica y movimientos en masa como deslizamientos, derrumbes y coladas de barro, que afectan considerablemente a la infraestructura vial, ferroviaria y edilicia, especialmente en la región noroeste del país, en las provincias de Jujuy, Salta y Tucumán. También producen fuertes daños en algunas áreas de las provincias de Córdoba, Catamarca, La Rioja, San Juan y Mendoza (Michelena, 1990, 2006, 2012).

Un ejemplo a la referencia anterior es la ciudad de Chilecito, La Rioja, ubicada al pie de la Sierra de Famatina, que con sólo 200 mm al año de precipitaciones, pero concentradas en una o dos lluvias, recibe un escurrimiento concentrado desde las sierra, produciendo grandes daños sobre la ciudad y la infraestructura de la región.

En la actualidad se estima que hay aproximadamente 60 millones de hectáreas afectadas por erosión hídrica y eólica en la Argentina (PROSA, 1988). Las pérdidas económicas producidas por la erosión en las tierras agrícolas en la Subregión Pampa Ondulada, la más importante de la Región Pampeana y una de las más importantes del país, alcanza los 250-300 millones de dólares anuales. Estas pérdidas tienen en cuenta el efecto de la erosión sobre el rendimiento de los cultivos de trigo, soja y maíz (Irurtia, 1995).

En la Región Pampeana, las pérdidas económicas por la erosión ascienden a 700 millones de dólares anuales y si se incluyen todos los fenómenos de degradación que afectan las tierras agrícolas, estas pérdidas alcanzarían a los 1000 millones de dólares. Considerando el territorio del país e incluyendo los distintos procesos de degradación, los fenómenos torrenciales y los daños a la infraestructura, las pérdidas económicas ascenderían a 3000-4000 millones de dólares anuales.

La Región Chaqueña, norte de Argentina, representa una superficie aproximada de 19 millones de hectáreas, que abarca las provincias de Chaco, Formosa, Santiago del Estero y norte de Santa Fe. En esta región existe un bosque

natural de vegetación xerófila, con especies de madera dura tales como el quebracho colorado (*Schinopsissp.*) y algarrobos (*Prosopisnigra* P. *alba*). Como consecuencia de una intensa explotación forestal y desmonte para habilitar tierras para la agricultura y la ganadería, se ha producido un rápido deterioro de los suelos, pérdida de materia orgánica y degradación de la estructura. También se produjo la degradación de los pastizales naturales por sobrepastoreo y quema (FAO, 1993) (Figura 1).



Figura 1. Desmonte en Región Chaqueña.

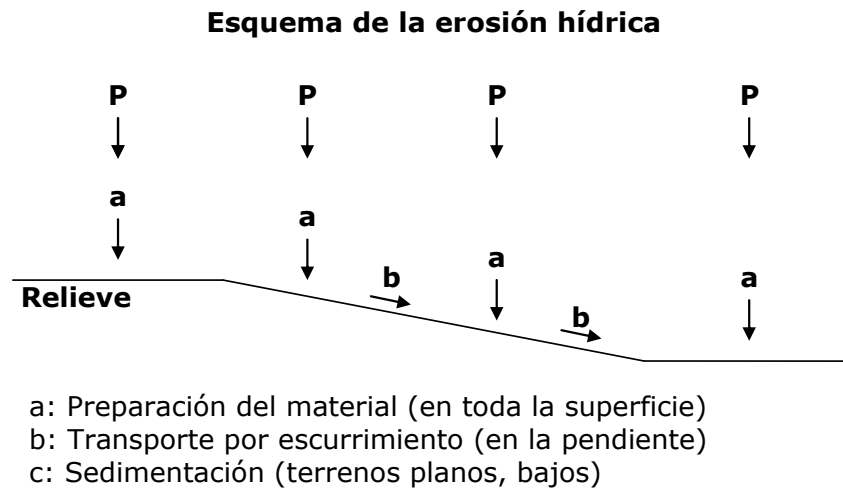
A pesar del rol esencial que cumplen los bosques, el ritmo de desmonte y la degradación forestal son alarmantes. Existen en el mundo 4 mil millones de ha de bosque, siendo la pérdida forestal neta de 7,3 millones de ha al año, es decir unas 20 mil ha por día (FAO, 2007). En la Argentina existen 28 millones de ha de bosques nativos, lo que representa un 10% del territorio nacional. Sin embargo a principios del siglo XX esa cifra era de 100 millones de hectáreas. Entre 1998 y 2002 se eliminaron 782.000 hectáreas de bosques y en los últimos cuatro años el proceso se acentuó y se desmontaron más de 1 millón de hectáreas, lo que equivale a unas 280.000 ha por año. (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, 2008).

Erosión hídrica

A fin de describir y comprender los procesos erosivos de manera integral, será necesario describir el ambiente en el cual se desencadenan las distintas fases de este proceso. Dicho ambiente está enmarcado en lo que se denomina cuenca hidrográfica. La definición de cuenca describe a una superficie terrestre limitada en su superficie por la divisoria de aguas que se cierra en un punto de interés en el cauce y está acotada por los espacios modificables por el hombre. Es una definición de tipo tridimensional, donde se incluyen la superficie, profundidad, capas geológicas y cotas. El manejo de las cuencas considera la planificación y la administración integral de una cuenca para la conservación y uso productivo de los recursos naturales con especial atención al agua.

La erosión hídrica es el proceso complejo mediante el cual el suelo y sus partículas (arcillas, limos, y arenas) son separados por el agua. El proceso de erosión incluye las etapas de a) Preparación del material (desprendimiento y remoción); b) Transporte, y c) Sedimentación (Ver esquema). En las tres etapas del proceso erosivo se producen daños importantes. En la etapa de preparación el impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo desnudo aporta la

energía para la alteración de la estructura superficial del suelo, la destrucción de agregados, la formación de costras y sellos, la alteración de la relación infiltración/escurrimiento.



En la etapa de transporte se completa la pérdida de las partículas, especialmente arcillas y limos, de la fertilidad del suelo (materiales coloidales como materia orgánica y nutrientes), biosidas y contaminantes biológicos (Sanzano, 2001; Chagas *et al.*, 2007, 2010). Se genera escurrimiento superficial del agua que produce distintas formas de erosión (laminar, digital y en cárcavas) y daños a la infraestructura. Finalmente, en la etapa de sedimentación, por disminución de la energía del escurrimiento (disminución de la pendiente, obstáculos que reducen la velocidad) se produce el depósito de las partículas del suelo. Este depósito puede destruir cultivos, dañar infraestructuras (caminos, vías férreas, etc.) (Figura 2) y colmatar y reducir la capacidad de represas y embalses.



Figura 2. Erosión en vías férreas (Chilecito, La Rioja).

El tipo y grado de erosión depende de la erodabilidad del suelo, grado y longitud de la pendiente, prácticas culturales, estado de la cubierta vegetal, aplicación de prácticas conservacionistas y energía de las gotas de lluvia (duración, cantidad, intensidad y tamaño de gotas). La intensidad de la lluvia es muy importante porque determina el tamaño y la masa de la gota, y por lo tanto su velocidad y energía (Michelena, 2013) (Figuras 3 y 4).



Figura 3. Erosión en surcos en Azul (Buenos Aires).



Figura 4. Erosión en cárcavas en San Luis.

En general, los tipos de erosión hídrica se diferencian por la acción preponderante que la genera. De acuerdo a esto, se diferencia entre el agua como principal agente causante, generando erosión superficial y sub-superficial, y la fuerza de la gravedad, por la cual se producen los movimientos en masa.

La forma de transporte del material removido puede llevarse a cabo de las siguientes formas: a) en suspensión, especialmente las partículas pequeñas y livianas, como las arcillas, limos y materia orgánica; y b) acarreo de fondo, para partículas grandes y pesadas como arenas, gravas y piedras (hasta grandes bloques). Las formas de transporte de los materiales varían según la energía y turbulencia de la corriente. En cauces y flujos pequeños y de tipo laminar, gran parte de los sedimentos se mueven en suspensión y el acarreo de fondo puede ser insignificante (arenas ó gravas pequeñas), mientras que en cursos caudalosos y flujo turbulento el acarreo de fondo puede ser importante.

En el proceso de erosión cobra vital importancia la relación infiltración/escorrimento que se establece en los primeros centímetros de la superficie del suelo. Por lo cual, para el control de la erosión hídrica es fundamental el aumento de la infiltración y la reducción del escurrimiento. La infiltración es el paso del agua a través de la superficie del suelo. Se expresa como una velocidad o intensidad. Las unidades utilizadas con más frecuencia son de volumen (litros, cm^3) o de lámina (mm, cm), en función de un tiempo dado (hora, minuto). La infiltración es un caudal de agua o relación entre cantidad de agua y tiempo, que está muy relacionada con la percolación dentro del perfil, la cual puede limitar la entrada de agua a través de la superficie. La velocidad de infiltración es máxima al inicio de la lluvia con el suelo seco y disminuye a medida que se humedece. Esta velocidad disminuye hasta un valor constante llamado infiltración básica. Puede representarse como valores instantáneos o acumulados en el tiempo (Figura 5). La infiltración depende del complejo suelo-vegetación: estado superficial del suelo, contenido de humedad, vegetación, porosidad, estructura, materia orgánica, y de la calidad del agua como temperatura, cantidad de sedimentos y presencia de sales.

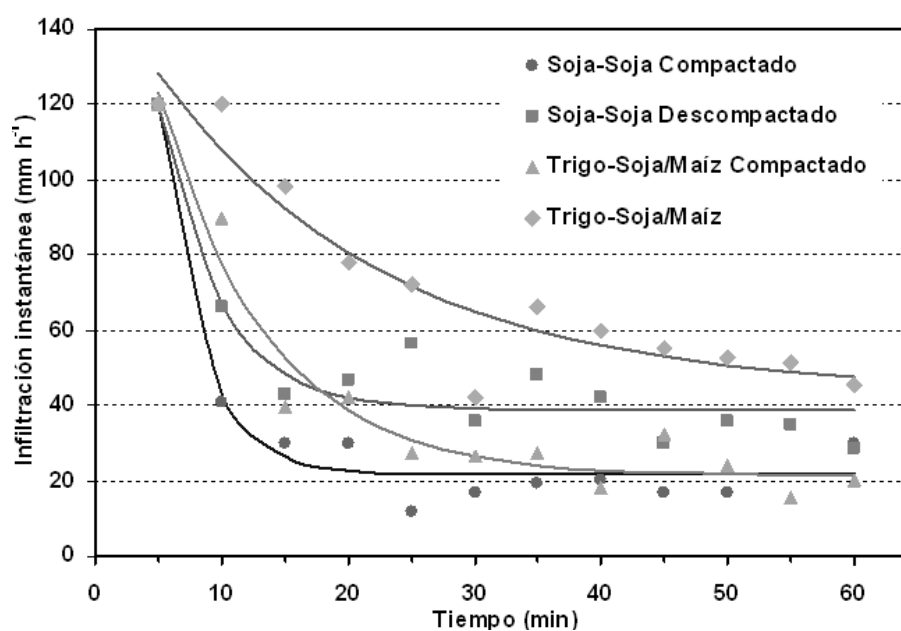


Figura 5. Curvas de infiltración para ensayos en la EEA INTA Oliveros, con microsimulador de lluvias. Secuencias de monocultivo de soja y bajo rotación con cereales, en suelos compactado y descompactado.

El fenómeno de intercepción es muy importante, ya que reduce la cantidad de agua de lluvia disponible para la generación de erosión. Es el agua retenida por la vegetación u otro objeto sobre la superficie del terreno. La intercepción es llamada también agua de mojadura e integra conjuntamente con el almacenamiento en depresiones y la detención superficial, la retención superficial de agua. La retención superficial es agua que no integra la escorrentía superficial ni la infiltración. La retención superficial considera los siguientes procesos:

1) Intercepción: es el agua retenida por la vegetación u otros objetos de la superficie. Este fenómeno es muy variable en el tiempo y en el espacio, dependiendo de factores vinculados con la lluvia y las características de la

vegetación. Factores de la lluvia tales como intensidad y cantidad hacen variar la interceptación. Así en lluvias de poca intensidad o corta duración la interceptación puede alcanzar hasta el 100%, mientras que en lluvias muy intensas o de larga duración, el agua interceptada puede ser inferior al 5%.

2) Almacenamiento en depresiones: es el agua retenida en las depresiones del terreno. Estas depresiones se comienzan a llenar luego de iniciada la lluvia y cuando la intensidad de la lluvia supera la velocidad de infiltración.

3) Detención superficial: constituye la lámina de agua que cubre el suelo, después que el almacenamiento en depresiones ha sido satisfecho. Forma parte del agua de mojadura.

La erosión hídrica de las tierras altas es la fuente de muchos de los sedimentos transportados por los cursos de agua hacia el mar. En nuestro país esto ocurre en las regiones del NOA, Cuyo y del Centro, entre otras, donde gran cantidad de sedimentos son transportados por los grandes ríos (Pilcomayo, Bermejo, Paraná y Uruguay) y sus afluentes, hacia el río de La Plata y el mar. Esto produce a lo largo del recorrido la colmatación de embalses y del puerto de Buenos Aires y la necesidad de grandes gastos para el dragado periódico.

La erosión no es solamente un fenómeno físico sino también un problema socio económico. En muchos países en vías de desarrollo la tenencia de la tierra, los precios de los productos y el exceso y concentración de la población, producen una mayor presión sobre los recursos naturales, destrucción de bosques y cultivos en tierras de altas pendientes. En este sentido, existen productores pequeños que tienen como alternativa válida la monocultura de soja, con los daños conocidos al suelo. Muchas veces no tienen acceso a las nuevas tecnologías (maquinarias, fertilizantes).

Por el contrario, los establecimientos más grandes pueden rotar cultivos y alternar con ganadería, conservando los suelos.

Estabilidad de las laderas

La estabilidad del suelo en una ladera en relación con los movimientos en masa puede evaluarse mediante un factor de estabilidad (F), definido como la relación entre las fuerzas resistentes al esfuerzo de corte (FR) a lo largo de una superficie dada y las fuerzas de corte (FC) que actúan sobre la superficie.

$$F = FR/FC$$

La ladera es estable cuando F es mayor que 1 e inestable si esta relación es menor ó igual a 1. Este balance de fuerzas activas y resistentes es dinámico en el tiempo y en el espacio y el hombre puede alterarlo a través del uso y manejo de las tierras. Las fuerzas actuantes pueden ser: a) Pasivas: son las que condicionan la ocurrencia del movimiento (litológicas, estructurales, topográficas y hidrológicas) y b) Activas: son las que inician el movimiento (Acción antrópica, desmonte, carreteras, etc.).

Formas de medición de Erosión Hídrica

Hay diferentes formas de medición y estimación de las pérdidas de suelo por erosión hídrica. Algunas son útiles y aplicables a parcelas ó lotes y otras en superficies mayores, locales ó regionales (subcuencas y microcuencas):

- 1.- Mediciones en parcelas de erosión a campo de medianas a gran tamaño con lluvia natural;
- 2.- Mediciones en parcelas pequeñas a campo con lluvia simulada (simuladores de lluvia por presión o goteo);
- 3.- Mediciones en bandejas con suelo disturbado y lluvia simulada en laboratorio;
- 4.- Mediciones en cuencas con aforos y registros automáticos (par de cuencas);
- 5.- Estimaciones a través de modelos ó ecuaciones empíricas. Estas se desarrollan a partir de relaciones estadísticas entre procesos basadas en el tratamiento de grandes bases de datos. La Ecuación Universal de Pérdida de Suelos (USLE) es un modelo desarrollado a partir de relaciones estadísticas de una amplia base de datos experimental de

más de 8000 parcelas de erosión distribuidas en Estados Unidos, que combina diferentes condiciones climáticas, de suelo, de pendiente y sistemas de manejo del suelo (Wischmeier y Smith, 1978).

Existen muchos modelos en todo el mundo, algunos aplicables a parcelas ó cuencas. Modelos empíricos ó físicos: Guest, Eurosem, Swat, Musle, Epic, Wepp (Rose, 1994; Vazquez Amábile y Engel, 2005; Vázquez Amábile *et al.*, 2009). Para que los modelos sean extrapolables a diferentes situaciones necesitan ser validados. El Wepp (Water Erosion Prediction Program) del USDA es un modelo de simulación de tipo físico, que si bien es muy completo, es complejo y necesita de buena y gran cantidad de información de entrada. Este modelo fue descripto por Lane y Nearing (1989) y luego analizado detalladamente por Nearing *et al.* (1989), entre otros. El modelo Guest (Griffith University Erosion System Template) (Misray Rose, 1990) analiza el escurrimiento y la pérdida de suelo medidos de parcelas de erosión de pendiente uniforme, durante la lluvia. El Eurosem (European Soil Erosion Model) (Morgan, 1995) tiene similitudes con el Wepp y con el Guest. Tiene muy en cuenta el efecto del impacto de la gota de lluvia sobre el suelo y la influencia de la vegetación sobre la erosión.

La erosión por salpicadura puede evaluarse utilizando microsimuladores de lluvia portátiles de campo (Irrutia y Mon, 1994; Irrutia *et al.*, 2013). Estos equipos permiten evaluar el comportamiento físico-hídrico de los suelos bajo distintos usos y manejos, midiendo bajo una lluvia simulada, la infiltración, el escurrimiento de agua y la pérdida de suelo por salpicadura. Esta última se expresa a través de un índice de erosión (IE) (Michelena *et al.*, 2000). El IE se desarrolló a fin de realizar estimaciones anticipadas de los procesos y ante la necesidad de contar con índices ó indicadores de degradación (Michelena, Morrás e Irrutia, 1996; Michelena, *et al.*, 2011 (Figura 6).



Figura 6. Microsimulador de lluvias.

El IE es la relación entre el suelo perdido por erosión (g) y la energía de la lluvia aplicada (Kilo Joule). Mediante la aplicación del IE en muchos suelos de la Región Pampeana se obtuvieron valores superiores a 400 g KJ⁻¹ y hasta 1.000 g KJ⁻¹.

$$IE = \text{Suelo perdido (gramos)} / \text{Energía lluvia (Kilo Joule)}$$

Para suelos de la Región Pampeana, valores de IE inferiores a 100 g KJ⁻¹ corresponden a muy buenas condiciones físico hídricas, con alta infiltración, bajo escurrimiento y muy baja pérdida de suelo. Por el contrario, suelos con IE superiores a 400-500 g KJ⁻¹ presentan alta degradación y pobres condiciones físico hídricas (Tabla 1).

Tabla 1. Índice de erosión para Región Pampeana

| Valor | Calificación |
|---------|--------------|
| 0-100 | Muy bajo |
| 100-200 | Bajo |
| 200-300 | Medio |
| 300-400 | Alto |
| + 400 | Muy Alto |

Estos índices pueden ser utilizados como indicadores de calidad y salud de los suelos bajo diferentes usos y manejos. En este sentido, en la Argentina se han desarrollado capacidades y experiencias en relación con la obtención de indicadores de degradación, especialmente para la lucha contra la desertificación (Abraham *et al.*, 2003).

Prácticas de manejo y conservación de suelos

A fin de mitigar los efectos que genera la erosión hídrica, se utilizan prácticas conservacionistas (Michelena, 2012) tales como:

1.- Labranzas conservacionistas. Consiste en una menor cantidad de labranzas, dejando más del 30 % de los rastrojos en la superficie del suelo. Por ejemplo labranza vertical, mínima, reducida y siembra directa (Figura 7).



Figura 7. Siembra en directa en Región Pampeana.

2.- Rotación de pasturas con cultivos. Consiste en la alternancia de períodos de recuperación (pasturas) con períodos de producción (cultivos);

3.- Rotación de cultivos dentro de un sistema de agricultura continúa. En este sistema se alternan distintos cultivos agrícolas con el fin de obtener una extracción de diferentes nutrientes, mejorar el control de malezas y de plagas. Dentro de un sistema de agricultura continua se pueden implementar cultivos de cobertura (CC). Los CC se establecen entre los cultivos de cosecha, estos cultivos no se pastorean ni se cosechan, acortan el período de barbecho hasta que se secan con un herbicida, quedando los residuos en pie sobre al suelo y de esta manera protegen al suelo de los agentes erosivos y reducen la evaporación directa del agua desde la superficie del suelo favoreciendo al aprovechamiento de este recurso (Carfagno *et al.*, 2013; Eiza *et al* 2012) (Figura 8).



Figura 8. Cultivos de cobertura.

4.- Sistematización en contorno con ó sin la construcción de terrazas. Como se explica más adelante, se emplean en terrenos en pendiente, para el control de la erosión hídrica;

5.- Cultivo en franjas: consiste en la alternancia de franjas protectora (pastos, cultivos densos), con franjas protegidas de cultivos de escarda ó densos. El objetivo es no dejar todo el terreno desnudo. Las franjas pueden ser de 1 ó 2 cultivos y una de pastos;

6.- Praderización y forestación. Se utiliza para controlar la erosión hídrica y recuperar suelos degradados; y

7.- Control y recuperación de cárcavas. Como se detalla a continuación, consiste en la aplicación de medidas agronómicas y estructurales (mecánicas). Estas últimas pueden ser obras longitudinales (muros, espolones) y transversales (diques, gaviones, fajinas).

Cultivo en contorno

Por cultivo en contorno o contorneo se definen las prácticas de labranza en tierras agrícolas o ganaderas, teniendo en cuenta el relieve del terreno, siguiendo las curvas de nivel. En las regiones secas, el objetivo principal del cultivo en contorno es asegurar la captación y conservación del agua de lluvia, mientras que en las húmedas, el propósito

fundamental es reducir las pérdidas de agua y suelo por erosión hídrica. Sin embargo, en los dos casos el contorno asegura también ambas ventajas. Los surcos formados por las labranzas en contorno detienen y almacenan el agua en el suelo, reduciendo así la erosión y obteniendo una mejor distribución de la humedad en el relieve y en el perfil. Existen diferentes tipos de sistemas de trazado de cultivo en contorno, como el clásico o convencional y los simplificados. En el sistema clásico se respetan fielmente el relieve y las curvas de nivel. Es un sistema de cultivo del suelo que permite realizar todas las labores agrícolas siguiendo líneas guía o curvas de nivel. En relieves complejos este sistema clásico hace que las curvas de nivel resulten en áreas de labranza dificultosa, por lo que normalmente es abandonada por los productores. Para evitar estos problemas en relieves complejos se utilizan los sistemas simplificados. En estos sistemas se trata de paralelizar las líneas guías para evitar la formación de triángulos de difícil labranza, de suavizar y disminuir las curvas. Esta simplificación a veces va en desmedro de la exactitud o precisión del sistema, pero ello es recompensado por una mayor simplicidad en las labranzas que el productor debe realizar (Michelena y Mon, 1985; Michelena, 2013) (Figura 9).

Para obtener una adecuada protección contra la erosión cuando la aplicación de medidas conservacionistas agronómicas (labranza en contorno, cultivo en franjas o rotación de cultivos) no son suficientes, éstas deberán combinarse con medidas mecánicas como terrazas en contorno. Este es el caso de zonas con lluvias de alta intensidad y suelos que no absorben el agua pluvial con rapidez y en relieves ondulados de pendientes largas. Las terrazas son estructuras, en general de tierra, que cortan la pendiente para captar y desviar el exceso de agua de escurrimiento y controlar la erosión.

Existen distintos tipos de terrazas:

1) Terrazas de banco. Son estructuras utilizadas en zonas con pendientes fuertes, típicas de regiones montañosas y serranas (Figura 9).

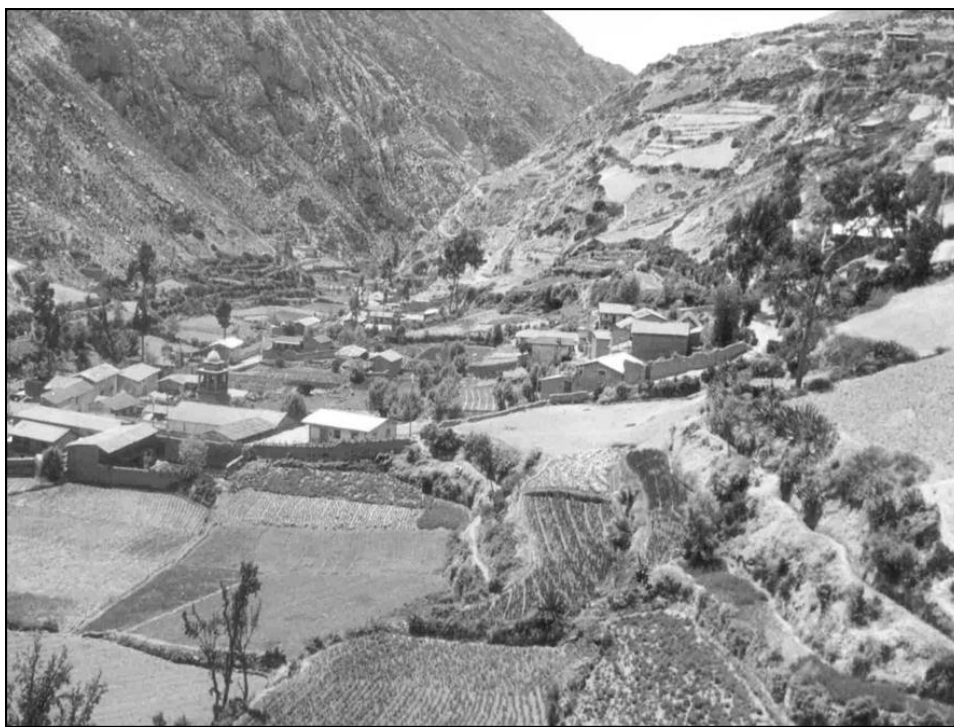


Figura 9. Cultivo en terrazas de banco. Región Andina.

2) Terrazas de absorción. Son estructuras de tierra construidas a nivel, formadas por un canal ancho poco profundo y un lomo, de 10-12 m de ancho total. Se utilizan para conservar el agua de lluvia mediante su almacenamiento en el suelo, a través de la captación del escurrimiento superficial. Se adaptan mejor a zonas de pendientes suaves, lluvias escasas y poco intensas, con suelos de buena infiltración y donde la pendiente es menor al 3%. Se construyen en regiones áridas y semiáridas del país.

3) Terrazas de desagüe. Son estructuras de tierra con un lomo y un canal de drenaje para interceptar y conducir el exceso del escurrimiento del agua pluvial a velocidades no erosivas. Con este fin el canal de la terraza tiene una ligera caída hacia uno de sus extremos o hacia ambos de 0,2-0,5 %. Tienen 6-8 m de ancho y un desnivel entre canal y lomo de 0,30-0,40 cm. Este tipo de terrazas deberían ser construidas en áreas con pendientes entre 1 y 10%, donde el cultivo sin terrazas es insuficiente para el control del escurrimiento superficial. Se emplean en las regiones húmedas de las provincias de Buenos Aires, Santa Fe, Córdoba, Entre Ríos y Misiones, entre otras (Figura 10).



Figura 10. Cultivo en contorno en terrazas. Región Pampeana.

En la planificación de un sistema de terrazas resulta prioritario el diseño de canales de guardia y vías de desagüe. Se deben ubicar los desagües o áreas de dispersión de los excesos de agua de escurrimiento. Si éstos no existen naturalmente, deben construirse canales empastados o vegetados con suficiente anticipación como para permitir el establecimiento de una adecuada cobertura herbácea en los mismos. En la planificación debe tenerse en cuenta numerosos factores tales como grado y longitud de las pendientes, cantidad e intensidad máxima de las lluvias, naturaleza del suelo, cubierta vegetal, labranzas y sistemas de producción, entre otros.

Para calcular el espaciamiento entre las terrazas existen diferentes ecuaciones que tienen en cuenta: lluvia, suelo, pendiente, cultivos y sistemas de labranza, entre otros.

Existen numerosas máquinas utilizadas en la construcción de terrazas. Algunas son comunes y de empleo factible en el país, como arado de reja y vertedera, de discos o arados rastra, entre otras, y las específicas de difícil empleo por su elevado costo, entre las que se pueden mencionar distintos tipos de “terraceadores”. La herramienta utilizada generalmente en la construcción de las estructuras de tierra es la maquinaria agrícola disponible en el campo. Las terrazas son de mantenimiento sencillo, aunque deben revisarse anualmente para verificar posibles cortes y el buen funcionamiento luego de las lluvias intensas. Las terrazas pueden cultivarse para un mejor aprovechamiento del terreno pero se aconseja dejarlas protegidas con pastos para reducir los posibles cortes ante lluvias intensas y prolongadas.

Control de cárcavas

El control de cárcavas incluye el control de escurrimiento en la cuenca de aporte y dentro de la misma cárcava. En la cuenca de aporte se deberá reducir el escurrimiento de agua mediante prácticas conservacionistas ya

mencionadas (siembra directa, cultivo en contorno, entre otras). El control del escurrimiento dentro de la cárcava incluye el control de la erosión de la cabecera y de la erosión de las márgenes y fondo de la cárcava.

El control de la erosión de la cabecera es muy importante, especialmente en el caso que no se haya construido el canal de guardia, el agua de escurrimiento al entrar a la cárcava produce la erosión de la cabecera y el ascenso de la misma a través de la pendiente. Para este control debe establecerse una zona protegida con piedras, troncos ó gaviones (cajas de alambre galvanizado rellenas con piedras), en la base de la cabecera de la cárcava.

El control de la erosión de las márgenes y fondo de la cárcava incluye la reducción de la erosión a través de la disminución del escurrimiento de agua mediante la sistematización en contorno de las áreas de aporte ó campos vecinos. Para la estabilización de las márgenes se considera la construcción de obras laterales como pequeños muros y espolones de troncos, maderas, gaviones o mampostería y la forestación. En este último caso, se pueden utilizar especies arbóreas ó arbustivas freatófitas de rápido crecimiento y con raíces profundas, como álamos y sauces, álamos tamariscos y caña de castilla.

Para el control de la erosión de fondo se utilizan medidas estructurales ó mecánicas transversales al cauce de la cárcava, tales como diques de retención ó consolidación, fajinas y gaviones. Se construyen en forma escalonada (escalonamiento de diques), con el fin de reducir la velocidad de escurrimiento del agua y retener los sedimentos más gruesos. Esto produce el depósito de sedimentos y la elevación de la base y final relleno de la cárcava en un período de varios años. Los depósitos de sedimentos se pueden estabilizar mediante la instalación de pastos ó arbustos.

Gravedad del problema torrencial

El problema torrencial es muy importante en las regiones montañosas con cursos de agua con grandes y abruptas variaciones en su caudal. La gravedad del problema torrencial en una región depende de las condiciones naturales y antrópicas. Entre las condiciones naturales son de interés el relieve (pendiente), clima, geología, vegetación y uso de la tierra. Las áreas de pendientes fuertes, materiales litológicos de alta erodabilidad, con intenso deterioro de la vegetación, son altamente susceptibles a sufrir fenómenos torrencales (Michelena, 1990, 2006).

Si bien las condiciones naturales determinan la susceptibilidad a la ocurrencia de éstos, con frecuencia la acción del hombre agrava la situación produciendo fenómenos catastróficos, a través del desmonte, uso inadecuado de tierras agrícolas, ganaderas ó forestales, construcción de obras civiles sin los resguardos necesarios. Los fenómenos torrencales alteran el régimen hidrológico de las cuencas, con grandes picos de crecidas, lo que determina que estos volúmenes de agua no puedan ser aprovechados adecuadamente y causen importantes daños en áreas más bajas.

Los daños producidos por la acción torrencial afectan fundamentalmente a: a) Infraestructura: daños y roturas de carreteras, puentes, vías férreas, edificios; b) Reservorios de agua: se reduce la capacidad y vida útil de los embalses; c) Calidad del agua: principalmente la calidad física debida al aporte de sedimentos, aunque también, se altera la calidad química del agua por la presencia de herbicidas, insecticidas, residuos industriales, etc.; d) Daños a las estructuras de conducción del agua: se producen roturas y sedimentación en canales, acequias y acueductos; y e) Tierras de cultivo. Las ubicadas en las áreas altas sufren erosión y movimientos en masa que reducen su capacidad productiva, mientras que aquellas ubicadas aguas abajo, están afectadas por inundaciones y sedimentación.

La planificación conservacionista de una cuenca torrencial se establece a través de la aplicación de un Plan de Manejo que tiene como objetivo principal reducir los caudales líquidos y sólidos y proteger las poblaciones e infraestructura ubicadas aguas abajo. Las prácticas y tratamientos a aplicar en los distintos sectores de la cuenca pueden ser: a) Ingenieriles o estructurales; b) Biológicas (agronómicas y forestales) y c) Socio económicas. En general, se aplican de forma combinada para optimizar los resultados.

Las prácticas y tratamientos pueden ser aplicadas en las laderas y en los cursos de agua. En cursos de agua pueden ser: a) Obras transversales: como diques de retención, de consolidación y espolones, entre otras, y b) Obras longitudinales: como escolleras y muros laterales, etc. En laderas pueden ser: a) Estructurales: terrazas, zanjás, muros de piedra en seco y gaviones, etc. y b) Biológicos: forestación y cultivo en franjas, rotaciones, entre otras.

Las medidas estructurales son obras de ingeniería que se aplican en combinación con las biológicas, especialmente en aquellas áreas donde la cobertura vegetal es escasa como para resistir las fuerzas torrenciales. Estas medidas incluyen obras transversales y longitudinales en cursos de agua y en laderas.

Los diques son obras transversales al flujo del agua y que tienen dos objetivos principales: a) Consolidación del cauce y pie de las laderas, mediante la elevación del fondo del mismo por el aterramiento aguas arriba (diques de consolidación) y b) Retención del material sólido (diques de retención). Los materiales más utilizados en este tipo de construcción son madera, piedras, mampostería y gaviones.

Una forma especial de gavión la constituye el "colchón", que es una caja de 2-3 m de largo y 1 m de ancho, que se unen entre sí con alambres reforzados y de mayor diámetro, formando un verdadero "colchón". Estas estructuras se usan para proteger el fondo y márgenes de ríos, taludes y alcantarillas, etc. de la erosión

Efecto del cambio climático sobre la erosión hídrica

En las últimas décadas Argentina ha transitado un proceso de agriculturización favorecido por la macroeconomía y la adopción de nuevas tecnologías como genética, agroquímicos y del sistema de siembra directa (SD) (García *et al.*, 2000). Esto trajo como consecuencia la expansión de la frontera agropecuaria, especialmente en la región semiárida Pampeana y Chaqueña, mediante la incorporación de tierras al cultivo intensivo de granos y del monocultivo de soja, a expensa de tierras ocupadas por bosque natural (desmonte), o tierras bajo uso ganadero y pastizal natural (Díaz-Zorita *et al.*, 2002). Este fenómeno afectó sensiblemente a muchas provincias del centro y norte del país, como La Pampa, San Luis, Córdoba, Santiago del Estero, Chaco, Tucumán y Salta, entre otras. Producto de esta transformación, el área cultivada de soja, se incrementó de 7,1 a 19,7 millones de hectáreas a nivel nacional, durante el período 1998/2013 (Bolsa de Cereales de Buenos Aires, 2013). La predominancia del monocultivo con largos barbechos invernales, promueve el incremento de las superficies con suelo desnudo, susceptibles a los procesos de erosión, aún con SD.

La menor cobertura de los suelos y su degradación física produce una alteración profunda de la dinámica hídrica de las tierras, con disminución de la infiltración y aumentos considerables en el escurrimiento y en la erosión. A igual lluvia precipitada habrá mayor energía cinética del agua disponible para el trabajo de erosión.

Esta alteración hídrica de las tierras ha sido evaluada durante varios años en distintas regiones del país, con determinaciones *in situ* de infiltración, escurrimiento y pérdidas de suelo (Índice de Erosión) utilizando infiltrómetros de anillo y simuladores de lluvia. Experiencias en un ensayo con simulador de lluvia realizado en un Haplustol de Anguil (La Pampa), con monocultura de soja, de un total de agua aplicada de 120 mm el 70-80% se perdió por escurrimiento, con un IE superior a 400. Bajo estas condiciones la incorporación de cultivos de cobertura mostró mejoras en la capacidad de infiltración del suelo. Asimismo, en un Haplustol limoso, en Los Jurés (Chaco), bajo monocultura de algodón se midieron pérdidas por escurrimiento mayores al 90% (Figura 11).



Figura 11. Detalle parcela del microsimulador de lluvias. Alto escurrimiento en monocultura de soja (La Pampa).

De forma contraria a lo observado bajo monocultura, en suelos bajo monte o bien manejados, con rotación agrícola/ganadera o de cultivos, con una cobertura adecuada de rastrojos y un bajo nivel de degradación del suelo, los valores de infiltración superan el 60-70%, siendo mínimo el escurrimiento y con escaso sedimento. En suelos bajo diferentes montes nativos no pastoreados de San Luis, Chaco y Santiago del Estero, se observaron niveles de infiltración de un 100% para lluvias simuladas de 120 mm. En toda esta región con suelos de altos contenidos de limo, la cobertura de los suelos es muy importante en el control de la erosión, principalmente reduciendo la formación de sellos y costras superficiales.

En contraposición a los factores de tipo tecnológico, como el cambio de los sistemas de siembra, los nuevos agroquímicos y germoplasmas, existen predicciones para las próximas décadas de importantes cambios en la distribución e intensidad de las lluvias (Magrin *et al.* 2005). Estos cambios climáticos afectan los procesos hidrológicos de las cuencas hídricas y la erosión hídrica de las tierras. Los cambios pueden abarcar modificaciones en las características y estructura de las lluvias, en cuanto a incremento en la cantidad, intensidad y distribución. Se desconoce cómo pueden afectar estos cambios en la intensidad de lluvias, en combinación con las nuevas tecnologías productivas que se han desarrollado en los últimos 20 años. Por otra parte, las proyecciones del PEA (Plan Estratégico Agroalimentario y Agroindustrial) 2010-2020 indican que se estarían produciendo 160 millones de toneladas de granos en 42 millones de hectáreas cultivadas. Evidentemente, esta combinación de mayores presiones productivas y avance sobre suelos más frágiles requiere de nuevos enfoques para conocer la susceptibilidad a la erosión hídrica (Mullan, 2013).

Además estos cambios podrían afectar el sistema suelo/vegetación a través de un aumento de la energía cinética total de la lluvia disponible para realizar el trabajo de erosión del suelo, durante su etapa de salpicadura y escurrimiento a través de la pendiente.

Un aumento de la intensidad de la lluvia produciría un incremento en el tamaño, masa y velocidad de la gota, aumentando su energía cinética final. Un cambio en la distribución geográfica y estacional de las lluvias produciría regiones y áreas con excesos hídricos que producirían erosión hídrica en las pendientes e inundaciones en las tierras más bajas, como así también regiones con déficit de agua y problemas de sequías. Los cambios en el sistema suelo/vegetación incluyen aquellos que afectan el uso de la tierra y el grado de cobertura vegetal, como también los cambios en el nivel de degradación de los suelos.

Ante los cambios climáticos previstos, que podrían acelerar los procesos de erosión hídrica, se cuenta con tecnologías adecuadas para la prevención y control de dichos procesos, tal como ha sido presentado en forma sintética en este capítulo.

Bibliografía

- Carfagno, PF; MJ Eiza; R Michelena; F Babenec; C Chagas & A Quiroga. 2013. Agua disponible en monocultivo de soja con cultivo de cobertura y barbechos reducidos en la región Semiárida y Subhúmeda Pampeana. *Ciencia del Suelo*. 31-(I): 67-81.
- Chagas CI, MV Piazza; M De Siervi; OJ Santanatoglia; J Moretton; M Paz & MG Castiglioni. 2007. Calidad de agua de escorrentía superficial en sistemas ganaderos extensivos e intensivos de Argentina. *Revista Agrochimica LI* (2-3):130-136. (ISSN 0002-1857).
- Chagas CI, OJ Santanatoglia; J Moretton; M Paz; F Behrends Kraemer. 2010. Movimiento superficial de contaminantes biológicos de origen ganadero en la red de drenaje de una cuenca de Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo*. 28:23-31. (ISSN 0326-3169).
- Díaz-Zorita, M; GA Duarte & JH Grove. 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *SoilTill. Res.* 65: 1-18.
- Eiza, MJ; PF Carfagno; A Quiroga & R Michelena. 2012. Inclusión de Cultivos de Cobertera en monocultivo de soja: un paso hacia el mejor aprovechamiento del agua pluvial. *Revista del Curiham*.18: 39-49.
- FAO. 1993. Erosión de suelos en America Latina. Taller sobre la Utilización de un Sistema de Información Geográfica (SIG) en la Evaluación de la Erosión Actual de Suelos y la Predicción del Riesgo de Erosión Potencial. Santiago de Chile.
- FAO. 2007. Situación de los Bosques del Mundo. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Rome, 2007.
- García, FO; M Ambroggio & V Trucco. 2000. No-tillage in the Pampas of Argentina: a success story. *Better Crops Int.* 14-24-27.
- Irurtia, C. 1995. Influencia de los procesos de degradación en la productividad del suelo. Plan de Trabajo. Instituto de Suelos, INTA. Castelar, Buenos Aires.
- Irurtia, C & R Mon. 1994. Microsimulador de lluvia para determinar infiltración a campo. Publicación N° 176. INTA, Instituto de Suelos. Castelar, Buenos Aires. 17 pp.
- Irurtia, C; M Eiza & P Carfagno. 2013. Simulador de lluvias portátil: una herramienta aplicada en conservación de los suelos. *Jornadas Argentinas de Conservación de Suelos*. Buenos Aires 2013. Actas en CD.
- Lane NJ & MA Nearing. 1989. USDA- Water Erosion prediction proyect: Hillslope profile model documentation. USDA-Agricultural Research Service.
- Magrin, GO; M Travasso; G López; G Rodríguez & A. Lloveras. 2005. Vulnerabilidad de la producción agrícola en la Región Pampeana Argentina. 2da Comunicación Nacional Sobre El Cambio Climático Componente B3 , Buenos Aires 84 pp. (http://www.inta.climayagua.inta.gob.ar/impactos_del_cambio_climatico_en_la_produccion_agropecuaria).
- Michelena, R. 1990. Fenómenos torrenciales en cuencas montañosas. Medidas para su control. En *Manejo de Suelos de Regiones Semiáridas*. FAO. Oficina Regional para América Latina y el Caribe. Santiago, Chile. Pág. 61-70.
- Michelena, R. 2006. Manejo de cuencas torrenciales. Conferencia. En *Actas del XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo* (en CD). Salta. Agosto de 2006.
- Michelena, R. 2012. Degradación de tierras en la Argentina. Prevención y control. Disertación en la Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria. Buenos Aires.
- Michelena, R. 2012. Importancia de la Cuenca en la generación de escurrimiento y erosión. Panelista Mesa Redonda: Manejo Integrado de Cuencas. XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata. Buenos Aires.
- Michelena, R. 2013. Erosión Hídrica. Cultivo en contorno. Curso Manejo y Gestión de Cuencas hidrográficas. Maestría Manejo Integral de Cuencas Hidrográficas. UNLP. Buenos Aires.
- Michelena, R & R Mon. 1985. El Cultivo en contorno, una práctica para la conservación del suelo y el agua. INTA. CIRN. Instituto de Suelos. Publ. N°78. Castelar. Buenos Aires.
- Michelena, R; CB Irurtia; F Vavruska & A Pittaluga. 1989. Degradación de suelos en el norte de la Región Pampeana. Publ. Técnica N° 6 - Proyecto de Agricultura Conservacionista. INTA Centros Regionales Buenos Aires Norte, Córdoba, Entre Ríos y Santa Fé.
- Michelena, R.; CB Irurtia; M Eiza; P Carfagno; T Pirollo. 2011. Manual de Procedimientos de Análisis Físico de Suelos. INTA. Proyecto AEGA 224012. Buenos Aires. 10 pp. <http://inta.gob.ar/documentos/manual-de-procedimientos-de-analisis-fisicos-de-los-suelos/>
- Michelena, R.; CB Irurtia & M Rorig. 2000. Caracterización hídrica de suelos en la región pampeada a través de un índice de erosión. Abstracts 11th Internacional SoilConservationOrganisationConference. Buenos Aires. Argentina.
- Michelena, R; CB Morrás & CBIrurtia. 1996. Physical degradation of a silty loam Haplustoll under continuous agriculture in the province of Córdoba, Argentina. 9th Conference of the International Soil Conservation Organisation (ISCO). Bonn, Germany.
- Misra, RK & CW Rose. 1990. Manual for use of program GUEST. Monograph, Division of Australian Environmental Estudios, Griffith University, Brisbane Australia, 4111.
- Morgan, R. 1995. Soil Erosion and Conservation. Second Edition. Logman Group Limited. 198 pp.
- Mullan, D. 2013. Soil erosion under the impacts of future climate change: Assessing the statistical significance of future changes and the potential on-site and off-site problems. *Catena* (en prensa).
- Nearing, MA; GR Foster; LJ Lane & SC Finkner. 1989. A process-based soil erosion model for USDA -Water Erosion Prediction Project technology. *Transactions of the ASAE*. 32: 1587-93.
- PROSA. 1988. Centro para la Promoción de la Conservación del Suelo y del Agua "El deterioro del ambiente en la Argentina". FECIC, Buenos Aires. 497 pp.
- Rose, CW. 1994. Research progress on soil erosion processes and a basis for soil conservation practices. In Lal, R. *Soil Erosion. Research Methods*. Second Ed. Soil and Water Conservation Society and St. Lucie Press.
- Sanzano, GA. 2001. Los Procesos de erosión entre surcos y la selectividad en el tamaño de partículas de un Haplustol típico bajo distintas situaciones de manejo de suelo. Trabajo de Tesis de *Magister Scientiae*. Escuela para Graduados. FAUBA. Buenos Aires. 131 pp.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 2007. Informe sobre deforestación en argentina. Dirección de Bosques. Buenos Aires.
- Vázquez Amábile, G; S Banchero; BA Engel & PA Mercuri. 2009. AGRIRISK -SWAT: an add-on application for AVSWAT2000 to compute hydrologic and NPS pollution risk analysis in agricultural watersheds. Proceedings 5th SWAT International Conference- Boulder, Colorado, EEUU.
- Vazquez Amábile, G & BA Engel. 2005. A procedure to compute groundwater table depth using SWAT. Proceedings III SWAT Internacional Conference- Zurich, Suiza 11-15 Julio 2005. <http://www.brc.tam.usu.edu/swat/3rdswatconf/Bookofabstracts-3rdswatconf1.pdf>
- Wischmeier, WH & DD Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. U.S.D.A. Agricultural Research Service Handbook 537.

Capítulo 31

Interacción entre cambio de uso del suelo, el clima y los procesos de salinización

Raúl S. Lavado

INBA (FAUBA/CONICET), Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453 - C1417DSE
Buenos Aires, Argentina. E-mail lavado@agro.uba.ar.

Geografía Argentina y problemas de salinización

Desde hace muchos años se diferencia la llamada salinización primaria de la salinización secundaria. Mientras la primera tiene lugar por causas naturales, la salinización secundaria es causada por la actividad humana: irrigación, labranzas, manejo cultivos, forestación o deforestación, pastoreo, etc. La principal causa de la salinización secundaria es la rotura o alteración del equilibrio hídrico preexistente por acción antrópica, lo que causa la removilización de las sales desde subsuelos salinos, aguas subterráneas y otras fuentes, hacia los suelos. Si bien el presente capítulo se refiere a procesos de salinización secundaria, no es posible obviar la relación que existe entre ambos procesos. De hecho, las propiedades de los suelos afectados por sales (conjunto de suelos salinos y otros suelos relacionados) son las mismas, independientemente de su origen (Lavado y Taboada 2009).

Los suelos salinos se encuentran unidos genéticamente con los suelos sódicos aunque, en general, los primeros tienden a predominar en regiones áridas y semiáridas y los segundos en las regiones húmedas. El contenido de sales define a un suelo salino, que ha sido fijado arbitrariamente en 4 dS m^{-1} y en general estos suelos poseen un pH menor a 8,5. Las sales predominantes son cloruros y sulfatos de sodio y en medida decreciente de magnesio, calcio y potasio. Son suelos generalmente pobres en materia orgánica y en nutrientes, pero están floculados y presentan buena permeabilidad. Los suelos sódicos poseen carbonatos y bicarbonatos de sodio, principalmente. A los fines de diagnóstico, el límite entre suelos sódicos y no sódicos fue establecido originalmente en 15 % de sodio intercambiable, aunque en diversos países se redujo el umbral a 10 o 6% . El pH de estos suelos suele ser superior a 8,5, pero no es un indicador confiable de sodicidad. El horizonte superficial de suelos suele poseer estructura masiva, se presenta compacto y con baja permeabilidad. En algunos casos la sodicidad se manifiesta en la forma de un horizonte B nátrico (Lavado y Taboada 2009).

En todos los países del mundo se encuentran -en mayor o menor medida- áreas con suelos afectados por sales; considerando los procesos de salinización en su más amplia acepción, la Argentina es el tercer país del mundo por la superficie ocupada por este tipo de suelos. Sin embargo, dado que el país es muy extenso, existen gran variedad de eco y agrosistemas. A grandes rasgos, sin embargo, pueden mencionarse cinco situaciones principales (Lavado, 2010).

Zonas áridas

En estas áreas se desarrolla ganadería muy extensiva, con predominio de caprinos y ovinos en muchas áreas. En los últimos tiempos, sin embargo, la expansión de la agricultura en las zonas húmedas y semiáridas ha incrementado la población de ganado vacuno. Muchas de estas áreas están sufriendo un proceso marcado de degradación, que no necesariamente conduce a problemas de salinización. La agricultura se concentra en las áreas bajo riego, que se encuentran cercanas a la cordillera de los Andes (provincias de Salta, Jujuy, Tucumán, Catamarca, La Rioja, San Juan y Mendoza) y hacia el este, siguiendo el curso de los ríos que nacen en esa cordillera (provincias de Santiago del Estero, Córdoba, La Pampa, Buenos Aires, Río Negro y Chubut). La superficie cultivada se concentra en Cuyo (más del 40%), el NOA (35%) y el Comahue (16%). En estas áreas se estima que el 36 % de la superficie irrigada posee reducciones en la productividad por problemas de salinidad y sodicidad, aunque este porcentaje no se distribuye uniformemente. La salinidad de los suelos irrigados se relaciona directamente con la tecnología de riego y drenaje utilizados y la calidad del agua de riego. Trabajos recientes consideran los problemas de salinización específicos de estas regiones (Vallone, 2007; Prieto et al., 2007).

Zonas subtropicales

Estas áreas se caracterizan por el clima cálido y húmedo y se ubican en las provincias de Tucumán, Salta y Jujuy, por un lado, y en Misiones y norte de Corrientes, por otro. Los cultivos tradicionales son caña de azúcar, cítricos y forestales. Entre los cultivos anuales se incluyen arroz, poroto, tabaco, etc, aunque en los últimos años ingresó con fuerza la soja. Los problemas de salinización son menores y puntuales.

Zona patagónica húmeda

Se trata de la zona boscosa cordillerana que va desde Neuquén a Tierra del Fuego. Grandes superficies están ocupadas por Parques Nacionales y las áreas cultivadas se dedican principalmente a forestación, siendo la agricultura una actividad marginal. Los problemas de salinización son prácticamente inexistentes.

Región Pampeana

Es una de las mayores áreas de cultivos de granos de clima templado del mundo, ubicada en las provincias de Buenos Aires, La Pampa, Córdoba, Santa Fe y Entre Ríos, que se extiende por Uruguay, sur de Brasil y centro sur de la provincia de Corrientes (“los campos”). La historia agrícola comercial de la región y de la Argentina, comenzó con el cultivo de trigo en 1528 en el *fuerte Sancti Spiritu*, un asentamiento precario instalado en la costa del río Paraná, en la Pcia. de Santa Fe, por Sebastián Gaboto y su expedición. La ganadería se inició cuando fueron introducidos en Buenos Aires en 1536 equinos y en alrededor de 1550 vacunos y ovinos. Entre mediados del siglo XVI y fines del XIX la ganadería tuvo un dominio casi absoluto del espacio pampeano. La agricultura empieza a tener participación en el área a fines del siglo XIX, destacándose los cultivos de trigo, lino y alfalfa (Giberti, 1954, Soriano et al., 1991). Hoy la agricultura es dominante y continúa desplazando a la ganadería. La Región Pampeana tuvo una función decisiva para nuestro país, pues constituye uno de los pilares de nuestra economía.

Región Chaqueña

La Región chaqueña es una extensa región que involucra las provincias de Formosa, Chaco y Santiago del Estero y parte de las provincias de Santa Fe, San Luis y Córdoba, Salta, Tucumán, Catamarca, La Rioja, San Juan y Corrientes. Hacia el norte, la región se prolonga hacia el centro del continente. Geológicamente la región chaqueña constituye una unidad con la región Pampeana, tal que se suele reunir en una [región Chacopampeana](#). Sin embargo, ambas regiones se diferencian en las condiciones climáticas y ecológicas: en la región chaqueña predominan distintos tipos de formaciones forestales, mientras que en la región Pampeana predominaban los pastizales. Los suelos de la región chaqueña poseen mucho menores niveles de fertilidad que los pampeanos. En esta región la flora natural ha venido siendo reducida y empobrecida a lo largo de todo el siglo XX por actividad antrópica, en especial la tala del bosque y el desarrollo de cultivos anuales. El proceso se aceleró en los últimos años, cuando la región ha sido especialmente afectada por muy altas tasas de deforestación (FAO, 2009). El desmonte para la agricultura y la ganadería ha afectado unas 1.800.000 ha de vegetación natural, especialmente en los bosques secos (Volante et al., 2012). La región registra un proceso de salinización secundaria de suelos, asociada con los cambios de uso de la tierra (Zurita, 2008).

Los procesos de salinización más importantes tienen lugar en las regiones pampeana y chaqueña.

Clima global de la región Chaco-pampeana

En esta gran región existen dos grandes tipos climáticos: húmedo en la porción oriental y árido, semiárido y subhúmedo en la porción occidental. La Figura 1 presenta una síntesis de las lluvias y temperaturas medias de la región, mostrando sus extremos. Alrededor del 80 % de la lluvia tiene un origen frontal, consecuencia del choque entre vientos cálidos y húmedos desde el noreste y este y vientos secos y fríos que progresan desde sudoeste. Los

patrones de lluvia en la región pampeana registran una tendencia a la existencia de dos estaciones de lluvias otoño y primavera-verano. Sin embargo existe un patrón de gran variabilidad intra- e inter-anual en las precipitaciones (Soriano et al., 1991). La región chaqueña, en cambio, comprendida dentro de la zona de clima subtropical, presenta diferencias en la distribución de las lluvias. En la porción oriental se registran precipitaciones durante todo el año, aunque mayores en verano. En la porción occidental, se extiende un período seco invernal que llega a los ocho meses.

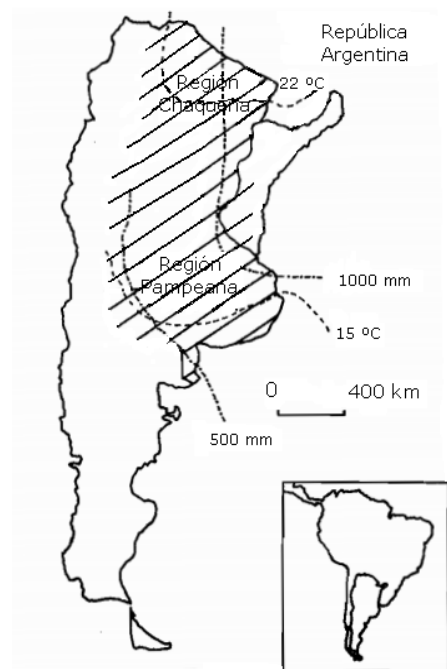


Figura 1. Área cubierta por las regiones pampeana y chaqueña e isoyetas e isotermas extremas.

En los últimos años el conjunto de la región sufre un aumento global de las precipitaciones, lo que se evidencia en la Figura 2, con un ejemplo de la Provincia de La Pampa. Desde el punto de vista de la temperatura y, exceptuando los extremos geográficos, la región pampeana es considerada mesotérmica y la región chaqueña como un clima subtropical con estación seca.

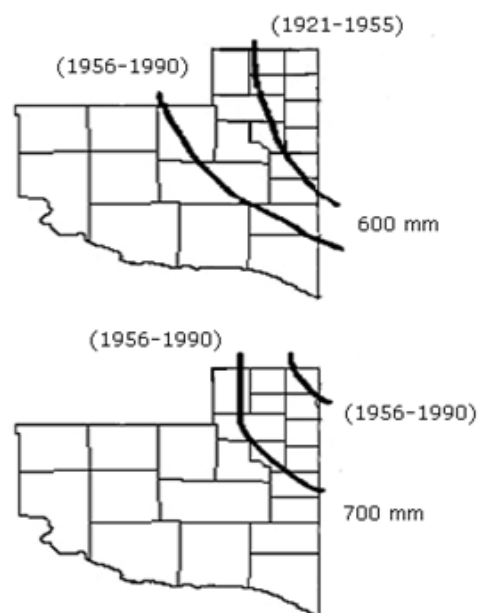


Figura 2. Desplazamiento de las isohietas hacia el oeste por incrementos de las lluvias en los últimos 35 años. Ej. isohieta de 600 mm (arriba) y 700 mm (abajo) en La Pampa (Viglizzo et al., 1995).

Estos cambios decádicos en las lluvias obedecen a la lógica variabilidad del clima, que reviste carácter regional, aún cuando se discute si en realidad no obedecen parcial o totalmente al cambio climático, que se desarrollan a escala global. Este cambio estaría tendiendo lugar como resultado del aumento de concentraciones de gases invernadero, tales como el dióxido de carbono, metano, óxido nitroso, metano y clorofluorocarbonos en la atmósfera. Aun cuando se discuta las causas y la magnitud esperada de estos cambios, existen suficientes estudios rigurosos sobre el tema que avalan la ocurrencia de estos cambios. Los cambios propuestos en estudios llevados a cabo hace más de dos décadas. De acuerdo con las estimaciones, los aumentos mundiales en temperatura esperados para los próximos 50-75 años varían entre 1,5 y 5,5°C, (Houghton et al., 1990; IPCC, 2001). Más recientemente, se planeó un mundo calentándose y otros cambios en el sistema climático (Solomon et al., 2007). El último Informe de Cambio Climático de IPCC (2008) alerta sobre inequívocos signos de calentamiento en las últimas décadas, atribuidas a la actividad antrópica. Los estudios realizados en la Argentina se resumen en los capítulos previos del presente libro. Esto implica que los cultivos se expondrán en el futuro a un rango creciente de estrés térmico. Este aumento de temperatura agrava las consecuencias de variaciones climáticas, causadas por los cambios en la distribución e intensidad de las lluvias y agrava el efecto de la salinidad sobre los cultivos (Munns, 2002).

Manejo de los suelos

En los últimos años la producción agropecuaria de la región pampeana ha sufrido grandes cambios. Los principales aspectos tecnológicos causantes de este incremento fueron: el mejoramiento genético, la mayor disponibilidad de herbicidas, plaguicidas y fertilizantes, nueva maquinaria agrícola, etc (Scheinkerman de Obschatko 2003), mayor nivel de conocimientos de los productores e incremento en el área sembrada debido al pasaje al uso agrícola de tierras destinadas previamente a ganadería. En la región, al presente, coexiste la labranza convencional y la siembra directa, aunque en muchas áreas la siembra directa es dominante. Como resultado de esta intensificación de la agricultura, la productividad de los cultivos aumentó marcadamente en los últimos años. Al presente, alrededor de la mitad de la tierra dedicada a cultivos extensivos es cultivada con soja. El resto del área es cultivada con maíz, girasol, trigo y cebada. Cultivos menores son avena, centeno, sorgos, alpiste, colza, legumbres, etc. En la región chaqueña los cultivos principales son [algodón](#), soja, girasol, [maíz](#), tabaco y otros. En los últimos años la [soja](#) fue ocupando un lugar predominante. La actividad forestal es destacada en esta región.

A la par del desarrollo tecnológico, la agricultura extensiva argentina presentó un significativo crecimiento espacial. Como paradigma de la expansión agrícola se encuentra la soja, el cultivo que más se ha difundido en los últimos años. La soja (*Glycine max* L. Merrill) posee importantes ventajas agronómicas. Entre ellas, al ser leguminosa, la fijación de nitrógeno atmosférico. Asimismo muestra una gran adaptación a la siembra directa, el control de malezas se realiza fácilmente, gracias a la adopción de genotipos transgénicos, y por la versatilidad de sus grupos de cultivo, puede adoptar varias fechas de siembra y posee distintas duraciones de ciclo, pudiendo así escapar en gran medida las sequías estivales. El grano de esta leguminosa posee todos los aminoácidos esenciales, lo cual la hace única para la alimentación humana y de animales domésticos monogástricos. Es una importante productora de aceite, por el contenido de proteínas de sus *expellers* es básica para la alimentación de animales domésticos poligástricos y posee usos industriales variados.

La soja presenta altos precios y es más económica para su transporte hacia los puntos de exportación que otros cultivos, favoreciendo su cultivo en las regiones alejadas de los puertos. Por otro lado, posee una alta y continua demanda comercial, vinculada al aumento de la población mundial y, aún más importante, la incorporación masiva de centenares de millones de personas a las clases medias en Asia, modificando el acceso y los hábitos de consumo y profundizando la urbanización. En este sentido, el año 2012 marcó un hito en la historia de la humanidad: se registró más población en ciudades que en el medio rural. Esa urbanización imposibilita la autogeneración de alimentos de esa población y causa fuertes cambios en su dieta, con un marcado aumento en el consumo de las proteínas. Esta es la principal razón de la continua demanda de soja y sus altos precios internacionales, que llevaron a la soja a ser el cultivo no cereal más importante del mundo.

Estos fenómenos fueron las principales causas de la gran expansión de este cultivo tanto en la Argentina como en el resto del mundo, destacándose los principales productores (EEUU, Brasil y China) y países como Bolivia, Paraguay, Ucrania, India y Canadá (FAO, 2007). En el caso particular de la Argentina, la expansión de la soja se inició a partir de 1970 desde el corazón de la Pampa Ondulada, el núcleo central de la región Pampeana, hacia otras áreas agrícolas de la región pampeana, luego el cultivo fue ocupando zonas marginales, ocupadas por suelos

afectados por sales (Pampa Deprimida, por ej.), y luego zonas periféricas (región pampeana semiárida) y, finalmente, la región chaqueña. El aumento de las lluvias (Figura 2) fue clave en este proceso de expansión.

Como consecuencia de estos procesos, la producción de los principales cereales y oleaginosos, presentó un crecimiento continuo: campaña 1975/6, 20 millones de toneladas; campaña 1984/5, 42 millones de toneladas; campaña 1997/8, 58 millones de toneladas, al comenzar el siglo veintiuno ya se superaron las 75 millones de toneladas. En estos años la producción global de granos superará los 100 millones de toneladas (MinAgri, 2009).

Suelos salinos y sódicos de Argentina

A lo largo y ancho de la región Chaco-pampeana se encuentran importantes áreas donde convergen las problemáticas generadas por el exceso de agua y el exceso de sales y/o sodio en los suelos. Esto se debe a la existencia de una capa freática próxima a la superficie de los suelos. Usualmente esto sucede en los suelos de campos bajos, caracterizados por tener muy escasa pendiente, y de este modo fuerte predominancia de movimientos verticales del agua (infiltración y evapotranspiración) por sobre los movimientos horizontales (escurrimiento superficial y subsuperficial). En cambio, las regiones donde existen pendientes mayores al 1 %, se caracterizan por el predominio de los movimientos horizontales del agua y en consecuencia poseen regionalmente adecuada densidad de cursos de agua, capaces de drenar los excedentes hacia los ríos y, finalmente, hacia el mar. Esto es lo que sucede, por ejemplo en la Pampa Ondulada (Norte de Buenos Aires, Sur de Santa Fe y Este de Córdoba), que es una subregión caracterizada por una red de drenaje bien desarrollada, compuesta por arroyos y ríos de diferente caudal. En esta subregión y otras de ambas regiones los suelos dominantes no poseen problemas de salinidad ni sodicidad. Los suelos afectados por sales sólo se presentan en los bajos, asociados con planicies de inundación de algunos ríos y arroyos.

En otras subregiones, como es el caso de la Pampa Deprimida en la provincia de Buenos Aires, la llanura deprimida del Oeste Bonaerense, el sudeste de Córdoba y el sur de Santa Fe (Depresión de la Picasa), los Bajos Submeridionales del sur del Chaco y norte de Santa Fe y la Depresión de la laguna Mar Chiquita al norte de Córdoba y otras áreas de menor superficie, existe una clara predominancia de suelos afectados por sales. Estas subregiones manifiestan diferencias entre sí y, en situaciones extremas, se encuentran la Pampa Deprimida, donde predominan los suelos sódicos y la depresión de la laguna Mar Chiquita donde la salinidad es extrema. En estas subregiones las pendientes generales son muy bajas y no poseen una red de drenaje desarrollada, con densidades de cursos de agua cercanas a 0 km / km² de superficie. Por ejemplo, en la Pampa Deprimida, que es la única que limita con el mar, con una superficie de entre 5 y 9 millones de hectáreas (según los límites que se consideren) hay dos cursos de agua importantes, los ríos Samborombón y el sistema Salado-Saladillo. En todas estas subregiones los excedentes de agua son evacuados con extrema lentitud hacia los ríos y finalmente hacia el océano, causando inundaciones y encharcamientos temporarios. Como resultado, las capas freáticas están frecuentemente cerca de la superficie y, además, tanto ellas como los arroyos y ríos presentan aguas con marcada concentración salina.

Como se ha señalado previamente, el proceso de salinización desde el fondo de los perfiles es predominante, pero existen otras vías de entrada de sales a los suelos. Una de ellas es desde la superficie, que puede ser importante en casos de campos que se encuentren próximos a la costa del mar, ríos, arroyos o lagunas con aguas cargadas en sales o salitres donde las sales pueden ser aportadas por el agua o por el aire. Todas las aguas naturales, superficiales o subterráneas poseen sales disueltas en mayor o menor proporción. Estas sales en el agua son productos de la meteorización de rocas por efecto del agua que se mueve a través de sedimentos y, en algún caso, consecuencia de intrusiones marinas pasadas.

El ingreso y acumulación de agua a la superficie de los suelos varía en magnitud y según ella se clasifica como encharcamiento superficial, inundación leve o gran inundación. Las consecuencias de estos fenómenos sobre los suelos se relacionan estrechamente con la calidad del agua inundante, medida por su contenido de sales y por el tipo de sal prevaleciente. También existe la posibilidad que agua acumulada sea de lluvia y, por lo tanto, sea no salina. La probabilidad de que el agua de lluvia se acumule sobre la superficie del suelo va depender –entre otras cosas– de la pendiente y las características del perfil del suelo. En el diagrama de la Figura 3 se presentan las diferencias entre ambos tipos de aguas y sus efectos sobre los suelos.

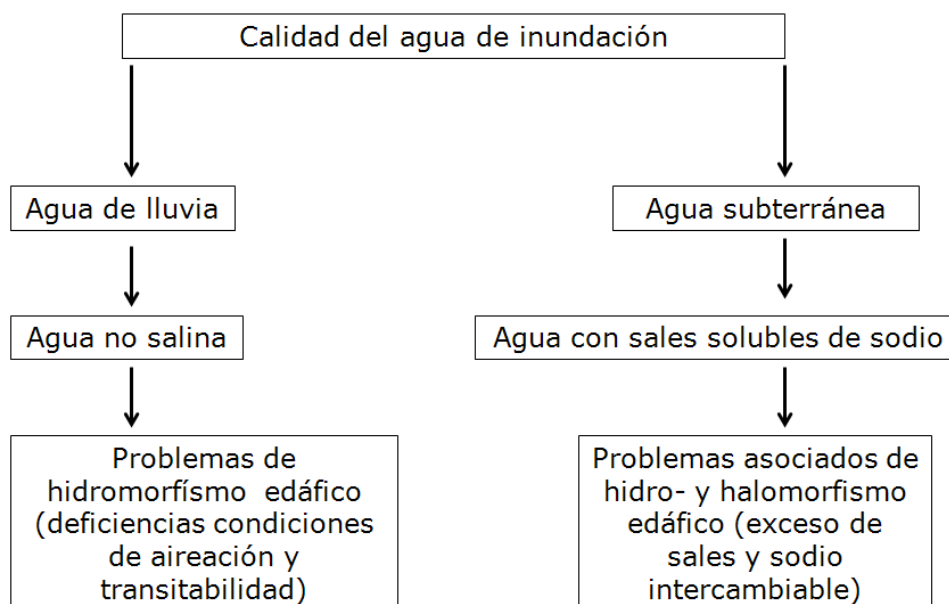


Figura 3. Tipos de inundación y sus consecuencias sobre los suelos (adaptado de Taboada y Lavado, 2003).

La principal vía de entrada de sales a los suelos es, como ya se destacó, desde el fondo del perfil. Las sales disueltas en el agua son transportadas a través de la masa del suelo por flujo masal y/o difusión, motorizado por la evaporación del agua desde la superficie y son depositadas en ella, salinizándola (Lavado y Taboada, 1988). La profundidad a la que el nivel freático afecta a los suelos, depende entre muchos otros factores de la textura de los suelos. El conocimiento de esta profundidad es una variable importante cuando se realizan obras de drenaje, para mantener la capa freática alejada de la superficie.

Procesos de salinización y sus consecuencias en la región pampeana

Los suelos agrícolas de la porción húmeda/subhúmeda de la región, principalmente Argiudoles y Hapludoles, no poseen rasgos halomórficos ni poseen condiciones que determinen que su manejo agrícola en secano ni cambios climáticos conduzcan a procesos de salinización. En cambio, en la porción semiárida, por ejemplo el sudeste de Córdoba, se registran procesos de salinización asociados a la agricultura y procesos de erosión (Cisneros et al., 2008). Otra situación la plantea el uso del riego complementario, que se ha difundido en toda la región y que permite aumentos de rendimientos y su estabilización. Mediante diversos experimentos se observó que, hasta el presente, esta tecnología no causa acumulación de sales en los suelos. El riego con láminas anuales de baja magnitud, la ocurrencia de lluvias durante el año y la ausencia de impedimentos que limiten el drenaje interno del suelo favorecen la lixiviación de las sales que aporta el agua de riego hacia los horizontes más profundos. En cambio, se registró un fuerte incremento del sodio intercambiable desde la superficie en los suelos bajo riego, que llega a un equilibrio y se estabiliza al cabo de unos años. También se observó un incremento de pH del suelo. Sin embargo, no se observó degradación de la condición estructural ni se afectó la infiltración de agua al perfil (Lavado, 2009). Es esperable que, ante el cambio climático previsto, la aplicación del riego complementario se expanda y se intensifique, pero no parece posible que la salinidad de los suelos llegue a niveles críticos, porque la salinidad de las aguas generalmente es baja. El nivel de sodio intercambiable de los suelos tampoco se vería afectado, porque ya está en equilibrio con la calidad del agua y esto no depende de la cantidad de agua que se agregue (Lavado, 2009).

La situación es distinta en las subregiones con predominancia de suelos afectados por sales. Históricamente, las características de estos ambientes han limitado la difusión de la agricultura, por lo que estas áreas se caracterizaron por ser básicamente ganaderas basadas en el pastoreo extensivo, sobre pastizales naturales, más o menos degradados. Las pasturas cultivadas presentan dificultades de supervivencia, dado que las especies exóticas no se adaptan fácilmente a este ambiente tan extremo y fluctuante (Taboada et al. 1998, Taboada y Lavado 2008). Sin embargo, los altos precios de los granos, en los últimos años, favorecieron la irrupción de la agricultura en las lomas. Estas constituyen la parte alta del paisaje, que poseen los Molisoles (principalmente Argiudoles y

Hapludoles) dominantes de la Región Pampeana. Estos suelos de lomas son de alta calidad agrícola, pero ocupan pequeñas superficies, poseen una distribución irregular y están inmersos en un entorno de suelos halo-hidromórficos. Por ello, la agricultura se expandió hacia los suelos de las medias lomas y tendidos. Estos suelos pueden ser sembrados con especies forrajeras de alta calidad o son destinados a la agricultura de verano (soja, girasol), aún con el riesgo de estrés hídrico en verano y/o problemas de cosecha en otoños lluviosos. En estos casos la producción es de alto riesgo. Al presente la salinización no parece ser un problema predominante, pero no se descarta su importancia futura ante incrementos en la evaporación desde los suelos, causados por los cambios en la temperatura.

En los suelos más alcalinos y salinos de estas regiones que no entraron en la agricultura se produjo una intensificación de la actividad ganadera y estas áreas dedicadas a pastoreo pueden ser objeto de procesos de salinización superficial, asociados con el manejo del pastoreo, agravados por aumentos de temperatura. En lotes pastoreados continuamente se producen picos salinos en la superficie del suelo en verano, que no se observan en situaciones no pastoreadas. En estos casos la cobertura con broza y vegetación viva impide la evaporación de agua desde suelo desnudo y, de este modo, se limita el transporte de sales desde la profundidad del suelo (Lavado y Taboada 1987; Taboada y Lavado 2008). Similares resultados fueron hallados por Cisneros et al. (2008), como resultado de la cobertura de suelos salinos por vegetación en la Pampa Arenosa. En cambio, con un manejo del pastoreo con descansos periódicos, por ejemplo pastoreo rotativo y toda práctica agrícola que mantenga el suelo cubierto limita la llegada de sales hacia la superficie (Lavado y Taboada 1987). Esto también involucra la siembra directa y la inter-siembra (Taboada y Lavado 2008). Por el contrario, toda práctica que conduzca a remover la cobertura del suelo promueve la salinización superficial. La Figura 4 presenta la situación idealizada y simplificada de lotes sometidos a distintos sistemas de manejo (uno cubierto por biomasa vegetal y broza o rastrojos y otro desnudo) y los principales flujos de aguas y el movimiento de las sales.

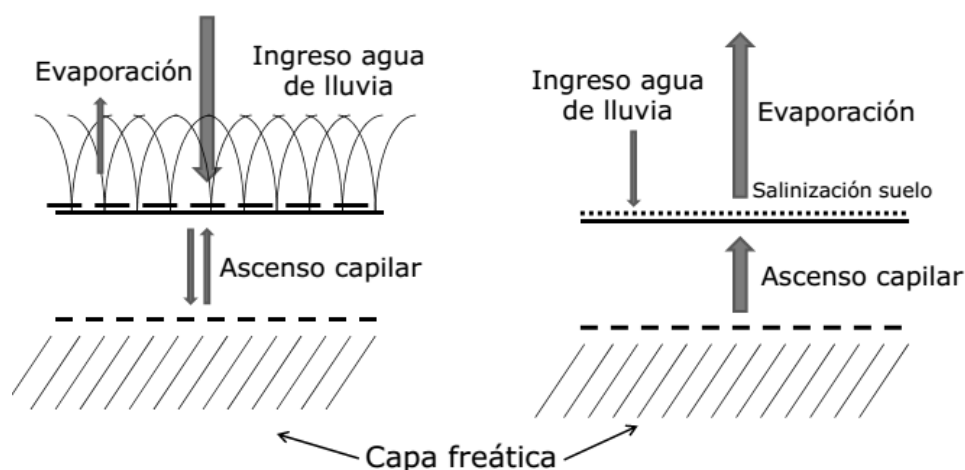


Figura 4. Visión idealizada y simplificada de los principales flujos de aguas y sales en una condición no pastoreada (izquierda) y pastoreada en forma continua (derecha) en suelos de la región pampeana.

Procesos de salinización y sus consecuencias en la región chaqueña

El sector húmedo chaqueño se comporta en forma semejante a su equivalente pampeano. En cambio, en el sector árido y semiárido de la región chaqueña, la evapotranspiración es el principal componente de salida de agua dentro del balance hídrico y es un proceso regulado por la vegetación. El desmonte y el cambio en la cobertura vegetal, tiende a reducir la evapotranspiración. Esta alteración genera fuertes aumentos en los restantes componentes del balance hídrico, entre los que predomina el drenaje profundo (Scanlon et al. 2006). Esto da lugar a un proceso de recarga del agua subterránea y, consecuentemente, ascensos gradual y paulatino del nivel freático (George et al. 1997, Santoni et al. 2010). En estos casos, la agricultura conduce a procesos de recargas con lixiviación de sales del suelo y subsuelo inicialmente, que luego de varias décadas podrían derivar en un ascenso de la capa freática y, con ellas las sales hasta el *solum*. Esto se registró en procesos de salinización por ascenso de capas freáticas en Australia y otras partes del mundo (George et al. 1997). La Figura 5 presenta la situación idealizada y simplificada

de lotes sometidos a distintos sistemas de manejo (uno cubierto por biomasa boscosa y otro destinado a la agricultura) y los principales flujos de aguas y el movimiento de las sales.

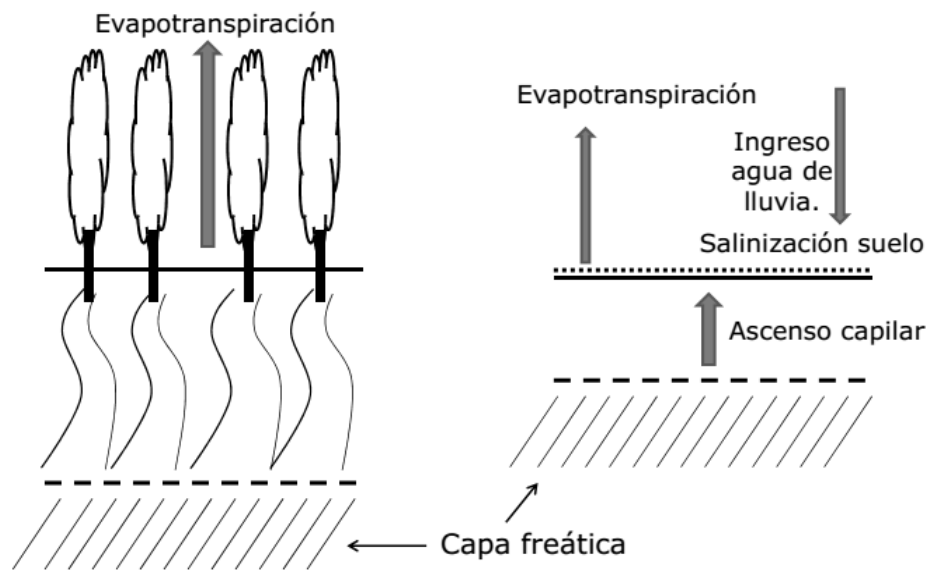


Figura 5. Visión idealizada y simplificada de los principales flujos de aguas y sales en una condición de bosque nativo (izquierda) y de lote talado y dedicado a agricultura (derecha) en suelos de la región chaqueña.

No hay suficientes estudios, pero existen indicaciones que muestran que en algunas áreas chaqueñas la tala indiscriminada del monte y la introducción de agricultura conduce a una paulatina salinización de los suelos (Zurita 2008). Inclusive, en la provincia de San Luis se alertó sobre la posibilidad de ocurrencia de este tipo de fenómeno, como consecuencia del desmonte de bosques xerofíticos en planicies semiáridas (Nosetto et al. 2005).

Efectos de la salinidad y la alcalinidad sobre cultivos y suelos

El aumento en la concentración total de sales solubles en el suelo eleva el componente osmótico del potencial agua de los suelos. Normalmente, el aumento en el contenido salino del suelo produce retraso y disminución de las tasas de germinación, emergencia y crecimiento inicial, y puede llegar a provocar la muerte de las plántulas. En plantas adultas, en una primera fase el efecto salino es no específico: depende principalmente del estrés hídrico debido a la caída en el potencial agua; En una segunda fase, aparecen efectos debido a los iones tóxicos. Por otra parte, un ambiente salino puede provocar desórdenes nutricionales. La tolerancia a las sales es la capacidad que tiene una planta de mantener los principales procesos fisiológicos, especialmente el crecimiento, en un medio salino, lo que depende de cada cultivo. La salinidad causa normalmente una caída en la producción de la parte aérea y subterránea de los cultivos, afectando más a una u otra según la especie vegetal. En los cultivos causa una importante caída del rendimiento de la parte cosechable. La soja, la especie más difundida con la expansión de la frontera agropecuaria, no es muy tolerante a la salinidad (Bustingorri y Lavado, 2012).

A diferencia de las sales solubles, cuya concentración es de naturaleza variable en función de los ciclos climáticos y de la profundidad freática, la presencia de sodio intercambiable es de carácter más estable en los suelos. Como el sodio impide la floculación, no se genera en ellos una estructura de suelo estable y por eso los suelos sódicos se distinguen por su inestabilidad estructural. Cuando están húmedos se dispersan con facilidad, lo cual promueve pérdidas de materia y orgánica y arcillas dispersas (Lavado y Alconada 1994; Lavado y Taboada 2009). Como resultado, se forman costras superficiales que limitan la infiltración de agua en el suelo. Estas costras se endurecen cuando el suelo se seca, y reducen marcadamente la emergencia de plántulas. Otra característica distintiva de los suelos sódicos es la baja movilidad del agua dentro del perfil. Por un lado, ello se debe a que gran parte del agua está fuertemente retenida a las arcillas y permanece prácticamente inmóvil y porque el sistema de poros se

encuentra colapsado por la inestabilidad de los agregados. Las distintas especies responden de manera diferencial a estos problemas edáficos. Las forrajeras son generalmente más tolerantes a la modicidad que los cultivos.

Tecnologías de rehabilitación de suelos salino-sódicos

Existen distintas técnicas disponibles para recuperar o rehabilitar suelos afectados por sales o impedir que se salinicen. Estas técnicas difieren en cuanto a su grado de efectividad y deben ser puestas a prueba en cada situación e irán asumiendo mayor importancia a medida que se modifiquen las condiciones climáticas. Los principios básicos que guían a la mayoría de diferentes técnicas de manejo son: i) la reducción del ascenso capilar desde la capa freática; ii) el incremento de la infiltración; iii) la recuperación de la cobertura; y iv) la mejora de la condición física y química de los suelos. Las técnicas difieren también en su nivel de complejidad, pues abarcan desde prácticas agronómicas simples como el manejo del pastoreo con descansos periódicos (pastoreo rotativo), el uso de coberturas o *mulches*, la intersembra, u otras, hasta la instalación de drenes para mejorar el drenaje profundo o el manejo superficial de las aguas. En los campos ganaderos existen abonos orgánicos, como el estiércol de corrales de encierre, o de piletones de tambo. El *mulch* de rastrojos reduce las pérdidas por evaporación y ayuda considerablemente a lavar las sales. Siempre debe favorecerse el *mulch* para reducir los flujos ascendentes de sales. Por ello, puede ser recomendable sembrar en siembra directa o intersembrar. No existen aun seguridad absoluta que indiquen que la siembra directa contribuye a reducir el nivel salino de la superficie de los suelos, pero comienzan a aparecer evidencias en ese sentido. Puede consultarse un sumario de muchas de estas prácticas en Cisneros et al. (2008) y Lavado y Taboada (2009).

El futuro previsible de la interacción entre uso del suelo, las condiciones climáticas futuras y los procesos de salinización

Las previsiones de manejo de suelos no incluyen el retorno a sistemas de labranzas convencionales, por lo cual el manejo conservacionista del suelo tenderá a aumentar en el futuro. El predominio de temperaturas más elevadas que las presentes apuntan a suponer un incremento de las tasas de evaporación desde el suelo. Con lo cual las tendencias serían a un crecimiento de riesgos de salinización en las dos regiones estudiadas y, dentro de ellas, los sistemas de manejo más críticos: el cultivo y el pastoreo de pasturas y pastizales en los suelos naturalmente afectados por sales dentro de la región pampeana y chaqueña o con capas freáticas salinas cerca de la superficie, y las áreas chaqueñas semiáridas desmontadas y puestas bajo cultivo.

En la región Pampeana si bien los problemas de salinidad y alcalinidad de los suelos pueden ser afectados por variables de manejo (por ejemplo, las labranzas, el pastoreo, u otras), no cabe duda que su origen geomorfológico, ya que se relaciona con altas capas freáticas, bajas pendientes y/o cotas sobre el nivel del mar de los suelos afectados. Utilizando técnicas adecuadas se podrá convivir con el problema de la salinidad, pero difícilmente se podrá eliminar. Excepto, tal vez que se ejecuten obras de drenaje regional, muy costosas y actualmente poco factibles para la realidad socio-económica de nuestro país.

En la región Chaqueña, existen procesos de deterioro muy graves en algunas áreas incorporadas a la agricultura. Resulta evidente que esta situación puede ser más crítica que en la región pampeana. Esto es por la magnitud del proceso de salinización y las condiciones ambientales y socio-económicas, que reducen los márgenes de manejo de los suelos. Las consecuencias de estos procesos de degradación son a largo plazo y no sólo afectarían el nivel de regulación hídrica y la eventual regeneración del bosque, sino que afectarían, en un plazo de décadas, la posibilidad de continuar desarrollando agricultura.

Dado estas circunstancias, podría ser motivo de consideración la conveniencia de expandir la frontera agrícola a zonas marginales o fortalecer el potencial de áreas ya cultivadas y de reconocida estabilidad ambiental. Se ha estimado (Vilella y Renis 2013) que si se aumenta un 16 % los rendimientos en la región pampeana, podrían dejar de cultivarse casi 3 millones de has de tierras marginales. En síntesis, ante la situación presente y los riesgos que se anuncian como consecuencia del cambio global, es trascendente discutir el concepto de mejor uso de la tierra agrícola versus más superficie en las áreas marginales susceptibles a degradación por procesos de salinización.

Bibliografía

- Bustingorri, C & RS Lavado. 2011. Soybean growth under stable salinity versus peak salinity. *Scientia Agricola* 68: 102-108.
- Cisneros, JM; A. Degioanni; JJ Cantero & A Cantero. 2008. Caracterización y manejo de suelos salinos en el área Pampeana Central. En: E Talesnik, K Grunberg & G Santa María (ed.). *La salinización de suelos en la Argentina: su impacto en la producción agropecuaria*. Ed. de la Universidad Católica de Córdoba, Córdoba. Pp. 17- 46.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2009. *State of the World's Forests 2009*. FAO, Rome, Italy, 168 pp.
- George, RJ; DJ McFarlane & RA Nulsen. 1997. Salinity threatens the viability of agriculture and ecosystems in Western Australia. *Hydrogeology J.* 5:6-21.
- Giberti, HCE. 1954. *Historia económica de la ganadería argentina*. Raigal, Buenos Aires, 204 pp.
- Houghton, JT; BA Callander & SK Varney. 1990. *Climate Change: The IPCC Scientific Assessment*. Cambridge University Press, pp. 365.
- IPCC. 2001. *Climate change 2001: the scientific basis. Contribution of Working Group I to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press, Cambridge, 881 pp.
- IPCC. 2008. *Climate Change 2008: Synthesis Report*. OMM. Ginebra
- Lavado, RS. 2009. Salinización y sodificación de suelos de producción agrícola extensiva por riego complementario. En: Taboada MT y RS Lavado (Ed.). *Alteraciones de la fertilidad de los suelos: el halomorfismo, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones*. EFA, Buenos Aires. Pp. 45-58.
- Lavado, RS. 2010. La fertilidad, sus características y la utilización de fertilizantes. En: Alvarez, R; G Rubio; C Alvarez & RS Lavado. *Fertilidad de Suelos. Caracterización y manejo en la región pampeana*. EFA, Buenos Aires. Pags. 1-8.
- Lavado, RS & M. Alconada. 1994. Soil properties behavior on grazed and ungrazed plots of a grassland sodic soil. *Soil Technology* 7: 75-81.
- Lavado RS & MA Taboada. 1987. Soil salinization as an effect of grazing in a native grassland soil. *Soil Use and Management* 3: 143 - 148.
- Lavado, RS & MA Taboada. 1988. Water, salt and sodium dynamics in a Natraquoll in Argentina. *Catena* 15: 577- 594.
- Lavado, RS & MA Taboada. 2009. Alteraciones de la fertilidad del suelo causadas por halomorfismo. En: Taboada MA & RS Lavado (Ed.). *Alteraciones de la fertilidad de los suelos: el halomorfismo, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones*. EFA, Buenos Aires. Pp. 1-43
- Munns, R. 2002. Comparative physiology of salt and water stress. *Plant, Cell and Environment* 25: 239-250
- Nosetto, MD & EG Jobbágy & JM Paruelo. 2005. Land use change and water losses: The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in Central Argentina. *Global Change Biology* 11:1101-1117.
- Prieto, D; G Angella & C Angueira. 2007. Un enfoque al problema de salinidad en el área de riego del Río Dulce. En: E Talesnik; K Grunberg & G Santa María (ed.). *La salinización de suelos en la Argentina: su impacto en la producción agropecuaria*. Ed. de la Universidad Católica de Córdoba, Córdoba. Pp. 93-104.
- Santoni CS, EG Jobbágy & S Contreras. 2010. Vadose zone transport in dry forests of central Argentina: The role of land use. *Water Res. Res.* 46: W10541, doi:[10.1029/2009WR008784](https://doi.org/10.1029/2009WR008784)
- Scanlon, BR; KE Keese; AL Flint; LE Flint; CB Gaye; WM Edmunds & I Simmers. 2006. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrol. Processes* 20: 3335–3370.
- Scheinkerman de Obschatko, E. 2003. *El aporte del sector agroalimentario al crecimiento económico argentino: 1965-2000*. IICA, Buenos Aires. 198 p.
- Solomon, S; D Qin; M Manning; Z Chen; M Marquis; KB Averyt; M Tignor & HL Miller [(eds.)]. IPCC, 2007: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Soriano, A; RJC León; OE Sala; RS Lavado; VA Deregibus; MA Cauhépe; OA Scaglia; CA Velázquez & JH Lemcoff. 1991. Rio de la Plata grasslands. In: Coupland, RT (Ed.) *Temperate Subhumid Grasslands. Ecosystems of the World. Volume 8, Natural Grasslands*, Elsevier Scientific Publishing Co., Amsterdam, pp 367-407.
- Taboada, MA & RS Lavado. 2003. Inundaciones. Consecuencias sobre los suelos. Cuando el agua se retira. *Encrucijadas UBA* 21: 28 – 37.
- Taboada, MA; G Rubio & RS Lavado. 1998. The deterioration of tall wheatgrass pastures on saline sodic soils. *Journal of Range Manage.* 51: 239-244.
- Taboada, MA & RS Lavado. 2008. Funcionamiento de los suelos salinos y sódicos. *Actas XVI Congreso AAPRESID*, 339-348.
- Vallone, R 2008. Situación de la salinidad en Mendoza. En: Talesnik, E; K Grunberg & G Santa María (ed.). *La salinización de suelos en la Argentina: su impacto en la producción agropecuaria*. Ed. de la Universidad Católica de Córdoba, Córdoba. Pp. 60-80.
- Viglizzo, EF; ZE Roberto; MC Filippin & AJ Pordomingo. 2005. Climate variability and agroecological change in the Central Pampas of Argentina *Agriculture Ecosys. and Environ.* 55: 7-16.
- Vilella, F & S Renis. 2013 La demanda actual y proyectada de alimentos: el rol del sector agropecuario y sus desafíos. En: M. Díaz-Zorita, O. S. Correa, M.V. Fernández Canigia y R. S. Lavado. *Tercera Jornada del Instituto de Investigaciones en Biociencias Agrícolas y Ambientales: Aportes de la microbiología a la producción de cultivos*. EFA, Buenos Aires. Pp 1-10.
- Volante, JN; D Alcaraz-Segura; MJ Mosciaro; E Viglizzo & JM Paruelo. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agric. Ecosyst. Environ.* 154: 12-22
- Zurita, JJ. 2008. La salinidad. Su incidencia en las provincias de Chaco y Formosa. En: Talesnik, E; K Grunberg & G Santa María (ed.). *La salinización de suelos en la Argentina: su impacto en la producción agropecuaria*. Ed. de la Universidad Católica de Córdoba, Córdoba. Pp. 81-91.

Capítulo 32

Implicancia ambiental de distintos usos de la tierra en el agua de poro

Olga Susana Heredia

Cátedra de Edafología- FAUBA, Av. San Martín 4453, CABA, Argentina. E-mail: heredia@agro.uba.ar.

Las sustancias orgánicas e inorgánicas sufren distintos procesos en el suelo, a través de los cuales pueden ser: neutralizadas, degradadas, volatilizadas, adsorbidas, complejadas, precipitadas, bioasimiladas o transportadas por erosión, disolución o escurrimiento. La interacción depende también del tipo de suelo, régimen hídrico, entre otros factores (Foster e Hirata, 1988; UNESCO, 1998; Heredia *et al.*, 2009).

El aumento en la intensidad en el uso de la tierra genera una gran presión sobre los recursos naturales y en particular sobre el suelo, que puede causar un impacto importante sobre el recurso agua. La contaminación de acuíferos ocurre si la carga contaminante, generada por descargas y lixiviados antropogénicos, no se controla adecuadamente y excede la capacidad natural de atenuación de la zona no saturada.

La zona no saturada (ZNS) es la porción del terreno comprendida entre la superficie del mismo y el nivel freático y, constituye una zona de transición entre las aguas superficiales y la zona saturada de los acuíferos.

La ZNS es una barrera natural contra la degradación de la calidad del agua subterránea, por su potencial de atenuación al avance e intensidad del proceso contaminante. Esta capacidad de atenuación se expresa como la capacidad intrínseca del sistema para sorber, dispersar o retardar a los contaminantes.

El suelo, que es la parte superior de la zona no saturada y presenta una gran variedad de procesos naturales que afectan a los contaminantes, especialmente en la zona radicular donde una significativa cantidad de productos químicos son destruidos por los microorganismos o por procesos físicos y químicos y son tomados por las plantas.

El agua que infiltra y se mueve a través de los suelos y sedimentos porosos, en condiciones favorables podría conservar un registro de (i) los procesos de meteorización y (ii) de las variaciones climáticas. En cuanto a las últimas, esto sucedería a través de modificaciones en el balance hidrológico, la humedad del suelo, o alterando las tasas de lavado. Asimismo, podría considerarse como un indicador de las actividades humanas. Y, en consecuencia, ser una herramienta útil para predecir el comportamiento ambiental de los distintos componentes que puede almacenar la zona no saturada y transmitir a los acuíferos (Kanfi *et al.*, 1983; García, 2005).

La cantidad de agua que ingresa al suelo puede ser evaluada desde distintos puntos de vista. Por un lado, porque condiciona el almacenamiento hídrico y, por consiguiente, la posibilidad de producción agropecuaria, tanto en calidad como en cantidad. Por otra parte, los procesos de evolución de los suelos son determinados por los excesos o déficits hídricos. A su vez, podría modificarse la translocación de diversos tipos de sustancias que van a perderse desde el sistema edáfico y llegar al agua subterránea (Heredia, 2013). Las propiedades edáficas controlan los riesgos de liberación repentina de contaminantes de los suelos hacia el agua, afectando la calidad del agua intersticial y por último el agua subterránea.

El conocimiento de las formas y concentraciones en que pueden encontrarse los elementos en perfiles edáficos y los mecanismos físico-químicos que los controlan son herramientas que permitirán mejorar los modelos de predicción de la contaminación de acuíferos. De la misma manera, contribuyen a la toma de decisiones para un adecuado ordenamiento territorial de acuerdo a la potencialidad del uso de la tierra y su impacto en la calidad del agua subterránea y el ambiente.

Las formas solubles e intercambiables de los distintos elementos químicos presentes en los suelos reflejan la fracción de rápida biodisponibilidad para la plantas. También representa su potencial movimiento hacia los acuíferos, por lo que su estudio puede ser considerado fundamental para evaluaciones ambientales (McLean y Bledsoe, 1992).

La mejor metodología para detectar la presencia de un contaminante en la zona no saturada es monitoreando el agua de infiltración (Candela y Varela, 1993). Las técnicas que permiten medir la solución del suelo son variadas presentando cada una ventajas y desventajas en su uso ligados a su complejidad y al tipo de análisis que se desee realizar.

En la actualidad se utiliza el control de la calidad de agua de poro a campo, a fin de conocer si la dosis de fertilizante aplicado es adecuada en el agua para el cultivo bajo producción o para evitar grandes concentraciones de nutrimentos que contaminen el medio ambiente.

Las técnicas habituales de toma de muestras del agua de poro se basan en el uso de cápsulas porosas de succión, ensayos no destructivos y de medición directa (in situ), o la extracción a partir del suelo, ensayos destructivos que miden la solución de manera indirecta (Candela y Varela, 1993).

Los métodos indirectos, se basan en la extracción de agua intersticial contenida en la muestra. Algunos métodos indirectos son: centrifugado, desplazamiento mediante líquidos inmiscibles, extracción con gas, compactación mecánica, lixiviado, dilución (Candela y Varela, 1993).

La solución del suelo puede evaluarse de distintas formas, por ej.: ensayos en columnas y en batch (Beltrán *et al.*, 1995) para desplazar el agua intersticial, que son los más habitualmente utilizados (Plassard *et al.*, 2000; Miretzki *et al.*, 2006). Hay autores que han utilizado columnas más grandes de PVC para evaluar el transporte de herbicidas (Bedmar *et al.*, 2004). Y otros autores han utilizado columnas para evaluar la capacidad de residuos como estrategia de neutralización de la acidez para mitigar efectos sobre la calidad de agua de poro y atenuar elevados concentraciones de metales pesados (Biglari *et al.*, 2010).

Los lisímetros permiten obtener muestras de la solución que drena (solución del suelo) y conocer el volumen de drenaje (Ramos, 2000). Presenta inconvenientes como reproducir las condiciones del régimen hídrico del suelo en el campo (se pueden usar monolitos de suelo inalterado para evitar este punto), debido a las condiciones que prevalecen en la parte inferior del lisímetro: tensión nula (en lisímetros de gravedad) o tensión constante.

Otros autores utilizan los ensayos en columnas y en *batch* (Beltrán *et al.* 1995) para desplazar el agua de poro, que son los más habitualmente utilizados (Plassard *et al.*, 2000; Kamra *et al.*, 2001; Miretzki *et al.*, 2006).

Experimentos en columnas: en este método se hace pasar agua junto con el químico a analizar, orgánico o inorgánico, a velocidades reales de flujo del orden de 1 a 100 ml h⁻¹ en columnas de 0,8 cm², que aunque son velocidades superiores a los de la ZNS están limitados por los equipos de bombeo utilizados (Beltrán *et al.*, 1995a).

No existe el método perfecto para la determinación de la composición del agua intersticial, sino que deberá ser elegido en función a las características del ensayo planteado, el tipo de elemento a medir y la disponibilidad física para la realización del ensayo.

El objetivo de este capítulo fue presentar casos de estudio del agua de poro en suelos bajo distinto uso de la tierra, evaluando cuando sea posible la cantidad de elementos que se pierden de un perfil, sirviendo de línea de base bajo potenciales cambios en los balances hídricos por cambio climático.

Casos de estudio

Se establecieron 3 casos de estudio, uno en General Conesa, provincia de Río Negro, en un área de desarrollo de agricultura bajo riego. Y dos casos en la provincia de Buenos Aires: Trenque Lauquen bajo producción intensiva de carne (feedlot), fuente potencial de contaminación de suelos y aguas, y el tercer caso en la Ciudad de Escobar en los suelos en condiciones prístinas (Figura 1).



Figura 1. Ubicación de los sitios estudiados.

En los casos estudiados, se tomaron muestras no disturbadas de suelos con columnas de PVC que corresponden al horizonte A de cada suelo, con un espesor de 15 a 20 cm, y además se tomaron muestras disturbadas, que se utilizaron para evaluar las variables físico químicas que caracterizan los suelos estudiados.

Estadísticamente los resultados obtenidos se analizaron con un ANVA y un test de Tukey, analizados con el programa Statistix 7.0. También se realizaron análisis de regresión y correlación entre las variables estudiadas para suelos y aguas. El programa utilizado para estos análisis fue INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2010).

Caso General Conesa (Río negro)

La región del Valle Inferior de Río Negro, presenta condiciones edafoclimáticas que motivan la realización de estos estudios. Durante la mayor parte del año, presenta un balance hídrico negativo (FAA, 1992), lo que obliga a aplicar distintas técnicas de riego con el objetivo de sustentar la producción agrícola (Figura 2).

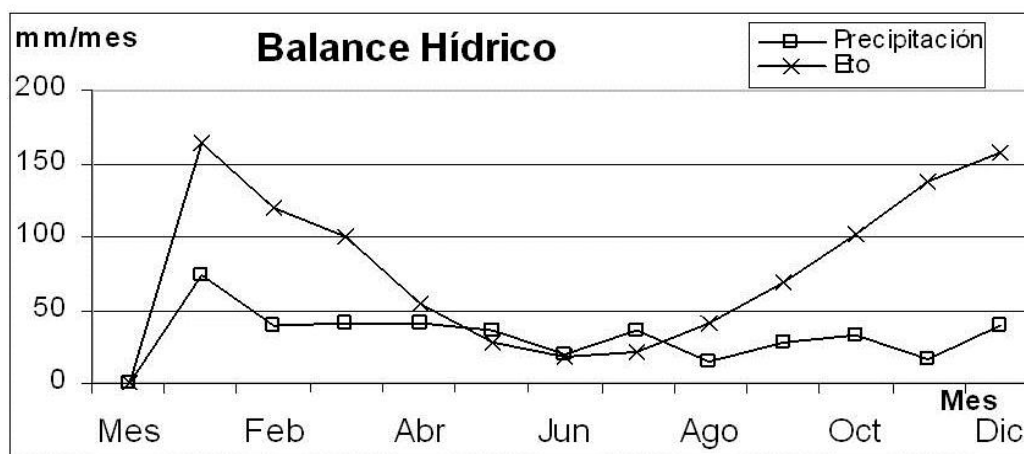


Figura 2. Balance hídrico de la zona de Gral. Conesa (Río Negro).

ob

re

ut

s r

bla

| Cox (%) | NO3- (ppm) | P (ppm) | pH | CE (dS/m) |
|---------|------------|---------|------|-----------|
| 0.51 | 329.94 | 37.12 | 7.15 | 0.31 |

| Ca2+ (meq/100g) | Mg2+ (meq/100g) | Na+ (meq/100g) | K+ (meq/100g) | CIC (meq/100g) |
|-----------------|-----------------|----------------|---------------|----------------|
| 11.72 | 3.7 | 0.27 | 1.12 | 11.80 |

| Conduc. Hidráulica Vertical (m/d) | Humedad Equivalente (%) | Humedad a Saturación (%) | Arcilla (%) | Limo (%) | Arena (%) | Textura | Dap (g/cm3) |
|--|-----------------------------------|---------------------------------|--------------------|-----------------|------------------|---------|----------------|
| 0.65 | 18.55 | 36.6 | 21.87 | 39.37 | 38.76 | Franco | 1.40 |

es

10

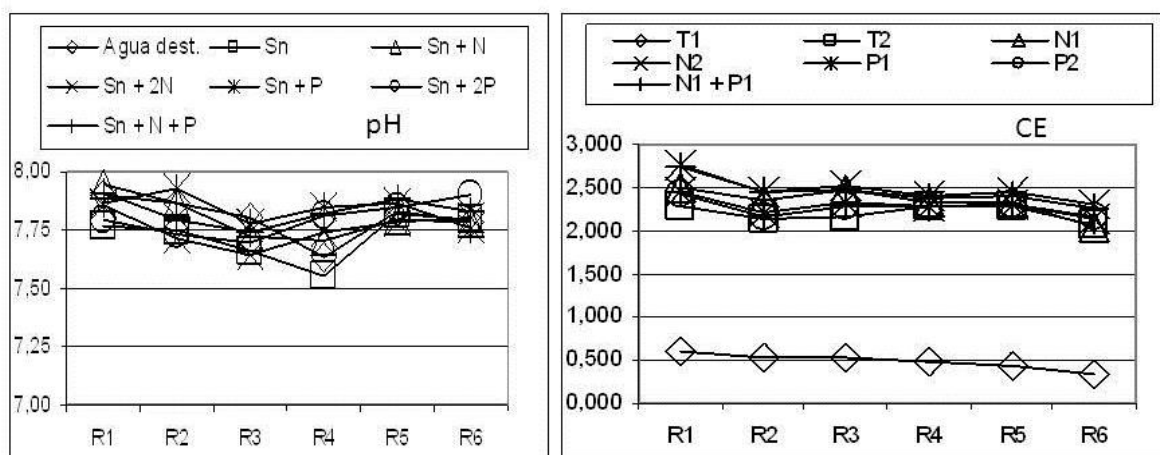


Figura 3. Variación en el valor de pH y CE de los lixiviados.

Se puede observar que el pH, no mostró variaciones considerables en los distintos tratamientos, ni en los sucesivos riegos. Estos resultados coinciden con los encontrados por Orihuela *et al* (2001).

La CE de los extractos, disminuyó a través de los distintos riegos en alrededor de un 45 % para T1 y entre un 10% a 20% para los demás tratamientos, como lo muestra la Figura 4. Como puede observarse, la CE del T1 es la de menor magnitud, estos resultados se deben a la ausencia del efecto de salinidad que genera la solución de riego de CaCl_2 . En la medida que se agregaron diferentes electrolitos los valores de CE promedio para todos los riegos se manifestó de distinta manera. Se encontró que en los tratamientos N2 y N1 + P1, los valores medios fueron los de mayor magnitud, diferenciándose estadísticamente del resto de los tratamientos.

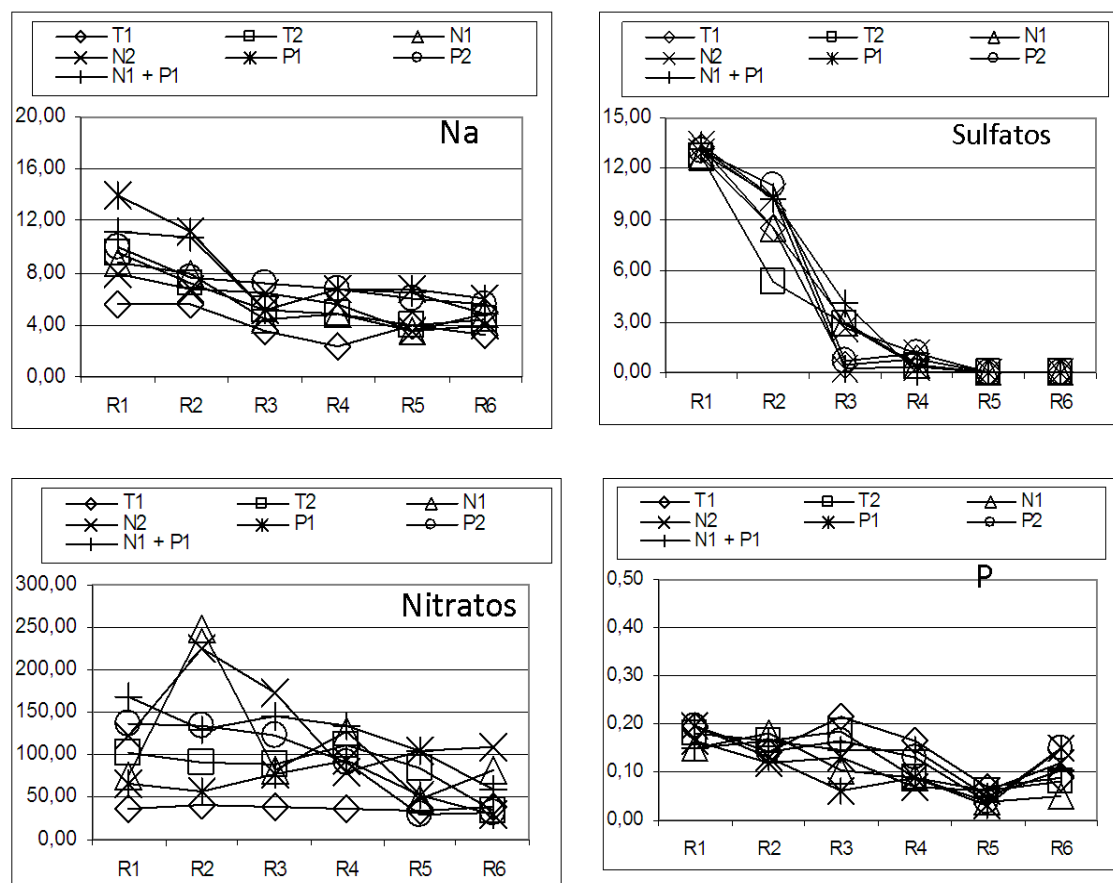


Figura 4. Valores de sodio, sulfatos, nitratos y P en el agua de poro (cmol_e/L).

Es significativo el descenso brusco del ion sulfato que forma sales solubles y se lava rápidamente con los riegos.

Se puede observar que en T1, el lavado de NO₃⁻ generado en el suelo es menor que en los restantes tratamientos. También, se observa una mayor concentración de NO₃⁻ en extracto para los tratamientos N1 y N2, en el riego 2. Esto se debe a que los NO₃⁻ aportados con el fertilizante requirieron de dos láminas de riegos para desaparecer del horizonte superficial, teniendo en cuenta que en dichos tratamientos se agregaron dosis equivalentes a 69 y 138 kg de N/ha. Con la continuidad de los riegos, la lixiviación disminuyó, observándose una tendencia hacia la disminución de la concentración del anión. Estos resultados coinciden con Andriulo *et al.* (2000) que trabajando en Pergamino observaron una remoción de NO₃⁻ del suelo como consecuencia de las precipitaciones anormalmente altas durante la campaña del cultivo de Maíz 99/00, elevando la concentración de los mismos en el agua de drenaje.

El P, presentó una disminución en su concentración, en la medida que se sucedieron los riegos, no observándose diferencias en cuanto al tipo de agua de riego utilizada, así como tampoco con los diferentes tratamientos.

En la Tabla 2 se representan los valores en kg/ha de elementos movilizados, determinados en los análisis de los extractos.

Tabla 2. Nutrientes movilizados a través del agua de poro.

| | Tratamiento | | | | | | |
|--------------------------------|-------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | kg/ha | | | | | | |
| | T1 | T2 | N1 | N2 | P1 | P2 | N1 + P1 |
| N | 198.95 | 450.01 | 584.31 | 720.54 | 330.36 | 483.12 | 653.39 |
| P | 3.48 | 2.97 | 2.43 | 2.62 | 2.58 | 3.25 | 3.05 |
| SO ₄ ²⁻ | 90.16 | 82.85 | 90.03 | 105.77 | 95.05 | 101.55 | 107.57 |
| Cl ⁻ | 158.04 | 75.21 | 113.77 | 147.56 | 88.50 | 74.99 | 173.84 |
| CO ₃ H ⁻ | 823.07 | 588.61 | 677.96 | 545 | 624.63 | 594.11 | 670.16 |
| Ca ²⁺ | 265.8 | 1032.46 | 969.73 | 984.57 | 913.01 | 899.83 | 832.70 |
| Mg ²⁺ | 4.68 | 23.57 | 24.18 | 26.20 | 21.10 | 23.63 | 22.26 |
| K ⁺ | 299.89 | 466.40 | 456.81 | 441.81 | 628.04 | 523.09 | 554.73 |
| Na ⁺ | 391.80 | 408.90 | 418.82 | 413.78 | 404.68 | 394.21 | 374.66 |
| Total sales | 2235,87 | 3130,98 | 3338,04 | 3387,85 | 3107,95 | 3097,78 | 3392.36 |

En términos generales, aplicando una lámina bruta de 814 mm, y considerando una eficiencia de aplicación del 60%, se observa una importante pérdida de NO₃⁻, CO₃H⁻ y SO₄²⁻ del perfil del suelo, siendo baja la pérdida y posible contaminación de P en todos los tratamientos evaluados. Mientras que entre los cationes acompañantes, es el Ca²⁺, el de mayor pérdida, seguidos por el Na⁺ y el K⁺.

Si se evalúa el efecto de cada uno de los tratamientos sobre el total de sales determinadas, se observa que N2 y N1 + P1, muestra las mayores pérdidas por efectos de lavado.

Los datos de pH, no mostraron diferencias significativas en los distintos tratamientos. El comportamiento del P, SO₄, Cl⁻ y el K⁺, fue similar. Los resultados analíticos de P coinciden con los resultados obtenidos por El Mabrouki (1999), las concentraciones de P, además de ser de muy baja magnitud, no presentaron diferencias significativas en los distintos tratamientos, posiblemente, como consecuencia del poder de fijación del suelo.

Los valores de CE, muestran que el T1, se diferencia significativamente del resto de los tratamientos, al presentar el valor de menor magnitud. En todos los demás tratamientos, los valores encontrados fueron superiores, siendo el menor de estos en T2. Los mayores valores de CE se encontraron en N2 y N1 + P1.

Cuando se analizó estadísticamente a los NO_3^- , se observó que en N2 y N1 + P1, se encontraron los valores de mayor magnitud, respecto de los demás tratamientos. Los valores encontrados en N2, fueron similares a los encontrados, por ejemplo, Guimera (1993), quien determinó que una de las principales fuentes de contaminación con nitratos de la freática, proviene de los excesos de fertilizantes.

Caso Trenque Lauquen (Oeste de Buenos Aires).

Bajo producción intensiva de ganado feedlot, se generan gran cantidad de desechos que podrían llegar al agua freática. Los aportes podrían variar en función del tiempo que la tierra bajo este tipo de producción y el régimen hídrico (Figura 5).

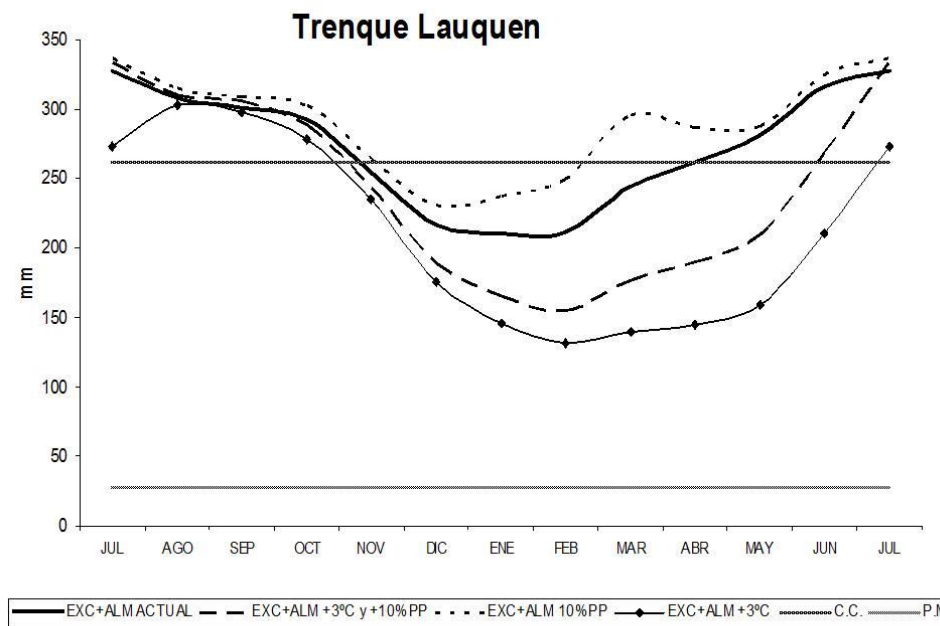


Figura 5. Balance hídrico de Trenque Lauquen.

En este caso se evaluó el efecto que tiene el tiempo de ocupación de animales en confinamiento sobre la calidad del suelo y el agua de poro a la posición topográfica y una modificación en la recarga hídrica debido a un eventual cambio climático.

Los perfiles de suelo fueron descriptos en un trabajo previo (Heredia et al; 2009) como Hapludoles, se comparó el efecto que tiene la aplicación una lámina de agua según régimen hídrico actual y en lotes distinta historia de ocupación animal (1 año y 8 años), se les aplicó un volumen de agua destilada equivalente al exceso hídrico anual calculado para la zona y se recolectó el agua de poro.

Las láminas a aplicar para los dos tratamientos, surgieron a partir de los excesos hídricos anuales arrojados por los balances hidrológicos (tabla 3) calculados con el programa BALUBA (Hurtado *et al.*, 1996), según estudios esta zona tendría una balance hídrico con menor aporte de agua de lluvia y mayores déficits de humedad.

Se realizó el ensayo de percolaciones donde se comparó el efecto que tiene la aplicación de dos láminas de agua distintas según régimen hídrico actual y estimado hacia el 2080 para la zona.

Tabla 3. Características químicas de los primeros 20cm del suelo.

| Muestra Unidades | pH | CE ds/m | MO % | NO ₃ ⁻ p.p.m. | Pext. ppm | S-SO ₄ ⁻² ppm | Ca ⁺² meq/100gr | Mg ⁺² meq/100gr | Na ⁺ meq/100gr | K ⁺ meq/100gr | CIC meq/100gr |
|---------------------|-----|------------|---------|--|--------------|--|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------|-----------------------------|------------------|
| TESTIGO | 6,7 | 0,1 | 1,7 | 51 | 8,1 | 9 | 8,7 | 1,5 | 0,4 | 0,8 | 14,1 |
| CORRAL 1- LOMA | 7,4 | 2,7 | 4,6 | 123 | 68 | 29 | 18,6 | 1,8 | 1,3 | 2,3 | 24,8 |
| CORRAL 1- M. LOMA | 6,8 | 0,9 | 2,9 | 91 | 24 | 23 | 10,9 | 1,5 | 0,8 | 1,4 | 15,9 |
| CORRAL 1- BAJO | 6,9 | 1,2 | 3,6 | 82 | 103 | 26 | 14,1 | 1,6 | 1,0 | 2,3 | 20,3 |
| CORRAL 2- LOMA | 8,0 | 2,2 | 3,9 | 160 | 227 | 31 | 16,4 | 1,5 | 1,0 | 1,5 | 21,0 |
| CORRAL 2- M. LOMA | 7,2 | 1,2 | 3,0 | 102 | 285 | 20 | 9,5 | 1,5 | 0,7 | 1,0 | 15,9 |

En la Tabla 4, se observan las características físicas y químicas de los suelos estudiados.

Tabla 4. Características físicas de los primeros 20cm del suelo. Datos de muestra compuesta.

| Muestra Unidades | Dap Mg.m ⁻³ | CC %H ₂ O | PMP %H ₂ O | Arcilla % | Limo % | Arena % | Clase Textural |
|---------------------|---------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------|-----------|------------|----------------|
| TESTIGO | 1,4 | 20,4 | 1,2 | 13,9 | 16,0 | 70,1 | Franco Arenoso |
| CORRAL 1- LOMA | 1,0 | 28,7 | 5,0 | 14,5 | 15,7 | 69,9 | Franco Arenoso |
| CORRAL 1- M. LOMA | 1,1 | 37,1 | 3,4 | 13,1 | 25,0 | 61,9 | Franco Arenoso |
| CORRAL 1- BAJO | 1,0 | 31,6 | 12,7 | 14,0 | 24,1 | 61,9 | Franco Arenoso |
| CORRAL 2- LOMA | 1,3 | 35,3 | 18,1 | 14,5 | 14,1 | 71,4 | Franco Arenoso |
| CORRAL 2- M. LOMA | 0,9 | 40,5 | 25,9 | 12,5 | 25,6 | 61,9 | Franco Arenoso |

Tendencia general del pH (a) y conductividad eléctrica (b) del agua de poro obtenida de los lixiviados sucesivos (Figura 6).

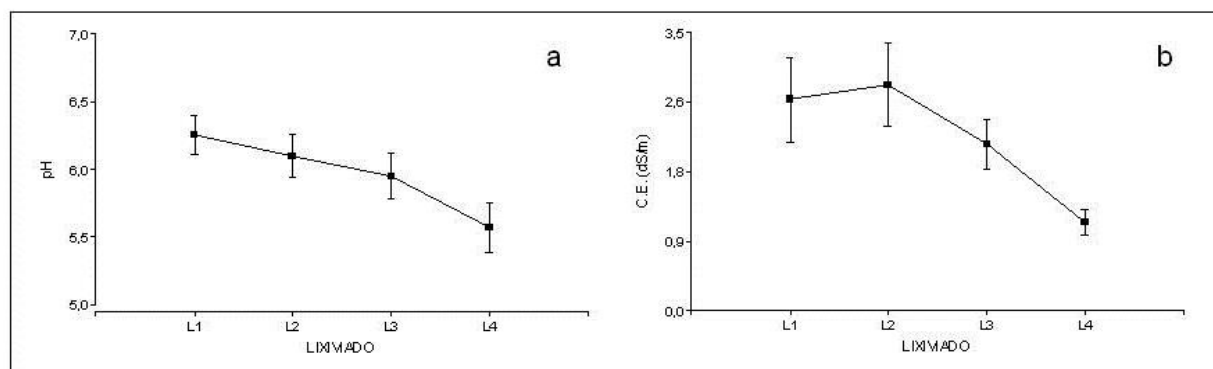


Figura 6. Valores de CE y PH a lo largo de las láminas agregadas.

Los valores de concentración de iones mayoritarios en el agua de poro son comparables a lo encontrado por Pucci *et al.*, (1997) en el agua intersticial de sedimentos de costas marinas. Los nitratos, cloruros, bicarbonatos, sodio, potasio, magnesio, arsénico y vanadio muestran un comportamiento similar al de la CE. Donde el primer lixiviado contiene menor concentración iónica que el segundo, y luego la concentración disminuye conforme a los lixiviados consecutivos.

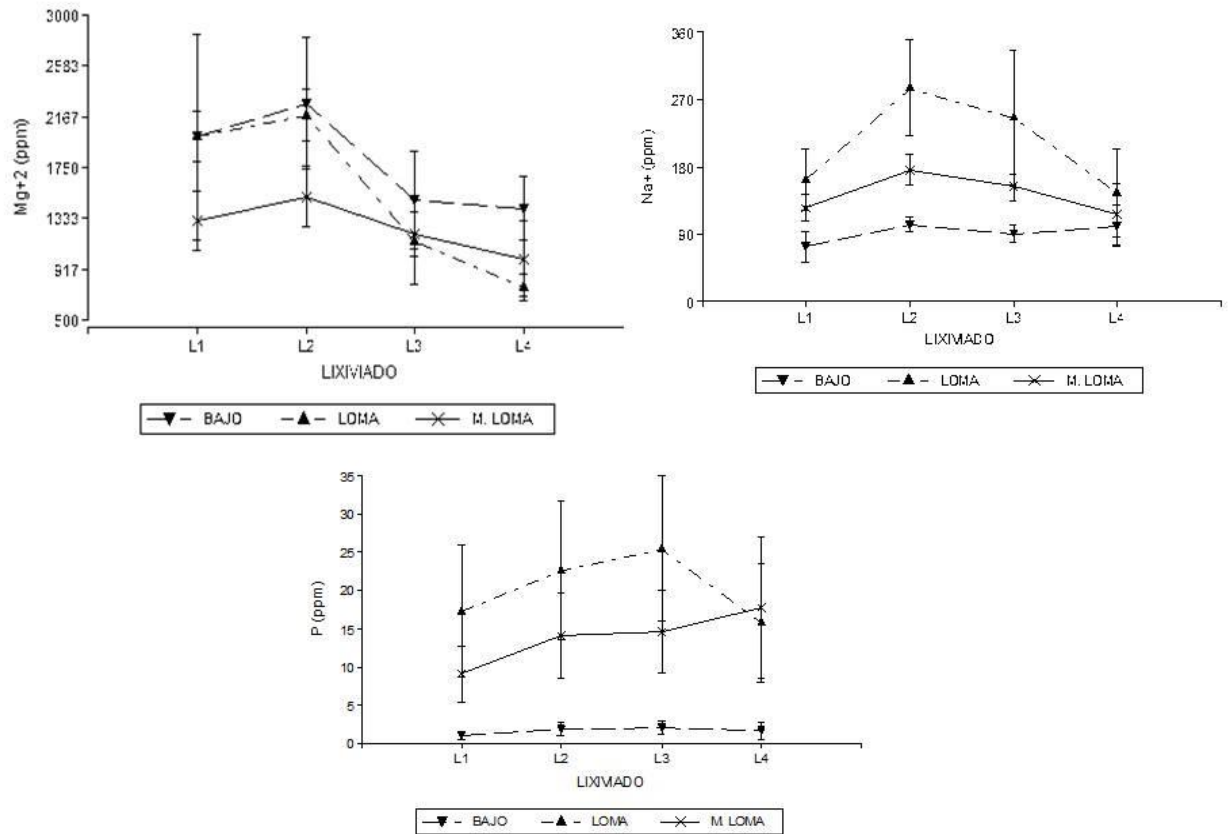


Figura 7. Variaciones de Mg, Na, P.

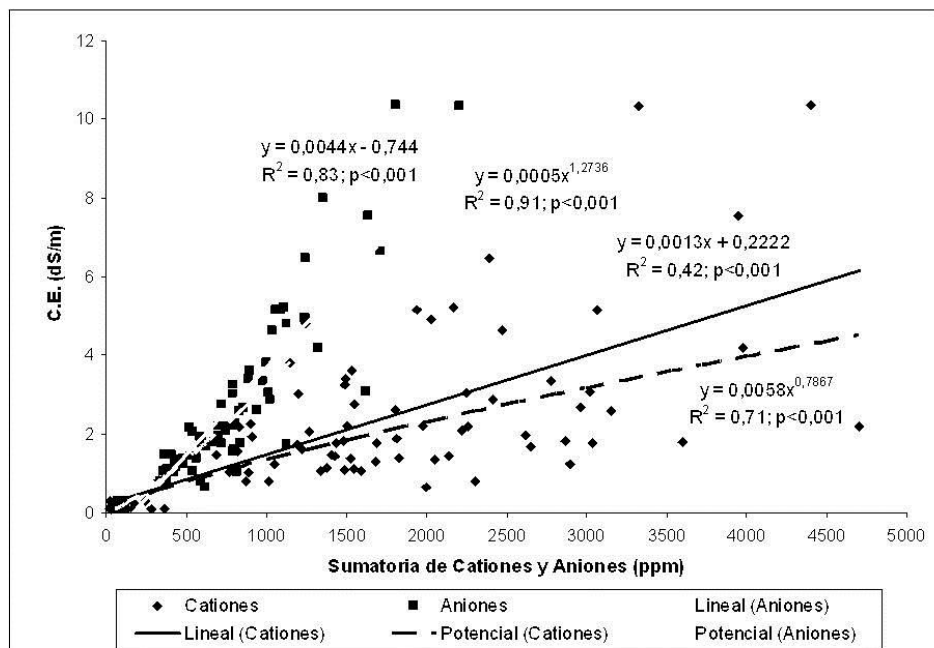


Figura 8. Regresión entre la CE y los aniones y cationes del agua de poro.

La concentración de fósforo en el agua de poro aumenta de L1 a L3, tanto en la media loma como en la loma (Figura 7).

Los sulfatos muestran, en general, una tendencia creciente aumentando su concentración en los lixiviados consecutivos. La evolución de estos tiene un comportamiento menos predecible que los demás iones. Dicha imprevisibilidad, también puede observarse para el calcio en la situación de loma. En el bajo y la media loma, el catión, muestra un comportamiento similar al de los demás iones.

El hierro y el cinc muestran una tendencia similar entre sí. La evolución de las concentraciones en función de los lixiviados sucesivos describe una forma parabólica. Una excepción es el comportamiento del cinc en el bajo, el cual muestra una tendencia ascendente. Los microelementos no se encontraron en todos los lixiviados, esto probablemente por estar por debajo del límite de detección.

Tabla 5. Correlación Pearson entre todas las variables analizadas en el agua de poro. Los valores marcados en rojo indican un nivel de correlación con una significancia $p < 0,001$ ($n=84$). Los valores marcados en azul indican un nivel de correlación con una significancia $p < 0,05$ ($n=84$).

| n= 84 | pH | C.E. | HCO ₃ ⁻ | Cl ⁻ | NO ₃ ⁻ | S-SO ₄ ⁻² | P-PO ₄ ⁻³ | Na ⁺ | K ⁺ | Ca ⁺² | Mg ⁺² | As | Cr | Fe | Ni | Se | V | Zn |
|---------------------------------|-------|----------|-------------------------------|-----------------|------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|-----------------|----------------|------------------|------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| pH | 1,00 | 5,84E-03 | 1,34E-04 | 3,52E-01 | 6,77E-03 | 1,86E-02 | 1,24E-02 | 3,66E-01 | 8,19E-03 | 7,20E-02 | 7,73E-01 | 5,49E-02 | 4,79E-01 | 3,12E-02 | 2,57E-01 | 8,52E-01 | 1,23E-01 | 5,48E-02 |
| C.E. | 0,30 | 1,00 | 0,00E+00 | 6,80E-09 | 0,00E+00 | 0,00E+00 | 0,00E+00 | 3,18E-04 | 0,00E+00 | 4,45E-02 | 3,29E-06 | 1,79E-01 | 2,92E-01 | 4,45E-01 | 3,44E-05 | 1,90E-01 | 1,98E-07 | 8,15E-02 |
| HCO ₃ ⁻ | 0,40 | 0,80 | 1,00 | 2,43E-05 | 0,00E+00 | 0,00E+00 | 0,00E+00 | 8,25E-05 | 0,00E+00 | 5,89E-01 | 2,70E-03 | 4,62E-01 | 4,21E-02 | 5,66E-01 | 1,03E-02 | 4,83E-01 | 5,19E-04 | 2,84E-02 |
| Cl ⁻ | 0,10 | 0,58 | 0,44 | 1,00 | 5,59E-05 | 3,24E-04 | 2,76E-01 | 0,00E+00 | 5,31E-04 | 2,96E-04 | 0,00E+00 | 3,17E-04 | 6,64E-01 | 1,37E-01 | 1,09E-01 | 8,77E-01 | 3,16E-05 | 6,98E-01 |
| NO ₃ ⁻ | 0,29 | 0,94 | 0,82 | 0,42 | 1,00 | 0,00E+00 | 0,00E+00 | 6,87E-02 | 0,00E+00 | 7,40E-02 | 5,33E-04 | 3,14E-01 | 1,26E-01 | 4,88E-01 | 3,97E-06 | 1,24E-01 | 1,86E-07 | 1,89E-02 |
| S-SO ₄ ⁻² | 0,26 | 0,66 | 0,74 | 0,38 | 0,69 | 1,00 | 0,00E+00 | 3,01E-02 | 0,00E+00 | 1,64E-01 | 9,45E-03 | 8,15E-01 | 6,48E-01 | 8,32E-01 | 5,81E-02 | 2,36E-01 | 3,55E-05 | 2,15E-01 |
| P-PO ₄ ⁻³ | 0,27 | 0,67 | 0,67 | 0,12 | 0,81 | 0,70 | 1,00 | 5,53E-01 | 0,00E+00 | 1,59E-01 | 6,42E-01 | 8,73E-01 | 5,70E-02 | 6,55E-01 | 4,99E-04 | 2,17E-02 | 1,88E-06 | 7,96E-02 |
| Na ⁺ | 0,10 | 0,38 | 0,42 | 0,65 | 0,20 | 0,24 | -0,07 | 1,00 | 1,37E-01 | 2,16E-01 | 9,89E-07 | 1,88E-02 | 4,84E-01 | 5,06E-01 | 3,72E-01 | 1,26E-01 | 1,06E-01 | 8,47E-01 |
| K ⁺ | 0,29 | 0,92 | 0,77 | 0,37 | 0,92 | 0,71 | 0,82 | 0,16 | 1,00 | 5,63E-02 | 1,35E-02 | 8,22E-01 | 2,28E-01 | 1,46E-01 | 2,93E-04 | 2,18E-02 | 3,56E-06 | 4,64E-02 |
| Ca ⁺² | -0,20 | 0,22 | 0,06 | 0,39 | 0,20 | 0,15 | 0,15 | 0,14 | 0,21 | 1,00 | 7,28E-03 | 1,64E-01 | 6,34E-01 | 4,48E-02 | 6,57E-01 | 6,25E-01 | 6,93E-01 | 2,44E-02 |
| Mg ⁺² | -0,03 | 0,48 | 0,32 | 0,70 | 0,37 | 0,28 | 0,05 | 0,50 | 0,27 | 0,29 | 1,00 | 3,72E-01 | 6,05E-01 | 3,33E-02 | 7,23E-01 | 8,57E-01 | 3,13E-02 | 1,62E-01 |
| As | 0,21 | 0,15 | 0,08 | 0,38 | 0,11 | 0,03 | -0,02 | 0,26 | 0,02 | 0,15 | 0,10 | 1,00 | 7,17E-01 | 7,11E-01 | 6,23E-03 | 9,01E-01 | 4,47E-03 | 2,82E-01 |
| Cr | 0,08 | 0,12 | 0,22 | -0,05 | 0,17 | 0,05 | 0,21 | 0,08 | 0,13 | -0,05 | 0,06 | -0,04 | 1,00 | 9,25E-01 | 7,75E-01 | 6,90E-01 | 6,70E-01 | 2,53E-01 |
| Fe | 0,24 | 0,08 | 0,06 | -0,16 | 0,08 | 0,02 | 0,05 | -0,07 | 0,16 | -0,22 | -0,23 | -0,04 | -0,01 | 1,00 | 7,52E-01 | 3,90E-01 | 5,72E-01 | 4,20E-09 |
| Ni | 0,13 | 0,44 | 0,28 | 0,18 | 0,48 | 0,21 | 0,37 | -0,10 | 0,39 | 0,05 | 0,04 | 0,30 | -0,03 | 0,03 | 1,00 | 2,93E-01 | 9,51E-07 | 8,88E-02 |
| Se | -0,02 | -0,14 | -0,08 | 0,02 | -0,17 | -0,13 | -0,25 | 0,17 | -0,25 | -0,05 | 0,02 | -0,01 | -0,04 | -0,09 | -0,12 | 1,00 | 8,59E-01 | 3,70E-01 |
| V | 0,17 | 0,53 | 0,37 | 0,44 | 0,53 | 0,44 | 0,49 | 0,18 | 0,48 | 0,04 | 0,24 | 0,31 | -0,05 | 0,06 | 0,51 | -0,02 | 1,00 | 5,83E-02 |
| Zn | 0,21 | 0,19 | 0,24 | -0,04 | 0,26 | 0,14 | 0,19 | -0,02 | 0,22 | -0,25 | -0,15 | 0,12 | 0,13 | 0,59 | 0,19 | -0,10 | 0,21 | 1,00 |

La correlación entre níquel y vanadio también fue descrita por Quintana (2007) en la cuenca del Río Conchos en México. Igualmente, Heredia y Fernández Cirelli (2009), encontraron una correlación lineal y positiva entre el arsénico y el vanadio en el agua de poro de suelos del norte de la provincia de Buenos Aires (Tabla 5).

En un valor de pH de alrededor de 6 se obtiene, según las regresiones, la máxima concentración de hierro y cinc y la mínima de calcio y magnesio solubles.

En la tabla 6 se presentan los valores de elementos mayoritarios movilizados desde el suelo al agua de poro que potencialmente se movilizan del suelo.

Tabla 6. ANVA y test de comparación de medias (Duncan) de componentes mayoritarios entre años de uso de la tierra para posición de loma. Los valores están expresados en kg.ha⁻¹.año⁻¹. Letras distintas indican diferencias significativas entre tiempo de uso (p<0,05).

| LOMA | HCO ₃ ⁻ | Cl ⁻ | NO ₃ ⁻ | S-SO ₄ ⁻² | P-PO ₄ ⁻³ | Na ⁺ | K ⁺ | Ca ⁺² | Mg ⁺² | TOTAL |
|---------|-------------------------------|-----------------|------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|-----------------|----------------|------------------|------------------|-------|
| 1 AÑO | 146 a | 1409 a | 369 b | 290 b | 3,8 b | 729 a | 189 b | 178 a | 3998 a | 7311 |
| 8 AÑOS | 184 a | 1056 a | 1097 a | 439 a | 75 a | 296 b | 1253 a | 271 a | 3478 a | 8148 |
| TESTIGO | 22 b | 41 b | 28 c | 93 c | 0,2 c | 11 c | 9 c | 42 b | 199 b | 446 |

| M. LOMA | HCO ₃ ⁻ | Cl ⁻ | NO ₃ ⁻ | S-SO ₄ ⁻² | P-PO ₄ ⁻³ | Na ⁺ | K ⁺ | Ca ⁺² | Mg ⁺² | TOTAL |
|---------|-------------------------------|-----------------|------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|-----------------|----------------|------------------|------------------|-------|
| 1 AÑO | 60 b | 616 a | 187 b | 209 b | 2,5 b | 356 a | 75 b | 211 a | 3286 a | 5004 |
| 8 AÑOS | 169 a | 371 b | 674 a | 355 a | 58 a | 254 b | 605 a | 80 b | 2111 b | 4679 |

En la loma, puede verse, que para todos los componentes mayoritarios el hecho de que la tierra se encuentre bajo feedlot implica un aumento estadísticamente significativo respecto al testigo. El incremento es de aproximadamente 17 veces el valor de este último (Tabla 6).

Dentro de la condición de feedlot, tanto en la posición de loma como de media loma, un mayor tiempo de ocupación no siempre sugiere un aumento en la cantidad que se lixiviaría de cada ión. Este es el caso de los iones cloruro, sodio y magnesio en ambas situaciones (loma y media loma) y el calcio en la media loma.

Si bien en la loma, no se encontraron diferencias significativas para cloruro y magnesio, si las hay para el sodio. En la posición de media loma, las diferencias son significativas para todos los iones mayoritarios.

Los nitratos, fosfatos y sulfatos se incrementan considerablemente en todos los tratamientos y en particular la diferencia más significativa se da en la loma del corral con 8 años de confinamiento (Corral 2). El fósforo es el ión ambientalmente más importante y puede apreciarse que la diferencia en la masa lixiviada se incrementa más que proporcionalmente en función al tiempo de ocupación tanto en la loma como en la media loma. Esto coincide con Gil *et al.*, (2010) que sugiere que el P es un mejor estimador de la carga de nutrientes del suelo.

La mayoría de los elementos no muestra diferencias estadísticas significativas entre situaciones hídricas. La reducción de un 22% en el exceso hídrico no significó, estadísticamente, disminuciones para ninguna variable.

Caso Escobar (Buenos Aires)

El partido de Escobar forma parte del segundo cordón de población bonaerense (14 millones de habitantes) donde existe un alto déficit de servicios sanitarios y de planificación del uso del suelo. El objetivo en este caso fue: Evaluar la composición del agua de poro utilizando métodos *ex – situ* analizar la variación en los contenidos de P y Zn en el agua de poro y el suelo.

Los suelos del Partido de Escobar han sido descriptos, analizados y clasificados en un trabajo previo (Heredia, 2005). Para este trabajo se eligieron 2 suelos representativos y texturalmente diferentes, un Argiudol típico (A) que se extrajo del barrio El Cazador en Belén de Escobar y un Hapludol típico (H) de Maschwitz.

Se tomaron muestras disturbadas para caracterizar físico-químicamente los suelos y se realizaron evaluaciones de elementos extractables y solubles en el suelo. También se extrajeron muestras no disturbadas con tubos de PVC (lisímetros de 63 milímetros de diámetro y 200 milímetros de longitud. Se muestrearon los primeros 15 cm de dos suelos representativos y texturalmente diferentes.

La lámina de 115 mm de agua aplicada por columna representó el drenaje climático para la zona, según el balance hídrico (Heredia, 2005) (Figura 9). Previo a realizar los riegos, los suelos fueron humedecidos hasta la humedad correspondiente a capacidad de campo.

Los tratamientos fueron los 2 suelos y dos dosis de P y Zn de la siguiente manera: testigo (O): 0, P: 20 µg/g de P como PO₄KH₂, Zn: 20 µg/g como Zn(C₂H₃O₂)₂.2H₂O y PZn: 20 µg/g de ambos elementos.

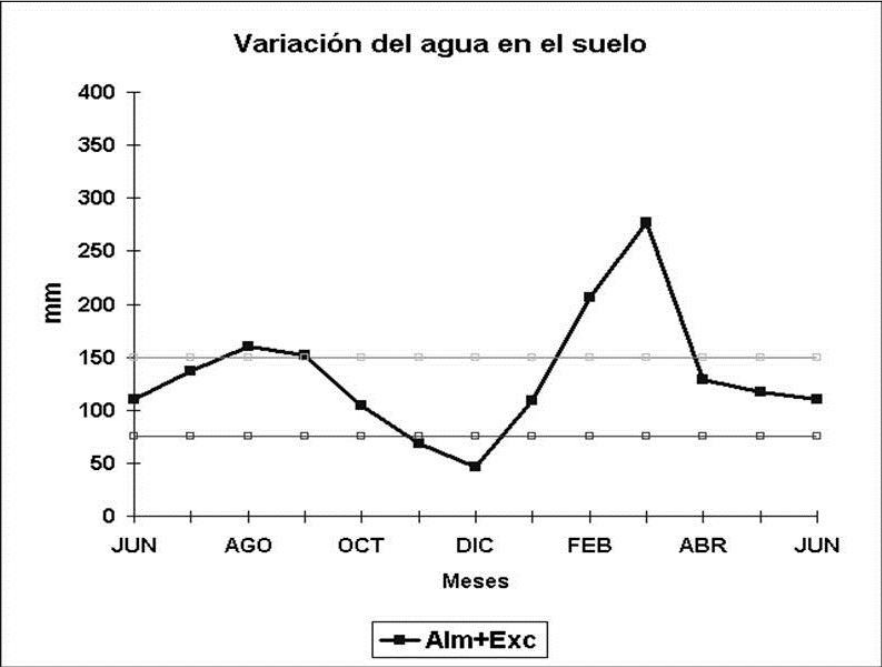


Figura 9. Balance Hídrico de Escobar.

A los suelos se les determino la composición físico-química básica para caracterizarlo y P-Bray 1, P soluble en agua, Zn extractable con D.T.P.A y Zn soluble en agua.

Al agua de poro: fósforo (P) y Zinc (Zn) se determinaron por ICP de emisión (Perkin Elmer, Óptima 2000) de acuerdo a normas APHA (1993).

En la tabla 7, se presentan los análisis físicos y químicos realizados en los suelos estudiados. El suelo A es de textura franco limosa que presenta una conductividad hidráulica baja. Mientras que el suelo B es un Hapludol típico, de textura areno franco. Esta textura, por su alto contenido en arenas, genera una conductividad hidráulica alta y una humedad equivalente baja.

En cuanto a las características químicas de los suelos podemos apreciar que el pH es neutro en ambos casos. Los valores de conductividad eléctrica son bajos en ambos suelos lo que muestra que no tienen problemas de salinidad.

Tabla 7. Características físico químicas de los suelos en estudio

| Suelo | H Eq (%) | Cond. Hidr. (mm/h) | D ap (g/cm3) | Textura | Saturación (ml/100g suelo) | PH | CE (ds/m) | MO (%) | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | K ⁺ | Na ⁺ | CIC | P (ppm) | Zn (ppm) |
|----------|----------|--------------------|--------------|---------------|----------------------------|-----|-----------|--------|------------------|------------------|----------------|-----------------|------|---------|----------|
| Argiudol | 34.1 | 5.2 | 0.84 | Franco-Limoso | 53.8 | 7.1 | 0.4 | 4.77 | 1.59 | 1.01 | 0.55 | 0.74 | 6.12 | 8.4 | 6.5 |
| Hapludol | 5.7 | 247.5 | 0.97 | Areno-Franco | 29 | 7.1 | 0.1 | 1.85 | 0.92 | 0.93 | 0.56 | 0.5 | 5.26 | 10 | 3.4 |

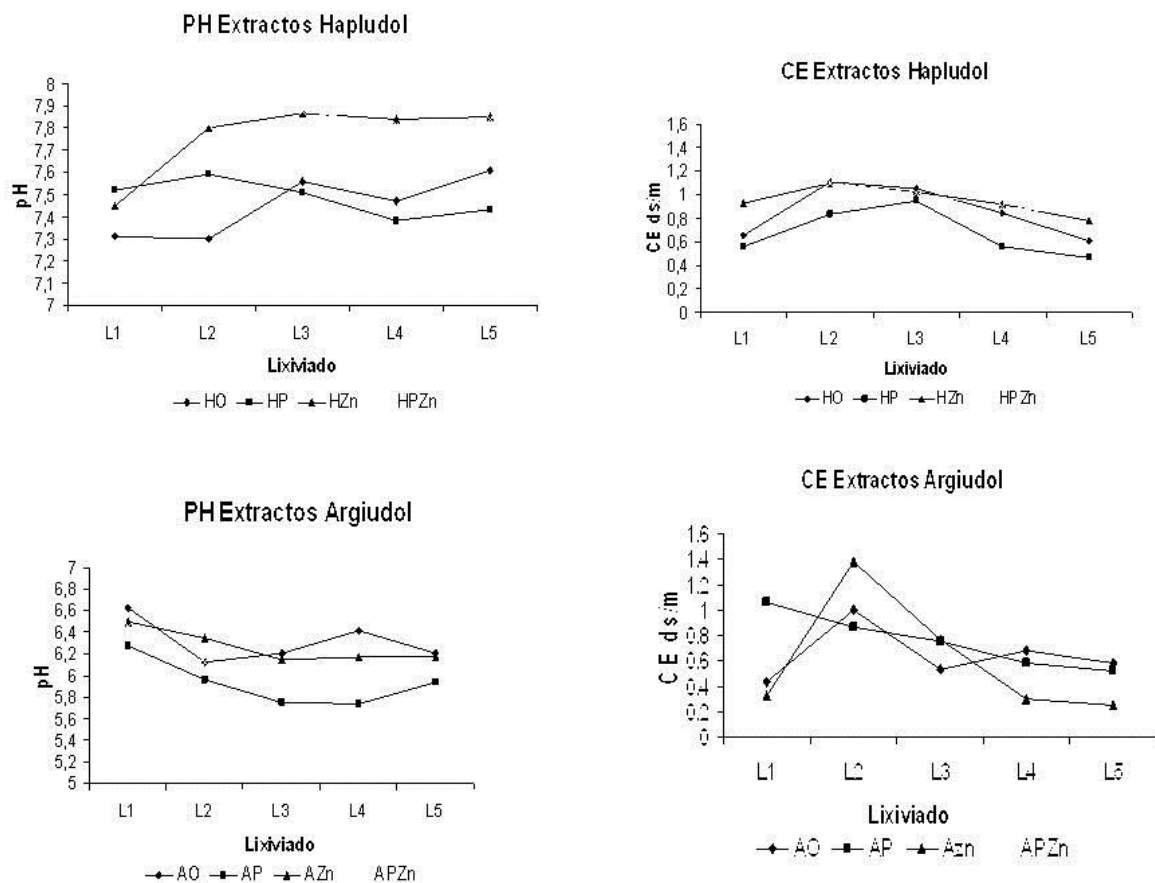


Figura 10. pH y CE del Hapludol.

En el Hapludol, no hay variaciones bruscas de pH en los tratamientos, sino que los valores están todos entre pH 7.3 a 7.8. El pH de los extractos está más alcalinizado con respecto al pH inicial de suelo (7.1). Esta tendencia no coincide con los datos obtenidos por Orihuela et al (2001) quién obtuvo al finalizar los riegos valores de pH similares a los iniciales. Con respecto a la CE, ninguno de los tratamientos y lixiviados muestran valores de salinidad. Para el caso de los valores de pH, hay una leve disminución al final de los lavados (Figura 10). El tratamiento con P es el que obtuvo los valores de pH más bajos, le sigue el tratamiento PZn, Zn y el testigo. Comparando con los valores obtenidos para el Hapludol, en este caso los valores están entre 5.9 y 6.6, mostrando una leve tendencia hacia la acidificación. Esto podría deberse al tipo de sal fosfatada agregada. En el caso de la CE, los valores más bajos se obtuvieron en el tratamiento PZn. En el tratamiento con P, la tendencia es a bajar desde el primer lixiviado hasta el lixiviado 5. En los tratamientos con Zn y en el testigo, hay un aumento en el valor de CE en el lixiviado 2 para luego bajar en los lixiviados sucesivos, llegando a valores similares a los del inicio del ensayo.

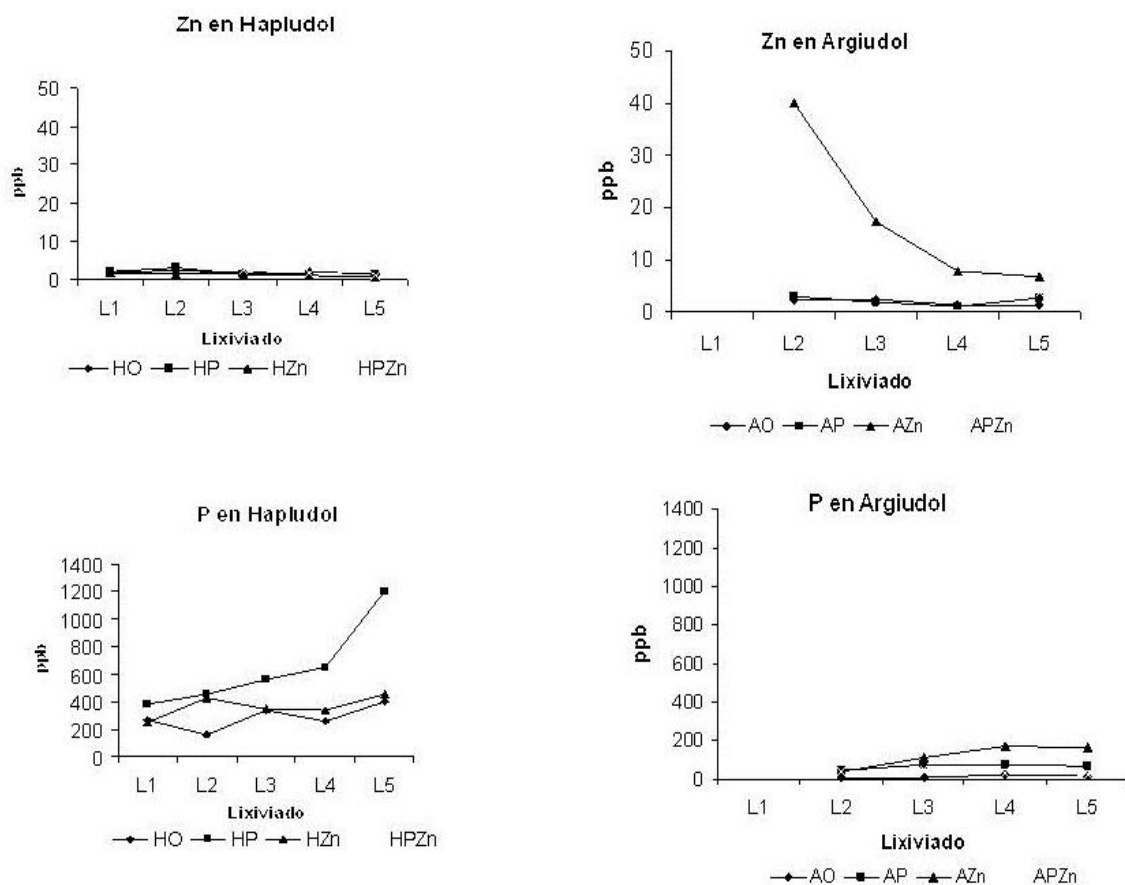


Figura 11. Valores de Zn y P en ambos suelos estudiados.

El Argiudol retiene fuertemente el P por sorción por lo cual no se lixivia o lo hace a menor concentración que en el Hapludol, mientras que en este hay una gran liberación de P en todos los tratamientos y lixiviados. En el Argiudol con el agregado de Zn aumenta la liberación de P a la solución.

Tabla 8. Valores de Zn y P retenidos en los suelos estudiados.

| | H0 | HP | HZn | HPZn |
|-------------------------------------|----------|---------|----------|----------|
| Zn total lixiviado (ug/g) | 0,007454 | 0,00894 | 0,005715 | 0,030655 |
| Zn retenido (%) | 0 | 99,95 | 99,97 | 99,8 |
| | AO | AP | AZn | APZn |
| Zn total lixiviado (ug/g) | 0,0075 | 0,00853 | 0,0719 | 0,04055 |
| Zn retenido (%) | 0 | 99,96 | 99,6 | 99,8 |

| | HO | HP | HZn | HPZn |
|------------------------------------|---------|---------|----------|----------|
| P total lixiviado (ug/g) | 1,34664 | 3,24705 | 1,824445 | 2,404115 |
| P retenido (%) | 0 | 83,77 | 90,88 | 87,9 |
| | AO | AP | AZn | APZn |
| P total lixiviado (ug/g) | 0,05707 | 0,26245 | 0,48606 | 0,17553 |
| P retenido (%) | 0 | 98,7 | 97,6 | 99 |

En el Argiudol el agregado de Zn y PZn libera a la solución mayores niveles de Zn disminuyendo al final del ensayo. En el Hapludol la mayor liberación de Zn soluble se da en el tratamiento PZn hasta el lixiviado 3 luego, la tendencia es similar al resto de los tratamientos.

Conclusiones

Gral. Conesa (Río negro)

Se determinó que la mayoría de los nutrientes se movilizan y lixivian del perfil, en especial el N (entre 200 y 720 kg N/ha), observando lavado total de sulfatos. En el caso del P, se verificó que su concentración en suelo no es afectada por las prácticas de riego. Respecto de los cationes, se verificaron pérdidas promedio de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} y Na^{+} , de 938, 23, 512 y 403 kg/ha, respectivamente.

Trenque Lauquen (Bs. As.)

En suelos Hapludoles del oeste bonaerense una mayor ocupación animal incrementa la carga contaminante que es transportada por el agua de poro, enloma pero no media loma. Lo cual significa que la posición en la topografía presenta interacciones con el tiempo de ocupación que podrían invertir las relaciones establecidas.

Entre los iones presentes en el agua de poro el magnesio es catión más importante seguido por el cloruro como anión acompañante. El hierro y el cinc son los metales componentes minoritarios que aparecen en mayor abundancia en los lixiviados. El total de metales que se lixiviarían en las lomas es de 161 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ en el Corral 1 y 204 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ en el Corral 2. El vanadio es el metal traza más reactivo ya que se encuentra fuertemente asociado a los iones bicarbonato, nitrato, fosfato, potasio, magnesio, arsénico y níquel.

El pH de las aguas es ligera a moderadamente ácido y su contenido en sales aumenta en las lomas y a medida que aumenta el tiempo de ocupación con animales. Bajo estas condiciones se llegarían a lixiviar hasta $8,1 \text{ tn.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$. En el tratamiento testigo, este valor no supera los $500 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$.

La conductividad eléctrica presenta una alta regresión potencial con los aniones y con los cationes ($p < 0.001$), explicando los aniones el 91% de la variabilidad de la CE del agua de poro y el 71% explicado por los cationes.

Debido al balance hídrico actual y estimado para el año 2080, se observó que la mayoría de los elementos no muestra diferencias estadísticamente significativas entre situaciones hídricas.

Escobar

En el Hapludol, el Zn, la mayor lixiviación ocurrió en el tratamiento HPZn. Con respecto al P, la mayor concentración de P en el lixiviado correspondió al tratamiento HP siguiendo en orden de importancia $\text{HPZn} > \text{HZn} > \text{HO}$.

En el Argiudol: El valor de pH de los extractos muestra una leve acidificación desde L1 a L5 correspondiendo el menor valor al AP. Hubo variaciones en la CE de los lixiviados, sin embargo los valores finales son semejantes a los iniciales.

El tratamiento AZn presentó mayores valores de Zn lixiviado seguido por el tratamiento PZn. Las concentraciones disminuyen con los lavados. El tratamiento que más P liberó al agua del suelo fue AZn siguiéndole en orden de importancia el $\text{AP} > \text{PZn} > \text{AO}$.

En los extractos de ambos suelos el tratamiento con menor pH correspondió a P. En ambos no hubo grandes variaciones de este parámetro con los lavados. No hubo grandes variaciones en la CE de ambos suelos aunque el Argiudol presentó mayor variabilidad.

No hubo diferencias en las concentraciones de Zn lixiviado para el tratamiento PZn entre ambos suelos. En el tratamiento Zn hubo una marcada diferencia entre el Argiudol y el Hapludol siendo mayor el lavado en el Argiudol. La concentración de P liberada es mayor en el Hapludol en todos los tratamientos con respecto al Argiudol y los distintos tratamientos no se comportan siguiendo la misma tendencia. Ambos suelos tienen alta capacidad de retención de Zn siendo bajo el riesgo de pasaje de este elemento al agua subterránea. Esto no ocurre con P siendo mayor la posibilidad de movilizarse al agua subterránea en el Hapludol. Hubo mayores pérdidas en el Argiudol que en el Hapludol en cuanto al Zn pero no con respecto a P.

Consideraciones finales

Esta recopilación de trabajos propios sobre el agua de poro demuestra que el suelo es la principal fuente de mineralización de las aguas que ingresan al mismo, por solubilización, desorción e intercambio iónico. Estos iones se mueven y se pierden hacia otras partes del perfil o a las aguas subterráneas. En general existen pérdidas de nutrientes cuando ingresa el agua de lluvia o riego al suelo enriqueciendo el agua de poro de sales, el uso de la tierra impacta de diferente manera la carga de nutrientes y/o contaminantes al agua dependiendo del tipo de suelo. Las pérdidas de nitratos y P son significativas.

El cambio climático al afectar el balance hídrico puede afectar de distinta manera la salinización del agua de poro, aunque a partir de este trabajo no hubo diferencias en la cantidad de elementos movilizados.

Bibliografía

- Andriulo A; Ferreyra C; Sasal C; Rivero ML; Abrego F; Bueno M; Rimatori F; de la Cruz M; Venencio M & Giacosa R. 2000. Nitratos en el agua subterránea del partido de Pergamino. Efecto a largo plazo de la agricultura continua y a corto plazo de la producción intensiva de granos. En: Workshop internacional sobre contaminación de aguas por agroquímicos, Mar del Plata, 12 y 13 de abril.
- APHA – American Public Health Association, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed. AWWA, WPCF Washington, D.C.
- Biglari M; Venhuis M & Nicholson R. V. 2010. Evaluation of the Water Quality Benefits from Encapsulation of Acid-Generating Tailings by Acid-Consuming Tailings. Mend report 2.46.1. ECOMETRIX INCORPORATED.
- FAA.1992, Estadísticas Climatológicas 1982-1990 Bs. As. Comando de Regiones Aéreas. Servicio Meteorológico Nacional.
- Bedmar F; Del Monte A A; Fuscaldo F.O; Perdigon J.A & Costa J.L. 2000. Persistencia y transporte de herbicidas en suelos. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata. En CD.
- Beltran J; Hernández F & Morell I. 1995. b: Estudios de adsorción de plaguicidas en suelos mediante experiencias en batch. Avances en la Investigación en la zona no saturada, Barcelona: 257-268.
- Candela L. & Varela M. 1993. La zona no saturada y la contaminación. Teoría, medición y modelos. CINME, Barcelona, España, 322pp.
- Di Rienzo J.A.; Casanoves F.; Balzarini M.G.; Gonzalez L.; Tablada M. & Robledo C.W. InfoStat versión 2010. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- El Mabrouki K.; J. M. Rodriguez Maroto & J. J. Cruz San Julián. 1999 Estudio de la movilidad del Fosfato a través del suelo: experiencias en discontinuo (Batch) y en columnas. Estudios en la Zona No Saturada del Suelo. Eds. R. Muñoz-Carpena, A. Ritter, C. Tascón. pp 95-100.
- F.A.A.1992, Estadísticas Climatológicas 1982-1990 Bs. As. Comando de Regiones Aéreas. Servicio Meteorológico Nacional.
- Foster S.S.D. and Hirata R. 1988 *Groundwater Pollution Risk Assessment*. Pan American Centre for Sanitary Engineering and Environmental Sciences, Lima, 73 pp.
- García, I. 2005. Vulnerabilidad y autodepuración de los suelos. <http://edafologia.ugr>.
- Gil S.; Herrero A.; Heredia O.; Urricariet S.; Sainato C. & Saucedo MC. 2010. Evaluación de nitrógeno y fósforo en corrales de engorde según componentes alimento, animal y suelo. Revista Argentina e producción animal Vol. 30 sup. 1: 109-158.
- Guimera J., 1993. Metodología de estudio de la contaminación de acuíferos por Nitratos. Aplicación al acuífero del Maresme. En Candela y Varela: La Zona No Saturada y la Contaminación de las Aguas Subterráneas. CINME, Barcelona, España, 322 pp.
- Heredia O. S. 2005. Relación entre los procesos de la Zona No Saturada y la composición del agua subterránea. Defendida el 12 de diciembre 2005, Escuela para graduados-FCVUBA, calificación: Sobresaliente. 333pp.
- Heredia OS. 2013. Metales traza en el agua de poro de suelo bajo producción intensiva de bovinos de carne. AUGMDOMUS. Vol 5: 64-89.
- Heredia Olga S.; Marquez J.J.; Urricariet S. & Mengoni Hernán. 2009. Distribución de fósforo, azufre y nitratos en Hapludoles bajo feedlot en Trenque Lauquen, BS. AS. En Avances en Ingeniería Rural 2007-2009 N. Di Leo, S. Montico, G. Nardón: 546-551
- Heredia OS.; L.Paupy & A. Fernández Cirelli. 2010. Evolución de los contenidos de P y Zn en el agua de poro de un Hapludol y un Argiudol. Libro de resúmenes del XXII congreso Argentino de la Ciencia del Suelo: 284
- Hurtado, R.; Fernández Long M.E.; Barberis, G. & Bombelli, E. 1996. Balance hidrológico climático con coeficientes de cultivo. BALUBA, versión 1.0. Cátedra de Climatología y Fenología Agrícola, FAUBA.
- Kanfi, Y., Ronen, D. & Magaritz, M. (1983) Nitrate trends in the Coastal Plain of Israel. J. Hydrol. 66, 331-341.
- Miretzky P.; Munoz C. & Carrillo – Chavez A. 2006. Experimental Zn (II) retention in a sandy loam soil by very small columns.
- Orihuela, D.L., Hernández, J.C., Romero E., González A., 2001. Lixiviación de formas solubles de Ca^{2+} , K^+ y PO_4^{2-} y su relación con la CE y el pH en condiciones experimentales (HUELVA-ESPAÑA). <http://www.unavarra.es/directo/congresos/apoyo/jzns/6.pdf>
- Plassard F.; Waniarski T. & Petit – Ramel M. 2000. Retention and distribution of three heavy metals in carbonated soil: comparison between batch and unsaturated column studies. J. Contam. Hydrol. 42, 99 – 111.
- Pucci A.A.; Jr. Szabo; Zoltan & Owens, J.P., 1997, Variations in pore-water quality, mineralogy, and sediment texture of clay-silts in the lower Miocene Kirkwood Formation, Atlantic City, N.J.: Scientific Proceedings, Ocean Drilling Program, Leg 150X, p. 317-341. [Available on the World Wide Web at URL http://www-odp.tamu.edu/publications/150X_SR/24X_CHP.PDF]
- Quintana Martínez, E. C. 2007. Comportamiento de la contaminación por Plomo, Níquel, Vanadio, Arsénico, Cromo y Hierro en la cuenca del Río Conchos. Tesis doctoral. Facultad de Zootecnia de Chihuahua de la Universidad Autónoma de Chihuahua, México.
- Smith & Martín, 1993. CROPWAT. Programa de Ordenador Para Planificar y Manejar Riego. Estudios FAO - Riego y Drenaje 46. pp. 133. Roma, Italia.
- UNESCO 1998. Soil and Groundwater pollution from agricultural activities. IHP-V Project 3.5, Technical Documents in Hydrology N° 19. UNESCO, Paris.