

El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana

ESTEBAN G JOBBÁGY ✉, MARCELO D NOSETTO, CELINA S SANTONI & GERMÁN BALDI

Grupo de Estudios Ambientales, IMASL - Universidad Nacional de San Luis y CONICET, San Luis, Argentina.

RESUMEN. En regiones sedimentarias como la llanura Chaco-Pampeana, caracterizadas por una muy escasa pendiente regional (<0.1%), las redes de evacuación de agua superficial y sales hacia el océano son pobres y los excesos hídricos se traducen, con frecuencia, en inundaciones y redistribución local de sales. Sobre la base de la experiencia local y global revisamos los riesgos, desafíos e incertidumbres que plantean dos transformaciones de la vegetación, el reemplazo de bosques secos por agricultura y la conversión de pastizales a plantaciones forestales, sobre la regulación hidrológica y la salinización de aguas y suelos de llanuras. La evidencia de bosques secos de Australia, África y Norteamérica, similares a los del Espinal y Chaco de Argentina, sugiere que su reemplazo masivo por cultivos de secano causa ascensos de napas y transporte de sales a la superficie. Estos bosques utilizan exhaustivamente la precipitación, reducen de forma drástica la recarga de la napa, son capaces de acumular, a lo largo de milenios, sales de origen atmosférico y derivadas de la meteorización en los suelos, y mantienen niveles freáticos profundos. El ingreso de la agricultura aumenta el drenaje profundo, seguido por ascensos graduales en el nivel freático y una fuerte movilización de sales disueltas, lo que afecta la fertilidad de los suelos cuando los niveles freáticos y las sales movilizadas alcanzan la superficie. En el Espinal argentino verificamos bajo bosques secos la nula recarga y el almacenamiento de sales en la zona no saturada de los suelos (0.25 a 7 kg Cl⁻/m² de 0 a 6 m de profundidad), y el lavado de esas sales luego del uso agrícola. Este proceso podría explicar la inundación y salinización observadas en el Chaco y el Espinal. A diferencia de los ambientes de bosques secos, los niveles freáticos en los pastizales subhúmedos suelen estar cerca de la superficie, y las napas redistribuyen las sales hacia las zonas topográficamente bajas del paisaje. En estos pastizales, los cambios en el balance hídrico que acompañan al establecimiento de plantaciones forestales alteran la dinámica de las napas freáticas, debido al mayor consumo de estas plantaciones. Esto genera un intenso proceso de salinización de aguas y suelos. Este impacto negativo ocurre en climas subhúmedos, donde las forestaciones pueden revertir el flujo neto hacia las napas, en sedimentos de texturas medias a gruesas (capaces de mantener un buen abastecimiento de agua) hacia las masas forestales, y donde las especies forestales toleran en particular la salinización. En un relieve extremadamente plano como el de la llanura Chaco-Pampeana, los cambios en el uso de la tierra afectarían en forma intensa y difícil de anticipar el transporte vertical y horizontal de agua subterránea y sales. Esta vulnerabilidad hidrológica exige comprender y manejar los ciclos del agua y las sales desde una perspectiva ecohidrológica y plantea el desafío de desarrollar una "agronomía del agua" capaz de contribuir a la regulación de los niveles freáticos a través del manejo de los ecosistemas naturales y cultivados.

[Palabras clave: bosque chaqueño, expansión agrícola, forestación, pastizal pampeano, regulación hidrológica, salinización, uso de la tierra]

ABSTRACT. The ecohydrological challenge of woody-herbaceous transitions in the Chaco-Pampas plains: In sedimentary regions like the Chaco-Pampa plains, characterized by a very low regional topographic gradient (<0.1%), the networks of surface water and salt evacuation towards the ocean

✉ Grupo de Estudios Ambientales, IMASL - Univ. Nacional de San Luis y CONICET. Av. Ejército de los Andes 950, (5700) San Luis, Argentina. jobbagy@unsl.edu.ar

Recibido: 27 de mayo de 2008; Fin de arbitraje: 5 de agosto de 2008; Revisión recibida: 21 de agosto de 2008; Aceptado: 24 de septiembre de 2008

are poor and water excesses often translate into flooding and salt redistribution. Based on local and global experience we review the risks, challenges, and uncertainties opened by two vegetation transformations, dry forest replacement by agriculture and the conversion of grasslands to tree plantations, on the hydrological regulation and soil and water salinization of flat sedimentary landscapes. Evidence from dry forests, similar to those of the Espinal and Chaco, in Australia, Africa and North America suggests that their massive replacement by dryland crops causes water table level raises and salt transport towards the surface. These forests use precipitation inputs exhaustively, generating negligible deep drainage fluxes, being able to accumulate salts of atmospheric origin and those derived from rock weathering within their soils for millennia, and maintaining deep groundwater levels. The establishment of dryland agriculture generates strong deep drainage increases followed by gradual raises of groundwater level and the mobilization of salts that end affecting soil fertility at the regional scale after many decades, when water tables and the mobilized salts reach the surface. In the Espinal of Argentina we verified the negligible recharge typical of other dry forests and the storage of salts in the vadose zone (0.25 to 7 kg Cl⁻/m² from 0 to 6 m of depth) and their leaching following agricultural use of these lands. This process may be related to the flooding and salinization phenomena observed in the Chaco and Espinal. In subhumid grasslands, like those in the Pampas, water table levels are naturally close to the surface and groundwater redistributes salts towards the lowest landscape positions. The localized water balance shifts, imposed by tree plantations established in these grasslands alter groundwater dynamics through its consumption generating an intense water and soil salinization process. This negative impact takes place under subhumid climates where tree plantations are able to switch the net water flux between ecosystems and groundwater, and under mid to coarse textured sediments, capable of maintaining a good supply of water towards the afforested stands. Salinization increases when the tolerance of tree species is higher. The regional topography of the Chaco-Pampa plains would lead towards a strong effect of land use changes on vertical and horizontal groundwater and intense salt transport in an intense and hard to anticipate way. This hydrological vulnerability requires a better understanding and management of the water and salt cycles from an ecohydrological perspective and possess the challenge of developing an "agronomy of water" capable to contribute to the regulation of water table levels through management of both natural and cultivated ecosystems.

[Keywords: Chaco forest, agricultural expansion, afforestation, Pampa grassland, hydrological regulation, salinization, land use]

INTRODUCCIÓN

El agua que circula a través de los ecosistemas es uno de los determinantes principales de su funcionamiento y producción y es, a la vez, su nexa con los sistemas hidrológicos. En las llanuras sedimentarias, este nexa puede ser recíproco, y existiendo la posibilidad de intercambio mutuo de agua y sales entre ecosistemas terrestres y napas freáticas cercanas a la superficie (Ridolfi et al. 2006; Jobbágy & Jackson 2007). En este trabajo se plantea la relación entre los cambios en la vegetación y los cambios en la hidrología, en el contexto de algunas de las transformaciones más extremas de la cobertura de la tierra en la llanura Chaco-Pampeana. Sobre la base de experiencia local y global se discuten riesgos, desafíos e incertidumbres relacionados con el efecto de

estas transformaciones sobre los sistemas hidrológicos y, a través de estos sistemas, sobre la aptitud productiva de las tierras.

El balance hidrológico de un ecosistema terrestre se compone de la partición de la precipitación incidente en: a) vapor en forma de transpiración vegetal, evaporación del suelo e intercepción del canopeo (evapotranspiración), y b) líquido en forma de escurrimiento superficial y drenaje profundo (rendimiento hídrico). Este balance está muy influenciado por la vegetación, y controla -junto con el clima- el abastecimiento de cursos superficiales y de acuíferos subterráneos. El resultado de este balance influye de manera importante sobre servicios ecosistémicos tales como la provisión de agua para consumo humano, la alimentación de sistemas de energía hidroeléctrica y la regulación de inundaciones. De forma recípro-

ca, el sistema hidrológico puede influenciar el funcionamiento de los ecosistemas. Por ejemplo, puede deteriorar su productividad cuando las napas inundan el terreno, o lavar sales que se acumulan en el suelo o, por el contrario, puede aumentar su productividad cuando las napas suplementan los aportes insuficientes de las lluvias ¿En qué medida estas relaciones ecohidrológicas influyen los servicios ambientales de los agroecosistemas? ¿Cómo cambian estas relaciones a medida que se reemplazan ecosistemas naturales por cultivados?

Las preguntas anteriores cobran especial importancia en planicies sedimentarias, donde las redes de evacuación de agua y solutos son incipientes y de muy baja pendiente y, por ello, son capaces de traducir con facilidad los excesos hídricos en procesos de inundación y salinización (Toth 1999). La vulnerabilidad hidrológica de las llanuras ante cambios en el uso de la tierra es aún mayor bajo climas semiáridos a subhúmedos, en los que los rendimientos hídricos son bajos y la acumulación de sales es alta. En estas condiciones, la evapotranspiración es el principal componente de pérdidas del balance de agua. Su complemento, el rendimiento hídrico, es una fracción pequeña que puede variar en un orden de magnitud, o más, ante cambios sutiles en la evapotranspiración, lo cual afecta de manera muy fuerte la cantidad de agua líquida que circula por el paisaje (Wilcox et al. 2003). Por otra parte, la acumulación elevada de sales en las llanuras semiáridas a subhúmedas plantea el riesgo de su redistribución vertical y horizontal, lo que puede afectar en pocos años o décadas la calidad de los suelos y las aguas (Sapanov 2000; Schofield et al. 2001; Jobbágy & Jackson 2004; Noretto et al. 2007).

La llanura Chaco-Pampeana representa una de las áreas sedimentarias de clima subhúmedo a semiárido más planas del planeta, ya que posee una fracción muy grande del territorio con pendientes menores a 0.1% (Figura 1). Esta llanura es más plana aún que la mayor parte de las Grandes Planicies del medio-oeste de Estados Unidos, o que las llanuras de Europa occidental. La llanura Chaco-Pampeana (incluyendo el Pantanal

en Brasil) presenta situaciones topográficas y de balance hídrico similares en los Llanos Venezolanos, en las planicies del Atlántico y del Golfo de México (EE.UU.), en las praderas de Manitoba y Saskatchewan (Canadá), en el extremo oriental de Europa (desde Hungría a Bielorrusia), en el oeste de Siberia (Rusia, Kazajistán), en el Sahel (desde Senegal hasta Sudán), en el Kalahari (Angola, Bostwana y Namibia), y en el este de Australia. A estas situaciones se suman los valles fluviales de grandes ríos como el Mississippi (EE.UU.), el río Zambezi (Angola, Bostwana y Zambia), el Indo-Ganges (India y Pakistán), y el Amarillo, Yangtze y Nenjiang (China).

Los cambios de vegetación y, en particular, las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos, pueden alterar de manera significativa el balance de agua y el flujo de sales de los ecosistemas. Los bosques y las plantaciones forestales tienen mayor capacidad transpirativa que los pastizales y los cultivos herbáceos. Ello está dado por sus mayores superficies foliares, por la rugosidad de los canopeos, y por sus sistemas radicales, generalmente más profundos (Kelliher et al. 1993; Canadell et al. 1996; Calder 1998; Jackson 1999; Schenk & Jackson 2002). Estas diferencias a menudo afectan las tasas de evapotranspiración (Kelliher et al. 1993; Zhang et al. 2001; Noretto et al. 2005), el contenido de humedad del suelo (Calder et al. 1993, 1997) y el flujo de agua hacia napas y cursos superficiales (Le Maitre et al. 1999; Farley et al. 2005). Por otro lado, y dada la estrecha relación entre la dinámica del agua y de las sales, estas alteraciones hidrológicas pueden también modificar los patrones de acumulación y distribución de sales desde la escala de parcela a paisaje (Noretto et al. 2008). Entre las múltiples transformaciones del uso de la tierra que ha experimentado la llanura Chaco-Pampeana en las últimas tres décadas se cuentan los reemplazos de vegetación herbácea vs. leñosa, que han tenido lugar en forma recíproca. Por un lado, en focos de gran escala (>1000 km²) distribuidos en el Chaco y el Espinal, los cultivos anuales reemplazan velozmente a la vegetación natural de los bosques semiáridos y subhúmedos (Zak et al. 2004; Paruelo et al. 2005; Grau et al. 2008). Por otro lado, en focos de menor extensión

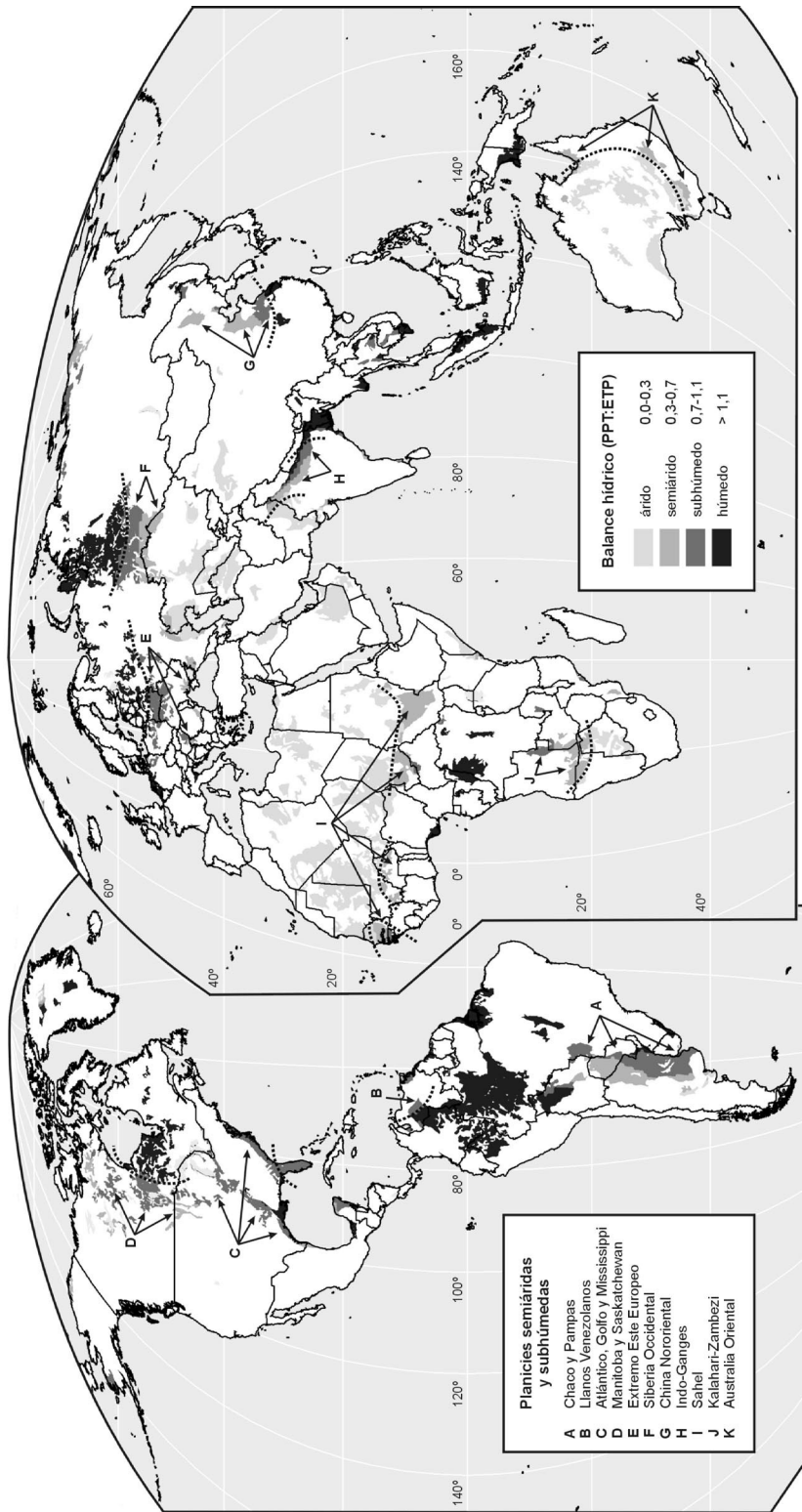


Figura 1. Grandes áreas de relieve muy plano en el mundo según su balance hídrico. Se delimitaron todas las áreas con pendiente igual o inferior al 0.1% a partir del modelo de elevación digital SRTM (USGS 2004), con una resolución espacial de 8 km. Se destacan en el mapa sólo aquellos sectores de más de 10000 km² y se caracteriza el balance hídrico climático como el cociente entre la precipitación (PPT) y la evapotranspiración potencial (ETP) según el método de Penman Monteith (Allen et al. 2004) sobre la base de datos "CRU" (New et al. 2002).

Figure 1. Large areas with very flat topography according to their water balance. All areas with regional slopes of 0.1% or less were identified with the aid of the SRTM digital elevation model (USGS 2004) with a spatial resolution of 8 km. The map highlights flat areas of >10000 km² and characterizes their water balance as the ratio between precipitation (PPT) and potential evapotranspiration (ETP) based on the Penman-Monteith method (Allen et al. 2004) using the "CRU" database (New et al. 2002).

(<10 km²), inicialmente ocupados por pastizales naturales subhúmedos y húmedos, se han establecido plantaciones forestales de eucalip-tos y pinos de rápido crecimiento (Jobbágy & Jackson 2007). Aquí exploramos las evidencias e interrogantes más importantes respecto a las consecuencias ecohidrológicas de estas transformaciones de la vegetación. Sobre la base de trabajos locales y globales revisamos los cambios en el rendimiento hidrológico y el intercambio de agua y sales entre napas y ecosistemas para áreas de: a) bosques semiáridos y subhúmedos sujetos a deforestación y establecimiento de cultivos anuales, y b) pastizales subhúmedos y húmedos reemplazados por plantaciones forestales.

AGRICULTURA EN BOSQUES SECOS: EXCESOS HÍDRICOS Y SALINIZACIÓN REGIONAL

La evidencia de bosques secos (fisonómica y ambientalmente similares a los del Chaco y Espinal argentino), cuya vegetación natural ha sido reemplazada masivamente por cultivos de secano, muestra fuertes cambios hidrológicos asociados al avance de la agricultura. Estos cambios se caracterizan por ascensos lentos pero continuos de los niveles freáticos y por la salinización de las aguas subterráneas. Tras su afloramiento en superficie, también se salinizan los suelos (Scanlon et al. 2006) (Figura 2). Los casos más significativos y estudiados se ubican en las llanuras del oeste y sudeste australiano (George et al. 1997), en las planicies semiáridas del Sahel (Leduc et al. 2001; Leblanc et al. 2008), y en el suroeste de las grandes planicies de Norteamérica (Scanlon et al. 2005). Por lo general, los bosques secos de llanura utilizan de manera exhaustiva los aportes de la precipitación, y así generan flujos de drenaje profundo muy bajos, escurrimiento superficial escaso y, por lo tanto, rendimientos hídricos que representan de 0.1 a 5% de la precipitación recibida (Scanlon et al. 2005). Como resultado, en la mayoría de estos bosques se observan perfiles de suelo-sedimento desprovistos de humedad y cargados de una gran cantidad de sales en profundidad (2 a 10 m por debajo de la superficie) (Cook et al. 1989; Edmunds & Gaye

1994; Scanlon et al. 2006). El escaso drenaje profundo lleva a estos sistemas a acumular durante milenios la diluida pero continua carga de solutos aportados por la atmósfera, a través de la precipitación y la deposición seca (Scanlon et al. 2005). Estos solutos, sumados a los producidos por la meteorización de las rocas, son transportados hacia el límite inferior de la zona de actividad de raíces, en donde el consumo total de la humedad impide su posterior lavado y genera su acumulación que puede alcanzar niveles de más de 50 kg/m² (Cook et al. 1989). Esta acumulación de sales puede ser tan antigua como los sedimentos que la hospedan, o haberse iniciado tras el pasaje de paleoclimas más húmedos a climas actuales más secos (Tyler et al. 1996).

El reemplazo de los bosques secos por cultivos altera estas propiedades hidrológicas y reduce los niveles de evapotranspiración. Estas reducciones sutiles generan fuertes aumentos en el rendimiento hídrico al aumentar el drenaje profundo y/o el escurrimiento superficial (Cook et al. 1989; Scanlon et al. 2006). En paisajes planos, este cambio produce una creciente recarga del agua subterránea y ascensos graduales del nivel freático (George et al. 1997) (Figura 2). En el oeste y sudeste de Australia (Figura 1), el avance de la agricultura de secano sobre bosques secos fue iniciado más de un siglo atrás y sus efectos sobre la hidrología, la productividad agrícola y la sociedad en general han mostrado aristas muy negativas (George et al. 1997). Allí, el drenaje profundo creciente ha arrastrado las sales acumuladas durante milenios en la zona no saturada del perfil hacia la zona saturada y los acuíferos. Al alcanzar la superficie de los suelos, varias décadas más tarde, las napas han transportado las sales y desencadenado una intensa salinización de suelos. Incluso las áreas no deforestadas fueron afectadas ya que el ascenso de napas es generalizado y muchas especies nativas, no adaptadas a la nueva situación de anegamiento y salinidad superficial, no lograron sobrevivir. Australia ha perdido 60000 km² de tierras agrícolas como resultado de este proceso; esta superficie amenaza con triplicarse y alcanzar un área equivalente a toda la República del Uruguay para el año 2050 (NLWRA 2001).

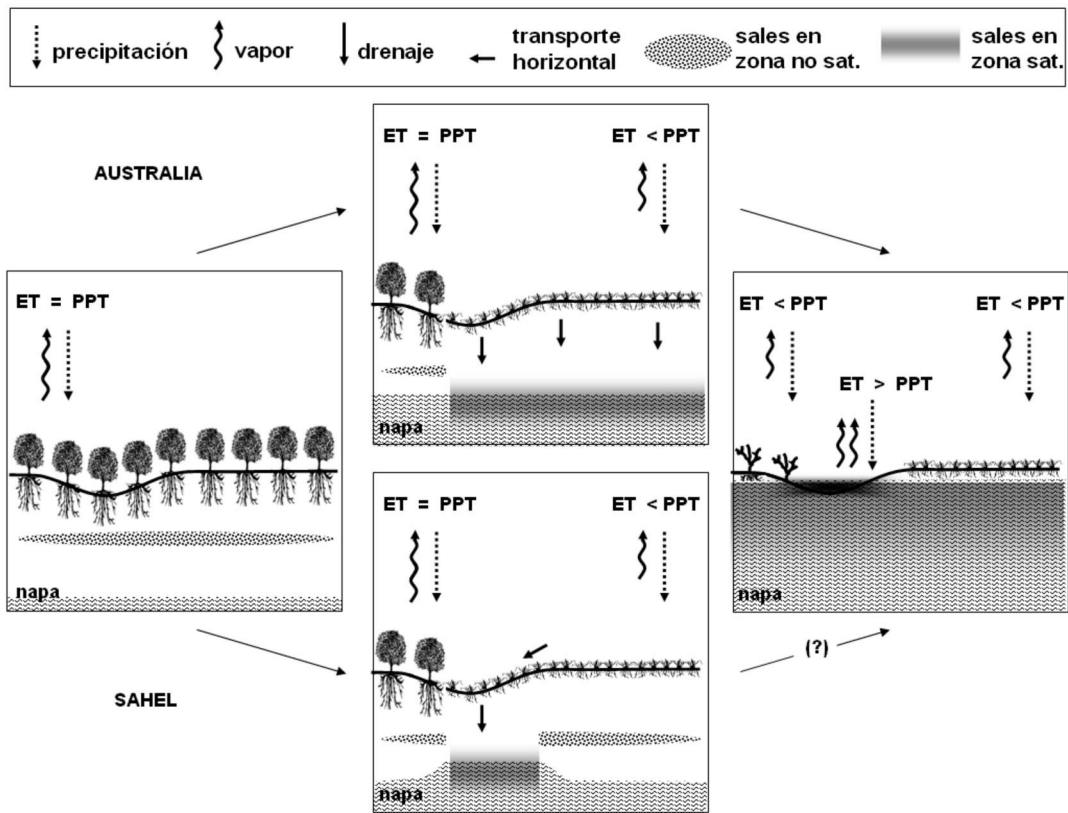


Figura 2. Componentes del balance hidrológico y salinización de tierras de secano o “dryland salinity”. La vegetación natural, dominada por árboles y arbustos de raíces profundas, evapotranspira (ET) la totalidad del agua aportada por las lluvias (PPT), manteniendo flujos de drenaje profundo muy bajos y localizados. Las sales (atmosféricas y litosféricas) se acumulan durante milenios y están desacopladas de las subyacentes. En Australia (trayecto superior), el ingreso de cultivos anuales baja la evapotranspiración y aumenta el drenaje profundo. La recarga más intensa y homogénea moviliza sales hacia la napa. Las napas ascienden y permiten evacuar los excesos hídricos (evaporación directa de suelo y charcos). Este flujo vehiculiza sales hacia el suelo y lo deteriora. En el Sahel (trayecto inferior) los cultivos favorecen el escurrimiento y la recarga focalizada en zonas bajas. Si bien el aumento inicial de la recarga no implica un transporte masivo de sales, en etapas más avanzadas los niveles freáticos podrían alcanzar la zona de acumulación de sales no saturada transportándolas hacia la superficie.

Figure 2. Water balance components and dryland salinity. Natural vegetation, dominated by deep rooted trees and shrubs, evapotranspires (ET) all the water inputs from precipitation (PPT), maintaining a very low and localized deep drainage flux. Salts (atmospheric and litospheric) are accumulated over millennia and are decoupled from the underlying phreatic zone. In Australia (upper trajectory) the onset of cultivation diminishes evapotranspiration and increases deep drainage. A more intense and homogeneous recharge mobilizes salts towards groundwater. Water tables go up and allow water excess evacuation (direct evaporation from soils and ponds). This flux transports salts to the soil, deteriorating it. In the Sahel (lower trajectory) cultivation favours run-off and focused recharge in lowlands. Although the initial recharge increase does not trigger massive salt transport, in further stages water tables can reach the salt accumulation zone and move solutes towards the surface.

Del mismo modo, en los bosques secos del Sahel semiárido, el avance de los cultivos de secano también ha sido asociado con alteraciones hidrológicas subterráneas (Figura 1). En este caso, las caídas en la evapotranspiración han resultado principalmente en aumentos de escorrentía y posterior recarga de acuíferos por drenaje profundo desde zonas bajas del paisaje (Figura 2). Se registraron ascensos de napas de 0.4 m/año en el último medio siglo (Leduc et al. 2001). En este caso, la recarga focalizada en depresiones del paisaje parece haber evitado el transporte masivo de sales de la zona vadosa hacia el acuífero (Leduc et al. 2001), pero las sales podrían incorporarse al agua freática si la napa sigue ascendiendo. Un proceso equivalente al mencionado para Australia ha sido documentado en las planicies arbustivas del noroeste de Texas y Nueva México, tras su conversión a cultivo de secano (Scanlon et al. 2005). Es interesante destacar que, en este caso, el proceso parece haberse atenuado parcialmente por la expansión posterior de sistemas de riego por pivote central abastecidos con agua subterránea. En las áreas de esta región, en las que predomina la agricultura irrigada, se observa en la actualidad descenso de las napas. En cambio, en aquellas en las que aún predomina la agricultura de secano se observa ascenso de las napas, si bien en ambos casos las napas han aumentado ligeramente su salinidad (Scanlon et al. 2005). Este patrón plantea una posible sinergia en la que el riego retrasaría el efecto deletéreo del ascenso de las napas a la superficie, mientras que la agricultura de secano favorecería el reabastecimiento del acuífero. Una comprensión más cuantitativa del intercambio de agua y sales bajo ambos tipos de agricultura permitiría diseñar paisajes que minimicen los riesgos de alcanzar cualquiera de las dos situaciones extremas. En las tres regiones del mundo descritas hasta aquí, los ascensos freáticos tuvieron lugar bajo regímenes de precipitación relativamente constantes o decrecientes. Este hecho apoya la idea de que el cambio en el uso de la tierra y no el del clima es la causa principal de los ascensos freáticos.

En la llanura Chaco-Pampeana, los análisis satelitales indican una caída de la actividad fotosintética (directamente ligada a la trans-

piración) en focos de bosques secos del Chaco (Salta, Santiago del Estero, Santa Fe) que han sido intensamente reemplazados por cultivos durante los últimos veinte años (Pavelo et al. 2005). Ello apoya la posibilidad de ascensos freáticos asociados a la agriculturalización. Puede especularse que estos cambios funcionales son acompañados por una disminución simultánea en la evapotranspiración, por aumentos del rendimiento hídrico y por problemas de ascensos de napas y salinización. Esto repetiría localmente el problema de deterioro de tierras agrícolas y ecosistemas naturales que experimentaron grandes áreas de Australia y el Sahel. Un factor que dificulta el análisis de la situación hidrológica de los bosques secos del sur de Sudamérica ante el avance agrícola, es el simultáneo aumento de las precipitaciones que viene acompañando el proceso en una gran fracción del territorio (Barros et al. 2008). Esto lleva a que, ante ascensos de napas o aumentos de caudal, pobladores, productores y científicos identifiquen a la variación climática como causa directa de estas manifestaciones hidrológicas e ignoren el posible papel de la vegetación. Sugerimos, como hipótesis guía, que el avance de la agricultura en la región, al igual que en áreas ecológicamente similares del mundo, juega un papel preponderante sobre los cambios hidrológicos. Si bien el mismo es potenciado por el aumento de las precipitaciones, puede mantenerse aún cuando éstas se retrotraigan a valores típicos de épocas más secas. Consideramos que las evidencias que se presentan a continuación, aún siendo escasas y fragmentarias, apoyan esta hipótesis y apuntan a la necesidad urgente de comprender más profundamente el impacto hidrológico del acelerado avance agrícola actual.

Un caso que merece atención en el contexto del avance agrícola en el Chaco y Espinal de Argentina es el veloz ascenso del nivel de la laguna Mar Chiquita en Córdoba (5 m en 30 años). La cuenca endorreica que abastece a esta gran laguna involucra principalmente áreas de bosque chaqueño en Salta, Tucumán, Santiago del Estero y Córdoba, muchas de las cuales fueron ocupadas por agricultura de secano durante el último siglo (Piovano et al. 2004). La Información paleoambiental,

obtenida a partir de mediciones isotópicas en sedimentos de la laguna, sugiere que los aumentos de nivel de las últimas décadas no han tenido precedentes durante los últimos dos siglos y medio. Esto puede ser el resultado del novel disturbio impuesto por la agricultura (Piovano et al. 2004). Además de este caso, existen para el Gran Chaco informes aislados documentando fuertes ascensos de napas y en algunos casos salinización superficial, en algunos de los primeros sectores de bosques que se reemplazaron por sistemas agrícolas. Se destacan los ascensos de napas descriptos para el área de Roque Sáenz Peña (Chaco) y Ceres (Santiago del Estero-Santa Fe) (Fuentes Godó 1987) y para áreas ocupadas por muchas décadas por colonias agrícolas en el oeste paraguayo (Nitsch 1995; Nitsch et al. 1998; Mitloehner & Koepp 2007).

Algunas observaciones a nivel de stand en bosques secos de San Luis muestran un drenaje profundo contrastante debajo de bosques secos y cultivos anuales de secano, y revelan la existencia de una alta cantidad de sales (almacenadas bajo la vegetación natural) que se lixivia en parcelas agrícolas (Santoni et al. 2008). A partir de perfiles profundos de suelo (6 a 8 m) en stands adyacentes de bosques de caldén y cultivos anuales, se caracterizó la distribución de sales de origen atmosférico en una región de sedimentos eólicos que recibe 400-600 mm/año de precipitación. Las mediciones se focalizaron en el cloruro de origen atmosférico, ya que este ión es muy escaso en los minerales primarios del suelo y es de relativamente bajo consumo y reciclado por la vegetación (Jobbágy & Jackson 2003). La abundancia de cloruro y la escasa humedad del suelo por debajo de los 2-3 m de profundidad indicaron que las parcelas de bosques secos han mantenido un drenaje profundo nulo hasta el presente. Ello fue así a pesar de los aumentos en la lluvia (30% en el último siglo para la zona). Por el contrario, los suelos en las parcelas agrícolas carecían de sales en profundidad y se encontraban cerca de niveles de capacidad de campo (máxima cantidad de agua que puede almacenar el suelo) (Santoni et al. 2008). Dependiendo de la textura de los suelos, estos bosques secos albergaban entre 0.25 y 7 kg/m² de sales (mayor almacenamien-

to en suelos de granulometría más fina). Si bien en esta región la acumulación de sales es un orden de magnitud menor que la registrada en las situaciones más extremas de los bosques secos de Australia (Cook et al. 1989), debe reconocerse que sus sedimentos son más jóvenes (<25000 años, Tripaldi & Forman 2007) por lo que han experimentando un período de acumulación de sales atmosféricas más corto. Las cantidades acumuladas, sin embargo, alcanzaron para causar problemas de salinización de aguas, en caso de ser transportadas hasta las napas freáticas. En algunos sectores vecinos a la zona de estudio (inmediaciones de Villa Mercedes y Juan Jorba, San Luis) se observaron ascensos freáticos de hasta una decena de metros en las últimas tres décadas y, en algunos casos, afloramientos superficiales de aguas subterráneas con alta salinidad. Las observaciones planteadas apoyan la idea de que los aumentos en las precipitaciones en los bosques secos de la llanura Chaco-Pampeana no han modificado la recarga hidrológica 'per se', pero sí lo han hecho en concierto con el avance de la agricultura. La pobre red de escurrimiento superficial de la mayor parte del Chaco y el Espinal y la presencia de suelos que naturalmente albergan un gran contenido de sales en la zona no saturada permiten suponer un alto riesgo de deterioro de la productividad agrícola y una mayor recurrencia de las inundaciones ante ascensos regionales de napas. Es necesario reconocer el papel que los cambios vertiginosos actuales en el uso de la tierra pueden jugar sobre este proceso, y reconocer los problemas (ascenso de napas y salinización) y oportunidades (sinergia riego-secano) que podrían acompañarlos.

¿Qué atributos ecológicos de los bosques secos permiten el uso exhaustivo de la precipitación? ¿Cuál o cuáles de estos atributos se pierden en los sistemas agrícolas que los reemplazan? Estas preguntas deberían guiar la búsqueda de los mecanismos responsables y de las soluciones posibles, ante el aumento del rendimiento hídrico y la salinización asociada que se produce en áreas de bosques secos sujetas a cultivo de varios continentes. Tres atributos importantes diferencian a los bosques secos de los cultivos más comunes

de secano: raíces más profundas, hábito de crecimiento perenne y mayor diversidad de especies. Los sistemas radicales profundos de las especies leñosas (Schenk & Jackson 2002) pueden permitir a los bosques aprovechar pulsos de precipitación inusualmente grandes, que escaparían del alcance de las raíces más superficiales de las especies cultivadas. La acumulación en el largo plazo de este tipo de pulsos, incompletamente aprovechados por los cultivos, promovería la generación de flujos de drenaje profundo y la recarga hidrológica. Estos cambios se suprimirían en los bosques, pues el hábito perenne evitaría el desacople entre ingresos de agua a los perfiles y su consumo por las plantas. Es común observar cómo comienzan a brotar muchas especies leñosas del Espinal y el Chaco (aún antes del inicio de la estación estival de lluvias), aprovechando el agua almacenada en la profundidad del perfil. Por el contrario, los cultivos de secano de zonas semiáridas suelen establecerse recién después que las primeras lluvias de la estación húmeda humedecen el suelo y permiten la siembra, lo que sucede en verano-otoño en el caso de gran parte del Chaco y Espinal. En general, el éxito de estos cultivos se asocia a buenas estrategias de almacenamiento del agua en el perfil durante el período libre de cultivo (barbecho), lo que puede llevar a que una fracción del agua almacenada se pierda por drenaje profundo. Finalmente, la diversidad de los sistemas naturales podría asegurar la coexistencia de tipos funcionales de plantas con distintos nichos hídricos capaces de complementar el uso de agua en distintos tiempos, zonas del perfil y niveles de disponibilidad (potencial agua), coexistencia que se pierde en cultivos monoespecíficos. El diseño de sistemas de cultivo que incorporen ciclos de pasturas perennes de raíces profundas (e.g., alfalfa), o periodos de uso forestal de la tierra, podría reducir el flujo de drenaje profundo (Ridley et al. 2001). Por otra parte, los manejos que favorezcan una buena infiltración evitarían el escurrimiento superficial y la posibilidad de ascensos de napa y salinización como los observados en el Sahel (Leduc et al. 2001) (Figura 2). El planteo de sistemas agrícolas que emulen el funcionamiento de los sistemas naturales reemplazados es una avenida

tecnológica que puede reconciliar producción agrícola y regulación hidrológica en las llanuras semiáridas (Hatton & Nulsen 1999).

FORESTACIÓN EN PASTIZALES: CONSUMO DE NAPAS Y ACUMULACIÓN LOCAL DE SALES

En gran parte de los pastizales pampeanos, al igual que en otros pastizales subhúmedos que ocupan planicies sedimentarias como los de la Gran Llanura Húngara o el centro de Canadá (Coupland 1961; Toth & Raskay 1994), la napa freática se presenta naturalmente a escasa profundidad interactuando en forma directa con la vegetación y el clima a través de diversos mecanismos. Esto resulta de la combinación de un balance hídrico positivo y un paisaje con una pobre red de escurrimiento superficial, donde los excesos hídricos que habitualmente experimenta la vegetación natural son difícilmente evacuados a través de ríos y permanecen en el paisaje hasta ser evacuados por transpiración, evaporación de suelo y charcos/lagunas. En estos ambientes, donde el transporte vertical de agua y el almacenamiento local predominan sobre la escorrentía superficial, la evacuación evaporativa de los excedentes puede representar entre 90 y 100% de la descarga total del sistema (Fuschini Mejía 1994; Varni & Usunoff 1999). Si bien la presencia superficial de agua subterránea resulta un recurso hídrico valioso, fácilmente accesible para la vegetación y para uso doméstico, también favorece la redistribución y acumulación localizada de sales. Este proceso tiene lugar en forma natural en las posiciones topográficas más bajas y de mayor intensidad de descarga de los pastizales pampeanos (Figura 3) (Lavado & Taboada 1988).

El establecimiento de forestaciones en estos sistemas de pastizales introduce cambios significativos en la dinámica del agua, asociados a su mayor demanda hídrica (Kelliher et al. 1993), que pueden dejar su impronta en los patrones de acumulación de sales en el ecosistema. Los árboles presentan mayor capacidad evaporativa que los pastos (Figura 3). Cuando esta mayor capacidad se expresa a

expensas del consumo de agua subterránea, el establecimiento de árboles sobre pastizales puede ocasionar la salinización de suelos, zonas vadasas y acuíferos (Heuperman 1999; Jobbágy & Jackson 2004), y comprometer la sustentabilidad del propio sistema forestal. Esto resulta de la combinación de la descarga freática generada por la forestación, la cual está sustentada por flujos subterráneos laterales desde áreas vecinas y por la exclusión de solutos que realizan las raíces durante la absorción de agua (Figura 3). El proceso de

salinización de suelos y agua subterránea (asociado con el consumo de agua freática) ha sido documentado en diversas regiones del mundo, bajo distintas especies de árboles (deciduos y siempreverdes, coníferas y latifoliados) y en un amplio rango de climas (George et al. 1999; Heuperman 1999; Sapanov 2000; Vertessy et al. 2000; Jobbágy & Jackson 2004; Nosetto et al. 2007). En los pastizales del Río de la Plata hemos observado, a partir de una combinación de aproximaciones que involucran estimaciones satelitales, modelado del agua edáfica y

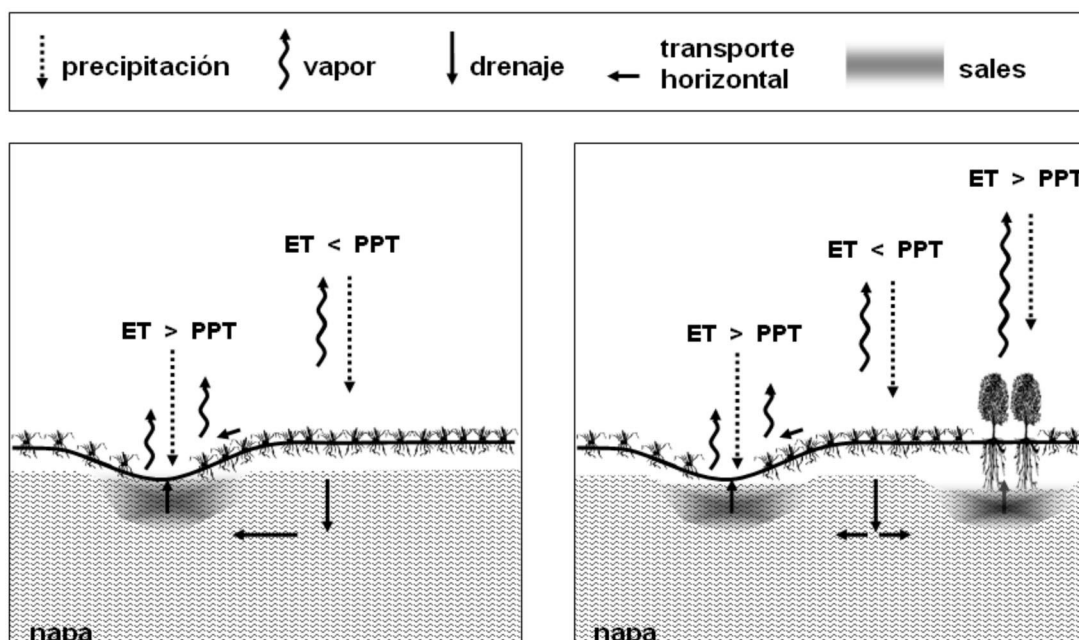


Figura 3. Balance hídrico y acumulación de sales en pastizales subhúmedos y modificaciones asociadas al establecimiento de forestación. En condiciones naturales el balance hídrico de la matriz del paisaje es positivo, es decir, la evapotranspiración (ET) es inferior a la precipitación (PPT). Los excesos hídricos generan niveles freáticos elevados expuestos a la superficie en las zonas más bajas del paisaje. Estos sectores evacúan el excedente hídrico a partir de la evaporación directa de espejos de agua y el consumo de agua subterránea de la vegetación de los humedales circundantes. Las sales del paisaje son transportadas hacia los bajos en donde se acumulan. El establecimiento de una forestación genera un foco de mayor demanda de agua que es abastecida por la contribución freática. Se genera de esta forma un sector funcionalmente equivalente al área baja en donde se acumulan las sales.

Figure 3. Water balance and salt accumulation in subhumid grasslands and their modification following the establishment of tree plantations. Under natural conditions the water balance in the matrix of the landscape is positive, that is, evapotranspiration (ET) is lower than precipitation (PPT). Water excess generates high water table levels that are close to the surface or even exposed in the lower landscape positions. These landscape positions evacuate water excesses through direct evaporation as well as transpiration by surrounding wetland vegetation. Salts in the landscape are transported towards the lowest landscape positions where they accumulate. The establishment of a tree stand generates a focus of high water demand that is met by groundwater. In this way a portion of the landscape matrix starts behave like a lowland as a result of vegetation influence.

freática y sensores de flujo de savia, que el establecimiento de forestaciones de eucalipto aumenta las pérdidas evapotranspirativas entre 40 y 80%, en comparación con los pastizales (Nosetto et al. 2005). Estas diferencias están explicadas en gran medida por un importante aporte de agua freática que llega a suplementar las precipitaciones entre 25 y 50% (Engel et al. 2005; Jobbágy & Jackson 2007). Si bien el aporte freático representa una significativa mejora en la productividad de las forestaciones, también desencadena una fuerte acumulación de sales en el suelo, zona vadosa y acuífero, y llega a alcanzar $\sim 6 \text{ kg/m}^2$ de sales (Jobbágy & Jackson 2003, 2007). Esto impone un fuerte deterioro de los recursos hídricos y edáficos.

Es posible identificar una serie de controles que operan en forma jerárquica en el proceso de salinización asociado al consumo de agua freática, lo cual determina las posibilidades y riesgos de salinización. El balance hídrico climático (precipitación-evapotranspiración potencial, PPT-ETP) define las posibilidades de salinización a escala regional (Figura 4). La salinización puede ocurrir cuando las precipitaciones no son suficientes para satisfacer las necesidades de la vegetación y el agua subterránea tiene el potencial para suplir este déficit, lo que sucede a tasas más rápidas cuando el balance hídrico es más negativo y el agua subterránea más salada (Schofield et al. 2001). En los pastizales pampeanos hemos observado que el establecimiento de forestaciones sólo genera salinización en áreas con precipitaciones inferiores a $\sim 1100 \text{ mm/año}$, lo cual sugiere que las forestaciones cambian el régimen hidrológico de una situación de recarga a otra de descarga neta alrededor de este umbral climático (Nosetto et al. 2008). Los factores hidrogeológicos, como la geomorfología y la litología, actúan como filtros sobre el clima y restringen la extensión del proceso de salinización a áreas donde el agua subterránea está accesible y puede ser utilizada a tasas significativas por las plantas (Figura 4). En este sentido, a causa de su baja conductividad hidráulica saturada, los sedimentos de granulometría fina limitan el suministro de agua subterránea a la vegetación y disminuyen los riesgos de salinización (Jobbágy & Jackson 2004). Finalmente, al influenciar las

tasas de evapotranspiración y la tolerancia a la salinidad, los factores biológicos dictan la intensidad de la salinización y su ubicación en el paisaje (Figura 4). Las coberturas vegetales con mayor capacidad evaporativa (e.g., forestaciones con siempreverdes) pueden determinar un balance hídrico real más negativo y aumentar la descarga freática neta y las posibilidades de salinización. La vegetación también define los máximos valores de salinidad que pueden alcanzarse donde ocurre descarga neta de agua subterránea porque la absorción de agua subterránea y exclusión de sales por las raíces puede aumentar la salinidad del agua subterránea hasta niveles que impidan su posterior absorción (Morris & Collopy 1999). En este aspecto, encontramos evidencias que sugieren que en un paisaje inicialmente ocupado por pastizales y con napas homogéneamente no salinas, el establecimiento de forestaciones adyacentes con especies altamente tolerantes a la salinidad (e.g., *Eucalyptus camaldulensis*, *Quercus robur*, *Casuarina cunninghamiana*) vs. poco tolerantes a la salinidad (e.g., *Populus deltoides*, *Cedrus deodara*) condujo a salinizaciones mucho más intensas de los suelos y de los acuíferos en el primer caso que en el segundo. El nivel de salinidad observado en las aguas freáticas acompañó linealmente el de la tolerancia de cada especie, según datos de la literatura (Nosetto et al. 2008).

El mayor uso de agua de las forestaciones y, en particular, el eventual consumo de agua freática, ofrece oportunidades y riesgos para la actividad forestal y el manejo de tierras. Por un lado, el consumo de agua freática mejora la productividad y permite mantener niveles freáticos más bajos, disminuyendo los riesgos de inundaciones. Por otro lado, la caída en el rendimiento hídrico de las cuencas forestadas puede comprometer otros usos del agua y la acumulación de sales puede amenazar la productividad en el largo plazo y la integridad de los recursos hídricos y edáficos. Está disponible una combinación de estrategias de manejo y planeamiento -desde la escala de regional a la de parcela- para aprovechar los beneficios del consumo de agua subterránea, disminuyendo al mismo tiempo sus efectos negativos. A nivel regional, el ordenamiento territorial de las forestaciones debería orien-

tarse hacia las regiones más húmedas (con balances hídricos más positivos), que no sólo redundará en mayores tasas de crecimiento, sino que también se minimizarán los impactos hidrológicos negativos (Farley et al. 2005) y los riesgos de salinización (Nosetto et al. 2008). Si bien la forestación en regiones húmedas reduciría el rendimiento hídrico de las cuencas en

términos absolutos, su impacto relativo sobre la fracción del caudal erogado por cursos de agua que se perdería por forestar, sería máxima en zonas (semi)áridas, aumentando en ellas el riesgo de deterioro de la provisión de agua (Scott & Lesch 1997; Farley et al. 2005) (Figura 5). A nivel de paisaje, la elección de especies caducas sería una alternativa válida para reducir el impacto de las forestaciones

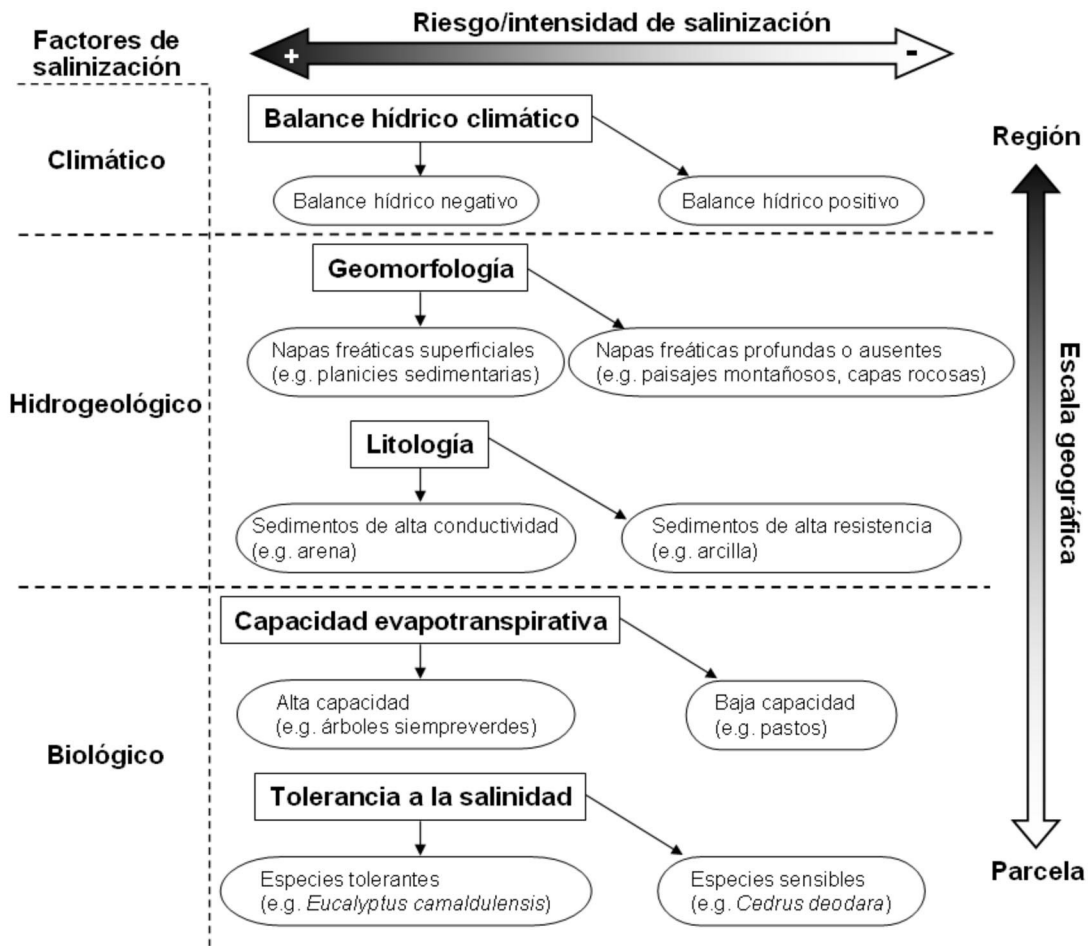


Figura 4. Modelo jerárquico de condiciones que favorecen el proceso de salinización por cambios de vegetación. Región: balance hídrico climático (precipitación-evapotranspiración potencial) negativo como condición para que descarga > recarga. Paisaje: configuración hidrogeológica favorece acceso a napas y conductividad hidráulica permite tasas altas de flujo de agua subterránea hacia las plantas. Parcela: tasas de evapotranspiración real generan balance hídrico negativo, umbrales de tolerancia a la salinidad definen máxima salinidad alcanzada

Figure 4. Hierarchical model of the determinants of salinization by vegetation shifts. Region: Negative climatic water balance (precipitation-potential evapotranspiration) as a condition for discharge > recharge. Landscape: Hydrogeological configuration favours access to water tables and hydraulic conductivity allows high groundwater flow rates towards plants. Plot: Actual evapotranspiration rates generate a negative water balance, salinity tolerance thresholds define maximum salinization levels.

ya que utilizan menos agua que las siempreverdes (Figura 5). Además, se debería evitar forestar las zonas adyacentes a cursos de agua debido a que, por un lado, son una fuente de biodiversidad y, por otro lado, la presencia cercana de cursos de agua podría facilitar la

invasión de especies exóticas (Le Maitre et al. 1999). Asimismo, la escasa profundidad de la napa freática en las zonas riparias favorecería un mejor acceso de los árboles al agua subterránea, aumentando de este modo el impacto hidrológico negativo de las forestaciones. A

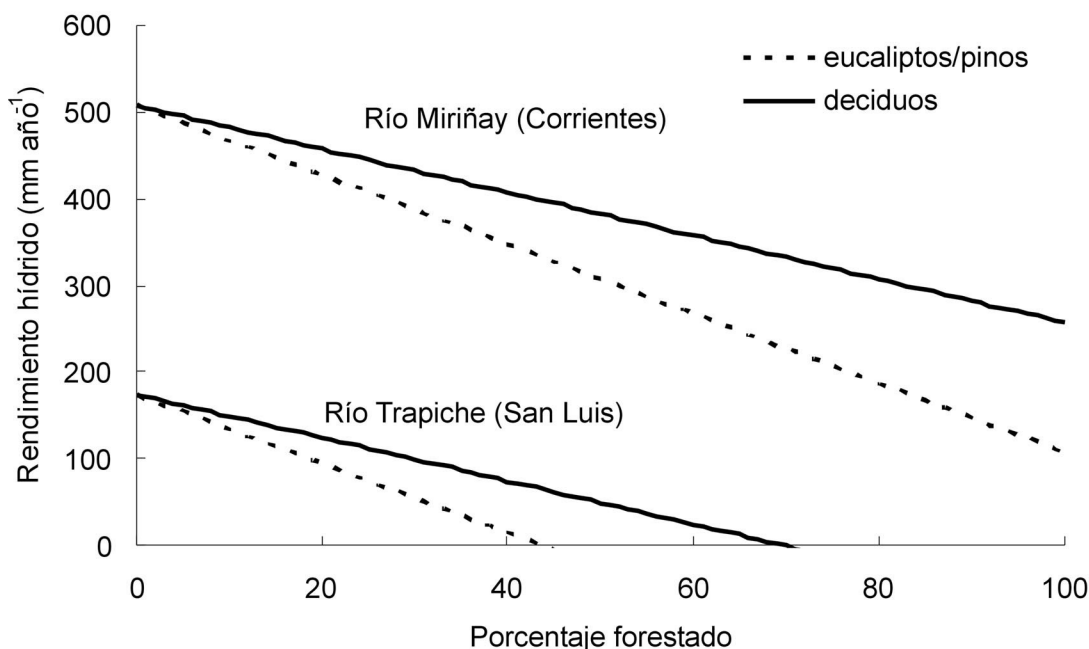


Figura 5. Cambios proyectados en el rendimiento hídrico de las cuencas de los ríos Miriñay (Corrientes, Argentina) y Trapiche (San Luis, Argentina) ante aumentos de la superficie forestada. La cuenca del río Miriñay presenta una precipitación media de 1400 mm/año, de los cuales 36% (507 mm/año, SRH 2004) se transforma en escurrimiento. La precipitación media de la cuenca del río Trapiche se aproxima a 600 mm/año, y el rendimiento hídrico de la misma es de 174 mm/año (SRH 2004). Si se forestase el 50% de estas cuencas con eucaliptos y/o pinos y se supone que los mismos causan una reducción en el rendimiento hídrico de ~40 mm por cada 10% de aumento en la superficie forestada (Bosch & Hewlett 1982), esta transformación reduciría el escurrimiento del río Miriñay a ~307 mm/año (60% del valor pre-forestación). En la cuenca del río Trapiche, esta misma transformación podría conducir a una reducción total del caudal del río. Si la forestación se realizase con especies caducas, las cuales causarían una reducción en el rendimiento hídrico de ~25 mm por cada 10% de aumento en la superficie forestada (Bosch & Hewlett 1982), esta transformación reduciría el escurrimiento del río Miriñay a ~380 mm/año (75% del valor pre-forestación) y el del río Trapiche a ~50 mm/año (29% del valor pre-forestación).

Figure 5. Projected water yield changes in Miriñay (Corrientes, Argentina) and Trapiche (San Luis, Argentina) watersheds with afforestation. Miriñay watershed has an average precipitation of 1400 mm/yr, with 36% of it (507 mm/yr, SRH 2004) corresponding to runoff. Average precipitation approaches 600 mm/yr in Trapiche watershed and 174 mm/yr corresponds to runoff (SRH 2004). If 50% of the watersheds were afforested with eucalyptus and/or pines and we assumed that they reduce runoff by ~40 mm for every 10% increase in afforested area (Bosch & Hewlett 1982), this land use change would reduce Miriñay watershed runoff to 307 mm/yr (60% of pre-afforestation value). In the Trapiche watershed, the same land use transformation would result in a complete loss of runoff. If afforestation took place with deciduous species, which would reduce runoff by ~25 mm every 10% increase in the afforested area (Bosch & Hewlett 1982), this land use change would cut runoff of Miriñay and Trapiche watersheds to 380 mm/yr (75% of pre-afforestation value) and 50 mm/yr (29% of pre-afforestation value), respectively.

nivel de parcela, la elección de especies, clones y cultivares debería orientarse a maximizar la eficiencia en el uso del agua. Desde el punto de vista del manejo del rodal, la ejecución de actividades de raleo en forma periódica permitiría mantener una estructura de tamaños más eficiente en el uso de los recursos, incluyendo al agua. Otra estrategia consiste en la implementación de rotaciones forestales que involucren cultivos herbáceos que promoverían el lavado de sales en los períodos sin forestación. Finalmente, la incorporación de especies de hoja caduca, podría favorecer un mayor drenaje de agua en el suelo durante el período sin hojas y el lavado de las sales acumuladas más superficialmente.

Los resultados y conclusiones presentadas surgen de observaciones realizadas en forestaciones aisladas (<1 km²), establecidas en una matriz de vegetación herbácea (pastizales nativos, pasturas, cultivos anuales), tal como es la situación típica de la región pampeana. Se pueden presentar patrones diferentes de uso de agua subterránea y salinización en forestaciones que cubran grandes áreas (>10 km²), en caso de que tengan lugar mecanismos de retroalimentación con el clima y la hidrología. Por ejemplo, la forestación masiva de pastizales puede reducir significativamente el reabastecimiento del agua subterránea a la escala de paisaje, lo cual conduciría a depresiones generalizadas de la napa freática y restringiría el consumo de agua subterránea por las forestaciones. Las forestaciones a gran escala también pueden influenciar el clima regional, como sugieren observaciones y experimentos de modelación del cambio opuesto en el uso del suelo (i.e., reemplazo de bosques por pasturas y cultivos) en los ecosistemas del Amazonas y Cerrado (Hoffmann & Jackson 2000; Durieux et al. 2003). Dado que las forestaciones usualmente muestran mayores tasas de evapotranspiración que la vegetación herbácea, un resultado factible asociado a este cambio en el uso del suelo sería una atmósfera más húmeda. Este efecto podría disminuir los riesgos de salinización si se tradujera en mayores precipitaciones y/o menor déficit de presión de vapor. Las relaciones recíprocas entre el clima, la hidrología y la vegetación podrán ser descifradas mediante la ayuda de experimen-

tos de modelación que explícitamente consideren interacciones entre distintas escalas y mecanismos de retroalimentación.

CONCLUSIONES Y DESAFÍOS FUTUROS

Las transformaciones recíprocas de vegetación leñosa a herbácea abordadas hasta aquí tienen efectos extremos sobre el balance de agua de los ecosistemas. Cuando tienen lugar en el contexto de regiones sedimentarias muy planas bajo clima semiárido a subhúmedo, como es el caso de la planicie Chaco-Pampeana, los cambios en el balance de agua pueden influenciar directamente la hidrología subterránea y la dinámica de sales en el paisaje, afectando el riesgo de inundación, la calidad del agua y la fertilidad de los suelos. En el caso de los bosques secos, con prácticamente nula generación de agua líquida, se han formado grandes depósitos de sales en el suelo profundo que pueden movilizarse tras su reemplazo por agricultura de secano. Ello trae como resultado paisajes enteros que pasan a funcionar en forma similar a pastizales subhúmedos, es decir, con transporte vertical y horizontal de agua y sales (Schofield et al. 2001), lo que resulta en el deterioro por salinización de tierras y aguas (NLWRA 2001). El conocimiento sobre este proceso en nuestra llanura es aún incompleto, pero las escasas evidencias disponibles y los ejemplos de áreas similares en el mundo sugieren una alta vulnerabilidad (Santoni et al. 2008).

En el caso de los pastizales subhúmedos, los excesos hídricos frecuentes generan naturalmente una intensa redistribución de sales, dictada en general por la topografía. La presencia de focos de alta evapotranspiración como las forestaciones puede imponer cambios en los patrones de redistribución de sales topográficos. Este hecho podría visualizarse como la generación de "bajos virtuales", aún en zonas elevadas del terreno, resultantes del fuerte consumo de aguas freáticas. En este caso, es mayor el conocimiento disponible en la región y hemos alcanzado una más clara comprensión de los procesos que impulsan la salinización de aguas y tierras y una definición de los tipos de climas, sedimentos y paisajes

más vulnerables (Jobbágy & Jackson 2004, 2007; Nosetto et al. 2008).

Cambios de vegetación más sutiles que los hasta aquí presentados pueden también dejar su impronta en la dinámica del agua subterránea y las sales de la llanura. Son especialmente relevantes los cambios que tienen lugar dentro de los sistemas cultivados de la Pampa, en donde se han modificado masivamente los esquemas de rotación que alternaban pasturas perennes con cultivos anuales por planteos en los que se implementan cultivos anuales en forma continua (Viglizzo et al. 1997; Paruelo et al. 2005). No está claro en qué medida este reemplazo puede haber contribuido a exacerbar los dos fuertes ciclos de inundaciones severas experimentados por la Pampa Interior durante los últimos veinticinco años (Viglizzo et al. 1997). Puede especularse que la menor profundidad de raíces y los períodos más prolongados de inactividad de la vegetación que muestran los cultivos anuales respecto a las pasturas perennes (especialmente las dominadas por alfalfa) hayan interactuado con las precipitaciones más elevadas generando niveles freáticos más cercanos a la superficie.

El análisis de estos posibles efectos requiere contemplar las probables retroalimentaciones entre el nivel freático y la evapotranspiración de los ecosistemas (Ridolfi et al. 2006), incluyendo en ellas el comportamiento de los humanos que los manejan. En el caso de la Pampa Interior, la ocurrencia de períodos muy lluviosos bajo los escenarios contrapuestos de cultivos anuales vs. pasturas perennes, podrían generar distintos tipos de retroalimentaciones. En ambos casos las napas tenderían a elevarse causando anegamientos, sin embargo, podrían diferir las respuestas de la evapotranspiración a este cambio. En el caso de los cultivos, el anegamiento impide la siembra y limita por anegamiento la transpiración de los cultivos ya establecidos, lo cual genera una retroalimentación positiva sobre la inundación, al cerrarse parcialmente la vía transpirativa de evacuación de agua. Bajo pasturas perennes, la transpiración podría limitarse parcialmente por anegamiento pero la cobertura vegetal perenne se mantiene y, si el anegamiento es prolongado, los procesos su-

cesionales (reemplazo espontáneo de especies) pueden conservar las tasas de transpiración. Estos mecanismos hipotéticos no han sido aún evaluados en la región y, en general, han sido poco explorados a nivel global.

El acoplamiento entre la vegetación y los sistemas hidrológicos de las llanuras permite que los cambios en el uso de la tierra afecten en forma intensa el transporte vertical y horizontal de agua subterránea y sales. Este cambio es difícil de anticipar sobre la base de la teoría desarrollada en áreas con buenas redes de escurrimiento. Esta vulnerabilidad hidrológica de las llanuras exige comprender y manejar los ciclos del agua y las sales desde una perspectiva ecohidrológica y plantea como desafío el desarrollo de una "agronomía del agua" capaz de contribuir a la regulación de los niveles freáticos y el transporte de sales a través del manejo y el uso de los ecosistemas naturales y cultivados.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a S. Contreras, R. Aragón, R. Jackson, E. Viglizzo por haber contribuido a definir muchas de las ideas presentadas. M. Puente ha colaborado en la edición del manuscrito y una exhaustiva revisión de M. Taboada ha ayudado a mejorar su contenido y claridad. Este trabajo se llevó adelante con el apoyo del subsidio CRN 2031 del Instituto Interamericano para la Investigación del Cambio Global (IAI), financiado por National Science Foundation - US (Grant GEO-0452325) y con el apoyo la Secretaria de Ciencia y Técnica de Argentina (PICT 2004 N° 200382).

BIBLIOGRAFÍA

- ALLEN, RG; LS PEREIRA; D RAES & MD SMITH. 2004. *Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements*. FAO.
- BARROS, VR; ME DOYLE & IA CAMILLONI. 2008. Precipitation trends in southeastern South America: Relationship with ENSO phases and with low-level circulation. *Theor. Appl. Climatol.* DOI 10.1007/s00704-007-0329-x.
- BOSCH, JM & JD HEWLETT. 1982. A review of catchment

- experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal Hydrol.* **55**:3-23.
- CALDER, IR; MJ HALL & KT PRASANNA. 1993. Hydrological impact of Eucalyptus plantation in India. *Journal Hydrol* **150**:635-648.
- CALDER, IR; PTW ROSIER; KT PRASANNA ET AL. 1997. Eucalyptus water use greater than rainfall input - a possible explanation from southern India. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **1**:249-256.
- CANADELL, J; RB JACKSON; JR EHLERINGER; HA MOONEY; OE SALA ET AL. 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* **108**:583-595.
- COOK, PG; GR WALKER & ID JOLLY. 1989. Spatial variability of groundwater recharge in a semiarid region. *Journal Hydrol.* **111**:195-212.
- COUPLAND, RT. 1961. A reconsideration of grassland classification in the Northern Great Plains of North America. *The Journal of Ecology* **49**(1):135-167.
- DURIEUX, L; LAT MACHADO & H LAURENT. 2003. The impact of deforestation on cloud cover over the Amazon arc of deforestation. *Rem. Sens. Environ.* **86**:132-140.
- EDMONDS, WM & CB GAYE. 1994. Estimating the spatial variability of groundwater recharge in the Sahel using chloride. *Journal of Hydrology (Amsterdam)* **156**(1-4):47-59.
- ENGEL, V; EG JOBBÁGY; M STIEGLITZ; M WILLIAMS & RB JACKSON. 2005. The hydrological consequences of Eucalyptus afforestation in the Argentine Pampas. *Wat. Resour. Res.* **41**:W10409, doi:10.4102/12004WR003761.
- FARLEY, KA; EG JOBBÁGY & RB JACKSON. 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* **11**:1565-1576.
- FUENTES GODÓ, P. 1987. El control de las inundaciones en el Dominio Chaqueño de Cabrera. Anexo 4. Pp. 119-125 en: *Inundaciones y manejo de cuencas*. Editorial CAIDA. Buenos Aires.
- FUSCHINI MEJÍA, MC. 1994. *El agua de las llanuras*. UNESCO/ORCYT. Montevideo, Uruguay. 58 pp.
- GEORGE, RJ; DJ MCFARLANE & RA NULSEN. 1997. Salinity threatens the viability of agriculture and ecosystems in Western Australia. *Hydrogeol. Journal* **5**:6-21.
- GEORGE, RJ; RA NULSEN; R FERDOWSIAN & GP RAPER. 1999. Interactions between trees and groundwaters in recharge and discharge areas - A survey of Western Australian sites. *Agricultural Water Management* **39**:91-113.
- GRAU, HR; NI GASPARRI & TM AIDE. 2008. Balancing food production and nature conservation in the Neotropical dry forests of northern Argentina. *Global Change Biology* **14**:985-997.
- HATTON, TJ & RA NULSEN. 1999. Towards achieving functional ecosystem mimicry with respect to water cycling in southern Australian agriculture. *Agroforestry Systems* **45**(1-3):203-214.
- HEUPERMAN, A. 1999. Hydraulic gradient reversal by trees in shallow water table areas and repercussions for the sustainability of tree-growing systems. *Agricultural Water Management* **39**:153-167.
- HOFFMANN, WA & RB JACKSON. 2000. Vegetation-climate feedbacks in the conversion of tropical savanna to grassland. *Journal of Climate* **13**:1593-1602.
- JACKSON, RB. 1999. The importance of root distributions for hydrology, biogeochemistry and ecosystem functioning. Pp. 219-240 en: Tenhunen, JD & P Kabat (eds.). *Integrating Hydrology, Ecosystem Dynamics and Biogeochemistry in Complex Landscapes*. J. Wiley, Hoboken, NJ.
- JOBBÁGY, EG & RB JACKSON. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry* **64**:205-229.
- JOBBÁGY, EG & RB JACKSON. 2004. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology* **10**:1299-1312.
- JOBBÁGY, EG & RB JACKSON. 2007. Groundwater and soil chemical changes under phreatophytic tree plantations. *Journal of Geophysical Research - Biogeosciences* **112**:G02013, doi: 02010.01029/02006JG000246.
- KELLIHER, FM; R LEUNING & ED SCHULZE. 1993. Evaporation and canopy characteristics of coniferous forests and grasslands. *Oecologia* **95**:153-163.
- LAVADO, RS & MA TABOADA. 1988. Water, salt and sodium dynamics in a natraquoll in Argentina. *CATENA* **15**:577-594.
- LE MAITRE, DC; DF SCOTT & C COLVIN. 1999. A review of information on interactions between vegetation and groundwater. *Water SA* **25**:137-152.
- LEBLANC, MJ; G FAVREAU; S MASSUEL ; SO TWEED ; M LOIREAU ET AL. 2008. Land clearance and hydrological change in the Sahel: SW Niger. *Global and Planetary Change* **61**(3-4):135-150.
- LEDUC, C; G FAVREAU & P SCHROETER. 2001. Long-term rise in a Sahelian water-table: the Continental Terminal in South-West Niger. *Journal Hydrol.* **243**:43-54.
- MITLOEHNER, R & R KOEPP. 2007. Bioindicator capacity of trees towards dryland salinity. *Trees*

- 21:411-419.
- MORRIS, JD & JJ COLLOPY. 1999. Water use and salt accumulation by *Eucalyptus camaldulensis* and *Casuarina cunninghamiana* on a site with shallow saline groundwater. *Agricultural Water Management* **39**:205-227.
- NEW, M; D LISTER; M HULME & I MAKIN. 2002. A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate Research* **21**:1-25.
- NITSCH, M. 1995. *El desmonte en el chaco central del Paraguay: In uencia sobre el agua subterránea y la salinización de los suelos*. 2^{do} Simposio sobre aguas subterráneas y perforación de pozos en el Paraguay. San Lorenzo, Paraguay.
- NITSCH, M; R HOFFMANN; J UTERMANN & L PORTILLO. 1998. Soil salinization in the central Chaco of Paraguay: A consequence of logging. *Advances in Geocology* **3**:495-502.
- NLWRA. 2001. *Australian dryland salinity assessment 2000: extent, impacts, processes, monitoring and management options*. National Land and Water Resources Audit, The Natural Heritage Trust, Commonwealth of Australia.
- 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.
- NOSETTO, MD; EG JOBBÁGY; T TOTH & CM DI BELLA. 2007. The effects of tree establishment on water and salts dynamics in naturally salt-affected grasslands. *Oecologia* **152**:695-705.
- NOSETTO, MD; EG JOBBÁGY; T TOTH & RB JACKSON. 2008. Regional patterns and controls of ecosystem salinization with grassland afforestation along a rainfall gradient. *Global Biogeochemical Cycles* **22**:GB2015, doi:10.1029/2007GB003000.
- PARUELO, JM; JP GUERSCHMAN & SR VERÓN. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* **15**(87):14-23.
- PIOVANO, EL; D ARIZTEGUI; SM BERNASCONI & JA MCKENZIE. 2004. Stable isotopic record of hydrological changes in subtropical Laguna Mar Chiquita (Argentina) over the last 230 years. *The Holocene* **14**(4):525-535.
- RIDLEY, AM; B CHRISTY; FX DUNIN; PJ HAINES; KF WILSON ET AL. 2001. Lucerne in crop rotations on the Riverine Plains 1. The soil water balance. *Australian Journal of Agricultural Research* **52**(2):263-277.
- RIDOLFI, L; P D'ODORICO & F LAIO. 2006. Effect of vegetation-water table feedbacks on the stability and resilience of plant ecosystems. *Wat. Resour. Res.* **42**:W01201, doi:10.1029/2005WR004444.
- SANTONI, CS; EG JOBBÁGY; VMARCHESINI & S CONTRERAS. 2008. *Diferentes usos del suelo: consecuencias sobre balance hídrico y drenaje profundo en zonas semiáridas*. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo 2008. ISBN N° 978-987-21419-9-8.
- SAPANOV, MK. 2000. Water uptake by trees on different soils in the Northern Caspian region. *Eurasian Soil Science* **33**:1157-1165.
- SCANLON, BR; KE KEESE; AL FLINT; LE FLINT, CB GAYE ET AL. 2006. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrol. Process.* **20**:3335-3370.
- SCANLON, BR; RC REEDY; DA STONESTROM; DE PRUDIC & KF DENNEHY. 2005. Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Global Change Biology* **11**:1577-1593.
- SCHENK, HJ & RB JACKSON. 2002. The global biogeography of roots. *Ecological Monographs* **72**:311-328.
- SCHOFIELD, R; DSG THOMAS & MJ KIRBY. 2001. Causal processes of soil salinization in Tunisia, Spain and Hungary. *Land Degradation & Development* **12**:163-181.
- SCOTT, DF & W LESCH. 1997. Streamflow responses to afforestation with *Eucalyptus grandis* and *Pinus patula* and to felling in the Mokobulaan experimental catchments, South Africa. *Journal Hydrol* **199**:360-377.
- SRH. 2004. *Estadística Hidrológica de la República Argentina*. Subsecretaría de Recursos Hídricos.
- TOTH, J. 1999. Groundwater as a geologic agent: An overview of the causes, processes, and manifestations. *Hydrogeol. Journal* **7**(1):1-14.
- TOTH, T & K RAJKAI. 1994. Soil and plant correlations in a solonchic grassland. *Soil Science* **157**:253-262.
- TRIPALDI, A & SL FORMAN. 2007. Geomorphology and chronology of Late Quaternary dune fields of western Argentina. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, **251**:300-320.
- TYLER, SW; JB CHAPMAN; SH CONRAD; DP HAMMERMEISTER; DO BLOUT ET AL. 1996. Soil water flux in the southern Great Basin, United States: Temporal and spatial variations over the last 120000 years. *Wat. Resour. Res.* **32**(6):1481-1500.
- USGS. 2004. *SRTM Elevation Data*. University of Maryland. U.S. Geological Survey.
- VARNI, MR & EJ USUNOFF. 1999. Simulation of regional-scale groundwater flow in the Azul River basin, Buenos Aires Province, Argentina. *Hydrogeol. Journal* **7**:180-187.
- VERTESSY, R; L CONNELL; J MORRIS; R SILBERSTEIN; A HEUPERMAN ET AL. 2000. *Sustainable hardwood production in shallow watertable areas*. RIRDC

- publication 00-163, Rural Industries Research and Development Corporation, Barton.
- VIGLIZZO, EF; ZE ROBERTO; F LÉRTORA; E LÓPEZ GAY & J BERNARDOS. 1997. Climate and land-use change in field-crop ecosystems of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **66**:61-70.
- WILCOX, BP; MS SEYFRIED & DD BRESHEARS. 2003. The water balance on rangelands. Pp. 791-794 en: Stewart, BA & TA Howell (Eds.). *Encyclopedia of Water Science*. Marcel Dekker, New York.
- ZAK, MR; M CABIDO; JG HODGSON. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* **120**:589-598.
- ZHANG, L; WR DAWES & GR WALKER. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Wat. Resour. Res.* **37**:701-708.