

DINÁMICA DE FORMAS INORGÁNICAS DE NITRÓGENO EN SUELOS INUNDADOS EN LA CUENCA DEL RÍO SALADO: EXPERIENCIA «IN SITU»

K. P. QUAINI*, N. A. GABELLONE, Y L. C. SOLARI

Instituto de Limnología "Dr Raúl A. Ringuelet", UNLP-CONICET, Florencio Varela
(*) becaria del CONICET. karina@ilpla.edu.ar.

ABSTRACT. In lowland river basins with agricultural activities and periodically flood events, the exchange of materials and organisms between waterlogged soil and river are significant. One century conversion of natural systems to agriculture in the Argentine Pampas has resulted in significant changes of ecological properties of the valuable freshwater ecosystems of its region. For this reason it becomes essential to know soil basin responses to flood events and its reciprocal effects on the river. The aim of this paper was to determine the nitrate (NO_3^-) and ammonium (NH_4^+) dynamics on soil flooded waters with different land-use and topographic position, since the flood to the dry condition. «*In situ*» experiences were carried out on soils from Salado River basin (Valdés, 25 de Mayo). The treatments (4x3) were made according to: land-use (agricultural 'a' and cattle-agricultural 'm') and topographic position (ridge 'L' and middle ridge 'ML'). NO_3^- and NH_4^+ , chlorophyll 'a' and dissolved oxygen were measured in water. According to water time permanence on each site (calculated taking into account the slope in each site) five sample times were programmed: daily in L and fortnightly in ML. In all cases NO_3^- values were higher than NH_4^+ . Water NO_3^- and NH_4^+ concentrations were similar in 'a' and 'm' in both topographies. According to the topography and time of water permanence, NO_3^- mean values were higher for L (five days), while the opposite occurred for NH_4^+ . Both ions dynamics showed differences according to topography and water time permanence, but not according to land-use. These results suggested that in flooded events of lowland river basins with farming land use, the nitrogen dynamic and its transport from the soil to the flooding water have significant importance and have a direct influence on phytoplankton biomass development. The NO_3^- and NH_4^+ dynamics were different according to water time permanence over the soil: when the flood event was for long time, the system seem to have enough time to adapt to the new conditions, and so denitrification and nitrification processes are possible; but, when the flood event is short, time is not enough for the system to adapt, and thus, nitrification and denitrification processes does not seem to occur. Considering that some authors assumed soil basin agriculture as the former responsible for the increasing nutrient concentration in the river, these results suggest that because crop-pasture, cattle lands are important in this respect and should be considered from now on.

Keywords: Nitrates (NO_3^-), ammonium (NH_4^+), flood, cattle-agricultural land use, topography.

Palabras Clave: Nitrato (NO_3^-), amonio (NH_4^+), inundación, suelos de uso agropecuario, topografía.

INTRODUCCIÓN

En la Región Pampeana (Argentina) y en línea con la tendencia mundial, los registros estadísticos del último siglo, muestran un importante incremento en el porcentaje de tierra cultivada. El cambio en ésta región de enorme importancia agropecuaria para el país, ocurrió por un lado, con el aumento de tierra cultivada y

por otro, en la intensificación de las áreas que ya estaban cultivadas (Viglizzo *et al.*, 1997).

Los ríos de llanura tienen como característica particular presentar una interrelación con su llanura de inundación. En cuencas con un uso agropecuario del suelo, los aportes de compuestos derivados de agroquímicos (principalmente de P y N) y de partículas que se incorporan al río

son posteriores a eventos lluviosos (Kronvang *et al.*, 1999; Gabellone *et al.*, 2006). La degradación de la calidad de agua así como los disturbios en el balance de especies en un río debido al enriquecimiento de nutrientes ha sido identificada como un problema creciente en muchos ríos de llanura (Vandijk *et al.*, 1994; Jarvie *et al.*, 1998, 2002; Young *et al.*, 1999). En investigaciones previas llevadas a cabo en la cuenca baja del río Salado, los cambios físicos y químicos han sido identificados como los factores que controlan la comunidad planctónica dentro del cauce principal (Solari *et al.*, 2002). En estudios recientes en el río Salado, así como en otras cuencas de distintos lugares del mundo (Escocia (Edwards *et al.*, 2000), Reino Unido (May *et al.*, 2001), China (Pieterse *et al.*, 2003)), se detectó una relación entre el uso del suelo y la concentración de nutrientes, debido a aportes difusos por parte de las zonas agrícolas. La inundación de grandes áreas durante semanas o incluso meses es una de las características de la llanura pampeana (Gabellone *et al.*, 2005). En momentos de inundación, el anegamiento de estos suelos de uso agrícola o ganadero, produce translocaciones de nutrientes entre el suelo y el agua y suelen ser procesos rápidos (Gabellone *et al.*, 2005; Gilliam *et al.*, 1999; Kronvang *et al.*, 1999). Este tipo de interacción es más notoria cuando las inundaciones son frecuentes y las pendientes son muy bajas haciendo que el tiempo de permanencia del agua sobre el suelo sea importante. Esta situación es la que se observa en la cuenca del río Salado de la provincia de Buenos Aires, que puede ser considerado como de régimen perenne, fluctuante y de baja predictibilidad. Su caudal no supera los $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en períodos secos y puede llegar a los $1500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en momentos de inundación, con sus consecuentes variaciones en la conductividad y transporte de materiales disueltos y particulados (Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado, 1999).

Las actividades económicas más importantes en la cuenca son la cría de ganado y la agricultura. La desembocadura del río Salado se localiza en la Bahía Samborombón (ref. GAR 006), incluida en la lista de sitios Ramsar de importancia internacional (The Ramsar Convention on Wetlands, 1996). La alternancia en la región de pe-

riodos secos y húmedos, permitieron el desarrollo de ciertas características del suelo para la producción agrícola intensiva y para la existencia de humedales con alta diversidad. La presencia o ausencia de agua constituye un factor clave en la estructura del ecosistema, asociado esto con la escasa pendiente y el lento drenaje, configuran el paisaje característico de esta área (Chaneton, 2006).

La concentración de nutrientes en el río estaría asociada al aumento del uso de fertilizantes (fosfato diamónico y urea) en la zona agrícola de la cuenca alta del río, que surren junto con el agua de lluvia hasta llegar al cauce principal (Gabellone, *et al.*, 2005).

El primer efecto de una inundación, es que el agua desplaza el aire de los poros del suelo, y en consecuencia, la difusión del oxígeno atmosférico decrece abruptamente, y los organismos del suelo agotan en pocas horas el escaso oxígeno, dejando del suelo anóxico (Ponnamperumma, 1972; Mitsch y Gosselink, 1993; Gilliam *et al.*, 1999; Chaneton, 2006). Consecutivamente, se producen cambios en las formas de nitrógeno inorgánico, como la acumulación del amonio (NH_4^+) y la disminución de nitrato (NO_3^-) (Tusneem y Patrick, 1971; Ponnamperumma, 1972).

En condiciones de anóxicas y en presencia de nitratos, algunos microorganismos utilizan el oxígeno del nitrato para respirar (Ponnamperumma, 1972). En éste proceso de desnitrificación, el nitrato es reducido a nitrógeno molecular u óxidos de nitrógeno, que se emiten del suelo a la atmósfera, de forma tal que se pierde nitrógeno del sistema. En suelos bien drenados la desnitrificación no es una vía importante de pérdida de nitrógeno pero sí cuando se generan condiciones de alto contenido de agua en el suelo (Rozas *et al.*, 2001, 2004). Estos eventos se producen después de intensas precipitaciones o en sitios inundables (Alvarez, 2006). El proceso de desnitrificación se da luego de aproximadamente dos semanas de inundación (Tusneem & Patrick, 1971).

El conocimiento de la respuesta de los suelos a la inundación, con sus efectos sobre el río, es esencial para conocer las respuestas del ecosistema frente a los disturbios que provocan tanto el uso actual de la tierra como las acciones planifica-

das de manejo y regulación del cauce principal en la actualidad.

El objetivo del trabajo fue determinar, por medio de experiencias *in situ*, la dinámica de las fracciones de nitrógeno inorgánicas (nitrato -NO_3^- y amonio -NH_4^+) en el agua que inunda suelos de la cuenca del río Salado, afectados por distinto uso, topografía, y distinto tiempo de permanencia del agua sobre el suelo, desde el momento que son inundados hasta su desecación.

MATERIALES Y MÉTODO

El sitio elegido para el muestreo fue la Escuela Agrotécnica M. C. Inchausti & M. L. Inchausti (UNLP), ubicada en Valdés, partido de 25 de Mayo, provincia de Buenos Aires. ($35^\circ 37' 58''$ S; $60^\circ 33' 67''$ O) (Figura 1).

El sitio está ubicado en la Pampa Arenosa, caracterizada por dunas longitudinales de unos 100 km de longitud y 2-5 km de ancho y unos 6 m de altura, dispuestas formando arcos en dirección SO-NE y separadas entre ellas por depresiones interdunas de 0,5-5 km de ancho que se inundan en períodos de grandes lluvias, y que representan el único sistema de drenaje ya que dicha subregión está totalmente desprovista de canales (Imbellone & Giménez, 1998).



Figura 1. Provincia de Buenos Aires con el Partido de 25 de Mayo, indicando el sitio donde se realizaron las experiencias «*in situ*».

El sitio de muestreo se encuentra dentro de una subregión de la cuenca del río, caracterizada por un uso del suelo principalmente agrícola y en menor medida ganadero. En esta zona, el suelo está bien dotado de materia orgánica, con un régimen de humedad ideal para el cultivo (Hapludol típico según Soil Taxonomy, 1975) y la precipitación media anual es de 918,5 mm (1911- 2004).

Se realizaron 4 tratamientos (3 réplicas) según: uso del suelo (agrícola 'a' y mixto 'm' -éste último se refiere a la alternancia de uso agrícola y uso ganadero-), topografía (loma 'L' y media loma 'ML') y tiempos de permanencia del agua sobre el suelo. El muestreo tuvo una duración de 2 meses, del 17 junio al 17 agosto de 2006.

Dado que las escasas precipitaciones de esa época del año eran insuficientes para inundar naturalmente el suelo del sitio, se simuló la inundación del suelo *in situ*, inundando artificialmente una superficie reducida del suelo de cada tratamiento y por triplicado. Para esto se construyeron clausuras de PVC cilíndricas de 1m de alto y 0,35m de diámetro, con dos bolsas de nylon cristal en su interior que usaban al cilindro como estructura para mantener la bolsa erguida. La clausura, de base cerrada, contenía unos 20 cm de profundidad de suelo en su interior y se llenaba con agua extraída de la red de agua del sitio, de origen subterránea. El agua utilizada para el llenado de las clausuras, tiene un grado de mineralización medio ($701 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) cercanas a la neutralidad (pH 6,9) elevada concentración de nitratos (entre 1,27 y 3,1 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) y baja concentración de fósforo total (entre 86,8 y 107 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). Luego del llenado de las clausuras estas fueron dejadas durante 24hs para su estabilización antes de comenzar el experimento.

Se obtuvieron muestras de agua y suelo, en las que se midió la concentración de nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+). Solo en las de agua, se midió OD (Oxígeno Disuelto) ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) y se analizó clorofila 'a'. En todos los casos, las muestras de agua fueron el resultado de la integración del perfil de toda la columna de agua. En las muestras de suelo previo al tratamiento de inundación se midió el pH en pasta, se analizaron los porcentajes de humedad (%H), materia orgánica (%MO) y carbonatos ($\%\text{CO}_3^{=}$), se determinó la clase textural

y por último el contenido de fósforo total (PT). Para el almacenamiento de las muestras, estas se conservaron a 4°C hasta su análisis.

Las concentraciones de NO_3^- y NH_4^+ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) en agua se determinaron en campo mediante 'electrodo de ión selectivo para NO_3^- (EIS- NO_3^-) y el correspondiente para NH_4^+ (EIS- NH_4^+). Como medida de control, ambos iones también fueron determinados en laboratorio mediante el método analítico de reducción con hidracina para los nitratos y nitritos (método 4500-H, APHA, 1995) y mediante el método del fenol para el NH_4^+ (4500-F, APHA, 1995). Los datos de ambos iones (NO_3^- y NH_4^+) mostrados en los resultados corresponden a los medidos con EIS. La concentración de NO_3^- y NH_4^+ en suelo se determinó en laboratorio con los mismos métodos analíticos utilizados para la determinación en agua, pero con un pretratamiento que consiste en la obtención de una 'solución extracto' del suelo a analizar, que se obtiene filtrando 5 gr de suelo previamente mezclados y agitados durante una hora a velocidad media con 20 ml de KCl (2M).

La concentración de clorofila 'a' se determinó mediante el método espectrofotométrico de extracción con acetona (10200-H, APHA, 1995).

El pH en pasta de las muestras de suelo se midió con electrodo de pH directamente en la muestra de suelo a la cual no fue necesario saturarla con agua dada su condición de suelo inundado. El %H^o del suelo se determinó mediante método gravimétrico en el cual la humedad se calcula por diferencia de peso entre una muestra fresca de suelo y la misma muestra secada a 120°C en estufa. El %MO y %CO₃⁼ de las muestras de suelo se determinó mediante el método de la pérdida por ignición (LOI) que consiste en exponer durante una hora a 550°C en horno mufla, una alícuota de suelo; esta diferencia de peso corresponde a la MO. Luego se lleva nuevamente a horno mufla a 1000°C y esta nueva diferencia de peso corresponde al CO₃⁼ perdido como CO₂ (Dean, 1974).

Para el análisis textural se utilizó en método de Bouyoucos (Bouyoucos, 1936). El PT del suelo, se determinó por el método de ignición (Andersen, 1976) que consiste en exponer durante una hora a 550°C una alícuota de suelo, digerirla con HCl 0,1N y plancha térmica durante 45', para

luego determinar el PT de la solución resultante mediante el método de Murphy & Ryley para agua (4500-P B, APHA, 1995)

En el predio de la escuela Inchausti el sistema de producción utilizado es el de siembra directa. En el suelo de uso agrícola se había realizado la cosecha de soja inmediatamente antes de comenzar con el experimento sembrado en noviembre de 2005. Por otro lado, en el de uso mixto se habían sembrado pasturas (alfalfa, trébol blanco, festuca y cebadilla criolla) en marzo de 2006 y el ganado vacuno estuvo presente a partir de mediados de julio pero se cercó la zona de las clausuras para impedir que el ganado las afecte.

La aplicación de fertilizantes fue diferencial según el uso del suelo. En el lote agrícola, se aplicaron, 40 kg.ha⁻¹ de una mezcla de 20%N-35%P-10%S junto con la siembra de la soja (Nov-2005); mientras que en el lote de uso mixto se aplicaron, 100 kg.ha⁻¹ de superfosfato triple de calcio (Mar-2004). Debe aclararse que en el lote de uso mixto se detectaron numerosas heces de ganado vacuno esparcidas por el suelo antes de comenzar el experimento.

Para el análisis estadístico se utilizó el análisis de 't'.

Se programaron 5 muestreos por tratamiento y se fue extrayendo el agua de la muestra al tiempo de permanencia de ésta en cada sitio (calculado en base a la topografía, velocidad de escurrimiento, infiltración, granulometría del suelo y evaporación): diarios en L y cada 15 días en ML.

Todos los valores de las variables anteriormente mencionadas corresponden a promedios de las tres réplicas.

RESULTADOS

En la Tabla 1 se presentan las características generales y de vegetación de los suelos sometidos a la experimentación «in situ».

Con respecto a las formas inorgánicas de nitrógeno, los valores de NO_3^- fueron siempre mayores a los de NH_4^+ ($p=0,01$).

Los valores de NO_3^- y NH_4^+ en el agua que inunda el suelo no mostraron diferencias en cuanto al uso de suelo (suelo de uso mixto 'm' y agrícola 'a') ($p=0,29$ para NO_3^- ; $p=0,15$ para el NH_4^+). Sin embargo, en cuanto a la topografía y tiempo de per-

Topogr	Uso	%H*	% MO	% CO ₃ ⁻	Clase textural(*)	pH	PT (µg.g ⁻¹)	Vegetación dominante
L	a	21.51	5.96	1.8	AF	5.78	314.5	- Capiquí (<i>Stellaria media</i>)
	a'	18.84	4.90	1.68	A-AF	5.81	279.7	
	m	16.32	5.40	1.29	A	5.92	250.7	- Festuca alta (<i>Festuca arundinacea</i> -Trébol blanco
	m'	15.72	5.72	1.74	A	6.07	236.2	(<i>Trifolium repens</i>) -Cebadilla criolla (<i>Bromus unioloides</i>)
ML	a	25.22	7.62	2.40	AF	6.03	256.5	- Capiquí
	a'	26.78	7.52	2.31	FA	6.50	256.5	
	m	28.52	7.74	2.04	FA	6.09	337.7	- Festuca alta- Trébol blanco -
	m'	30.03	8.56	2.12	FA	—	—	Cebadilla criolla

Tabla 1. Datos del suelo previo a los tratamientos (L: loma; ML: media loma; a: suelo de uso agrícola; a': réplica a; m: suelo de uso mixto; m': réplica m. (*)AF: Areno-franco; A: Arenoso; FA: Franco-arenoso).

			SUELO(mg N. gr ⁻¹)		AGUA(mg N. l ⁻¹)	
			Inicial	Promedio 5 eventos	Inicial	Promedio 5 eventos(DS)
NO ₃ ⁻ (mg.l ⁻¹)	ML(60 d)	a	0.39	6.80	5.34	3.18 (3,75)
		m	0.32	5.41	5.34	3.10 (3,73)
	L(5 d)	a	0.39	1.06	5.34	7.32 (2,77)
		m	0.32	0.87	5.34	8.13 (1,52)
NH ₄ ⁺ (mg.l ⁻¹)	ML(60 d)	a	0.0002	0.0006	0.17	1.91 (4,11)
		m	0.0008	0.0007	0.17	2.98 (6,51)
	L(5 d)	a	0.0002	0.0004	0.17	0.057 (0,03)
		m	0.0008	0.0004	0.17	0.073 (0,07)

Tabla 2. Concentraciones inicial y promedio de los 5 eventos de muestreo, de nitrato (NO₃⁻) y amonio (NH₄⁺) en agua y suelo. (ML: media loma; L: loma; a: agrícola; m: mixto; DS: Desvío Standard). (El 'valor inicial del suelo' corresponde al mismo antes de inundar, y el 'valor inicial del agua' corresponde a la utilizada para las experiencias).

Topografía	Uso del suelo	NH ₄ ⁺ (mg.l ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg.l ⁻¹)	Clorofila 'a' (mg.l ⁻¹)	OD (mg.l ⁻¹)
ML	a	1,91	3,18	278,70	14,55
	m	2,98	3,10	890,80	8,48
L	a	0,06	7,32	32,91	2,62
	m	0,07	8,13	30,97	4,17

Tabla 3. Promedios de amonio (NH₄⁺), nitrato (NO₃⁻), clorofila 'a' y oxígeno disuelto (OD) para la Media Loma (ML) y Loma (L) en muestras de agua que inunda suelos de uso agrícola (a) y de uso mixto (m).

manencia de la inundación, hubo diferencias significativas para el caso de los NO₃⁻ (p= 0,02 entre L y ML) pero no para el NH₄⁺ (p= 0,17 entre L y ML) (Figuras 2 y 3).

Si bien la dinámica de NH₄⁺ en ML muestra diferencias en los valores entre a y m a los 30 días, esta diferencia no es estadísticamente significativa (p=0,38).

Los valores de NO₃⁻ fueron significati-

va-mente mayores en L que en ML (p= 0,02). Para el caso del NH₄⁺ los valores no muestran diferencias entre L y ML (p= 0,17) (Tabla 3).

Media Loma (ML)

En ML el agua inundó los suelos por un período total de 60 días (tanto el a como el m). Al comienzo del experimento, el pro-

medio de la altura de la columna de agua fue de 78 cm y al final de 8 cm. Los acontecimientos progresivos observados se detallan a continuación:

(1) Luego de 15 días de que el suelo fue inundado, la columna de agua es de unos 71 cm y se puede observar una abrupta disminución en los niveles de NO_3^- , sin embargo los niveles de NH_4^+ y OD no muestran diferencias significativas con los valores iniciales (Figura 2).

(2) A los 30 días de inundado el suelo, la columna de agua es de 43 cm. Junto con el desarrollo del fitoplancton -indicado por un aumento en la concentración de clorofila 'a'- se observa un aumento en los niveles de OD, por lo que las dos curvas muestran una tendencia en aumento similares (Figuras 2 a y b). En este momento es donde se registran los mayores niveles de NH_4^+ de todo el muestreo, tanto en *a* como en *m*; y mayor en el suelo *m* que en el *a* (Figuras 2 c y d).

(3) A los 45 días de que el suelo estuvo inundado, la columna de agua es de 36 cm. Es en este momento cuando la concentración de clorofila 'a' muestra su pico máximo y la curva de OD sigue la misma dinámica (Figuras 2 a y b). El aumento de fitoplancton es considerablemente mayor

en *m* (3189,5 mg.l^{-1} de clorofila 'a') que en *a* (886,1 mg.l^{-1}). Con respecto a los niveles de NO_3^- y NH_4^+ , ambos disminuyen a los valores iniciales.

(4) A los 60 días de la inundación, la columna de agua es de 8 cm. El fitoplancton y OD muestran una notable disminución mientras que los niveles de NO_3^- aumentan y los de NH_4^+ no muestran cambios significativos. (Figuras 2 c y d)

En ML, el valor promedio de NH_4^+ , durante los 60 días que duró la experiencia, fue de 2,44 mg.l^{-1} , mientras que para el NO_3^- fue de 3,14 mg.l^{-1} .

Loma (L)

En L el tiempo de permanencia del agua sobre el suelo fue de 5 días, al comienzo del experimento, el promedio de la altura de la columna de agua fue de 80 cm y al final de 19 cm. En L, la concentración de clorofila 'a' es significativamente menor que en ML (promedios: L: 31,9 mg.l^{-1} ; ML: 584 mg.l^{-1}); similar a lo que ocurre con la concentración de OD (promedio: L: 3,4 mg.l^{-1} ; ML: 11,5 mg.l^{-1}), y los valores de clorofila 'a' no muestran correspondencia con los de OD como ocurre en la ML (coeficiente de correlación entre ambas va-

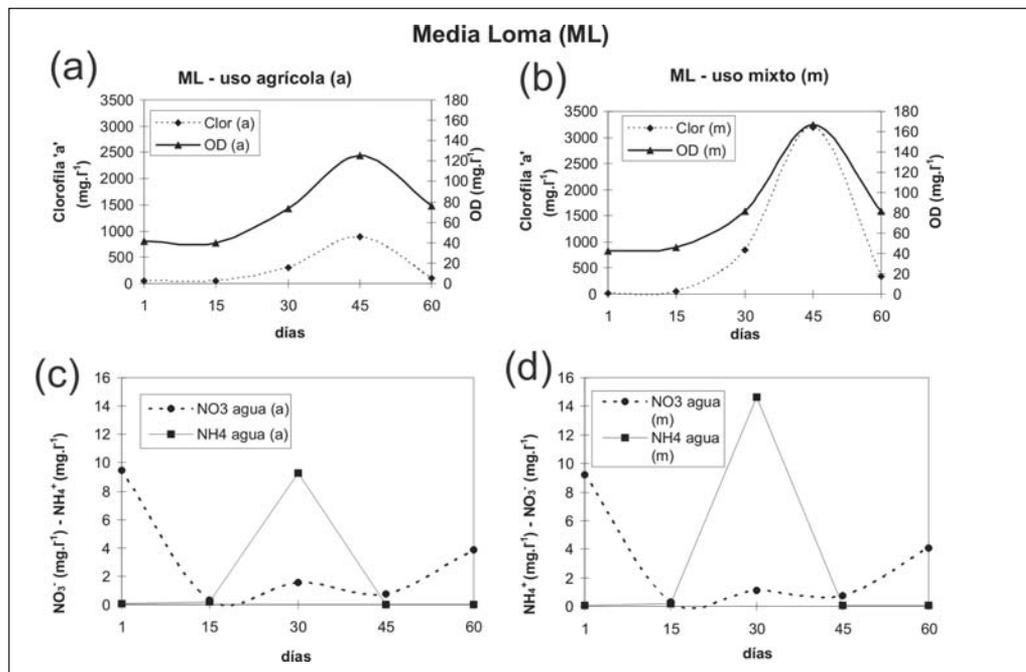


Figura 2. Gráficos Media Loma (ML): (a) Clorofila 'a' y OD (suelo de uso agrícola); (b) Clorofila 'a' y OD (suelo de uso mixto); (c) Nitrato y Amonio (suelo de uso agrícola); (d) Nitrato y Amonio (suelo de uso mixto).

riables: L: 0,27; ML: 0,98) (Figura 3 a y b).

Tanto en *m* como en *a* en L, el NO_3^- muestra un leve aumento al inicio del experimento, para luego disminuir hacia el final del mismo (Figura 3). El OD mostró diferencias en cuanto al uso de suelo, en *a*, disminuye progresivamente de 32,3 mg.l^{-1} al comienzo del experimento hasta 12,7 mg.l^{-1} al final del mismo; mientras que en *m* el OD no muestra variaciones importantes a lo largo de todo el experimento excepto que disminuye levemente al finalizar. La concentración de clorofila 'a' es levemente mayor en *a* que en *m*, aumentando abruptamente en *a* de 0 a 86,5 mg.l^{-1} ; mientras que en *m* tiene un comportamiento muy variable pero con tendencia a aumentar.

La concentración de NH_4^+ en L, no muestra variaciones significativas a través de los cinco días que duró la experiencia, solo un leve aumento en *m* al quinto día (Figura 3 c y d). Al igual que en ML, en L las concentraciones promedio de NH_4^+ (0,065 $\text{mg N-NH}_4^+.\text{l}^{-1}$) son mucho menores a las de NO_3^- (7,72 $\text{mg N-NO}_3^+.\text{l}^{-1}$).

En base a la topografía (L y ML) y tiempo de permanencia del agua sobre el suelo (5 y 60 días), las diferencias en relación a las fracciones de nitrógeno son las si-

guientes: en ML y L, los valores de NO_3^- fueron siempre muy superiores a los de NH_4^+ (promedio NO_3^- : L: 7,72 mg.l^{-1} ; ML: 3,14; NH_4^+ : L: 0,06 mg.l^{-1} ; ML: 2,44 mg.l^{-1}); estos promedios también muestran que los NO_3^- fueron significativamente más altos en L (5 días) que en ML (60 días) ($p=0,02$), mientras que los valores de NH_4^+ , no presentaron diferencias significativas entre L y ML ($p=0,17$).

En base al uso del suelo (*a* y *m*), los valores de ambos iones no mostraron diferencias significativas entre los suelos *a* y *m* (promedio de NO_3^- L-ML: 5,25 (*a*) y 5,61 mg.l^{-1} (*m*); $p=0,39$; NH_4^+ : 0,98 (*a*) y 1,52 mg.l^{-1} (*m*), $p=0,38$).

La concentración de clorofila 'a', fue muy diferente entre ambas topografías o tiempos de permanencia del agua sobre el suelo (promedio ML: 31,94 mg.L^{-1} ; L: 584,7 mg.L^{-1}). Si bien los niveles iniciales son muy semejantes entre L y ML, se diferencian en gran medida en los últimos eventos de muestreo. También se observan diferencias entre suelo *a* y *m* tanto en L como en ML (Figura 2a,b y 3a,b). El sitio con mayor concentración de clorofila 'a' fue el ML *m*, mientras que el de menor fue el L *m*.

El OD mostró valores superiores en el suelo *m* en L. Sin embargo en ML, si bien

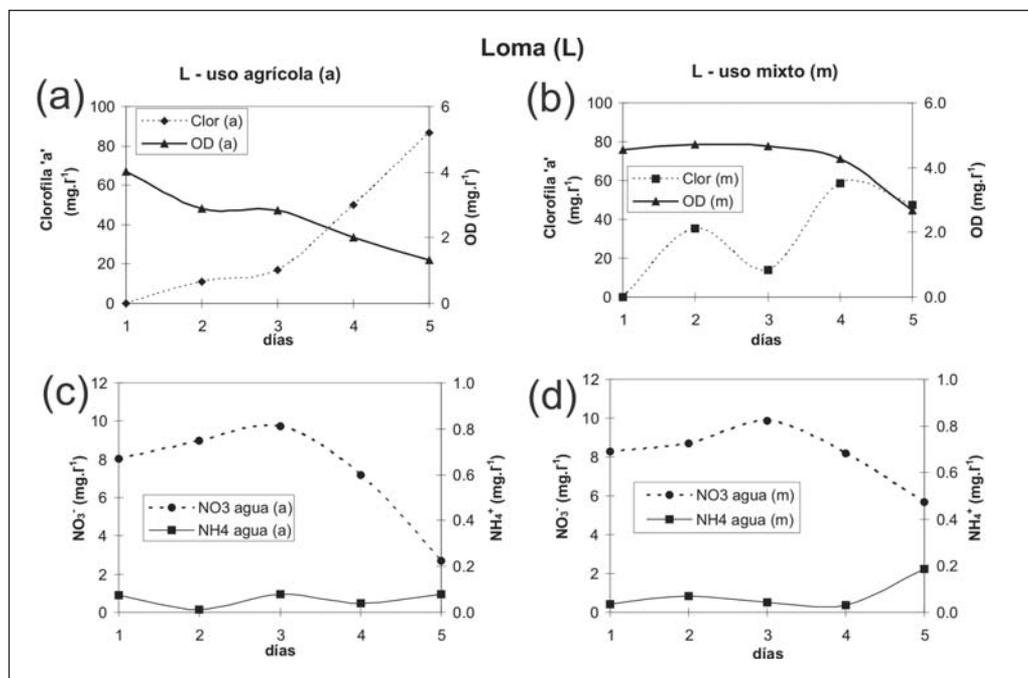


Figura 3. Gráficos Loma (L): (a) Clorofila 'a' y OD (suelo de uso agrícola); (b) Clorofila 'a' y OD (suelo de uso mixto); (c) Nitrato y Amonio (suelo de uso agrícola); (d) Nitrato y Amonio (suelo de uso mixto).

los valores no difieren tanto entre m y a , la curva de OD muestra un pico hacia el final de experimento, que es superior en m .

La dinámica de las variables medidas en este estudio no muestra diferencias en función del uso del suelo, excepto para la clorofila 'a' en L.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La condición de suelo inundado con períodos diferentes de permanencia del agua sobre el suelo (5 y 60 días), produce condiciones diferentes. El caso de la situación de mayor permanencia del agua permitió observar procesos que no alcanzan a ocurrir en la situación de menor tiempo de permanencia. En el primer caso, son posibles los procesos de desnitrificación y nitrificación y por lo tanto se pueden describir ciertos acontecimientos (Tusneem y Patrick, 1971).

Lo primero que ocurre en un suelo que es inundado, es la transformación del suelo en anóxico en menos de un día después de la inundación (Ponnamperumma, 1972; Mitsch y Gosselink, 1993; Gilliam et al, 1999; Chaneton, 2006). A los 15 días de la inundación, los NO_3^- del suelo son consumidos en el proceso de desnitrificación (Tusneem y Patrick, 1971; Ponnamperumma, 1972; Sainz Rozas et al. 2001, 2004) y por lo tanto, los NO_3^- en el agua comienzan a difundir hacia el suelo, provocando una abrupta disminución en la concentración de éstos en el agua. Si bien el proceso de nitrificación (oxidación del NH_4^+ a NO_3^-) en el agua ocurre porque las condiciones para que éste proceso se dé son óptimas, parece ser que la desnitrificación del suelo es en este momento el proceso más importante.

Dada la falta de oxígeno del suelo, la nitrificación allí se ve frenada y el NH_4^+ se acumula en el suelo (Tusneem y Patrick, 1971; Ponnamperumma, 1972). De esta forma, a los 30 días, el NH_4^+ acumulado en el suelo comienza a difundir hacia el agua provocando un incremento del NH_4^+ en ella, que a su vez parece nitrificarse formando NO_3^- (Ponnamperuma, 1972). Este pico de NH_4^+ a los 30 días es mayor en el suelo m que en el a posiblemente debido a que el nitrógeno aportado por el fertilizante en m es en forma de NH_4^+ mientras que en el a es en forma de NO_3^- .

Esta difusión de NH_4^+ desde el suelo al agua y producción de NO_3^- por nitrificación, eleva los niveles de ambos iones en el agua a los 30 días, proveyéndole a los organismos autótrofos nitrógeno para su desarrollo, que ya aumentaba lentamente desde el comienzo del experimento y alcanzan su mayor desarrollo a los 45 días, elevando los niveles de oxígeno de forma importante. Este aumento de fitoplancton es considerablemente mayor en el suelo m que en el a , probablemente debido a que la concentración de NH_4^+ del agua en el primero es aproximadamente el doble que en el segundo.

A medida que el fitoplancton aumenta, hay un mayor consumo de ambas formas de nitrógeno inorgánico, lo que parece explicar la disminución en la concentración de ambos iones a los 45 días y consecuente disminución del fitoplancton hacia el final de experimento. Hacia los 60 días, el consumo por parte del fitoplancton es prácticamente nulo, y la concentración de NO_3^- comienza nuevamente a aumentar.

En el caso del ambiente con cinco días de permanencia del agua sobre el suelo, el desarrollo de los organismos autótrofos es significativamente menor, al igual que los valores de oxígeno, y no parece haber correspondencia entre ambas variables como ocurría en el ambiente de 60 días de inundación.

En el ambiente donde la inundación dura cinco días, el NO_3^- muestra un leve aumento hasta el tercer día, que puede ser atribuido a su liberación desde el suelo al agua. Desde ese momento comienza a disminuir hasta valores menores al inicial posiblemente debido al consumo por parte del fitoplancton. En este ambiente, la concentración de NH_4^+ , oscila entre valores similares durante los cinco días, aunque en m , parece mostrar una tendencia a aumentar hacia el final de experimento.

Dado que la concentración de las fracciones de nitrógeno inorgánicas dependen de la presencia o ausencia del oxígeno así como también los procesos de nitrificación y desnitrificación (Ponnamperuma, 1972), la concentración de ambas formas de nitrógeno inorgánico presentó diferencias de acuerdo al tiempo de permanencia del agua o topografía pero no en función al uso del suelo (agrícola y mixto).

La comparación de las concentraciones de las fracciones de nitrógeno en el agua

antes de inundar el suelo y luego de un día de inundado, permitió corroborar no solo la liberación de NO_3^- desde el suelo al agua, sino la rapidez con que ocurre este proceso (Gabellone *et al*, 2005; Gilliam *et al*, 1999; Kronvang *et al*, 1999; Gilliam *et al*, 1999). Sin embargo no parece haber una transferencia en el mismo sentido para el caso del NH_4^+ en los primeros días después de la inundación.

Las diferencias más importantes que traen aparejados los distintos tiempos de permanencia del agua, fueron por un lado, que un mayor tiempo de permanencia permite al ambiente adaptarse al disturbio que provoca la inundación, y los procesos de nitrificación y desnitrificación que tienen lugar recién después de aproximadamente dos semanas de la inundación, parecen ser los principales causantes de las transformaciones de NO_3^- y NH_4^+ tanto en el agua como en el suelo; y por otro lado, un mayor tiempo de permanencia permite un mayor desarrollo de biomasa fitoplanctónica quien a su vez es responsable del consumo de nitrógeno inorgánico en el agua.

La utilización de experimentos con distintos tiempos de permanencia del agua sobre el suelo, permitió también demostrar que la tendencia del NH_4^+ y del NO_3^- en el ambiente expuesto a un menor tiempo de inundación, correspondió a lo que se observa al comienzo del de mayor tiempo, pero en mayor detalle.

Si bien varios autores explican las elevadas concentraciones de nutrientes en cuencas por el uso agrícola de sus suelos (Edwards *et al*, 2000; May *et al*, 2001; Pieterse *et al*, 2003; Gabellone, *et al* 2005), debe destacarse que en el presente trabajo un suelo de uso mixto mostró similar e incluso en un momento, mayor carga de nitrógeno que el agrícola, por lo que, debe considerarse que un suelo con uso ganadero también recibe aportes de fertilizantes para el crecimiento de forrajeras, y por lo tanto podrá tener efectos similares en su cuenca como un suelo de uso agrícola, con respecto a la carga de nutrientes.

Se concluye que, en cuencas de ríos de llanura con un uso agropecuario del suelo, la incorporación de nitrógeno desde el suelo al agua que lo inunda es importante así como también lo es la dinámica de las formas de nitrógeno inorgánico que tienen influencia directa en el desarrollo de la

biomasa fitoplanctónica del agua. Debe destacarse además, que la dinámica difiere significativamente según el tiempo de permanencia del agua sobre el suelo. Cuando la inundación es prolongada, son posibles los procesos de desnitrificación en el suelo y nitrificación en el agua, provocando la acumulación de NH_4^+ y disminución de NO_3^- en el suelo (desnitrificación), posterior difusión de NH_4^+ desde el suelo, y consecuente acumulación de NO_3^- en el agua (nitrificación); mientras que, cuando el tiempo de permanencia del agua sobre el suelo es menor a una semana, ambos procesos no parecen tener lugar ya que el sistema parece estar adaptándose a las nuevas condiciones.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Ricardo Cavassi (director), Héctor Perez (coordinador general), Carlos Becchi y Carlos Masci (docentes) de la Escuela Agrotécnica Inchausti de Valdés (Partido de 25 de Mayo) por permitirnos trabajar en sus campos, alojarnos durante los días de muestreos y aportarnos datos así como ayudarnos en el mantenimiento de las clausuras. Además, a Elisa Bazzuri (becaria CONICET) por su gran ayuda en muestreos.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, R. 2006. Balance de nitrógeno en cultivos de trigo. INTA, Estación Experimental Agropecuaria Rafaela. Publicación Miscelánea N° 105.
- Andersen, J. M. 1976. An ignition method for the determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research*, 10: 329-331.
- APHA. 1995. Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters, 19th ed. APA/AWWA/WPCF, Washington, DC.
- Bouyoucos, G. J. 1936. Directions for making mechanical analysis of soils by the hydrometer method. *Soil Science*, 42 (3).
- Chaneton, E.E. J. 2006. Las inundaciones en pastizales pampeanos. Impacto ecológico de las perturbaciones naturales. *Ciencia Hoy*, 16 (92): 18-32.
- Convención Ramsar. 2004. The List of Wetlands of International Importance.
- Dean, W. E. Jr. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Sedimentary Petrology*, 44: 242-248.
- Edwards A. C., I. Cook, R. Smart y A.J. Wade. 2000. Concentrations of nitrogen and phosphorus in

- streams draining the mixed land-use Dee catchment, North-East Scotland. *Applied Ecology*, 37 (Suppl. 1): 159-170.
- Gabellone, N. A., M. C. Claps, L. C. Solari y N. C. Neschuk.** 2005. Nutrients, conductivity and plankton in a landscape approach to a Pampean saline lowland river (Salado River, Argentina). *Biogeochemistry*, 75: 455- 477.
- Gilliam, F.S., J. D May, M. A Fisher y D. K. Evans.** 1999. Short-term changes in soil nutrients during wetland creation. *Wetlands Ecology and Management*, 6: 203- 208.
- Imbellone, P. A. y J. E. Giménez.** 1998. Parent materials, buried soils and fragipans in north-western Buenos Aires province, Argentina. *Quaternary International*, 51/52: 115-126.
- Jarvie H. P., B. A. Whitton y C. Neal.** 1998. Nitrogen and phosphorus in east coast British rivers: speciation sources and biological significance. *Science of the Total Environment*, 210/211: 79-110.
- Jarvie H. P., C. Neal, R. J. Williams, M. Neal, H. D. Wickham, L. K. Hill, A. J. Wade, A. Warwick y J. White.** 2002. Phosphorus sources, speciation and dynamics in the lowland eutrophic River Kennet, UK. *Science of the Total Environment*, 282/283: 175- 203.
- Kronvang, B., C. C. Hoffmann, L. M. Svendsen, J. Windolf, J. P. Jensen, y J. DØrge.** 1999. Retention of nutrients in river basins. *Aquatic Ecology*, 33: 29-40.
- May L., W. A. House, M. Bowes y J. MacEvoy.** 2001. Seasonal export of phosphorus from a lowland catchment: upper River Cherwell in Oxfordshire, England. *Science of the Total Environment*, 269: 117-130.
- Mitsch W.J. y J. G. Gosselink.** 1993. *Wetlands*. 2nd edn. Von Nostrand Reinhold, New York.
- Pieterse N.M., W. Bleuten y S.E. JØrgensen.** 2003. Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries. *Hydrobiologia*, 271: 213-225.
- Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado.** 1999. Informe situación base. Anexo Calidad de Agua. Ministerio de Obras Públicas de la Provincia de Buenos Aires.
- Ponnamperuma F.N.** 1972. The chemistry of submerged soils. *Advances in Agronomy*, 24: 29-96.
- Soil Survey Staff.** 1975. *Soil Taxonomy. A Basic System for Making and Interpreting Soil Surveys.* Agriculture Handbook No. 436. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC.
- Solari L. C., M.C. Claps y N.A. Gabellone.** 2002. River-backwater pond interactions in the lower basin of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Archive Hydrobiologia, Suppl.* 141 (Large Rivers 13): 99- 119.
- The Ramsar Convention on Wetlands: List of Wetlands of International Importance.** Ramsar Sites Information Service. [base de datos en línea]. 1996. Disponible en internet: <<http://www.wetlands.org/RSDB/default.htm>> [con acceso: 13 de Junio de 2007].
- Tusneem, M. E. y W.H. Patrick, Jr.** 1971. Nitrogen transformations in waterlogged soil. *Bulletin No.* 657. Louisiana Agricultural Experiment Station, Baton Rouge, Louisiana State University, USA. pp. 1- 75.
- Vandijk G .M., L. Vanliere, W. Admiraal, B. A. Bannik y J. J. Cappon.** 1994. Present state of water-quality of european rivers and implications for management. *Science of the Total Environment*, 145: 187- 195.
- Viglizzo, E.F., Z. E. Roberto, F. Lértora, E. López Fay y J. Bernardos.** 1997. Climate and land-use change in field-crop ecosystems of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 66: 61-70.
- Wetzel R. G. y G. E. Likens.** 1991. *Limnological Analysis.* Ed. Springer-Verlag. 391 pp.
- Young, G.K. Morse, M. D. Skrimshaw, J. H. Kinniburgh, C. L. MacLeod y J.N. Lester.** 1999. The retention between phosphorus and eutrophication in the Thames catchment. UK. *Science of the Total Environment*, 228: 157- 183.