

TRANSPORTE Y DEGRADACIÓN DE NITRATOS EN SUELOS DEL HUMEDAL DE SALBURUA (PAIS VASCO)

E. Ruiz¹, M. Martínez², C. García², J. A. Uriarte² e I. Antigüedad²

¹ Departamento de Ingeniería Química y del Medio Ambiente, Universidad del País Vasco-Euskal Herriko Unibertsitatea, 48013 Bilbao, País Vasco; iaprue@bi.ehu.es

² Departamento de Geodinámica, Universidad del País Vasco-Euskal Herriko Unibertsitatea, 48940 Leioa, País Vasco; inaki.antigüedad@ehu.es

RESUMEN. La evidencia de pérdida de nitratos en las aguas del humedal de Salburua (zona vulnerable a la contaminación por nitratos) se ha estudiado mediante experiencias en columnas de suelo inalterado, lixiviadas con agua y con flujos máxicos de 0.111, 0.884 y 1.57 mg $\text{NNO}_3/\text{día}$. A partir del control de los lixiviados (pH, nitratos, nitritos y amoníaco) y de las variaciones de las características del suelo (pH, C/N, MO, NT, NNH_4 y NNO_3), se han efectuado balances globales de masa para cada constituyente nitrogenado. Se discuten las variaciones observadas en función de los horizontes del suelo y de los flujos ensayados.

ABSTRACT. The losses of nitrates in the waters of Salburua wetland (Nitrate Vulnerable Zone according to the 91/676/CEE European Directive) have been studied through experiences in unaltered soil columns, which were leached with water and with mass flow rates of 0.111, 0.884 and 1.57 mg NNO_3/day . From the control of the leached (pH, nitrates, nitrites and ammonia) and the soil characteristics variations (pH, C/N, OM, TN, NNH_4 and NNO_3), mass global balances have been carried out for every nitrogenous element. The variations observed according to the horizons of the soil and of the rehearsed flows are dicussed.

1. Introducción

La interacción entre los procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en los ecosistemas de los humedales presenta efectos beneficiosos sobre el medio ambiente derivados de la amortiguación de los cambios bruscos del caudal de los ríos asociados y de la mejora de la calidad de sus aguas. La entrada creciente de nutrientes (nitratos, fosfatos), sobre todo en zonas húmedas en áreas de fuerte actividad agraria, bien directamente a través de las aguas superficiales, bien como descarga de aportes subterráneos, afecta la capacidad de los humedales en la depuración de las aguas, lo que puede traducirse en un

deterioro ambiental de los humedales y de los cursos fluviales aguas debajo de éstos (Blackwell et al. 2002).

Los nitratos se ven afectados durante su transporte a través del subsuelo por un conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos que influyen en su movimiento, transformación y distribución. Entre estos están las reacciones de oxidación-reducción (nitrificación-desnitrificación), los procesos de adsorción y absorción, la volatilización de amoníaco y la mineralización de compuestos nitrogenados (Hill, 1996; Hunter et al. 1998).

Consecuencia de algunos de estos procesos es la notable pérdida de nitratos observada en las aguas de algunas zonas húmedas. Este es, precisamente, el caso del humedal de Salburua. Para estudiar con un cierto detalle esta pérdida de nitratos se suelen utilizar diversas metodologías, basadas unas en el seguimiento de la evolución temporal, a distintas profundidades, de los compuestos nitrogenados en el agua del suelo (Sánchez-Pérez et al. 1995; Martínez et al. 2003) o en el agua subterránea (Sánchez-Pérez et al. 2003a), y otras basadas en la realización de ensayos de medida del potencial de desnitrificación del suelo (Haycock y Pinay, 1993; Lowrance et al. 1995; Pinay et al. 1998; Sánchez-Pérez et al. 2003b).

Los métodos basados en el análisis de las aguas del suelo pueden presentar inconvenientes derivados de la dificultad, en el campo, del muestreo frecuente de aguas del suelo a distintas profundidades (Sánchez-Pérez y Morell, 1994). El empleo de lisímetros con grandes bloques de suelo inalterado que incorporasen además la variabilidad espacial resolvería los inconvenientes, pero son demasiado costosos (Ramos y Kücke, 1999). En los ensayos a partir de suelos, éstos se realizan en laboratorio en condiciones óptimas de humedad y contenido en carbono, por lo que los valores obtenidos suelen ser superiores a los que se obtienen en el campo.

La utilización de columnas de suelo inalterado y la reproducción en laboratorio del comportamiento de los compuestos nitrogenados, controlando las condiciones de flujo, la temperatura y las concentraciones de nitratos y demás compuestos, es otra de las metodologías posibles en el estudio de la movilidad y transformaciones de los contaminantes nitrogenados en el suelo (Jørgensen et al.

2004). Este último enfoque ha sido precisamente el seguido por el equipo en los últimos tiempos de la investigación (Ruiz et al. 2004), como complemento al exhaustivo seguimiento de campo, utilizando para ello columnas de suelo inalteradas del humedal de Salburua, en las que se ha estudiado la evolución de la composición de los suelos lixiviados con solución de nitratos operando a diferentes flujos.

2. Material y métodos

2.1. Zona de estudio y muestreos

El Humedal de Salburua está formado por las conocidas como Balsas de Betoño y Zurbano. Esta última posee una extensión de 24 ha y, a diferencia de la de Betoño, no está afectada, por ahora, por la expansión urbanística de Vitoria-Gasteiz (Álava, País Vasco). Estas Balsas naturales forman parte del cinturón verde de la ciudad, una vez que fueron recuperadas, en el 1999, después de décadas en las que sirvieron como campos de cultivo. Están en el Sector Oriental del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz, sector declarado en el 1998 Zona Vulnerable a la contaminación por nitratos de origen agrícola (Directiva 91/676/CEE). En concreto, es en la Balsa de Zurbano donde se centra la investigación, ya que es aquí donde se ha evidenciado una notable pérdida de nitratos en las aguas (Martínez et al. 2001; García-Linares et al. 2003; Sánchez-Pérez et al. 2003b).

La Balsa es alimentada exclusivamente por aportes del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz y por el agua de acequias que sólo drenan campos de cultivo (Arrate, 1994). Aunque la concentración de nitratos es alta en las aguas de entrada ($>50 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$) en la salida no suelen superar los $10 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$, y en algunos piezómetros próximos está por debajo de $1 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$. La presencia de una importante capa de arcillas (hasta 2-3 m), que confiere un carácter localmente semiconfinado al acuífero, los bajos gradientes hidráulicos, el alto contenido en materia orgánica de los suelos, su humedad permanentemente alta (por ser zona de descarga del acuífero) y el bajo contenido de oxígeno disuelto en las aguas del subsuelo, son factores que favorecen la pérdida de nitratos en el entorno de la Balsa. Así, ésta cumple una importante función depuradora natural (Martínez et al. 2001; García-Linares et al. 2003).

Los suelos de la Balsa, constituidos por limos, arcillas, arenas y gravas, en diferente proporción y secuencia, forman un acuífero de carácter general semiconfinado. Estos depósitos descansan sobre un sustrato margoso, de carácter impermeable. La medida de la tasa de desnitrificación por el método por bloqueo con acetileno en varios suelos de la Balsa ha permitido establecer tasas del orden de 20 mg N/día*kg de suelo en el horizonte A y entre 0.1 y 1.1 mg N/día*kg en el horizonte B2 (Sánchez-Pérez et al. 2003b).

El nivel piezométrico se encuentra a una profundidad que oscila entre los 2.5 m, en estiaje avanzado, y su afloramiento en áreas encharcadas en periodos de fuertes lluvias.

En Enero de 2004 se tomaron muestras alteradas de suelo en dos zonas (A y B) próximas del entorno de la Balsa, para su caracterización, y, en el mismo lugar, columnas de suelo inalteradas para su lixiviación controlada en laboratorio. La extracción de las columnas inalteradas (1 metro de profundidad) se realizó mediante martillo percutor, con tubos de PVC de 1 m de longitud y 45 mm de diámetro.

2.2. Análisis de los suelos originales

Las muestras de suelo alteradas se caracterizaron (estado inicial) para tres horizontes diferentes, tanto física (textura y estructura) como químicamente (pH, % humedad, % MO, % NT, C/N, NNH_4 , NNO_3) siguiendo los métodos de Sparks et al. (1996). Los análisis se realizaron en el suelo original (Tabla 1) y en el de las columnas tras su lixiviación (estado final). La diferencia de contenidos en compuestos nitrogenados es lo que permite realizar los cálculos que se discuten más tarde.

La lixiviación de las columnas inalteradas se realizó, a partir de la humedad natural del suelo con un flujo continuo de agua y con una solución de nitratos operando con tres flujos máxicos diferentes de 0.111, 0.884 y $1.57 \text{ mg NNO}_3/\text{día}$. Se trabajó con flujo ascendente (simulando el flujo natural), recogiendo los lixiviados en la parte superior de la columna, y a temperatura ambiente, en laboratorio, aproximadamente de $19 \text{ }^\circ\text{C}$. Los lixiviados se filtraron con filtro Whatman de $0.45 \mu\text{m}$ y se analizaron de forma periódica, determinándose pH, nitratos, nitritos y amoniaco (APHA, AWWA, WPCF, 1998). Dado que el objetivo de este trabajo es establecer los balances de masa en las columnas para los diferentes compuestos nitrogenados, no se consideran aquí los aspectos relacionados con las variaciones del flujo de agua en los diversos tratamientos (Ruiz et al. en preparación).

3. Resultados y discusión

El suelo está escasamente drenado y estaba húmedo casi en su totalidad en el momento del muestreo. Presenta 3 horizontes: uno superficial (A, 0-40; 0-35 cm) de color negro pardusco, textura arcillo-arenosa y con abundantes raíces de tamaño fino y muy fino. Un horizonte subsuperficial (B1_g, 40-90; 35-65 cm) de color pardo grisáceo, textura arcillosa y aparición de bandas de oxidación-reducción del hierro y manganeso, aparición de nódulos calcáreos. Un horizonte subsuperficial (B2_g, 90-100; 65-85 cm) de color pardo-rojizo oscuro, textura arcillo-limosa y abundantes manchas de oxidación-reducción de gran tamaño.

Las características físico-químicas del suelo (Tabla 1) muestran un alto contenido en materia orgánica (% MO), especialmente en el horizonte superficial A (parte superior de la columna), y ligero contenido en N amoniacal y N en forma de nitratos. La relación C/N es especialmente alta en la parte inferior de la columna (perfil B2_g) debido al bajo contenido en nitrógeno total (NT) de la muestra. El carácter arcilloso del suelo junto con el alto contenido en MO podría argumentar la capacidad de este suelo para sufrir reacciones

de nitrificación-desnitrificación bajo las condiciones existentes en el suelo.

3.1. Lixiviación de las columnas

Se han realizado, durante un período del orden de 140 días, diferentes tratamientos de las columnas inalteradas, empleando tres dosis diferentes de nitratos (0.111, 0.884 y 1.57 mg $\text{NNO}_3/\text{día}$, citadas como Nitratos 1, 2 y 3, respectivamente). Además, una cuarta columna fue lixiviada con agua pura (control), utilizándose con fines de comparación. Las columnas control y Nitratos 1 corresponden a la zona A mientras que las columnas Nitratos 2 y 3 lo son de la zona B. Los datos globales del contenido de los lixiviados obtenidos de la operación de las columnas, expresados en mg N acumulado, se recogen en la Tabla 2.

La columna tratada con agua (control) presenta una cantidad de nitrógeno total lixiviado de 17.2 mg NT, con un mayor contenido de nitratos que de amoníaco. El alto contenido de nitratos en este lixiviado es, incluso, mayor que el obtenido en la lixiviación con flujo bajo (0.111 mg $\text{NNO}_3/\text{día}$; Nitratos 1), pudiendo estar asociado a la propia solubilización del NNO_3 del suelo y a la existencia de reacciones de amonificación del nitrógeno orgánico del suelo y posterior oxidación del amoníaco a nitratos (Ruiz et al. 2004).

Los datos obtenidos de la lixiviación con nitratos permiten establecer relaciones con el flujo másico (mg $\text{NNO}_3/\text{día}$). Con flujo bajo (Nitratos 1) las cantidades de nitrógeno total lixiviado (NT) supusieron un 77.5% del NNO_3 adicionado, con un contenido de nitrógeno amoniacal

del 26.29% del NT. Con flujo más alto (Nitratos 2) lixivió un 42.6% del NNO_3 adicionado, y fue un 44.7% con el mayor flujo (Nitratos 3). Se puede establecer una dependencia (Fig. 1) entre el flujo de nitratos y el % NT lixivado; a partir de las experiencias realizadas, dicha dependencia es de tipo exponencial, si bien sería necesario mayor número de ensayos.

Existen pérdidas importantes de nitrógeno en las columnas al aumentar el flujo másico de 0.111 a 0.884 mg $\text{NNO}_3/\text{día}$, pasando de un 22.5 a un 57.4% (Tabla 2). Estas pérdidas del nitrógeno inorgánico, podrían estar asociadas a procesos de adsorción en el propio suelo o a transformaciones microbiológicas (desnitrificación, reducción disimilativa) (Ruiz et al. 2004).

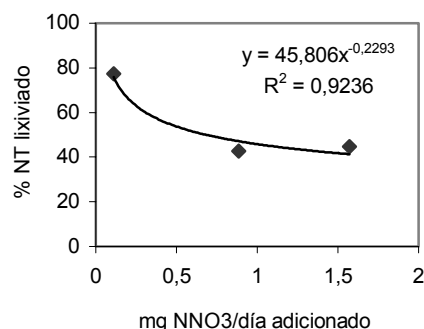


Fig. 1. Variación del % NT lixivado frente al flujo adicionado (mg $\text{NNO}_3/\text{día}$)

Tabla 1. Caracterización físico-química del suelo de la Balsa (zona A y B)

Horizonte	Zona A			Zona B		
	A	B1 _g	B2 _g	A	B1 _g	B2 _g
Profundidad	0-40	40-90	90-100	0-35	35-65	65-85
pH	8.31	8.61	8.58	8.3	8.5	8.6
Materia orgánica (% MO)	3.54	1.3	0.79	4.06	1.19	0.65
Nitrógeno total (% NT)	0.24	0.1	0.05	0.25	0.08	0.04
C/N	8.58	7.56	9.19	9.44	8.65	9.45
mg NNH_4/kg suelo seco	1.06	0.23	0.15	1.48	0.62	nd
mg NNO_3/kg suelo seco	1.99	0.08	0.04	1.65	0.54	nd

3.2. Suelos tras lixiviación

El estudio del efecto sobre los suelos de la adición de nitratos se ha llevado a cabo mediante análisis de los suelos antes (Tabla 1) y después del tratamiento de lixiviación. Para poder comparar los datos, las columnas se dividieron en tres partes, correspondientes a las alturas de cada horizonte, se pesaron y con la humedad del suelo se calculó el peso de suelo seco asociado a cada horizonte. Los datos representados en las Fig(s). 2, 3 y 4 recogen las diferencias, expresadas en peso, de los contenidos en constituyentes nitrogenados, en MO y en la relación C/N y en el pH entre los estado final e inicial del suelo.

Se aprecia una pérdida de materia orgánica (MO) en el horizonte A, al aumentar el flujo de nitratos; dicha pérdida es especialmente importante para el flujo de 1.57 mg $\text{NNO}_3/\text{día}$. En el horizonte B2_g aumenta el contenido de MO del suelo, especialmente en el tratamiento con 0.884 mg $\text{NNO}_3/\text{día}$. La acumulación de amoníaco en el perfil superior del suelo (horizonte A) es especialmente importante en el control y en el tratamiento con 0.111 mg $\text{NNO}_3/\text{día}$. La pérdida de nitratos en el horizonte A es especialmente significativa para estos dos tratamientos, pero los nitratos aumentan en el horizonte B2_g, sobre todo con el tratamiento de 0.884 mg $\text{NNO}_3/\text{día}$.

Considerando que los flujos de nitrógeno inorgánico se dan en la vertical se han efectuado balances globales de

masa de diferentes constituyentes (NNH_4 , NNO_3 , NT, MO) en las columnas de suelo.

$$\Delta N_{sul} = N_{ad} - N_{lix} + N_{micr}$$

donde:

ΔN_{sul} = cambio de las reservas de nitrógeno inorgánico (N inicial suelo – N final suelo)

N_{ad} = nitrógeno inorgánico adicionado (NNO_3)

N_{lix} = pérdida por lixiviación en el suelo.

N_{micr} = transformación microbiológica de nitrógeno inorgánico en el suelo

La transformación microbiológica de nitrógeno inorgánico en el suelo es igual a:

$$N_{micr} = N_{mi} - N_{de} - N_{vo}$$

donde:

N_{mi} = nitrógeno mineralizado

N_{de} = pérdida por la desnitrificación de nitratos

N_{vo} = pérdida de amonio por volatilización

Si N_{micr} es positiva hay fijación de nitrógeno en el suelo, mientras que si es negativa habrá pérdida de amonio por volatilización o pérdida por desnitrificación de nitratos con volatilización de nitrógeno molecular u óxidos de nitrógeno.

Aplicando este balance para el nitrógeno como nitratos, y para el caso del tratamiento con 0.111 mg NNO_3 /día (Nitratos 1), la cantidad de nitratos transformados mediante reacciones biológicas (N_{micr}) sería de 9.89 mg NNO_3 . (Tabla 3).

Tabla 2. Contenidos de nitrógeno acumulado como nitratos, amoniaco, nitritos en el lixiviado, como mg N, en las diferentes experiencias.

Tratamiento	Agua	Nitratos1	Nitratos2	Nitratos3
Flujo, mg NNO_3 /día	0	0.111	0.884	1.57
mg NNO_3 adicionados	0	21.04	123.8	110
mg NNO_3 lixiviados	15.46	11.94	50.63	44.41
mg NNH_4 lixiviados	1.56	4.28	1.28	2.85
mg NNO_2 lixiviados	0.178	0.060	0.808	1.86
mg NT lixiviado	17.20	16.28	52.72	49.12
% NT lixiviados	--	77.5	42.6	44.7

Un balance análogo para otros constituyentes conduce a un resultado positivo de 23.63 mg de NNH_4 para ese mismo tratamiento (Nitratos 1), es decir a un aumento de amoniaco en el suelo debido a reacciones biológicas. En el caso del nitrógeno orgánico ocurrió una pérdida de 885 mg, lo que conduce a que en total la pérdida de nitrógeno en la columna es del orden de 871.3 mg NNO_3 . Estas pérdidas se asocian en principio a mineralización del nitrógeno orgánico con formación de amoniaco (lo que justifica el aumento de amoniaco en el suelo que se presenta en la Fig. 2), con adsorción del amoniaco en el suelo arcillo-arenoso, y pérdidas principalmente por volatilización.

Reacciones de reducción disimilativa o bien reacciones anammox (Ruiz et al. 2004) podrían justificar,

adicionalmente, las pérdidas de nitratos en el suelo recogidas en la misma figura.

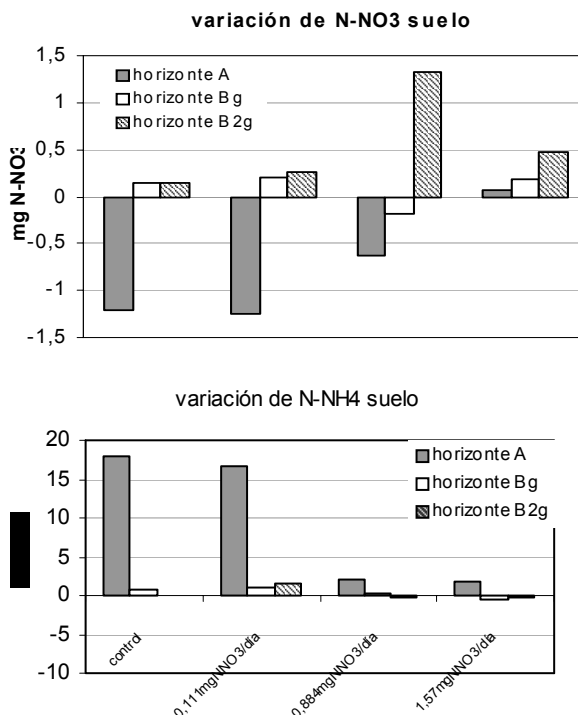


Fig. 2. Variación del contenido en nitratos y amoniaco en los suelos lixiviados.

La disminución del pH en el suelo tras lixiviación (Fig. 4) se justifica por la ocurrencia de reacciones de amonificación que aumentarían el contenido de CO_2 en el agua de los poros (Eiswirth y Hotzl, 1997). Estos suelos presentan pérdida de MO (1262 mg) y nitrógeno orgánico (885 mg N) con un aumento en la relación C/N de 8.67 (Fig. 3).

La comparación con la columna control (lixiviación con agua) permite establecer diferencias significativas respecto a la pérdida de N orgánico del suelo. La adición de NNO_3 favorecería la transformación de nitrógeno orgánico del suelo (Clément et al. 1995; Kimmelshue et al. 1995) y posteriores reacciones anaerobias con acumulación de amoniaco en el suelo (Fig. 2). La mayor presencia de nitratos en los suelos lixiviados con agua, denota las posibles reacciones de nitrificación del amoniaco formado a nitratos.

En los suelos lixiviados a flujos máxicos altos (Nitratos 2 y Nitratos 3) la cantidad de nitratos transformados mediante reacciones biológicas sería de 73.67 y 56.03 mg NNO_3 , respectivamente (Tabla 3). Un balance análogo para el nitrógeno amoniacal conduce a un resultado positivo de 3.41 y 3.84 mg NNH_4 , es decir a un aumento de amoniaco muy inferior al obtenido con flujo bajo (Fig. 2). Esto junto con las menores pérdidas de nitrógeno orgánico llevaría a concluir que las transformaciones biológicas del nitrógeno en estos casos estarían asociadas, principalmente, a pérdidas por desnitrificación. El elevado grado de saturación del suelo (Jørgensen, 1995), el alto contenido en nitratos aportados a flujo alto, y la falta de oxígeno favorecería el desarrollo de microorganismos que emplean

Tabla 3. Variaciones globales de compuestos nitrogenados, asociadas a transformaciones microbiológicas, para las diferentes experiencias.

Tratamiento	ΔNNH_4 mg	ΔNNO_3 mg	$\Delta\text{N mineral}$ mg	$\Delta\text{N orgánico}$ mg	ΔMO mg	ΔpH
Agua	20.43	13.29	33.73	- 565	- 917	-0.43
Nitratos1	23.63	- 9.89	13.74	-885	- 1262	-0.85
Nitratos2	3.41	-73.67	-70.26	-202	121	-0.07
Nitratos3	3.84	-56.03	- 52.19	-154	-8161	-0.11

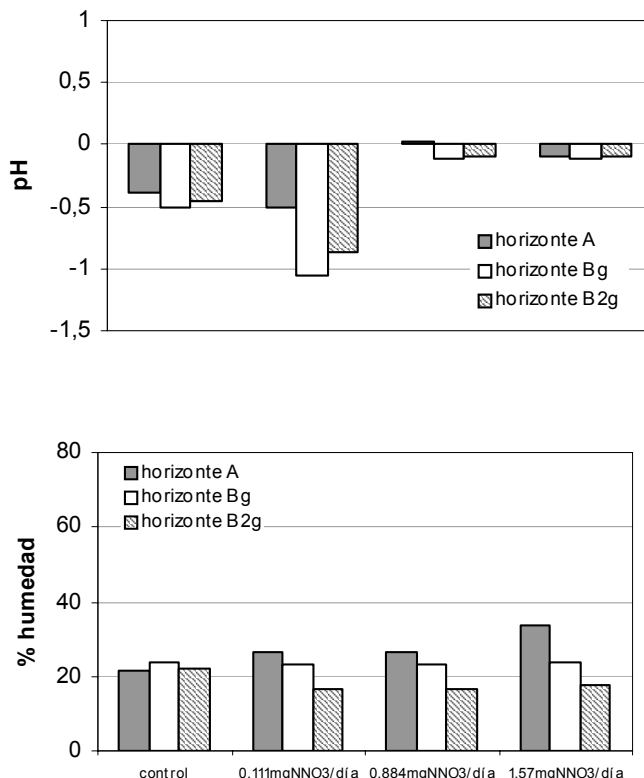
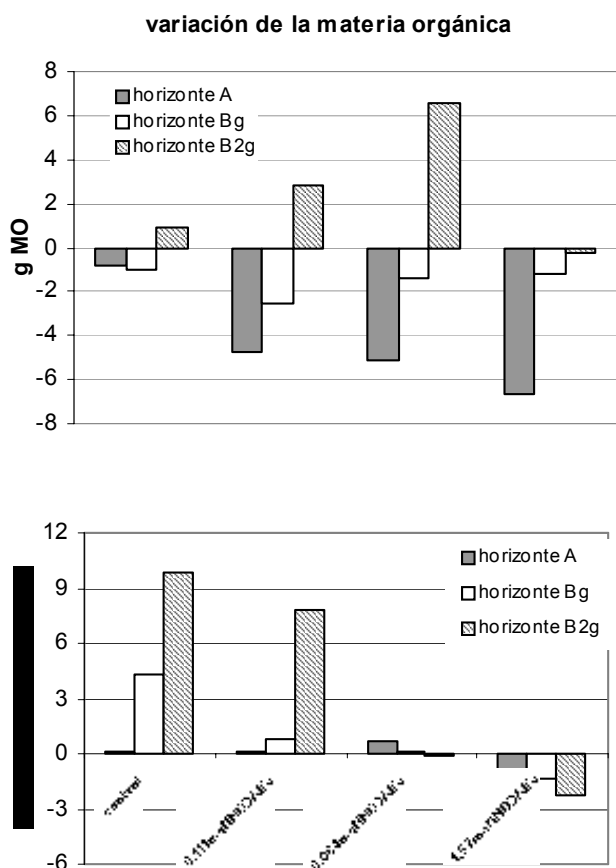


Fig. 3. Variación de la materia orgánica (MO) y relación C/N en los suelos lixiviados.

Fig. 4. Variación del pH y humedad en los suelos lixiviados.

nitrato en vez de oxígeno en su respiración y produciría la desnitrificación (Korom, 1992).

El balance global de nitrógeno en los suelos para los dos últimos tratamientos establece para Nitratos 2 pérdidas de 272.26 mg N y para Nitratos 3 de 206.19 mg N. Considerando un peso de suelo seco de 2.2 kg y para un tiempo de lixiviación de 140 días de operación, se podría estimar una tasa de pérdida de nitrógeno para cada tratamiento, con valores de 0.884 y 0.669 mg N/día*kg suelo seco, respectivamente

4. Conclusiones

La reciente recuperación de la zona húmeda conocida como Balsa de Zurbano, incluida en una zona declarada vulnerable a la contaminación por nitratos, ha permitido evidenciar su funcionalidad desde el punto de vista bioquímico. Las aguas descargadas de la Balsa muestran una notable pérdida de nitratos respecto a las aguas de entrada.

La lixiviación controlada en laboratorio de columnas de suelo inalterado de la Balsa, ha permitido, mediante el control másico de entradas y salidas, establecer balances de nitrógeno. Existen pérdidas de nitrógeno especialmente significativas en las columnas lixiviadas con flujos bajos de nitratos (Nitratos 1), asociadas a pérdida de materia orgánica (MO) y acumulación de amoníaco. Las pérdidas podrían estar asociadas a reacciones de mineralización y

posteriores reacciones de reducción disimilativa o bien reacciones anammox.

Bajo condiciones de flujo alto, Nitratos 2 y Nitratos 3, las pérdidas estarían asociadas a reacciones de desnitrificación, dada la disminución del nitrógeno mineral del suelo y del nitrógeno orgánico. Dicha desnitrificación es especialmente importante en el tratamiento Nitratos 2 y Nitratos 3, con valores de 0.884 y 0.669 mg N/día*kg suelo seco, respectivamente.

El control de las emisiones gaseosas (óxidos de nitrógeno y nitrógeno gas) permitiría evaluar con más detalle las transformaciones microbiológicas de nitrógeno y cuantificar las pérdidas debidas a reacciones de desnitrificación. Es lo que se está haciendo actualmente con nuevas columnas de suelo de la Balsa de Zurbano.

Agradecimientos. Al Ministerio de Ciencia y Tecnología (proyecto REN2002-01705/HID) y a la Universidad del País Vasco (UPV-EHU).

Referencias

- APHA, AWWA, WPCF, 1998. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. *Díaz de Santos*, Madrid, (in Spanish).
- Arrate, I., 1994. Estudio hidrogeológico del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz (Araba, País Vasco). Tesis Doctoral. Univ. P. Vasco.
- Blackwell, L.A., Hogan, D., y Maltby, E., 2002. Wetlands as Regulators of Pollutant Transport. CBA International. Agriculture, Hydrology and Water Quality. Eds P.M. Haygarth and S.C. Jarvis. 321-339
- Clément, A., Ladha, J.K., y Chalifour, F.P., 1995. Crop residue effects on nitrogen mineralization, microbial biomass and rice yield in submerged soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1595-1603.
- Eiswirth, M. y Hotzl, H., 1997. The impact of leaking sewers on urban groundwater. In: Chilton et al. (ed.): *Groundwater in the urban environment*. Vol 1, Problems, Processes and Management, 399-404.
- García-Linares, C., Martínez-Santos, M., Martínez-Bilbao, V., Sánchez-Pérez, J.M. y Antigüedad, I., 2003. The functionality of a restored wetland in nitrate elimination. The example of the peri-urban wetland of Vitoria-Gasteiz (Basque Country, North Spain). *Hydrology and the Earth Sciences System*, 7: 109-121.
- Haycock, N.E. y Pinay, G. 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian *Environmental Quality*, 22: 273-278.
- Hill, A.R. (1996). Nitrate removal in stream riparian zones. *J. Environ. Qual.* 25:743-755.
- Hunter, K.S., Wang, Y. y Van Cappellen, P., 1998. Kinetic modeling of microbially-driven redox chemistry of subsurface environments: coupling transport, microbial metabolism and geochemistry. *J. Hydrol.*, 209: 53-80.
- Jørgensen, P.R. 1995. Flow and contaminant transport in fractured clayey till. PhD thesis, University of Copenhagen, Denmark.
- Jørgensen, P.R., Urup, J., Helstrup, T., Jensen M.B., Eiland, F. y Vinther, F., 2004. Transport and reduction of nitrate in clayey till underneath forest and arable land. *J. Contaminant Hydrology*, 73: 207-226.
- Kimmelshue, J.E., William, J.D. y Volk, R.J., 1995. Water management effects on mineralization of soil organic matter and corn residue. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59: 1156-1162.
- Korom, S.F., 1992. Natural denitrification in saturated zone: a review. *Water Resour. Res.*, 28: 1657-1668.
- Lowrance, R., Vellidis, G. y Hubbard, R.K., 1995. Denitrification in a restored riparian forest wetland. *J. Environ. Qual.*, 21 (3): 808-815.
- Martínez, M., García, C., Antigüedad, I., Sánchez-Pérez, J.M. y Aizpurua, A., 2001. Funcionalidad de las zonas húmedas del cinturón peri-urbano de Vitoria-Gasteiz: Consecuencias sobre la desnitrificación de las aguas subterráneas. *Temas de Investigación en Zona no Saturada*. Eds. López y Quemada. 147-156. Pamplona.
- Martínez, M., García-Linares, C., Sánchez-Pérez, J.M., Aizpurua, A., Ruiz de Loizaga, I. y Antigüedad, I., 2003. Lixiviación de nitratos bajo cultivo de remolacha en la zona vulnerable del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz (País Vasco). *Estudios en la Zona no Saturada del Suelo*. Eds. Alvarez-Benedí y Marinero, Vol. VI, 25-32.
- Pinay, G., Ruffinori, C., Wondzell, S. y Gazelle, F., 1998. Change in groundwater concentration in a large river floodplain: denitrification, uptake or mixing. *Journal of the North American Benthological Society*, 17 (2): 179-189.
- Ramos, C. y Kücke, M., 1999. Revisión crítica de los métodos de medida de la lixiviación de nitratos en suelos agrícolas. *Estudios de la Zona Saturada del Suelo*. Eds. Muñoz-Carpena, Ritter y Tascón. ICIA: Tenerife. 25-32.
- Ruiz, E., de Miguel, N., Martínez, M., García, C., Uriarte, J.A., Antigüedad, I. y Sánchez-Pérez, J.M., 2004. Funcionalidad del humedal de Salburua (País Vasco) en la eliminación de compuestos nitrogenados. Ensayos en columnas de suelo en laboratorio. IV Congreso Ibérico Gestión y Planificación del Agua. Tortosa. En CD.
- Ruiz, E., Martínez, M., de Miguel, N., García, C., Uriarte, J.A., Antigüedad, I. y Sánchez-Pérez, J.M. (en preparación). Transformation of nitrate in Zurbano wetland. Experiments in the soil columns (Basque Country, North of Spain).
- Sánchez-Peréz, J.M. y Morell, I., 1994. Precauciones de uso de los tomamuestras de succión equipados con porcelana porosa. *Investigación en Zona No Saturada*. Ed. Morell, 9-15. Castelló.
- Sánchez-Pérez, J.M., Antigüedad, I., Arrate, I., Ruiz, M. y Morell, I., 1995. Influencia del lavado de nitratos del suelo sobre la contaminación de las aguas subterráneas del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz (País Vasco). *Avances en la Investigación en Zona No Saturada* (Eds. Antigüedad y Gonzalo). 71-85. Gobierno Vasco.
- Sánchez-Peréz, J.M., Bouey, C., Sauvage, S., Teissier, S., Antigüedad, I. y Vervier, P., 2003a. A standardized method for measuring in situ denitrification in shallow aquifers: Numerical validation and measurements in riparian wetlands. *Hydrology and the Earth Sciences System*, 7: 87-96.
- Sánchez-Pérez, J.M., Iribar, A., Martínez, M., García-Linares, C. y Antigüedad, I., 2003b. Eliminación de nitratos por desnitrificación en la zona no saturada del suelo en un humedal del cinturón peri-urbano de Vitoria-Gasteiz. *Estudios en la Zona no Saturada del Suelo*. Eds. Alvarez-Benedí y Marinero, Vol. VI, 385-390.
- Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnson, C.T. y Sumner, M., 1996. *Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods*. Soil Science Society of America Book Series, No. 5. Madiso