

# Atenuación de nitratos en el Humedal de Salburua (País Vasco). Contexto hidrogeológico

I. Antigüedad<sup>(1)</sup>, M. Martínez-Santos<sup>(1)</sup>, M. Martínez<sup>(1)</sup>, B. Muñoz<sup>(2)</sup>, A. Zabaleta<sup>(1)</sup>, J. Uriarte<sup>(1)</sup>, T. Morales<sup>(1)</sup>, V. Iribar<sup>(1)</sup>, J.M. Sánchez<sup>(3)</sup> y E. Ruiz<sup>(2)</sup>

(1) Departamento Geodinámica. Universidad del País Vasco-Euskal Herriko Unibertsitatea. Facultad de Ciencia y Tecnología. 48940 Leioa (Bizkaia)

inaki.antiguedad@ehu.es, miren.martinez@gmail.com, miryameguiluz@gmail.com, ane.zabaleta@ehu.es, jesus.uriarte@ehu.es, tomas.morales@ehu.es, vicente.iribar@ehu.es

(2) Departamento de Ingeniería Química y del Medio Ambiente. Universidad del País Vasco-Euskal Herriko Unibertsitatea. Escuela Superior de Ingeniería. 48013 Bilbao.  
bmunoz001@ikasle.ehu.es, estilita.ruiz@ehu.es

(3) ECOLAB. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse (ENSAT). Avenue de l'Agrobiopole. 31326 Castanet Tolosan (France).  
sanchez@cict.fr

## RESUMEN

El Humedal de Salburua se encuentra en una zona vulnerable a la contaminación por nitratos. Su recuperación, tras décadas desecado, puso en evidencia una notable atenuación de los nitratos en las aguas subterráneas procedentes de zonas cultivadas, con contenidos habituales por encima de 50 mg/l NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. La instalación de una densa red piezométrica ha permitido una aproximación a los procesos de atenuación y el conocimiento del contexto hidrogeológico. Aunque hay evidencia de dilución el proceso principal parece ser la desnitrificación, la heterótrofa y la autótrofa, pudiendo estar la diferencia marcada por la posición del sustrato margoso. Diversos ensayos con suelos del humedal han mostrado su potencial desnitrificador. Se repasan las condiciones adecuadas para la atenuación que se dan en este humedal.

Palabras clave: desnitrificación, hidrogeología, humedal, nitratos, zona riparia

## ***Nitrate attenuation in the Salburua wetland (Basque Country). Hydrogeological context***

### ABSTRACT

*The Salburua wetland is located within a vulnerable zone (quaternary aquifer) related to the farming origin nitrate pollution. The restoration of the wetland, which was drained some decades ago, has evidenced the attenuation of nitrates in groundwater entering from farmlands, which exceed 50 mg/l NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. The recently installation of piezometric network has allowed to characterize the groundwater flow pattern and determine the hydrogeological context of nitrate loss processes. Despite the dilution is happening the most important process seems to be the denitrification, either heterotrophic or autotrophic, probably depending on marly substratum position. The potential of denitrification has been measured in the soils and the values are really highs. This paper focuses on the right conditions for denitrification in the wetland.*

*Key words: denitrification, hydrogeology, nitrates, riparian zone, wetland*

## Introducción

### ***Zona vulnerable de Vitoria-Gasteiz***

Conforme a la Directiva 91/676, y al RD 261/1996, sobre protección de las aguas contra la contaminación por nitratos de origen agrario, el Gobierno Vasco en 1998 declaró zona vulnerable (ZV) el Sector Oriental de la Unidad Hidrogeológica Vitoria-Gasteiz (figura 1), que incluye un humedal recuperado (Humedal de Salburua). La ZV cubre 94 km<sup>2</sup>, e incluye los depósitos fluvio-aluviales del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz, y terrenos de borde. Se da una

importante actividad agraria, centrada en el cultivo de patata y remolacha (regadío) y cereales. El espesor medio de los depósitos cuaternarios es de 5 m, y el máximo de 11 m, estando el nivel piezométrico entre 0 m, en el humedal, y 3 m en amplias zonas de la ZV. El acuífero descansa sobre un paquete de margas. El río Alegria, que atraviesa de E a W la zona recibiendo aportes de arroyos y de la densa red de acequias que drenan el acuífero, es el único eje de descarga de las aguas subterráneas de la ZV. En abril 2008, el Gobierno Vasco amplió la ZV, incorporando el Sector Dulantzi (figura 1), lo que hace un total de 140 km<sup>2</sup>.

La extensión del acuífero, con notable ocupación

de cultivos, su escaso espesor saturado, y factores agravantes (recirculación del retorno de riegos, etc.) posibilitaron que las aguas subterráneas alcanzasen niveles superiores a 200 mg NO<sub>3</sub>/l, al inicio de los 90 (Arrate, 1994; Arrate *et al.*, 1997), si bien por causas diversas (reducción en las dosis de abonado, uso de aguas superficiales para regadío, etc.) la concentración ha descendido de forma apreciable, estando en los últimos años en unos 60-80 mg/l, por encima aún del límite (50 mg/l) marcado por la Directiva (Martínez, 2008).

**Humedal de Salburua**

Este humedal, parte del “Anillo Verde” de la ciudad de Vitoria-Gasteiz, tiene dos lagunas (figura 2). La

occidental, Balsa de Betoño (20 ha), limitando con la ciudad, y la oriental (28 ha), Balsa de Zurbano. En máxima inundación suman 66 ha de lámina de agua, una tercera parte de la superficie total del humedal (CEA, 2004). Por el W de la Balsa de Zurbano discurren los arroyos Errekaleor y Santo Tomas, que confluyen. Por el E, el arroyo Errekabarri (Z5), que como los anteriores aporta sus aguas al río Alegria. Este humedal es parte de la Convención RAMSAR desde 2002. Este trabajo se centra en la Balsa de Zurbano, en la que estudios previos (García-Linares *et al.*, 2003 y 2005; Martínez *et al.*, 2001) evidenciaron pérdidas de nitratos. La de Betoño se ha descartado por la expansión urbanística.

Hasta 1857 el humedal se conservaba más o menos natural, aunque hay referencias de limpieza de acequias en el siglo XV (CEA, 2004). Existen evidencias de

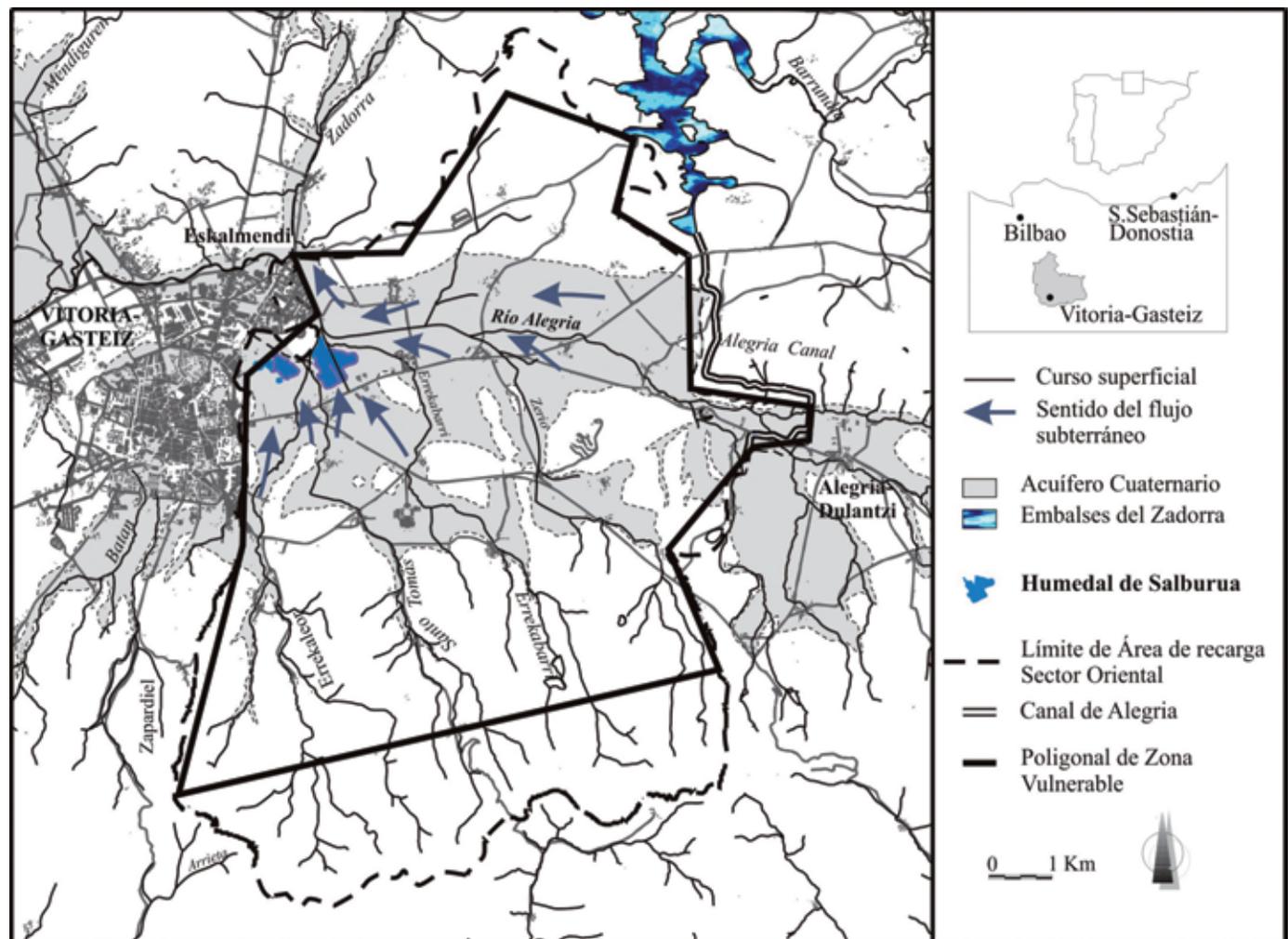


Figura 1. Sector Oriental del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz (Zona Vulnerable)  
 Figure 1. East Sector of the quaternary aquifer of Vitoria-Gasteiz (Vulnerable Zone)

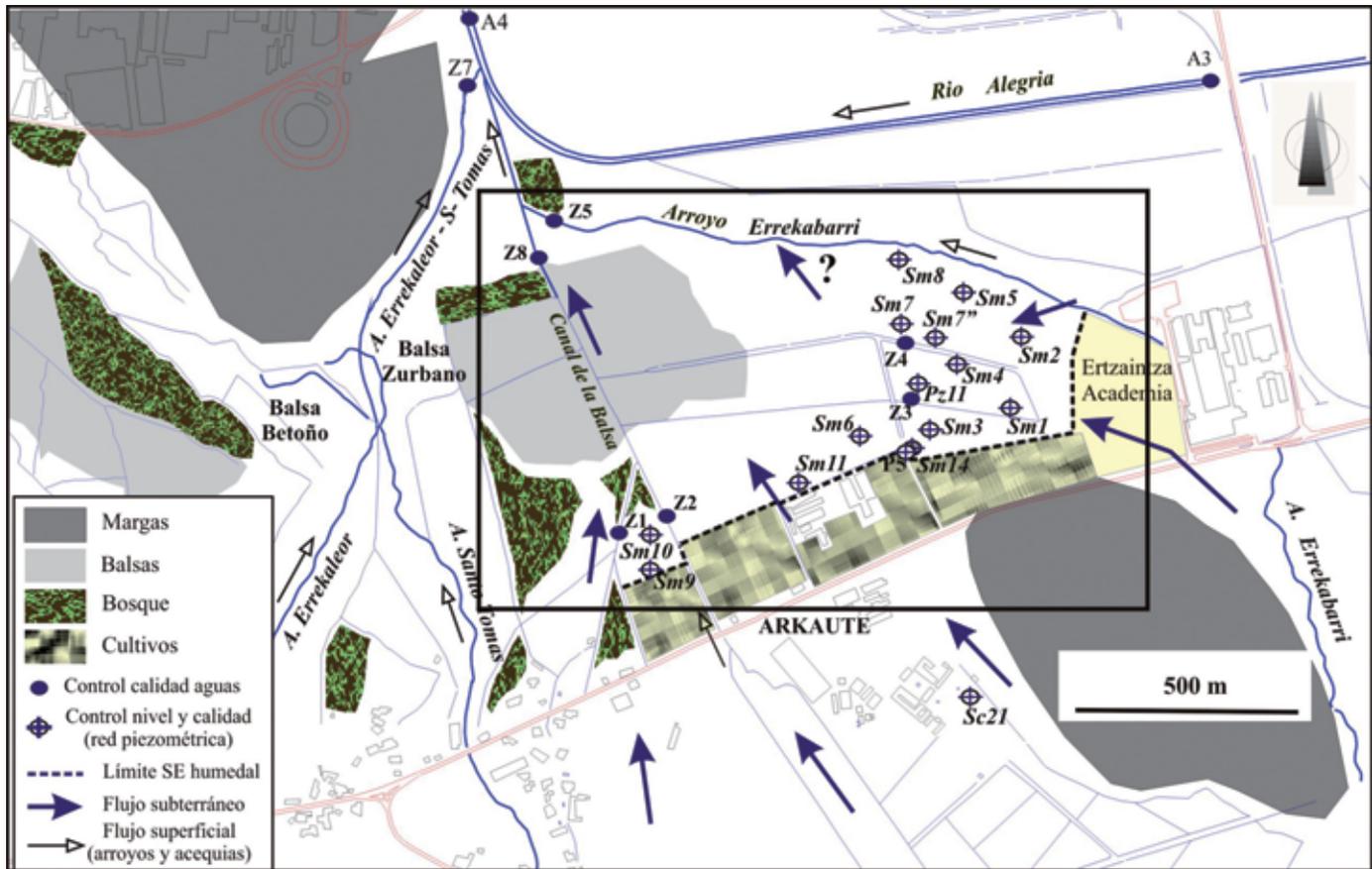


Figura 2. Humedal de Salburua. Puntos de control  
 Figure 2. The Salburua wetland. The checkpoints

roturación de robledales, aunque extensas masas forestales se extendían al E de la Balsa de Zurbano. Ese año se redacta un proyecto cuya principal actuación era la apertura de un conjunto de acequias de drenaje; la principal era el Canal de la Balsa (figura 2), de 2800 m en dirección S-N, atravesando la Balsa hasta el río Alegria, situado entonces más al N que su curso actual. El objetivo era aumentar la zona de cultivo, mejorando el drenaje de los terrenos; aún así, no evitaba la anegación temporal del terreno. La restauración del humedal en 1998 conllevó la inutilización del Canal, la retirada de los cultivos y el inicio de reforestación con especies vegetales autóctonas. En la web ([www.vitoria-gasteiz.org/cea/es/html/14/531.shtml](http://www.vitoria-gasteiz.org/cea/es/html/14/531.shtml)) se observa esta evolución a través de fotografías aéreas (desde 1932 hasta 2004) e imágenes de satélite (1984-2003).

Tras la restauración, y aparición de una lámina de agua libre, en el centro de la Balsa crecen praderas de algas, carófitos, bioindicadoras de la calidad de las aguas. En lugares más someros aparecen plantas heliófitas (carrizos, *Phragmites australis*, juncos,

*Scirpus lacustris*, espadañas, *Typha* sp.), presentes en los ríos de la ZV, fijadoras de nutrientes (Martínez, 2008). El área más oriental, junto a la academia de la Ertzaintza, está repoblada con especies autóctonas de estadio incipiente (robles, *Quercus robur*, fresnos, *Fraxinus* sp., arces, *Acer campestre*) además de por arbustos (espino albar, *Crataegus monogyna*, majuelo navarro, *C. laevigata*, endrino, *Prunus spinosa*, cornejo, *Cornus sanguinea*, morrionera, *Viburnum lantana*, salguero negro, *Salix atrocinerea*).

En la figura 2 se muestra el esquema simple de flujos en el entorno de la Balsa de Zurbano. Las únicas entradas de agua son por acequias y los aportes subterráneos. En grandes crecidas puede haber aportes del arroyo Santo Tomas. Las acequias hoy activas son las del S (Arkaute); las del E (academia) están casi inactivas por el muy bajo gradiente hidráulico. Las acequias aportan aguas, sobre todo, subterráneas, del drenaje de las áreas cultivadas. En la figura sólo se han señalado los terrenos de cultivo limítrofes con el borde S del área protegida del humedal.

**Antecedentes**

**Caracterización del humedal**

El seguimiento de la calidad de las aguas del acuífero cuaternario comienza a primeros de los 90 (Arrate, 1994), aunque sin puntos de observación en el humedal, convertido en terrenos de cultivo. A mediados de la década, a petición del ayuntamiento, el Grupo de Hidrogeología de la Universidad del País Vasco hizo un estudio (inérito) sobre la posibilidad de recuperar el humedal. Los 19 sondeos manuales realizados permitieron caracterizar los depósitos, conocer la función drenante de las acequias y tomar las primeras muestras de agua. La parte central de la Balsa (figura 2), Canal de la Balsa, se encharcaba con lluvias muy intensas, debido a la muy baja permeabilidad de los depósitos arcillosos, facies de desbordamiento de los arroyos circundantes, que confieren al acuífero un carácter semiconfinado. Hacia afuera aumenta la presencia de depósitos gruesos, arenas y gravas; depósitos tipo "crevasse" se observaron junto al arroyo Errekabarri. El sustrato margoso (Campaniense infe-

rior-medio), impermeable *a priori*, se sitúa a 2-4 m de profundidad. Las variaciones del nivel piezométrico eran de 1 m en la zona central de la Balsa, y de 2 m en el exterior. Los aforos diferenciales evidenciaron el carácter efluente del Canal de la Balsa, que era obvio, pero también del arroyo Errekabarri. El arroyo Santo Tomas drenaba hacia la Balsa de Betoño. En el Canal de la Balsa los contenidos en NO<sub>3</sub> alcanzaban 50 mg/l, era un drenaje activo, pero en sondeos cercanos eran < 2 mg/l, lo que fue la primera indicación de atenuación de nitratos.

La Balsa de Zurbano ha sido de forma natural una zona de descarga del acuífero, favorecida por su situación hidrológica, confluencia de arroyos, y geológica, por la presencia de un umbral en el sustrato margoso que une los afloramientos del SE y NW (figura 2). La recuperación consistió en un dique con compuerta (punto Z8, en el Canal) para la regulación del nivel en la Balsa, y en el acuífero, y evitar que una subida excesiva afectase a zonas cultivadas próximas (área de Arkaute). El cierre del Canal supuso un aumento de nivel de unos 1.5 m. Así, el gradiente hidráulico disminuye; en la zona inundada las ace-

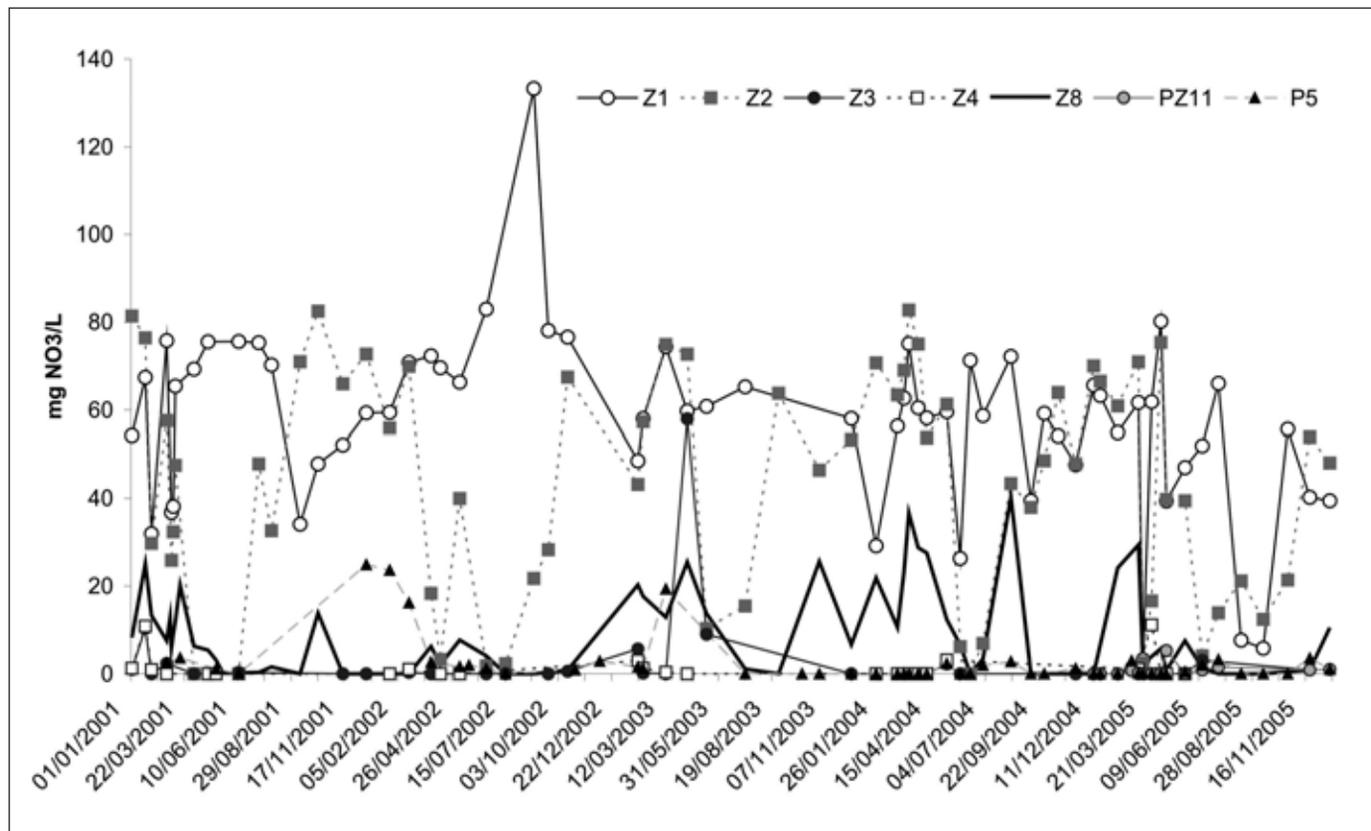


Figura 3. Evolución de nitratos (mg/l) en puntos del humedal  
 Figure 3. Nitrate evolution (mg/l) in some checkpoints

quias han perdido su función drenante. El gradiente actual es del orden de  $2.5 \cdot 10^{-3}$  entre el pozo SC21 y la salida Z-8, y de  $5-7 \cdot 10^{-4}$  entre el piezómetro P-5 y Z-8, menores que los anteriores a la recuperación,  $6 \cdot 10^{-3}$  y  $2-3 \cdot 10^{-3}$ , respectivamente. La estimación (Martínez *et al.*, 2001), con el cloruro como marcador, era que un 85% de las entradas a la Balsa procedían del S (Arkaute), y el resto del E (academia).

### Evidencia de atenuación

Tras la recuperación se procedió a un control mensual de la calidad de las aguas del entorno de la Balsa de Zurbano (Martínez, 2008). Se estableció una red (figura 2) que incluía las acequias de entrada por el S (Z1, Z2, sector agrícola de Arkaute), por el E (Z3, Z4, casi inactivas), la salida (Z8), los arroyos (Z5, Errekabarri; Z7, Errekaleor-Santo Tomas); las aguas subterráneas en el pozo Arkaute (SC21), al S, pozo con control desde 1998 ([www.eve.es/redbas/](http://www.eve.es/redbas/)), en P5, único piezómetro en la época (9 m de profundidad, 7 en margas) y en un piezómetro manual somero (PZ11). El control comenzó en enero de 2001.

La figura 3 muestra la evolución de nitratos en varios de esos puntos. En las acequias activas (Z1, Z2) se sobrepasan con frecuencia los 50 mg NO<sub>3</sub>/l, sin embargo, en las del E (Z3, Z4), similar para las aguas de los piezómetros (P5, Pz11), se suele estar por debajo de 5 mg/l, e incluso bajo el límite de detección

(0.1 mg NO<sub>3</sub>/l). Los contenidos a la salida de la Balsa (Z8) reflejan una notable disminución respecto a los de las aguas del S (Arkaute), mayoritarias en la Balsa, no explicable por dilución. La tabla 1 recoge estadísticos de nitrato, cloruro y sulfato de las aguas de entrada y salida de la Balsa, y las del piezómetro P5, para el periodo 2001-2006 (Martínez, 2008). Tomando el cloruro como conservativo es evidente que la atenuación de NO<sub>3</sub> no se debe a dilución. Se muestra la influencia en la Balsa de las aguas procedentes del S.

### Condiciones favorables para la atenuación

El interés por la investigación (Korom, 1992; Hill, 1996; Cirno y McDonnell; 1997; Burt *et al.*, 1999; Pinay y Burt, 2001) en zonas riparias (*riparian buffer zones*) se justifica por su capacidad efectiva, en determinadas condiciones, de atenuar la contaminación difusa de áreas agrícolas, añadido con la puesta en valor de la Directiva Marco del Agua 2000/60. Hay un acuerdo en que la capacidad de estas zonas para reducir contaminantes, sobre todo nitratos, está en relación con procesos biogeoquímicos (desnitrificación, asimilación por plantas y micro-organismos,...), que encuentran en las condiciones particulares de esas zonas, sobre todo las hidrológicas, el medio idóneo para su realización. De hecho, son una transición entre el ecosistema terrestre y el acuático, constituyendo puntos de encuentro de diferentes aguas:

		Z1	Z2	Z3	Z4	Z5	Z8	P5
<b>Nitrato</b>	Promedio	57,75	42,70	2,17	1,36	27,97	8,85	2,44
	N	63	66	44	25	83	66	52
	SE	2,533	3,243	1,340	0,606	2,079	1,276	0,779
<b>Cloruro</b>	Promedio	49,97	50,31	24,35	17,52	30,98	44,21	36,93
	N	63	66	44	25	64	67	52
	SE	1,457	1,081	2,471	1,569	1,125	1,531	2,956
<b>Sulfato</b>	Promedio	75,59	61,04	68,74	58,50	45,09	44,95	160,23
	N	63	66	44	25	78	67	53
	SE	2,359	2,524	6,150	5,353	1,887	3,141	8,265

Tabla 1. Valor promedio (mg/l) de nitrato, cloruro y sulfato en puntos del humedal. N, número de muestras; SE, error estándar (Martínez, 2008)

Table 1. Average values (mg/l) of nitrate, chloride and sulphate in the wetland checkpoints. N, number of samples; SE, standard error (Martínez, 2008)

superficial, subterránea (horizontal y vertical), de infiltración, capilar. Su distinta relación espacio-temporal justifica la alta variabilidad del esquema de flujo.

Esos autores coinciden al señalar los principales factores, frecuentes en zonas de ribera, aunque espacialmente variables, que favorecen la atenuación de nitratos: El grado de saturación del suelo, esencial en el ciclo del nitrógeno; de ahí la necesidad de controlar la fluctuación del nivel piezométrico (Burt *et al.*, 1999) y el papel de la zona capilar. La presencia de sedimentos ricos en materia orgánica, disponibilidad de carbono, y las condiciones redox (Böhlke, 2002). El papel de la vegetación (suministro de C) en los procesos biogeoquímicos (Hill, 1996). La existencia de niveles someros de baja permeabilidad que condicionan el reparto de los flujos. La topografía de la zona de ribera (Cirmo y McDonnell, 1997), que condiciona la profundidad de la zona biológicamente activa y la fluctuación piezométrica. Se trata ahora de presentar los factores presentes en el Humedal de Salburua que deben favorecer su función atenuadora.

### Condiciones en el Humedal. Discusión

Para conocer el contexto hidrogeológico en abril 2007 se estableció una red de 13 piezómetros (Sm en figura 2), sobre todo en la parte oriental de la Balsa; sólo Sm9 y Sm10 interceptan los aportes del S. Su disposición estuvo limitada por la zona de protección próxima a la lámina de agua. Excepto el Sm14 el resto fueron someros (máximo de 4 m), llegando justo al sustrato margoso. El Sm14 se profundizó hasta 14 m (desde 2 m en margas), sellado en los depósitos cuaternarios, para detectar la posible presencia de flujo en las margas. En julio se equiparon varios piezómetros con dispositivos de registro, a paso horario, del nivel piezométrico y de la temperatura y conductividad eléctrica del agua; estos datos no se consideran en este trabajo. En todos los puntos se efectúa control mensual de nivel y calidad. Los datos de lluvias son de la cercana estación de Arkaute.

El sustrato se sitúa entre 1.5 m (Sm6, Sm11), en el eje que une los afloramientos de margas del NW y SE

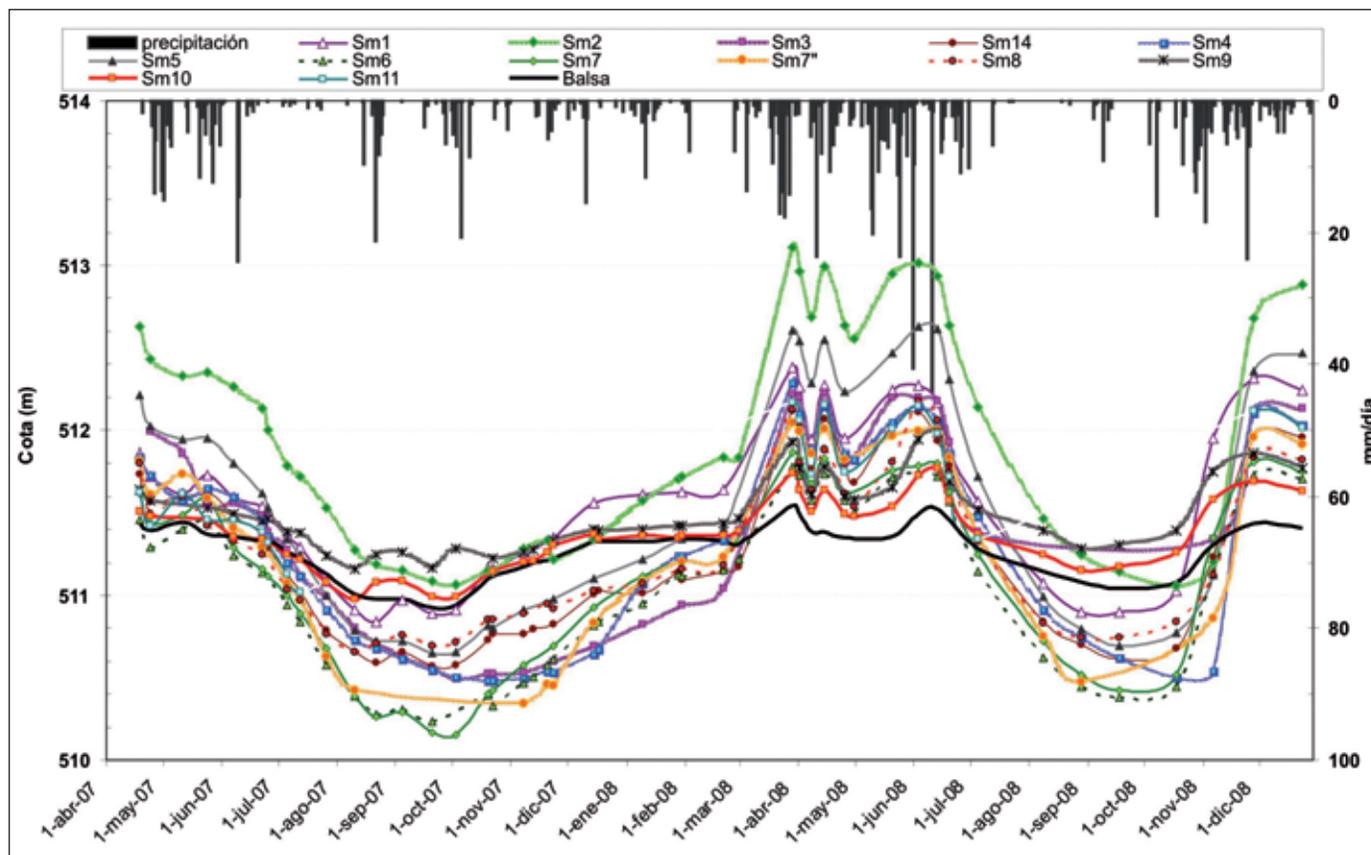


Figura 4. Evolución de la cota piezométrica manual (m) en la red piezométrica  
 Figure 4. Evolution of manually measured piezometric level (m) in the piezometric network

(figura 2), y 3.5 m, hacia los lados, sobre todo el W (Sm9, Sm10). Las margas están alteradas. Los sondeos manuales previos, en la parte occidental de la Balsa, habían evidenciado niveles de arenas y gravas sobre las margas; sin embargo, estos sondeos mecánicos del lado oriental indican neta textura arcillosa, aunque con pasadas arenosas (Sm6 y cercanías del arroyo Errekabarri), hasta el propio sustrato, excepto en los sondeos occidentales (Sm9 y Sm10), en los que sí hay sedimentos gruesos en profundidad. El carácter semiconfinado del acuífero ha sido constatado en los sondeos.

### **Hidrogeología**

La figura 4 representa la evolución del nivel, medida manual, en todos los piezómetros de abril 2007 a diciembre 2008. Son cotas piezométricas (m), para lo que se realizó una nivelación de detalle, ya que las diferencias topográficas son muy pequeñas. Se incluye la evolución del nivel en la Balsa. De forma general, se observan distintos patrones piezométricos, sobre todo en estiaje, en lo que se refiere a la evolución del nivel y a la respuesta ante las primeras lluvias del año. La menor variación de nivel, en ese periodo, se da en la Balsa (0.6 m), por su propia regulación. La variación menor entre los piezómetros se observa en los del SW (0.75 m, en Sm9 y Sm10), evidenciando su relación con aquélla. La variación mayor (2.0 m), en los puntos del NE (Sm2 y Sm5), haciendo pensar en una relación con el arroyo Errekabarri. En el resto de puntos la variación es de 1.7 m, aproximadamente. Los niveles más someros en estiaje se encuentran en los piezómetros del SW (Sm9 y Sm10) con 1.1 m de profundidad, en los demás es de 2-2.4 m; Sm11 y, alguna vez, Sm6 se secan, cuando el nivel alcanza el sustrato margoso, que ahí es más somero. En aguas muy altas el nivel llega hasta la cota del terreno. La figura 5 muestra la red de flujo en dos situaciones, aguas altas y aguas bajas; se ha omitido el código de los piezómetros para mayor claridad.

En abril 2007 (figuras 4 y 5), aguas medias, los niveles más altos en el humedal se sitúan al NE (Sm2, Sm5) indicando recarga desde el arroyo Errekabarri, lo que justificaría la variación de nivel señalada. Los niveles más bajos se sitúan, sobre todo, al SW (Sm9, Sm10) y el más bajo en la Balsa; se podría pensar que todos los flujos del humedal convergen hacia ésta, como se recogía en estudios previos (Arrate, 1994). Sin embargo, a partir de final de mayo los niveles en el E bajan de forma notable, quedando por debajo del nivel de la Balsa (figura 5). Hasta el inicio de las fuer-

tes lluvias en marzo 2008, el nivel en la Balsa sólo ha sido superado en los puntos del S (Sm9, Sm10) y en los más orientales (Sm2, Sm1), situándose el nivel más bajo en Sm6 y Sm7. Es evidente que en todo este periodo existe flujo hacia la Balsa desde el S, pero no desde el E, aunque se mantienen los aportes al humedal desde su límite más oriental (Sm2 y Sm1). Esta configuración del flujo induce a pensar en la existencia de descarga al arroyo Errekabarri, incluso al río Alegria (situado más al norte), en algún lugar al oeste del Sm8 (figuras 2 y 5), zona sin puntos de control. Esta situación se repite en el estiaje de 2008, aunque es bastante más corto. Ya antes había alguna evidencia del carácter efluente de ese arroyo en su parte baja, que podría haberse favorecido por la subida de la lámina de agua de la Balsa tras la recuperación. La delimitación espacial de la descarga es un aspecto a precisar, si bien la descarga esperada es lo suficientemente pequeña, por permeabilidad, por sección saturada y por gradiente hidráulico, como para que los registros químicos realizados hasta ahora a lo largo del arroyo no hayan aclarado la situación.

La posible descarga hacia el arroyo por esa zona puede estar condicionada por el propio umbral del sustrato margoso, SE-NW, ya comentado. Así, en aguas bajas podría darse una separación del flujo: desde el S hacia la Balsa, dirección S-N, y desde el E hacia el arroyo, SE-NW, separados por el umbral (figura 5). En aguas altas, a partir de marzo, la subida es notable en todos los puntos, sobre todo en los del NE (Sm2, Sm5) y SE (Sm1), siendo el nivel de la Balsa el más bajo de todos, situación que se repite en el otoño de 2008. Los niveles están ahora por encima del umbral, de forma que el flujo del lado oriental del humedal puede dirigirse hacia la Balsa, aunque también hacia el arroyo, favorecido por el mayor gradiente hidráulico (figura 5).

En lo que se refiere a las acequias, las observaciones del nivel realizadas en este sector oriental, tras nivelación, indican que en aguas bajas su cota es la misma que la del nivel en la Balsa, lo que evidencia una relación directa entre Balsa y acequias. El nivel de éstas queda por encima (0.4-0.8 m) del nivel piezométrico de ese sector, pudiendo darse recarga al acuífero a partir de las acequias. Esta situación se mantiene hasta el inicio de los fuertes ascensos piezométricos de marzo y octubre 2008; a partir de aquí el nivel piezométrico está más alto que en las acequias, lo que permitiría, además de la descarga hacia el arroyo, otra hacia la Balsa vía las acequias.

Otro aspecto todavía sin aclarar suficientemente es la función de las margas, ya que, a pesar de considerarse impermeables, algunas de las respuestas piezométricas observadas parecen indicar la existencia

temporal de flujos verticales ascendentes desde el sustrato margoso. La necesidad de aclarar estas incertidumbres es la razón de que se haya planteado ya la ampliación de la red piezométrica.

En resumen, el seguimiento piezométrico muestra una apreciable heterogeneidad espacial en la evolución del nivel, a pesar de la reducida extensión del entorno del humedal. Las causas son varias. Por un lado, el diferente predominio temporal de los distintos aportes externos, siendo mucho más variables los procedentes del SE y NE, sobre todo estos últimos debido a la recarga desde el arroyo Errekabarri; los procedentes del S, sin embargo, están más amortiguados, por el propio efecto regulador de la Balsa. Por otro, hay que considerar la variación en los depósitos cuaternarios, netamente arcillosos en el sector oriental del humedal y con mayor presencia de fracción gruesa en el meridional, lo que justifica la mejor

conexión de este sector con la Balsa. Junto con esto, hay que resaltar la influencia de la posición del sustrato margoso, que parece condicionar la existencia de una descarga hacia el arroyo Errekabarri, además de la descarga hacia la Balsa. De esta manera, este arroyo sería influente aguas arriba y efluente aguas abajo, todo ello en un tramo de apenas 500 m. Todos estos aspectos evidencian la complejidad del esquema de flujo en el entorno del humedal.

### Hidroquímica

Se consideran datos químicos de la red piezométrica, desde abril 2007, y arroyo Errekabarri. La figura 6 recoge los rangos habituales (mg/l) de contenidos en nitrato en distintas zonas del humedal, y la figura 7 su evolución en los puntos de la red. Se evidencia atenuación de nitratos. Las aguas procedentes del S presentan contenidos de 40-70 mg/l NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en los piezómetros Sm9 y Sm10, y de 30-45 mg/l en el pozo Sc21, ubicado en zona de cultivos (figura 2). En esta línea de flujo no se evidencia atenuación de nitrato; la variación en los piezómetros es notable, y no siempre simultánea debido a la convergencia de flujos que se da hacia la Balsa en este sector. Cabe pensar que los aportes desde el SE del humedal, también con zonas de cultivo, lleven una carga similar en NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, si bien no hay puntos de observación en ese área. Los piezómetros de ese lado, en el humedal, muestran una gran variabilidad de contenidos, desde menos de 1 hasta 30 mg/l (figura 6), sin que la aparición de los picos de nitrato sea simultánea (figura 7) ni esté en relación directa con la posición del nivel piezométrico (figura 4). Esto es una primera indicación de la complejidad y variabilidad, espacial y temporal, de los procesos que afectan a los nitratos. En el resto de piezómetros del sector oriental los contenidos son siempre < 5 mg/l. En la salida del Canal de la Balsa (Z8) sólo en situaciones de lámina alta se llega a 25 mg/l, siendo habitual estar cerca, o por debajo, del límite de detección (ld).

En el tramo bajo del arroyo Errekabarri la variación es grande, de 70 mg/l en aguas altas post-abonado a 2 mg/l en fuerte estiaje (figura 6). Esta gran disminución de nitratos es general en los arroyos de la zona vulnerable y ha sido justificada por asimilación por la vegetación que cubre casi en su totalidad los cauces en estiaje (Martinez, 2008). Sin embargo, en el Errekabarri, parte al menos de la disminución podría deberse a la ya comentada descarga subterránea desde el sector E del humedal. Por otra parte, también se ha comentado la recarga hacia este sector desde tramos superiores del arroyo (figura 5), por lo

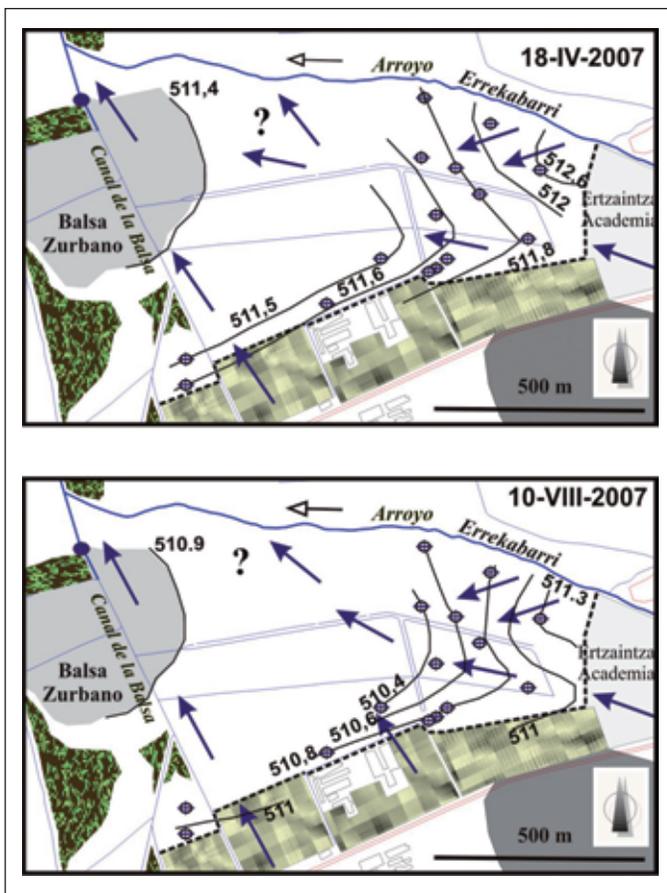


Figura 5. Esquema de flujo subterráneo en el humedal en abril (aguas medias) y en agosto (estiaje) de 2007. No se consideran los niveles en las acequias  
 Figure 5. Groundwater flow pattern in the wetland in April (medium waters) and in August (low waters) 2007. Levels in the ditches are not considered

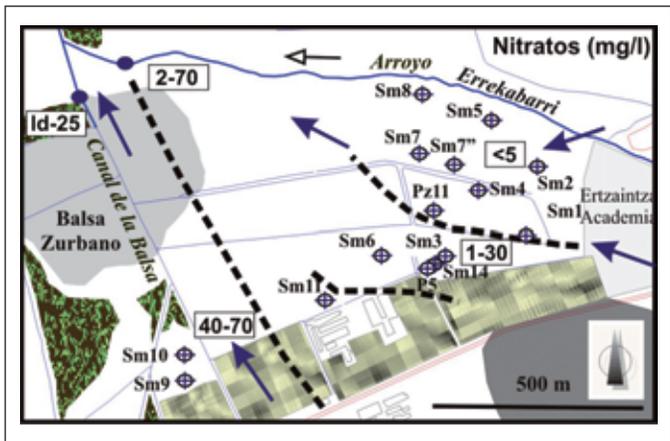


Figura 6. Rango de contenidos (mg/l) de nitratos en el Humedal de Salburua  
 Figure 6. Nitrate concentration range (mg/l) in the Salburua wetland

que los habituales bajos contenidos en los piezómetros de esta área en cualquier época del año (< 5 mg/l en Sm2, Sm5, Sm7, Sm7", Sm8, figuras 6 y 7) no se justifican por esa recarga; es preciso considerar procesos de atenuación.

La dilución es uno de esos procesos. El cloruro, considerado conservativo, aporta claridad al respecto. La figura 8 muestra la variabilidad de contenidos. Los flujos del S (Sm9, Sm10) del humedal presentan valores de 40-50 mg/l, similares a los de las acequias próximas (Z1, Z2 en tabla 1), y típicos de las aguas subterráneas en toda la zona vulnerable, cuyo origen, en buena parte, se ha asociado a abonos habituales (Martínez, 2008). En el sector oriental, sin embargo, hay dos áreas claramente diferenciadas (figura 8): la mayor parte de piezómetros muestran contenidos bajos (10-20 mg/l), casi siempre por debajo de los menores observados en el arroyo Errekabarri (20-45 mg/l), por lo que hay que considerar otros aportes de agua; el único que lo justificaría, por dilución, sería la lluvia caída sobre los depósitos, con contenidos normalmente < 5 mg/l Cl<sup>-</sup> (Arrate, 1994).

En el resto de piezómetros de ese sector, más próximos al umbral de margas, los valores están sobre los 35-40 mg/l (en la figura 8 se ha puesto el valor medio), pero aumentan notablemente en profundidad (sondeo profundo Sm14, en gris en la figura) hasta 65 a 6 m y 85 mg/l a 12 m, siendo incluso superiores a 100 mg/l puntualmente. Estos valores nunca se han observado en el exhaustivo seguimiento llevado a cabo por Martínez (2008) en muchos puntos

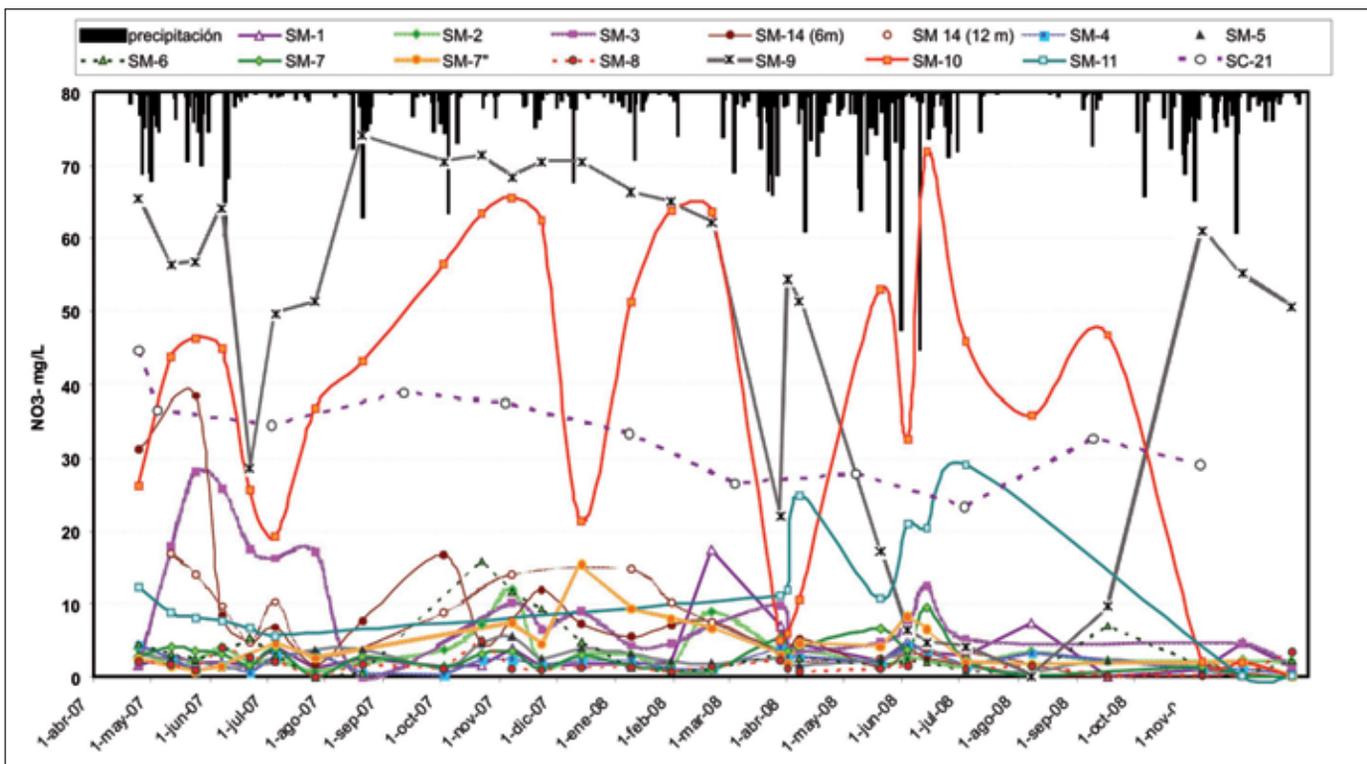


Figura 7. Evolución del contenido (mg/l) de nitratos en el Humedal de Salburua  
 Figure 7. Nitrate concentration evolution (mg/l) in the Salburua wetland

de la zona vulnerable de 2001 a 2006, por lo que hay que pensar en otro origen, posiblemente en relación con aportes más profundos a través de las margas; al fin y al cabo, el humedal es una zona de descarga. Los datos disponibles en ese piezómetro profundo evidencian un carácter químico inhabitual también en otros elementos, con valores medios de 226 y 390 mg/l en sodio, 205 y 245 mg/l en sulfato y alcalinidades de 9.8 y 13 meq/l, a 6 y 12 m respectivamente, evidencia de procesos geoquímicos en las propias margas, objeto actual de estudio.

En la salida de la Balsa (40-50 mg/l Cl<sup>-</sup>) el rango es similar al de las entradas del S, mostrando la no existencia apreciable de dilución en la Balsa y el escaso drenaje, de haberlo, del sector oriental hacia ella. Si bien la dilución por lluvia justifica los bajos contenidos de cloruro en este sector oriental no puede justificar los bajos contenidos de nitratos (< 5) teniendo en cuenta la relación entre los contenidos de ambos elementos en esta zona y en el Errekabarri; hay que pensar en otros procesos de atenuación de nitratos (asimilación y/o desnitrificación).

### Tasas de desnitrificación

Para que los nitratos sean asimilados por la vegetación las aguas subterráneas tienen que fluir por la zona radicular activa. Las raíces actúan en doble sentido: pueden absorber el nitrato necesario para su crecimiento (asimilación) y pueden proveer de una fuente de energía (C) a las bacterias del suelo que convierten el nitrato disuelto en gas que escapa a la

atmósfera (desnitrificación). Este último proceso ocurre casi exclusivamente en zonas saturadas en agua, o de alta humedad, con abundante materia orgánica, como es el caso, y es el que nos interesa, ya que no disponemos de datos de asimilación, aunque la repoblación en curso en el sector oriental podría justificar parte, al menos, de la atenuación observada.

Se han comentado condiciones del humedal adecuadas para la desnitrificación: posición alta del nivel piezométrico, humedad en el suelo, presencia de vegetación, depósitos de baja permeabilidad, suave topografía con sustrato margoso somero, acequias inactivas. Además, hay que añadir la presencia de sedimentos ricos en materia orgánica (3-5 % en los primeros 50 cm, y 0.5-2 % entre 50 y 100 cm, según análisis de suelos en varios perfiles del sector oriental del humedal; Martínez, 2008) y las condiciones redox (abundantes bandas de oxido-reducción en los suelos, y valores de hasta -270 mV en las aguas más profundas de los piezómetros).

La medida de la desnitrificación se ha realizado mediante diversos ensayos. En primer lugar se ha determinado la tasa máxima de desnitrificación en suelos del humedal mediante ensayos en discontinuo. Así, ensayos realizados (Sánchez-Pérez *et al.*, 2003) por bloqueo con acetileno revelaron tasas de desnitrificación potencial altas (18.7-20.3 mg N/día\*kg suelo) en el horizonte superficial, y bastante menores en los inferiores (tabla 2), en relación directa con la materia orgánica. Estos valores son acordes con los de humedales similares (referencias en Sánchez-Pérez *et al.*, 2003).

Otros ensayos se han realizado con columnas inalteradas de suelo de ese sector oriental, fragmentadas por horizontes. Los suelos se caracterizaron físico-químicamente, inicialmente y tras su lixiviación (Sparks *et al.*, 1996). Los ensayos se realizaron con una solución de nitratos (4.5 mg N-NO<sub>3</sub>/día) operando a dos temperaturas (10 y 20 °C; la temperatura ambiente en el humedal es extremadamente variable, < 0 °C en invierno y > 35 °C en verano). Para evaluar la pérdida de nitratos se determinó la composición de los lixiviados y los gases generados. Los lixiviados se filtraron (filtro Whatman 0.45 micras) y se analizaron determinando pH, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y carbono orgánico disuelto (DOC) (APHA, AWWA, WPCF, 1998) durante los 125 días de experimentación. Los gases se recogieron en la parte superior de la columna y se determinó su composición (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O) por cromatografía de gases (KNK 3000 HRGC), utilizando un detector de conductividad térmica (TCD). La columna utilizada fue una de Porapak Q 80/1003 mx 1/8 "(Sugelabor). Las condiciones de funcionamiento fueron: temperatura de la columna de 25° C, temperatura de inyección

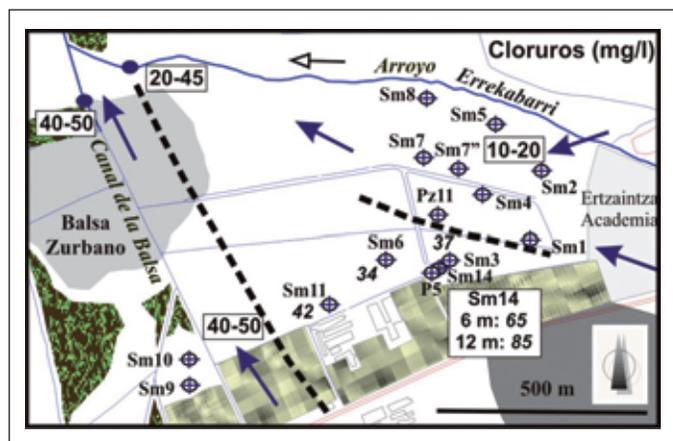


Figura 8. Rango de contenidos (mg/l) de cloruros en el Humedal de Salburua  
 Figure 8. Chloride concentration range (mg/l) in the Salburua wetland

	Profundidad (cm)	Materia orgánica (g MO /kg suelo)	Desnitrificación mg N/día*kg suelo		Desnitrificación mg N/día*kg MO	
			Media	Desv. Stand.	Media	Desv. Stand.
<b>Perfil 1:</b>						
A	0-40	32	18.7	2	583.1	64
Bgck1	40-85	13	5.7	1.7	437.7	129.4
Bgck2	85-100	7.7	0.1	0.1	19.8	25.1
<b>Perfil 2:</b>						
A	0-40	27.2	19.2	0.8	707.4	31.2
Bg1	40-60	13.3	1.9	0.3	143.1	19.4
Bg2	60-90	4.3	1.1	0.1	262.6	20.4
<b>Perfil 4:</b>						
A	0-40	36.2	20.3	7.6	561.1	210.2
Bgck1	40-65	15.9	4.3	0.4	270.9	23
Bg2	65-97	4.3	0.1	0.1	29.8	18.2

Tabla 2. Tasas de desnitrificación potencial en suelos del sector oriental del humedal (Sánchez-Pérez *et al.*, 2003)  
 Table 2. Rates of potential denitrification in the soils of the east sector of the wetland (Sánchez-Pérez *et al.*, 2003)

25° C, temperatura del detector 150° C, usando He como gas portador a un flujo de 16 ml/min. La porción de N<sub>2</sub>O y el CO<sub>2</sub> disuelto en fase líquida se calculó utilizando la Ley de Henry y corregido para la temperatura (Tiedje, 1982).

La mayor tasa de eliminación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Tabla 3) se da en el horizonte superficial (A), y disminuye en profundidad con la materia orgánica; desciende también con la temperatura. El contenido en amonio de

los lixiviados es muy superior en el horizonte A y a 20 °C. La reacción de reducción disimilativa de nitratos a amonio (RDNA) se produce por bacterias fermentativas que utilizan el nitrato como aceptor de electrones, reduciéndolo a amonio (Cole y Brown, 1980). Este proceso suele darse conjuntamente con la desnitrificación en ambientes reductores con abundante materia orgánica (Tiedje, 1988) en los que se encuentran valores de reducción de nitrato a amonio por esta vía

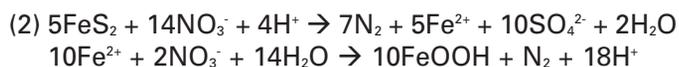
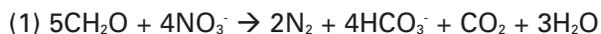
Tª (° C)	Horizonte	MO %	Flujo ml /día	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /día*kg suelo	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> µg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /día*kg suelo
20	A	3.11	83.33 ± 9.16	1.561 ± 0.102	21.671 ± 2.582
	Bg	1.57	89.45 ± 9.40	0.584 ± 0.051	1.365 ± 0.246
	B2g	0.85	85.07 ± 4.81	0.47 ± 0.075	1.485 ± 0.253
10	A	3.11	87.49 ± 4.73	0.899 ± 0.082	6.192 ± 0.933
	Bg	1.57	89.77 ± 7.31	0.446 ± 0.040	1.174 ± 0.333
	B2g	0.85	84.83 ± 6.36	0.231 ± 0.033	1.270 ± 0.475

Tabla 3. Cantidades de nitrato eliminado (mg/d) y de amonio lixiviado (µg/d) en suelos del sector oriental del humedal (Muñoz *et al.*, 2006)  
 Table 3. Quantity of nitrate eliminated (mg/d) and ammonium leached (µg/d) from the soils of the east sector of the wetland (Muñoz *et al.*, 2006)

inferiores al 5% (de Cantarazo *et al.*, 1987), considerando la desnitrificación como el mecanismo principal de eliminación de nitratos. Para el horizonte A lixiviado a 20 °C, que es en el que se registran los mayores valores de producción de amonio y de eliminación de nitratos, equivaldría a 1.4 % del N-NO<sub>3</sub> eliminado (Muñoz *et al.*, 2006).

La mayor tasa de producción de CO<sub>2</sub> (mg/día\*kg suelo seco) y N<sub>2</sub>O (µg/día\*kg suelo seco) (figura 9) se da en el horizonte superior, disminuyendo en profundidad, y con la temperatura. Los valores de producción de nitrógeno en forma de óxido nitroso fueron menores que los medidos por Sánchez-Pérez *et al.* (2003). No obstante, hay que decir que los ensayos llevados a cabo en ese estudio estimaron el potencial máximo de desnitrificación del suelo mediante la técnica de bloqueo con acetileno, mientras que en el presente se han medido las tasas reales de emisión de N<sub>2</sub>O. Los datos obtenidos concuerdan con los obtenidos por Casey *et al.* (2001) o Bernal *et al.* (2007), que midieron tasas de generación de N<sub>2</sub>O en condiciones reales en suelo inalterado. El CO<sub>2</sub> se genera por oxidación de la materia orgánica que tiene lugar en paralelo a la reducción del N<sub>2</sub>O, por lo que dicho gas podría ser indicativo de los procesos de desnitrificación. La emisión de CO<sub>2</sub> registrada en las columnas durante la lixiviación coincide con la obtenida en base a la cantidad de nitratos eliminada (figura 9) (Muñoz *et al.*, 2006).

Aunque la desnitrificación heterótrofa (1), que es realizada por bacterias que usan un sustrato orgánico como fuente de carbono y energía, puede justificar los bajos contenidos de nitrato en las aguas del humedal, no puede explicar los elevados contenidos de sulfato observados. En la figura 10 se muestra la variación espacial de este elemento. Si bien no se presenta la variación temporal del sulfato en cada punto hay que decir que es muy variable, sobre todo en algunos piezómetros. Esto induce a pensar en la posibilidad de desnitrificación autótrofa (2), en la que la fuente de energía para las correspondientes bacterias es inorgánica, por ejemplo compuestos reducidos de azufre. En cualquiera de los casos el nitrato se reduce en procesos que originan bicarbonatos, en el primer caso, y sulfatos, en el segundo. Korom (1992), entre otros, muestra la importancia de considerar, y distinguir, entre ambos tipos de desnitrificación.



En la figura se observa que el contenido en sulfatos

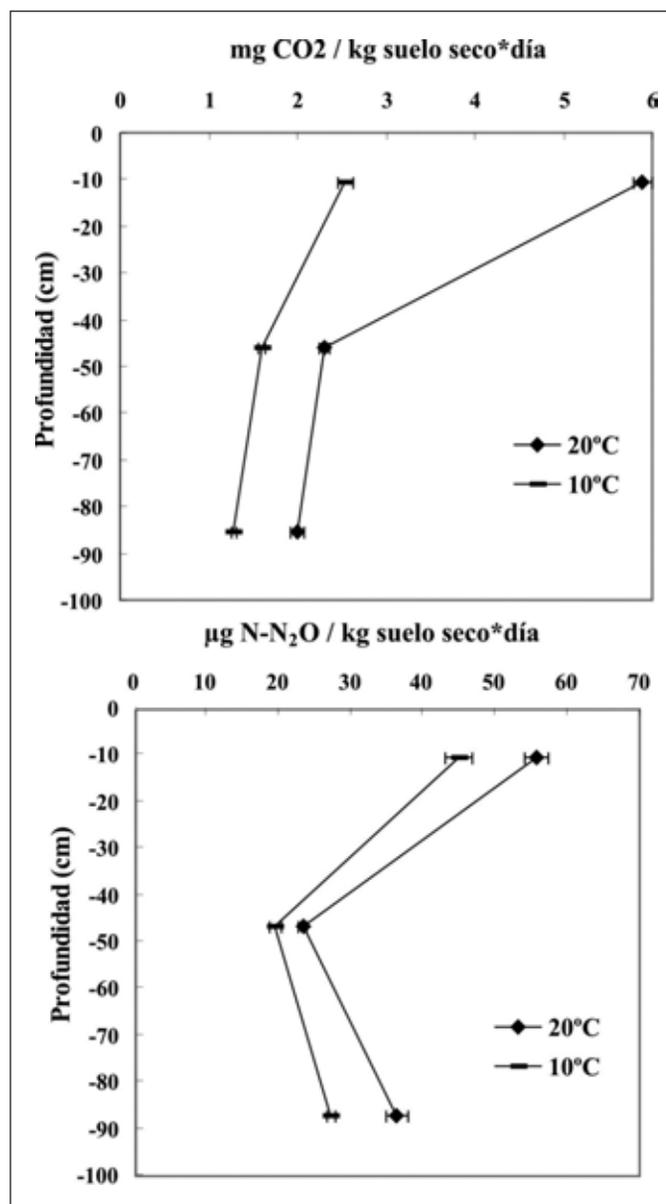


Figura 9. Emisiones de CO<sub>2</sub> (mg/d\*kg suelo seco) y de N-N<sub>2</sub>O (µg/d\*kg suelo seco) en función de la profundidad (cm) en suelos del humedal

Figure 9. CO<sub>2</sub> (mg/d\*kg dry soil) and N-N<sub>2</sub>O (µg/d\*kg dry soil) emissions according to the wetland soil depth (cm)

en las aguas procedentes del S es variable, entre 40 y 90 mg/l, y un poco menor en el arroyo Errekabarri y en la salida de la Balsa. Habida cuenta de que el cloruro no evidencia dilución en la Balsa (figura 8), quizás podría darse precipitación de alguna forma de azufre en la misma. En parte del sector oriental el contenido en sulfato (20-40) puede justificarse por dilución por lluvia, proceso antes comentado para el cloruro. Sin embargo, llaman la atención los muy altos contenidos

en sulfato observados en la parte más próxima al umbral de margas, incluso > 450 mg/l en el piezómetro profundo (Sm14), muy por encima de los habituales encontrados en el seguimiento sistemático de las aguas de la zona vulnerable (Martínez, 2008), del orden de los de las aguas procedentes del S, que la autora relaciona, justificadamente, con los abonos. Los sulfatos en esta parte del humedal podrían proceder de la oxidación de la piritita presente en las margas, que acompaña a la reducción de los nitratos, en un proceso de desnitrificación autótrofa. De hecho, se han encontrado cantidades apreciables de hierro en las aguas de ese piezómetro profundo, lo que es ahora objeto de un estudio detallado.

### Conclusiones

Aunque la atenuación de nitratos en las aguas de esta zona húmeda recuperada había sido evidenciada en estudios previos, ha sido recientemente, con la implantación de una densa red piezométrica, cuando se ha avanzado en el conocimiento de los procesos de atenuación y en su contexto hidrogeológico. El esquema de flujo en el acuífero, de carácter semiconfinado, que constituyen los depósitos cuaternarios, eminentemente arcillosos, es más complejo de lo que parecía, con divergencia del flujo, en estiaje al menos, condicionada por un umbral en el somero sustrato margoso. El control piezométrico ha permitido definir diferentes zonas de recarga y descarga, actuando el arroyo próximo como recarga en un tramo y descarga en otro, además de evidenciar la función de las

acequias, que constituyen líneas de recarga al acuífero en aguas bajas, complicando aún más el complejo esquema de flujo. De todas formas, queda por aclarar la importancia de los flujos verticales desde las margas del sustrato.

La red piezométrica ha permitido también el control espacial de la calidad de las aguas. Considerando de forma conjunta las variaciones de cloruro, sulfato y nitrato se puede pensar en la existencia de los siguientes procesos atenuantes de nitratos en el humedal. Dilución por agua de lluvia caída sobre los depósitos, proceso que conduce a menores contenidos de Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>=</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Desnitrificación heterótrofa, en el conjunto del sector, que conduce a una disminución en NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Desnitrificación autótrofa, en la parte más próxima al umbral en las margas, produciendo disminución en NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, pero acompañada de notable aumento en el contenido en SO<sub>4</sub><sup>=</sup>; este último proceso, probablemente, sea más irregular en el tiempo, habida cuenta de la importante variabilidad de contenidos en SO<sub>4</sub><sup>=</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Además, habría que tener en cuenta la asimilación de nitrato por la vegetación, no considerada hasta ahora en la investigación.

Ensayos en discontinuo con suelos de este humedal han permitido evaluar su potencial de desnitrificación, siendo mayor en el horizonte superior. Ensayos de lixiviación, a distintas temperaturas, en columnas inalteradas, muestran así mismo que la eliminación de nitratos es mayor en el horizonte superficial, comprobándose la estrecha relación entre dicha actividad microbiana y la disponibilidad de carbono orgánico, así como con la temperatura. La emisión de gases (CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O) es también mayor en ese horizonte, disminuyendo, al igual que los procesos anteriores, con la profundidad, el contenido en materia orgánica y la temperatura.

Aunque la red piezométrica ha permitido observaciones espaciales de notable interés para entender los procesos conducentes a la atenuación de nitratos, quedan todavía cuestiones a aclarar, que conciernen tanto al esquema más detallado del flujo en 3D (con la consideración de la función de las margas) como a las reacciones biogeoquímicas que tienen lugar (teniendo en cuenta el conjunto de la información hidroquímica). Todas ellas son objeto actual de investigación en el humedal, con una ampliación en marcha de la red piezométrica, siendo nuestro interés el implementarlo como laboratorio de campo.

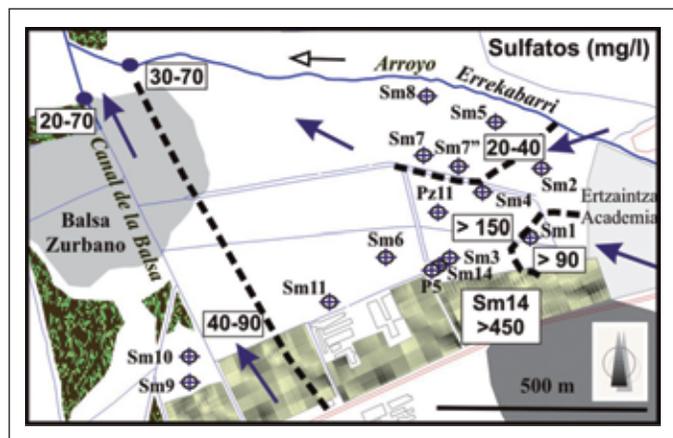


Figura 10. Rango de contenidos (mg/l) de sulfatos en el Humedal de Salburua  
 Figure 10. Sulphate concentration range (mg/l) in the Salburua wetland

### Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo en esta investigación del Ministerio de Ciencia e Innovación (CGL2006-

06485/HID), del Gobierno Vasco (Grupo Consolidado IT-392; proyecto Berrilur-ETORTEK), de la Universidad del País Vasco – Euskal Herriko Unibertsitatea, y del Centro de Estudios Ambientales (CEA) del Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz.

## Referencias

- APHA, AWWA, WPCF, 1998. *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Díaz de Santos, Madrid.
- Arrate, I. 1994. *Estudio hidrogeológico del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz (Araba, País Vasco)*. Tesis Doctoral. Departamento Geodinámica. Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea, 251 pp.
- Arrate, I., Sánchez-Pérez, J.M., Antigüedad, I., Vallecillo, M.A., Iribar, V. y Ruiz, M. 1997. Groundwater pollution in Quaternary aquifer of Vitoria-Gasteiz (Basque Country, Spain). *Environmental Geology*, 30 (3/4), 257-265.
- Bernal, S., Sabater, F., Butturini, A., Nin, E. y Sabater S. 2007. Factors limiting denitrification in a Mediterranean riparian forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 2685-2688.
- Böhlke, J.K. 2002. Groundwater recharge and agricultural contamination. *Hydrogeology Journal*, 10, 153-179.
- Burt, T.P., Matchett, L.S., Goulding, K.W.T., Webster, C.P. y Haycock N.E. 1999. Denitrification in riparian buffer zones: the role of floodplain sediments. *Hydrological Processes*, 13, 1451-1463.
- Casey, R.E., Taylor, M.D. y Klaine, S.J. 2001. Mechanisms of nutrient attenuation in a subsurface flow riparian wetland. *Journal of Environmental Quality*, 30, 1720-1731.
- CEA. 2004. *Salburua, Agua y Vida*. CEA Centro de Estudios Ambientales, Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, 97 pp.
- Cirno C.P. y McDonnell J.J. 1997. Linking the hydrologic and biogeochemical controls of nitrogen transport in near-stream zones of temperate-forested catchments: a review. *Journal of Hydrology*, 199, 88-120.
- Cole, J.A. y Brown, C.M. 1980. Nitrate reduction to ammonia by fermentative bacteria: a short circuit in the biological nitrogen cycle. *FEMS Microbiology Letters*, 7, 65-72.
- de Cantarazo, J.B., Beauchamp, E.G. y Drury, C.F. 1987. Denitrification vs. dissimilatory nitrate reduction in soil with alfalfa, straw, glucose and sulphide treatments. *Soil Biology and Biochemistry*, 19, 583-587.
- García-Linares, C., Martínez-Santos, M., Martínez, V., Sánchez-Pérez, J.M. y Antigüedad, I. 2003. Wetland restoration and nitrate reduction: the example of the peri-urban wetland of Vitoria-Gasteiz (Basque Country, Spain). *Hydrology and Earth System Sciences*, 7, 109-121.
- García-Linares, C., Martínez, M., Sánchez-Pérez, J.M. y Antigüedad, I. 2005. Nitrate time-evolution in the waters of the quaternary aquifer of Vitoria-Gasteiz (Basque Country, Spain). Influence of wetlands. En: Razowska, L. y Saduski, A. (Eds.), *Nitrates in Groundwater in Europe, IAH Selected Papers*, 15-25.
- Hill, R. 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of Environmental Quality*, 25, 743-755.
- Korom, S.F. 1992. Natural denitrification in the saturated zone: a review. *Water Resources Research*, 28 (6), 1657-1668.
- Martínez, M. 2008. *Dinámica espacio-temporal de la calidad de las aguas de la Zona Vulnerable de Vitoria-Gasteiz (País Vasco). Funcionalidad del Humedal de Salburua en la atenuación de nitratos*. Tesis Doctoral. Departamento Geodinámica. Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea, 307 pp.
- 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. En: López, J. y Quemada, M. (eds.), *Actas V Jornadas sobre Investigación en la Zona no Saturada*, Pamplona, 147-156.
- Muñoz, B., Ruiz-Romera, E., Antigüedad, I., Martínez M. y Uriarte, J.A. 2006. Emisiones de N<sub>2</sub>O en columnas de suelo inalterado del humedal de Salburua (Vitoria). *Actas X Congreso de Ingeniería Ambiental*. Bilbao, 623-632.
- Pinay, G. y Burt, T. 2001. *Nitrogen control by landscape structures*. Final report, grant ENV4-CT97-0395, <http://www.qest.demon.co.uk/nicolas/nicolas.htm/>, European Comisión (DG XII), Brussels.
- Sánchez-Pérez, J.M., Iribar, A., Martínez, M., García-Linares, C. y Antigüedad I. 2003. Eliminación de nitratos por desnitrificación en la zona no saturada del suelo en un humedal del cinturón peri-urbano de Vitoria-Gasteiz. En: Álvarez-Benedí, J. y Marinero, P. (eds.), *Estudios de la Zona no Saturada del suelo*, Valladolid, 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, Madison, WI.
- Tiedje J.M. 1982. Denitrification. In *Methods of Soil Analysis* (Edited by Page A.L., Miller R.H. and Keeney D.R.), Part 2, 2<sup>nd</sup> Edition, pp 1011-1026. *Agron. Monogr.* 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Tiedje, J.M. 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction tyo ammonium. En: Zehnder, A.J.B. (ed.), *Biology of Anaerobic Microorganisms*. Wiley, New York, 179-244.

Recibido: julio 2008

Revisado: junio 2009

Aceptado: julio 2009

Publicado: octubre 2009