

ESTUDIO DE LAS ALTERACIONES HIDROLOGICAS Y DINAMICA DE NUTRIENTES EN EL PAISAJE PROTEGIDO DEL HUMEDAL DE AJAUQUE (MURCIA)

Gómez, R.; J.L. Moreno; M.R. Vidal-Abarca y M.L. Suárez.

Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo. 30100 Murcia

INTRODUCCION

El Humedal de Ajauque forma parte del “Paisaje Protegido del Humedal de Ajauque y Rambla Salada”, declarado como tal por la Ley 4/1992 de 30 de julio, de Ordenación y Protección del Territorio de la Región de Murcia. El presente trabajo recoge parte de los resultados obtenidos en el estudio de este humedal, estudio que se viene realizando desde 1994 por investigadores del Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia dentro del marco del Convenio que mantiene la Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua con dicho departamento universitario en relación a la "Investigación en Espacios Protegidos y otras Areas de Interés Ecológico". Se trata de un humedal asociado a una rambla (Rambla de Ajauque), cuya cuenca de drenaje se localiza al este de la Región de Murcia y en una de las zonas más áridas de la comarca (figura 1).

El interés y la peculiaridad de la cuenca en la que se inscribe el Humedal de Ajauque se debe, principalmente, a dos características ambientales. Por una parte, los sistemas acuáticos asociados muestran una acusada temporalidad y poseen además una elevada salinidad, consecuencia del sustrato litológico que la constituye (margas y yesos). Por otra, la intensidad de los procesos erosivos que genera un paisaje singular de “bad lands” con llamativos procesos de acarcavamiento. En este marco ambiental, el Humedal de Ajauque se localiza en una de las zonas de descarga de agua subterránea de la cuenca de drenaje.

En las primeras fases del estudio del humedal, el análisis de las fotografías aéreas del periodo 1977-1994, reveló una progresiva expansión del carrizal (*Phragmites australis*) en detrimento de las típicas comunidades de saladar, donde *Sarcocornia fruticosa* era la especie dominante. El carrizo no sólo ha llegado a sustituirla en algunas zonas, sino que también se ha desarrollado de forma manifiesta en el propio cauce de la Rambla de Ajauque, dejando inmersos algunos ejemplares de *Tamarix boveana* que constituían la vegetación de ribera propia de esta rambla. La causa de esta alteración, atribuida inicialmente al cambio de uso del suelo en la cuenca vertiente del humedal, supuso el objeto de estudio del presente trabajo. Como hipótesis de trabajo, dos factores fueron considerados como los causantes de dicha alteración: la disminución de la salinidad del agua y el incremento del contenido en nutrientes, ambas relacionadas con el aumento de la superficie en regadío experimentada en las últimas décadas (del 30 % en 1977 al 67 % en 1989) (Varios, 1995). Para ello, y careciendo de datos previos que permitieran comprobar las hipótesis de trabajo, se planteó realizar un seguimiento de la evolución físico-química del agua superficial y subterránea y del nivel freático del humedal durante el periodo 1994-1996. Así mismo, durante el último año del estudio se estableció un balance de los aportes

y salidas de agua y nutrientes del humedal, y se midieron distintas variables de la estructura de la comunidad vegetal con el fin de relacionarlas con las variables ambientales objeto del seguimiento.

DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO Y METODOS

El Humedal de Ajauque, al igual que otros humedales asociados a redes de drenaje, conecta a nivel superficial con la Rambla de Ajauque. Sin embargo, la existencia de canales de drenaje artificiales que se distribuyen tanto por el interior del propio humedal como exteriormente, derivan el agua impidiendo la unión natural del humedal con la rambla y alterando con ello parte de su funcionamiento hidrológico. La existencia de dichos canales, por el contrario, ha permitido establecer puntos de muestreo que recogen información muy útil sobre la calidad físico-química de las aguas que discurren por el humedal, así como de las procedentes de las zonas cultivadas adyacentes.

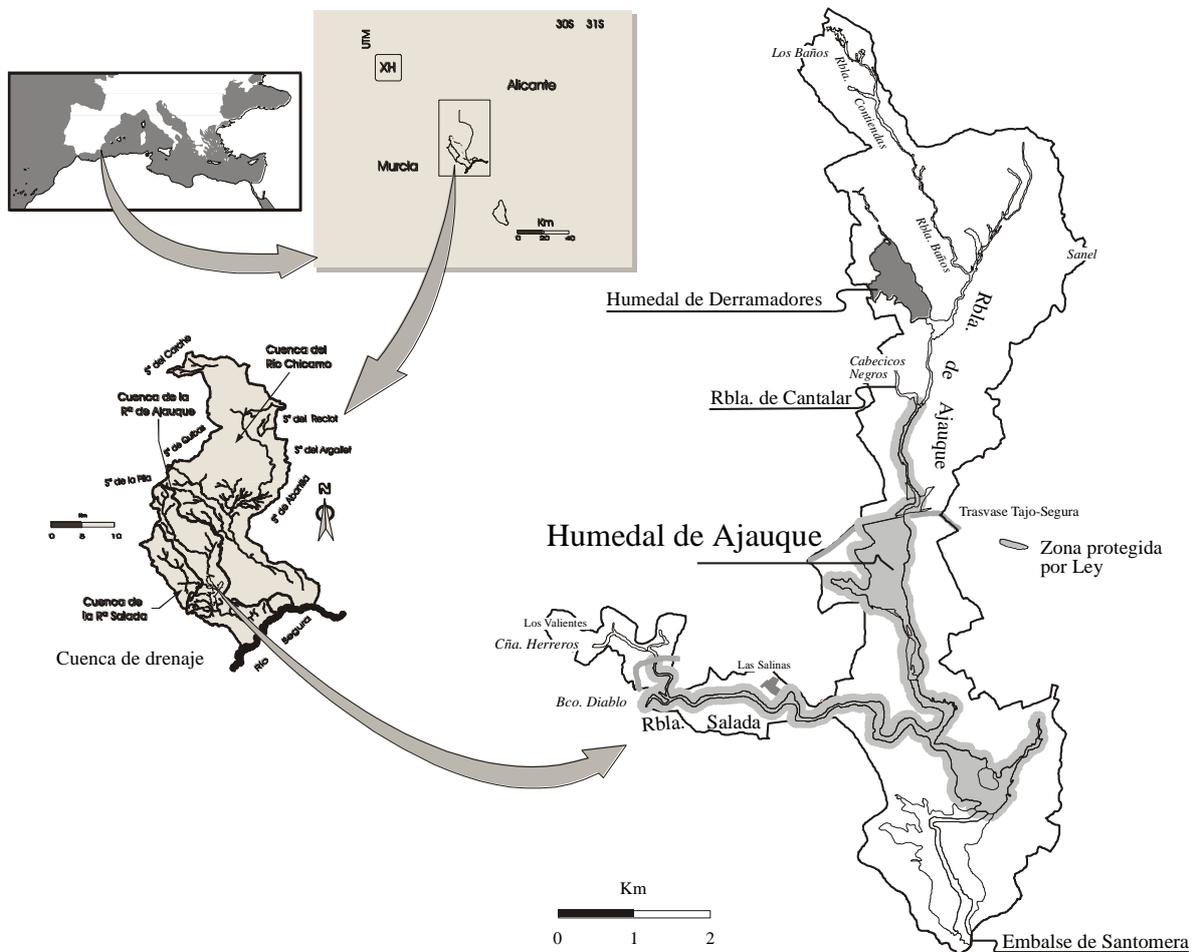


Figura 1. Localización geográfica del "Paisaje Protegido del Humedal de Ajauque y Rambla Salada".

La figura 2 muestra la localización de los diferentes puntos de muestreo de agua superficial junto con la disposición de las baterías de piezómetros para la toma de muestras de agua subterránea y medida del nivel freático. De los ocho puntos de muestreo de agua superficial, únicamente en tres de ellos (*C1*, *H1* y *R1*) se tomaron muestras mensuales durante el periodo 1994-1996. Los restantes puntos (*C2*, *C3*, *C4* y *C5*) se muestrearon con la misma frecuencia, pero sólo durante el último año del estudio.

El muestreo del agua subterránea se realizó a través de piezómetros de PVC de 3,7 cm de diámetro y a profundidades que oscilaron entre 100 y 200 cm. Se tomaron muestras de un total de 23 piezómetros distribuidos en tres transectos perpendiculares a la dirección del flujo de agua. La toma de muestras se realizó cuando menos estacionalmente y siempre que hubiese agua suficiente, factor que determinó que el muestreo de agua subterránea sólo pudiera realizarse en primavera y finales de otoño. Los muestreos comprendían, además de la toma de muestras de agua, medidas del caudal superficial, profundidad del nivel freático y salinidad. Las muestras se tomaron en todos los casos por triplicado, se guardaron en botellas de polietileno lavadas con ácido y se transportaron en frío al laboratorio para su análisis dentro de las primeras 24 horas después de su recolección. Para evitar la precipitación de ciertas sustancias, a las muestras de agua subterránea se les adicionó unas gotas de ácido sulfúrico.

Durante 1996, se incrementaron los puntos de muestreo superficiales (*C2*, *C3*, *C4* y *C5*) para estimar los aportes al humedal de agua, nitrógeno y fósforo, procedentes de las tierras de cultivo circundantes. Estos puntos se situaron a lo largo del canal de drenaje que rodea exteriormente al humedal, según se representa en la figura 2. Así mismo, se situó otro nuevo punto de muestreo en la única zona de drenaje natural del humedal (*H2*) que termina a su vez desembocando en el canal exterior. La ubicación relativa de los puntos de muestreo, se realizó previa delimitación de la superficie de la cuenca que drena directamente al humedal. Para controlar mejor la procedencia de los posibles aportes de agua y nutrientes, esta superficie se dividió en 3 subcuencas, A, B y C (de 82, 214 y 1150 ha respectivamente), y los puntos de muestreo se localizaron de forma que permitieran recoger la información parcial de estas tres subcuencas. Como punto control de las salidas de agua superficial del humedal, se situó un último punto de muestreo (*C5*) aguas arriba de su desembocadura a la Rambla de Ajauque. Para estimar la cantidad de nitrógeno y fósforo en cada uno de los puntos de muestreo, se multiplicó la concentración del elemento considerado en cada caso (mg/l ó µg/l) por el caudal en dicho punto (l/s).

En las muestras de agua se midió: N-NO₃ + N-NO₂, por reducción en columna de Cd y posterior diazotización (Strickland y Parsons, 1968), N-NH₄ por el método del fenolhipoclorito (Solorzano, 1969) y fósforo reactivo soluble (PRS) por el método del azul de molibdeno (Murphy & Riley, 1962).

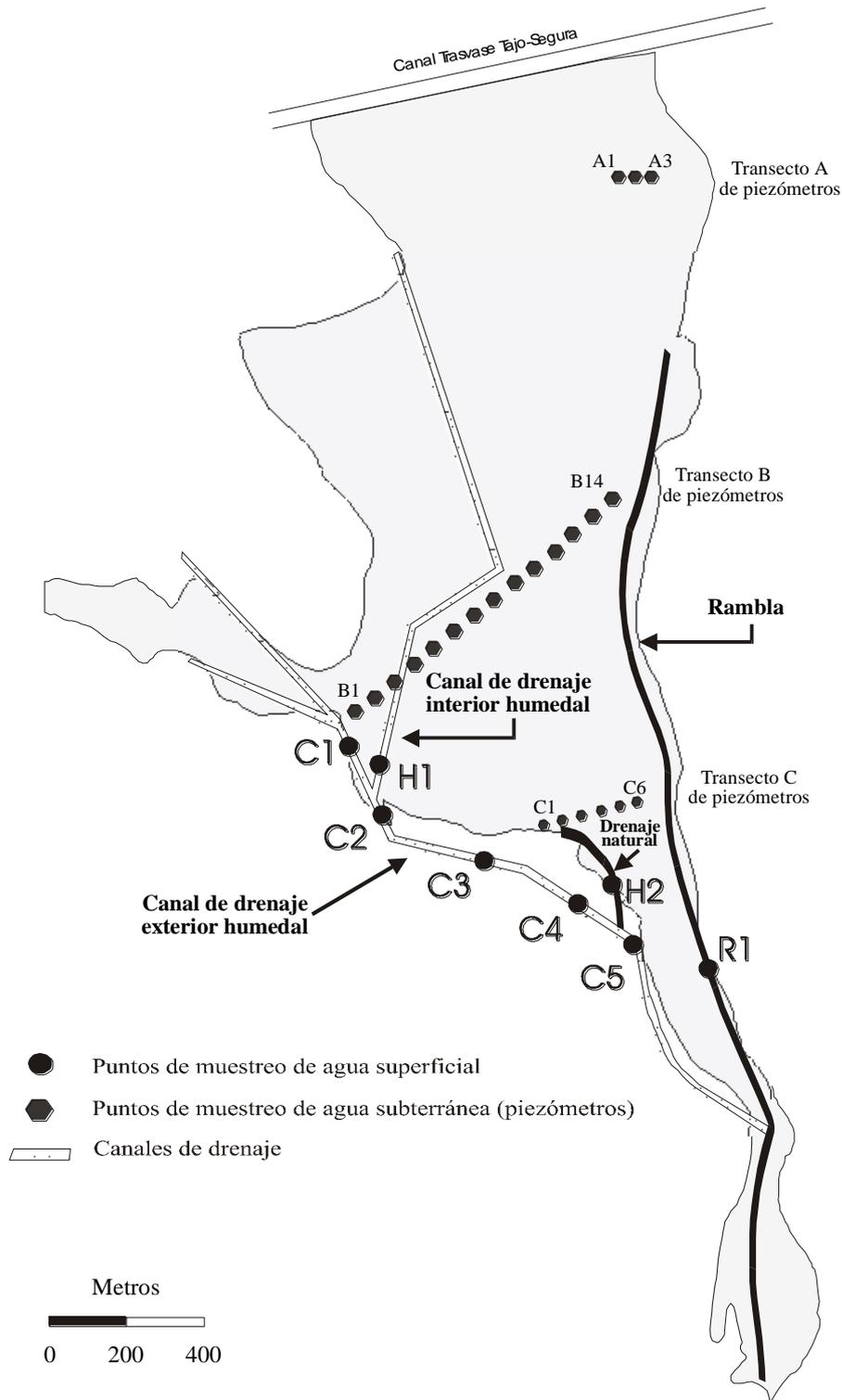


Figura 2. Localización de los puntos de muestreo de agua superficial y subterránea en el Humedal de Ajaque.

Durante el mes de junio de 1996 se realizó así mismo, un muestreo de vegetación en torno a los piezómetros, a lo largo de los dos principales transectos (B y C), con objeto de analizar la distribución del carrizo (*Phragmites australis*) frente a la de sarcocornia (*Sarcocornia fruticosa*). Se tomaron medidas de densidad y cobertura en un total de 18 puntos de muestreo y se midieron la profundidad del nivel freático, salinidad y concentración de nutrientes, que según la literatura existente pueden explicar las preferencias de ambas especies (Haslam, 1971; Ulrich y Burton, 1985; Gries y Garbe, 1989; Hellings y Gallagher, 1992).

Para medir la densidad de carrizo, se contó el número de pies de carrizo incluidos dentro de un cuadrado de 1 m². Además, para comparar diferencias entre el porte de los pies, se midió la altura y diámetro del tallo de, al menos, 10 ejemplares incluidos en la unidad de muestreo. Para estimar la densidad de sarcocornia, se midió su cobertura lineal en 4 transectos de 5 m de longitud situados por pares a ambos lados de cada piezómetro.

RESULTADOS

HIDROLOGIA E HIDROQUIMICA SUPERFICIAL

Evolución de los caudales y de la salinidad

La litología, constituida por margas y yesos, aporta al agua una naturaleza sulfato-clorurada sódica con valores de salinidad del agua superficial oscilando entre 5 y 15 g/l y un valor medio de 9 g/l. En la tabla 1 se presentan los valores medios de salinidad y caudal medidos en el humedal durante el período de estudio. Como se observa, el caudal medio sufrió un ligero incremento desde 1995 (primer año del que se dispone registro de caudales) paralelo al aumento de las precipitaciones medias anuales según muestran los datos obtenidos de la estación meteorológica de Abanilla (figura 3). Así mismo, la salinidad experimenta una disminución progresiva, siendo altamente significativa para algunos períodos del año ($p < 0.001$), como ocurre en primavera, donde varía de 10,5 g/l en 1994 a 9,1 g/l en 1995 y 6,42 g/l en 1996. La precipitación total registrada en la zona durante dicho periodo fue respectivamente de 27,5 mm, 47,5 mm y 74,0 mm para los tres años, lo que parece indicar que este aumento podría haber causado una dilución de la salinidad del agua. La importancia relativa de los aportes de agua dulce procedentes de las tierras de cultivo y su posible incidencia en el descenso de la salinidad superficial, es una hipótesis difícil de probar, dado que es prácticamente imposible establecer el volumen de agua que entra a la cuenca vertiente en concepto de regadíos.

	Caudal (l/s)		Salinidad (g/l)		
	1995 n=12	1996 n=4	1994 n=8	1995 n=12	1996 n=4
C1	1,04	1,97	9,38	7,98	8,50
H1	0,76	1,54	11,67	9,20	8,90
R1	13,61	16,34	9,56	8,09	7,50

Tabla 1. Valores medios de caudal y salinidad de las aguas superficiales del humedal de Ajauque en tres puntos de control (ver figura 2) durante el período de estudio.

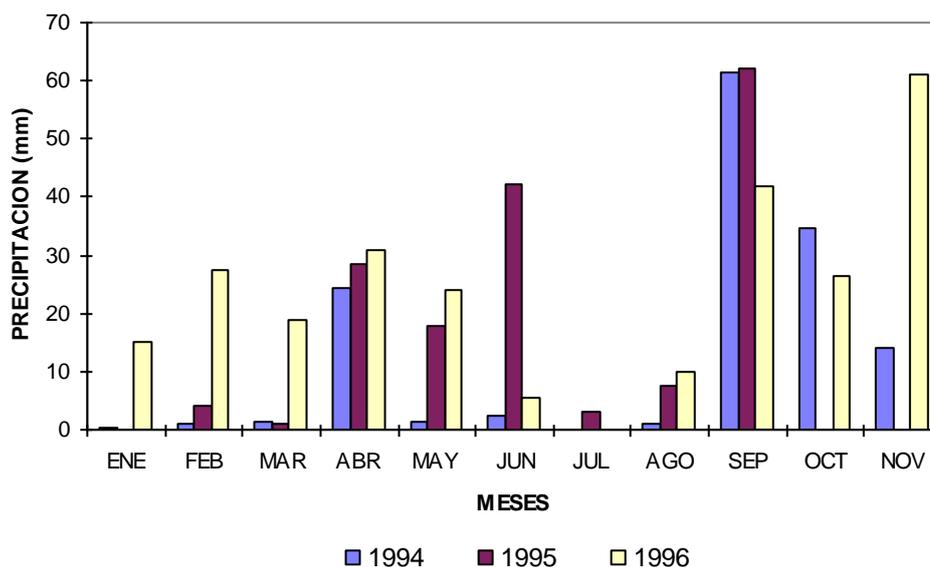


Figura 3. Precipitación mensual durante el período de estudio en la estación meteorológica de Abanilla (Murcia)

Dinámica espacial y temporal de los nutrientes

En la tabla 2 se presentan los valores medios, máximos y mínimos de las concentraciones de nutrientes medidas en los puntos de muestreo durante el periodo de estudio. La evolución de las concentraciones de nitrógeno inorgánico ($N-NO_3 + N-NO_2 + N-NH_3$) y fósforo reactivo soluble ($P-PO_4$) en el agua superficial del humedal desde 1994 a 1996, muestran dos respuestas diferentes según se puede observar en la figura 4. La concentración media de nitrógeno, incrementa significativamente ($p < 0,001$) durante este período, con valores que varían desde 2,98 mg/l en 1994, a 4,43 mg/l en 1995 y 8,17 mg/l en 1996. Las concentraciones más elevadas se encontraron en el canal de drenaje (punto *H1*; tabla 4). En todos los casos, el $N-NO_3$ supone, por término medio, el 98 % del nitrógeno inorgánico, tanto en las aguas procedentes de las áreas cultivadas como en las que salen del humedal a través del canal de drenaje. Está demostrado que el drenaje de los suelos y las prácticas de cultivo potencian la nitrificación o formación de nitrato (p.ej. Nicholls y MacCrimmon, 1974; Gambrell et al., 1975; Lowrance et al., 1984 b). El uso de fertilizantes es además, una fuente directa de nitratos al agua de escorrentía. En este sentido, el aumento de los aportes externos de nitrato al humedal desde 1995 a 1996 (años de los que se dispone de registro de caudales), queda de manifiesto al comparar el incremento sufrido por el caudal de escorrentía con el de la cantidad de nitrato presente en el humedal.

Otro de los efectos que tiene el canal de drenaje sobre la dinámica de nutrientes del humedal, y que puede ser claramente observado a partir de los resultados obtenidos, es la disminución del tiempo de permanencia del agua en el humedal. Este parámetro es fundamental para la transformación y retención de los nutrientes, y dicha disminución reduce la capacidad del humedal para actuar como "filtro" o "trampa de nutrientes" (Lowrance, et al., 1984 a; Howard-Williams, 1985; Mistch y Gosselink, 1986; Pinay y Decamps, 1988, entre otros). Comparando las concentraciones de N-inorgánico presentes en los puntos de muestreo *H1* (canal de drenaje del humedal) y *H2* (zona de drenaje natural del humedal), se observa que en el segundo punto

son del orden de 10 a 100 veces inferiores, dependiendo de la época del año, otoño o primavera, respectivamente.

		NO ₃ +NO ₂	NH ₄	PO ₄	N-inorg
		mg/l	mg/l	µg/l	mg/l
C1	media	5,70	0,05	21,40	5,75
	max	9,40	0,24	163,50	9,40
	min	1,70	0,00	0,83	1,80
H1	media	6,50	0,05	82,80	6,65
	max	10,80	0,11	261,90	10,80
	min	2,60	0,00	1,10	2,70
R1	media	4,80	0,06	32,60	4,86
	max	9,80	0,50	156,80	9,90
	min	1,50	0,00	2,03	1,60

Tabla 2. Valores medios, máximos y mínimos de LOS nutrientes medidos en el agua superficial del Humedal de Ajaunque durante el período de estudio.

En cuanto a la variación estacional del nitrógeno, no se puede establecer un patrón de comportamiento general para todo el humedal, si bien la Rambla de Ajaunque muestra un claro aumento de las concentraciones en otoño (figura 4). Sin embargo, si se compara la cantidad de nitrato (expresada en mg), se observa una clara tendencia al aumento desde la primavera al otoño en todos los puntos del humedal. Paralelamente al descenso de la asimilación de nutrientes por la vegetación tras la primavera, se produce un incremento de la nitrificación durante el estiaje. El nitrato, así formado y acumulado en la superficie del suelo, es lavado y transportado aguas abajo con las primeras lluvias del otoño. Este fenómeno, muy común en zonas áridas (Grimm, 1992) también ha sido observado en otros humedales de la cuenca (Gómez, 1995).

Respecto al fósforo soluble, la tendencia global observada no es clara, registrándose las concentraciones más elevadas en 1994, con una concentración media para todo el humedal de 89,3 µg/l frente a los 9,82 µg/l de 1995 y 18,8 µg/l de 1996, y valores máximos de hasta 261,9 µg/l. A pesar de que este pico de fósforo tuvo lugar en otoño, es el período de verano el que de forma general registra las concentraciones más elevadas, con un valor medio para los tres años considerados de 55,02 µg/l. Entre los diferentes puntos muestreados, el canal que drena los suelos ricos en materia orgánica del humedal (*H1*; tabla 2) es el que presenta las concentraciones más elevadas. Las bajas concentraciones de fósforo soluble registradas en el humedal, están en la línea de los encontrados en otros humedales afectados por zonas de cultivo (Nicholls y MacCrimmon, 1974). Por una parte, es bien sabido que en suelos inorgánicos, el fósforo aplicado con los fertilizantes, a diferencia del nitrato, permanece fijado al suelo en formas insolubles y próximas a los puntos de aplicación. Por otra, es probable que, por el tipo de litología de la cuenca (presencia de depósitos de yesos y elevadas concentraciones de hierro),

una parte importante del fósforo quede fijado bien al Ca o al Fe, hecho que explicaría las bajas concentraciones de fósforo en el interior del humedal (Gómez, et al., 1994; Gómez, 1995). Dependiendo de las condiciones locales de pH y potenciales redox, pueden producirse picos importantes de fósforo soluble en determinadas épocas del año (Gómez, 1995).

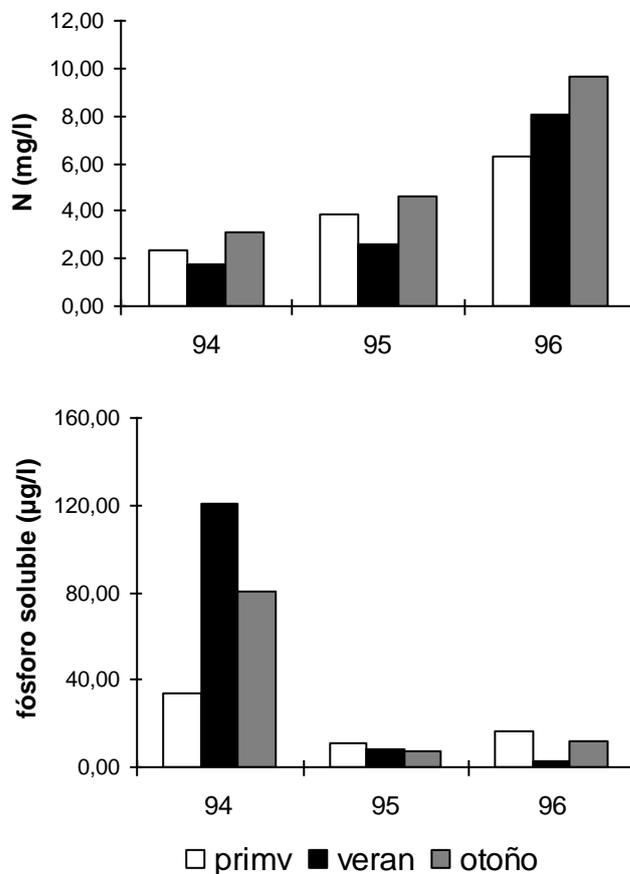


Figura 4. Concentraciones medias estacionales de N-inorgánico y fósforo soluble durante el período 1994-1996 medidas en la Rambla de Ajauque (punto:R1; ver figura 2)

Al igual que ocurre con la carga de nitrógeno inorgánico, la cantidad de fósforo (expresada en µg) presente en el humedal en relación al caudal de agua, ha incrementado de forma general desde 1995. Aunque con diferencias entre los puntos muestreados, este incremento varía desde tasas de 1,3, durante la primavera, a 2,7 durante el otoño. Sin embargo, los aportes de fósforo al humedal son inferiores a los de nitratos.

HIDROLOGIA E HIDROQUIMICA SUBTERRANEA

Fluctuaciones del nivel freático

El nivel freático medio en el Humedal de Ajauque se encuentra a 40 cm de la superficie del suelo. En la tabla 3 se presentan los valores medios de la profundidad del nivel freático en el humedal para los tres años de estudio. Se observa que el nivel freático ha experimentado un

incremento significativo entre 1994 y 1996 ($p < 0,05$). Así, en el transecto *B*, el nivel subió unos 10 cm por año, mientras que en el transecto *C* subió 8 cm. Este incremento ha sido paralelo al de la precipitación anual (figura 3), y por tanto, éste puede ser el factor causante de tal aumento. También existen diferencias significativas ($p < 0,001$) del nivel freático entre primavera, verano y otoño, siendo en primavera cuando los niveles se encuentran más cerca de la superficie. Aunque en otoño también se producen lluvias importantes, el nivel del agua subterránea no llega a alcanzar el de primavera, ya que el estiaje deja los niveles muy bajos.

	nivel freático (cm)			salinidad (g/l)		
	1994 n=10	1995 n=12	1996 n=3	1994 n=8	1995 n=12	1996 n=3
Transecto A	8,80	11,00	-	12,93	10,23	-
Transecto B	53,16	42,04	30,89	17,85	18,15	14,93
Transecto C	50,81	43,32	35,95	-	43,52	22,17

Tabla 3. Valores medios de la profundidad del nivel freático y salinidad del agua subterránea, medidas en los tres transectos de piezómetros colocados en el Humedal de Ajauque durante el período de estudio.

A lo largo del eje longitudinal del humedal se observa un incremento en la profundidad del nivel freático, de manera que en la cabecera (transecto *A*) el agua subterránea se encuentra muy próxima a la superficie, mientras que en la parte inferior del humedal (transecto *C*) aumenta su profundidad (tabla 3). En un corte transversal, la topografía es el factor que determina la profundidad del nivel freático.

Evolución de la Salinidad

La salinidad media del agua subterránea es de 20 g/l, variando entre 4 y 108 g/l. Aunque en la tabla 4 se observa una disminución de la salinidad del agua subterránea desde 1994 a 1996, estas diferencias no han sido significativas. Sin embargo, sí lo son entre primavera y otoño ($p < 0,01$), las dos épocas con valores extremos. En general, en primavera es cuando el agua subterránea alcanza las salinidades más elevadas, disminuyendo a lo largo del año hasta el otoño. A escala espacial se observa un gradiente global de salinidad en sentido longitudinal, presentando valores superiores a medida que se desciende a la zona inferior del humedal, es decir del transecto *A* al *C* (tabla 3). El transecto *B* experimenta variaciones de salinidad en función de la topografía. Así, en las zonas más elevadas, la profundidad del nivel freático es mayor y la salinidad del agua subterránea aumenta (figura 5). En el transecto *C* se distinguen dos zonas: una más elevada con valores de salinidad medios de 26 g/l, y otra más deprimida, encharcada frecuentemente, donde se registran valores superiores a 100 g/l. Esta zona es probablemente un área de descarga de aguas hipersalinas profundas.

Dinámica espacial y temporal de los nutrientes

Dada la escasez de las precipitaciones registradas en el humedal de Ajauque durante el último año del estudio, únicamente se pudieron obtener muestras de agua durante los meses de mayo y

diciembre. Los rangos de variación y la media de cada uno de los parámetros analizados, vienen reflejados en la tabla 4. En primer lugar hay que destacar las menores concentraciones de nitrógeno del agua subterránea del humedal, con una media de 0,039 mg/l y 0.001 mg/l para los transectos *B* y *C* respectivamente, frente a 8,17 mg/l medidos en superficie durante 1996. Estos datos vuelven a poner de manifiesto la existencia de aportes superficiales de agua rica en nitratos, a la vez que reflejan la acción denitrificadora de los suelos del humedal así como la asimilación de nitrógeno por parte de la vegetación. Similares resultados han sido obtenidos por distintos autores tanto en zonas de ribera (Lowrance et al., 1984 a y 1985; Peterjohn y Correll, 1984) como en aguas subterráneas subyacentes a cursos de agua (Wallis, et al., 1982; Triska et al., 1993).

	µg/l NO ₃ +NO ₂	µg/l NH ₄	%NO ₃ + NO ₂	%NH ₄	µg/l PO ₄	µg/l N-inorg
Transecto B						
media	38,58	61,87	38,4	61,70	267,28	100,45
valor max.	146,35	168,33	46,51	53,49	896,21	191,20
valor min.	0,00	9,80	0,00	100,00	0,86	14,12
Transecto C						
media	1,08	45,94	2,30	97,70	161,66	47,02
valor max.	5,25	85,06	5,82	94,18	562,07	85,06
valor min.	0,00	19,27	0,00	100,00	40,69	19,27

Tabla 4. Valores medios, máximos y mínimos de nutrientes medidos en el agua subterránea del Humedal de Ajauque (transectos de piezómetros B y C)

A nivel espacial se observa una gran diferencia entre los dos transectos en cuanto a las concentraciones de nitrógeno y fósforo (tabla 4). El transecto *B* se localiza en la parte central del humedal, donde se produce la principal descarga de agua subterránea, y con ello el mayor aporte de nutrientes. Por otra parte, desde el transecto *B* al *C* el agua atraviesa una extensa zona del humedal y parte de los nutrientes son retenidos y/o asimilados.

El agua subterránea puede llegar a suponer la principal entrada de nutrientes en ciertos humedales (Hynes, 1983; Ford y Naiman, 1989) lo que justificaría la mayor presencia de fósforo en el agua subterránea (0,16 - 0,27 mg/l, en 1996) con respecto a la superficial (0,019 mg/l de valor medio en 1996).

ANÁLISIS DE LOS APORTES DE NUTRIENTES AL HUMEDAL

En la tabla 5 se recogen los resultados obtenidos del análisis de los aportes de agua, nitrógeno y fósforo desde las diferentes subcuencas delimitadas en el interior del área de drenaje del Humedal de Ajauque. Mientras que las subcuencas *A* y *B* son zonas de cultivo, mayoritariamente en regadío, la subcuenca *C* engloba básicamente al humedal y por ello presenta la mayor descarga de agua a nivel superficial (101.231 m³/año). En la interpretación de

los resultados hay que tener en cuenta que no se han controlado ni estimado las posibles entradas de agua vía subterránea. De esta forma el cálculo de los aportes de agua y nutrientes se ha realizado únicamente a partir de los recursos superficiales.

Subcuenca	m ³ /año	m ³ /ha/año	NO ₃ Kg/año	PO ₄ g/año	NO ₃ Kg/ha/año	PO ₄ g/ha/año
A (1158 ha)	62441	54	485	125	0,42	0,10
B (82 ha)	58657	274	420	831	5,10	10,30
C (214 ha)	101231	1235	605	3500	2,83	16,60
Total subcuencas	222329	1563	1510	4456	8,35	27,00
Rambla de Ajauque	515771		5311	6800		

Tabla 5. Estima de los aportes anuales de los aportes de agua y nutrientes al Humedal de Ajauque.

El caudal de salida estimado desde el humedal, como ya ha sido comentado anteriormente, no tiene lugar de forma natural, sino que viene determinado fundamentalmente por la existencia del canal de drenaje que lo atraviesa, con un caudal medio de 1,73 l/s. En 1996, la descarga media anual de este canal fue, por término medio, 4 veces superior al medido en la zona de descarga natural del humedal en primavera, y 10 veces superior en el mes de diciembre. De igual forma, se ve acelerado el drenaje de la subcuenca A (62441 m³/año, de media), con dos canales en su parte baja que tras unirse, bordean al núcleo central del humedal por su margen derecha hasta su desembocadura en la Rambla de Ajauque. En cuanto a la subcuenca C (101231 m³/año), dada la localización del punto de muestreo (C4) es imposible distinguir entre los aportes procedentes de ésta y los del propio humedal. Sin embargo, el incremento de las concentraciones de nitrato y fosfato en esta estación de muestreo, sugiere la existencia de aportes procedentes de la subcuenca B, donde la totalidad de su superficie se encuentra ocupada por cultivos de regadío. Del total de agua que es descargada por una u otra vía al canal de drenaje exterior al humedal y que termina desembocando en la Rambla de Ajauque, entre el 94 y el 100 % se filtra a través del propio canal sin llegar a la rambla. Únicamente en épocas de lluvias, cuando el suelo se encuentra saturado en agua (como ocurrió en el mes de abril), el 38,3 % del agua transportada por el canal alcanzó la Rambla de Ajauque.

En cuanto al balance de nutrientes, las cantidades de nitrato encontradas son similares a las descritas por otros autores en cuencas agrícolas de dimensiones comparables, mientras que los niveles de fósforo están muy por debajo a los encontrados en la literatura (entre 130 y 1000 veces inferiores) (Peterjohn y Correll, 1984; Lowrance et al., 1985; Nicholls y Mac Crimmon, 1974). Entre subcuencas, destaca el importante aporte anual de nitrógeno en forma de nitratos (419,8 Kg/año) procedente del lixiviado de los suelos agrícolas que se encuentran en la margen derecha del humedal (subcuenca B). La diferente composición del agua del canal de drenaje exterior al humedal en contenido de nutrientes, frente al canal interior, refuerza la teoría sobre la procedencia de los nitratos. Aunque en menor cantidad, la entrada de fosfatos por esta vía

también es destacable (831 g/año). Por otra parte, la cantidad de fosfatos que son exportados desde el humedal es elevada, con un valor medio de 3,5 Kg/año. De los dos puntos de salida superficial del agua del humedal (*H1* y *H2*), el canal de drenaje interior al humedal es el que transporta la mayor cantidad de fosfatos, el 90 % de la carga total que exporta el humedal. Semejantes diferencias se encuentran en los valores de nitrato. Por el canal interior salen 602 Kg/año, lo que representa el 99 % de lo que exporta el humedal como media anual, mientras que por escorrentía natural únicamente sale el 1 %.

RELACION ENTRE EL AGUA SUBTERRANEA Y LA DISTRIBUCION DE LA VEGETACION EN EL HUMEDAL DE AJAUQUE

En el tabla 6, se presentan los datos de cobertura de sarcocornia y densidad de carrizo, acompañados de los datos medios de nutrientes calculados para los tres años de estudio. Si se representan gráficamente los valores medios de salinidad y nivel freático (figura 5) se puede observar cómo la topografía del terreno es un determinante de la distribución de estas especies vegetales dada su estrecha relación con la profundidad del nivel freático y la salinidad. Así, las zonas de la gráfica donde aparece sarcocornia, corresponden a zonas elevadas del terreno y se caracterizan por una mayor profundidad del nivel freático y una mayor salinidad del agua subterránea, en oposición al carrizo que se localiza en depresiones asociado a agua más dulce y niveles freáticos más superficiales.

El resultado del análisis de regresiones múltiples, realizado entre los parámetros del agua subterránea y los valores obtenidos del muestreo de la vegetación, indican que el número de pies de carrizo, la altura y el diámetro de los mismos, viene determinado en primer lugar por la salinidad del agua subterránea, y secundariamente por la concentración de fósforo. Si se realiza una regresión entre la densidad de carrizo y únicamente la salinidad como factor ambiental, la varianza explicada por los datos es del 48%, pero si se añade la concentración de fósforo como segunda variable, la varianza explicada aumenta hasta el 83% ($p < 0.001$). La regresión múltiple entre estos dos factores con respecto a la densidad de carrizo (número de pies/m²) da como resultado la siguiente ecuación:

$$\text{Log } N = 3.37 - 4.05 (\text{Log } S) + 1.53 (\text{Log } P)$$

donde *N* es el número de pies de carrizo/m², *S* la salinidad del agua subterránea, y *P* la concentración de fósforo soluble. De todo ello se deduce que a menor salinidad del agua subterránea, se encuentra una mayor densidad de carrizo, pero si la salinidad aumenta a partir de ciertos valores (aproximadamente 20 g/l) la densidad y el diámetro de los pies disminuyen sensiblemente (tabla 6). En la zona del transecto *C*, donde se registran valores superiores a 40 g/l durante algunos meses del año, no se desarrolla el carrizo, ya que la salinidad es muy alta, y además, los valores de fosfatos son muy bajos. Por el contrario en el transecto *B*, donde el carrizo alcanza un elevado desarrollo, la salinidad se mantiene por debajo de dichos valores y la concentración de fósforo es mayor. En este sentido, dentro del rango de salinidad óptimo del carrizo, el fósforo puede llegar a ser un factor limitante para su desarrollo.

piezómetro	Carrizo			Sarcocornia	Parámetros del agua subterránea			
	n°pies	altura (m)	diámetro (cm)	% cobertura	nitrógeno $\mu\text{g/l}$	fósforo $\mu\text{g/l}$	salinidad g/l	nivel (cm)
B1	201,50	4,02	0,79	15,00	3469,64	248,10	9,88	3,35
B2	32,00	2,01	0,47	78,90	91,02	90,47	22,11	28,26
B3	70,25	1,69	0,39	92,00	117,25	208,97	24,64	38,31
B4	59,50	1,76	0,44	94,00	102,76	246,29	18,71	49,57
B5	96,50	1,96	0,51	100,00	91,32	291,21	23,00	41,19
B6	215,00	3,66	1,11	0,00	98,43	182,52	14,16	28,28
B7	121,00	4,00	1,21	50,00	132,12	143,69	12,51	19,85
B8	51,25	0,94	0,30	64,60	69,63	419,74	23,18	41,27
B9	49,50	1,28	0,37	9,90	83,58	676,29	25,58	67,73
B10	115,00	1,84	0,37	0,00	103,28	127,93	10,77	42,89
B11	103,00	0,30	0,22	50,00	66,33	132,67	16,42	46,57
B12	55,00	2,05	0,66	0,00	149,21	420,26	21,28	62,73
C1	0,00	0,00	0,00	-	-	-	49,35	40,38
C2	0,00	0,00	0,00	-	85,06	562,07	66,45	38,96
C3	0,00	0,00	0,00	-	69,58	48,10	26,17	36,01
C4	0,00	0,00	0,00	-	19,27	57,24	23,89	60,69
C5	0,00	0,00	0,00	-	40,57	40,69	26,05	63,56
C6	0,00	0,00	0,00	-	20,64	100,17	26,70	58,17

Tabla 6. Valores de cobertura de sarcocornia y densidad de carrizo, junto con los valores medios de los parámetros medidos en el agua subterránea en los tres años de estudio.

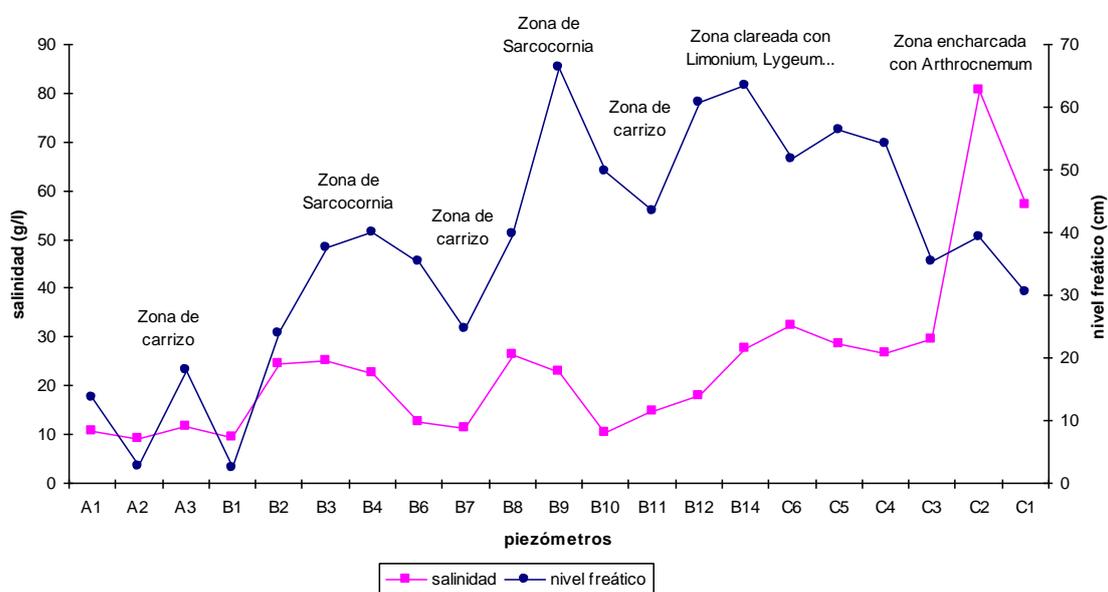


Figura 5. Valores medios (n=12) de la profundidad del nivel freático y salinidad del agua subterránea, medidos en los piezómetros colocados en el Humedal de Ajauque.

En general, el desarrollo óptimo del carrizo en el Humedal de Ajauque (mayor densidad, altura y diámetro de los pies), se da en zonas de concentraciones moderadas de nutrientes (160 µg/l de fósforo, 115 µg/l de nitrógeno), valores de salinidad intermedios (13 g/l) y escasa profundidad del nivel freático (media anual de 20 cm). Un aumento en la profundidad del nivel freático da como resultado una disminución en la altura y el diámetro de los pies. En cuanto a la distribución de *Sarcocornia* dentro del humedal, es la salinidad del agua subterránea la variable que la determina, estando relacionada positivamente con su cobertura ($r=0.65$, $p<0.01$).

DISCUSION Y CONCLUSIONES

Una de las hipótesis barajadas desde el inicio del seguimiento del Humedal de Ajauque, fue la posibilidad de que un descenso en la salinidad del agua como consecuencia de la progresiva extensión de los cultivos de regadío en la cuenca del humedal, pudiese haber favorecido la extensión del carrizal en detrimento de las comunidades de saladar. Si bien es cierto que los resultados obtenidos en el periodo 1994-1996, muestran un descenso significativo de la salinidad superficial del agua, sin variación significativa a nivel subterráneo, éste podría estar relacionado con el aumento de la precipitación total anual registrado durante estos años. En relación con ello, también ha sido observado un aumento progresivo de los caudales superficiales, así como una elevación del nivel freático de unos 10 cm por año. Sin embargo, a una escala temporal mayor el paso del cultivo de secano al de regadío, pudiera haber determinado un cierto descenso de la salinidad superficial, así como un aumento en la extensión y frecuencia del encharcamiento del humedal. Este factor actúa negativamente sobre las comunidades del saladar, mientras que favorece en gran medida la extensión del carrizal.

Otro elemento a considerar en el cambio de vegetación observado, es el abandono de ciertas prácticas de laboreo en el propio humedal, que llevaban consigo la quema periódica del carrizal y el pastoreo. Ligado al aumento de los regadíos, se encuentra el incremento de la carga de nitratos y fosfatos de las aguas de escorrentía. La intensificación de las prácticas agrícolas, como la que ha tenido lugar en la zona conlleva, entre otros, el abuso en la utilización de productos agroquímicos. En este sentido, recientes estudios en cítricos, han puesto de manifiesto niveles superiores a los óptimos de acumulación de fosfatos en el suelo, y de nitratos en las hojas (Varios, 1995). Si además tenemos en cuenta que el 63 % de la superficie de regadío de la zona lo es mediante riego por gravedad (surco o inundación), sistema que reporta importantes pérdidas de agua y nutrientes, estamos frente a una fuente potencial de nutrientes para el Humedal de Ajauque. Los resultados obtenidos desde 1994 a 1996 referentes a concentraciones de nitratos y fosfatos en el agua superficial, demuestran precisamente dicho efecto. No sólo se ha observado el incremento gradual desde 1994 de la carga de nutrientes en la superficie del humedal, sino que para 1996 se ha estimado un importante aporte de nitratos a razón de 5,1 Kg /Ha, procedente de los lixiviados de los suelos agrícolas. Si bien esta carga de nitrógeno no alcanza en su totalidad, al núcleo central del humedal, pues es interceptada por el canal de drenaje exterior, es transportada aguas abajo, en dirección a la Rambla de Ajauque. Así mismo, la presencia del canal de drenaje en el interior del humedal, disminuye su capacidad para retener

y asimilar el exceso de nutrientes aportados, exportando aguas abajo cantidades considerables de, fundamentalmente, nitrato, 2,83 Kg/Ha, frente a 16,6 g/ha de fosfatos. Concluyendo a este respecto, si bien las concentraciones de nutrientes en el humedal no son actualmente alarmantes, queda patente que estas concentraciones se incrementan con el tiempo. En general, la capacidad de retención de los humedales es finita y se desconocen los factores que pueden llegar a saturar dicha capacidad. Llegado este momento, el humedal no sólo quedaría exento de su capacidad de filtro sino que podría actuar como sistema exportador de nutrientes, con sus importantes repercusiones aguas abajo.

En cuanto a la distribución de la vegetación en función de las características del agua subterránea, se ha podido comprobar que la salinidad es el principal factor que la determina. Por otra parte, el nivel freático del humedal se encuentra lo suficientemente alto (con excepción de las zonas topográficamente más elevadas), como para no limitar el desarrollo del carrizo. En relación a la influencia de los nutrientes en el desarrollo de la vegetación, las concentraciones de nitratos son lo suficientemente elevadas como para no ser un factor limitante del crecimiento de ambas especies, si bien el fósforo puede llegar a serlo para el desarrollo del carrizo.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto ha sido financiado por la Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua en el marco del convenio de cooperación existente entre el citado organismo y el Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia.

BIBLIOGRAFIA

FORD, T.E. y NAIMAN, R.J. 1989. "Groundwater-surface water relationships in boreal forest watersheds: dissolved organic carbon and inorganic nutrient dynamics." *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46: 41-49.

GAMBRELL, R.P.; GILLIAM, J.W. y WEED, S.B. 1975. Denitrification in subsoils of the North Carolina Coastal Plain as affected by soil drainage. *Journal of Environmental Quality* 4: 311-316.

GOMEZ, R; VIDAL-ABARCA, M.R. y SUAREZ, M.L. 1994. "Bioavailability of phosphorus in Ajauque stream wetland (SE Spain)". *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 1357-1360.

GOMEZ, R. 1995. *Función de los humedales en la dinámica del N y P en una cuenca de características áridas: experiencias en el sureste ibérico*. Universidad de Murcia.

GRIES, C. y GARBE, D. 1989. "Biomass, and nitrogen, phosphorus and heavy metal content of *Phragmites australis* during the third growing season in a root zone waste water treatment". *Arch. Hydrobiol.* 117: 97-105.

- GRIMM, N.B. 1992. "Biogeochemistry of nitrogen in Sonoran desert streams". *Journal of Arizona-nevada Academy Science*. 26: 130-146.
- HASLAM, S.M. 1971. "Community regulation in *Phragmites communis* Trin." *Journal of Ecology*, 59: 65-73.
- HELLINGS, S.E y GALLAGHER, J.L. 1992. "The effects of salinity and flooding on *Phragmites australis*". *Journal of Applied Ecology*, 29: 41-49.
- HOWARD-WILLIAMS, C. 1985. "Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: a theoretical and applied perspective". *Fresh. Biol.*, 15: 391-431.
- HYNES, H.B.N. 1983. "Groundwater and stream ecology". *Hydrobiologia*, 100: 93-99.
- LOWRANCE, R.; TODD,R. y ASMUSSEN, L. 1984 a. "Nutrient cycling in an agricultural watershed: I. Phreatic movement". *J. Environ. Qual.* 13(1): 22-26.
- LOWRANCE, R.; TODD,R y ASMUSSEN, L. 1984 b. "Nutrient cycling in an agricultural watershed: II. Streamflow and artificial drainage". *J. Environ. Qual.* 13(1): 27-32.
- LOWRANCE, R.; LEONARD, R. y ASMUSSEN L. 1985. "Nutrient budgets for agricultural watersheds in the southeastern coastal plain". *Ecology*, 66: 287-296.
- MITSCH, W.J. y GOSSELINK, J.G. 1986. *Wetlands*. New York. Van Nostrand Reinhold. 539 pp.
- MURPHY, J y RILEY, J.P. 1962. "A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters". *Ana. Chimica Acta*, 27:31-36.
- NICHOLLS, K.H. y MacCRIMMON, H.R. 1974. "Nutrients in surface and runoff waters of the Holland Marsh Ontario". *J. Environ. Qual.* 3(1): 31-35.
- PETERJOHN, W.T. y CORRELL, D.L. 1984. "Nutrient dynamics in an agricultural watershed.: observations on the role of a riparian forest". *Ecology* 65(5): 1466-1475.
- PINAY, G y DÉCAMPS, H. 1988. "The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model". *Regulated rivers: research and Management*, 2: 507-516.
- SOLORZANO, L. 1969. "Determination of ammonia in natural waters by the phenol-hypochlorite method". *Limnol. Oceanogr.* 14: 799-801.
- STRICKLAND, J.D.H. y PARSONS, T.R. 1968. "A manual of sea water analysis". *Bull. Fish. Res. Bd. Canada*, 167. 311pp.
- TRISKA, F.J; DUFF, J.H. y AVANZINO, R.J. 1993. "The role of water exchange between a stream channel and its hyporrheic zone in nitrogen cycling at the terrestrial aquatic interface. *Hydrobiologia*. 251: 167-184.
- ULRICH, K.E. y BURTON, T.M. 1985. "The effects of nitrate, phosphate and potassium fertilization on growth and nutrient uptake patterns of *Phragmites australis* (Cav.)Trin. ex Steudel". *Aquatic Botany*, 21: 53-62.

VARIOS. 1995. "Bases ecológicas para la delimitación, ordenación y gestión del paisaje protegido de las Ramblas de Ajauque y Salada". Convenio entre la Consejería de Medio Ambiente y el Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia. Inédito.

WALLIS, P.M; HYNES, H.B.N y TELANG, S.A. 1982. "The importance of groundwater in the transportation of allochthonous dissolved organic matter to the stream draining a small mountain basin". *Hydrobiologia*. 79: 77-90.