

LA CONTAMINACIÓN POR EUTROFIZACIÓN EN ARROYOS QUE VIERTEN A LA MARISMA DE DOÑANA

SERRANO, Laura ¹; BRAVO, Miguel Ángel ²; JIMÉNEZ, Antonia ³; PRENDA, José ⁴; MARTÍN, Isabel ⁵; PIDRE, Juan Ramón ⁵; SALAS, Juan José ⁵.

¹ *Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Sevilla.*

² *Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales. Estación Biológica de Doñana, CSIC.*

³ *Universidad Pablo de Olavide.*

⁴ *Universidad de Huelva.*

⁵ *Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA).*

Resumen

La zona norte de la marisma del Parque Nacional de Doñana es un ejemplo de contaminación por eutrofización antrópica. El presente trabajo muestra la variación en las concentraciones de nutrientes en el mismo tramo de dos arroyos que vierten a la marisma de Doñana (El Partido y La Rocina) durante los períodos 1982-84, 1991-92 y 2004-05 mediante la recopilación de publicaciones y la realización de prospecciones recientes. Las concentraciones de nutrientes en el arroyo de El Partido siguen siendo muy elevadas a pesar de que existan dos depuradoras de aguas residuales en funcionamiento desde el año 2002. En comparación, el arroyo de La Rocina, se ha mantenido en condiciones aceptables aunque muestra un aumento reciente en la concentración de nitrato a lo largo de las últimas décadas. En este trabajo se examinan las causas de la eutrofización en estos arroyos y se proponen recomendaciones para una posible solución.

Palabras clave: eutrofización, Doñana, nitrato, fósforo, EDAR.

1. Introducción

La eutrofización constituye actualmente la forma de contaminación más grave para los ecosistemas acuáticos continentales de todo el mundo (Hunter, 2002). Básicamente, este proceso comienza con el aumento de la cantidad de nutrientes que recibe un sistema acuático. Los nutrientes no son más que las sales nutritivas esenciales que necesitan los organismos fotosintéticos para su desarrollo, como el fosfato, el nitrato y el amonio. Por tanto, la eutrofización acelera la producción del sistema, pero produce un desequilibrio en el reciclado de los nutrientes que desencadena diversos procesos de autoalimentación que hacen perdurar las condiciones de eutrofización, incluso después de reducirse la entrada de nutrientes (Margalef, 1983).

El enriquecimiento de los ecosistemas acuáticos en nutrientes originados por la actividad humana se conoce como eutrofización antrópica y puede producirse tanto por aportes en forma disuelta (generalmente fosfato y compuestos inorgánicos de nitrógeno derivados del uso excesivo de fertilizantes en suelos agrícolas) como a través de sustancias particuladas (materia orgánica y coloides provenientes de vertidos urbanos y agropecuarios).

La eutrofización actúa tanto de forma directa como indirecta sobre los ecosistemas acuáticos. La repercusión más directa del enriquecimiento en nutrientes es el aumento de la producción primaria del sistema. Gran parte de esta biomasa producida por el sistema terminará depositándose en el fondo por efecto de la gravedad. La acumulación de materia orgánica en el sedimento será aprovechada por los organismos heterótrofos que la descomponen a costa de consumir el oxígeno disuelto en el agua. De esta forma se terminan creando o reforzando las condiciones de anoxia en el fondo de la columna de agua. A su vez, la anoxia favorece la actividad desnitrificadora de numerosos microorganismos por lo que disminuye la concentración de nitrógeno disuelto en el agua (sobre todo, nitrato). Por otra parte, la anoxia

generada por la descomposición de la materia orgánica produce una acidificación del agua y de la superficie del sedimento que favorece la generación de compuestos reducidos y el retorno al agua de sustancias acumuladas en el sedimento, como el fósforo. Por tanto, la eutrofización termina produciendo una drástica alteración en la proporción de nitrógeno y fósforo disponible para los productores primarios. En estas condiciones se favorece el desarrollo de organismos fijadores de nitrógeno atmosférico, como algunas cianobacterias, que pueden vivir libremente en el fitoplancton o en simbiosis con otros organismos por lo que se produce un empobrecimiento de la diversidad de especies del fitoplancton. Además se dificulta la difusión del oxígeno a través de la interfase aire-agua durante todo el período estival ya que las cianobacterias fijadoras de nitrógeno se desarrollan masivamente en la superficie, de modo que el oxígeno vuelve a escasear en las capas profundas de agua. Las condiciones de anoxia prolongada o la generación de altas concentraciones de compuestos reducidos (amoníaco y sulfuro) son la causa más común de las mortandades de peces en los sistemas acuáticos eutrofizados. El desarrollo de estirpes tóxicas de cianobacterias que contienen poderosas hepatoxinas y neurotoxinas también ha sido responsable de intoxicación de vertebrados en algunas ocasiones.

En comparación con otros tipos de contaminación (por metales pesados o hidrocarburos), la eutrofización no actúa ni tan rápida ni tan letalmente, sino más bien degrada el ecosistema de forma sigilosa pero irreversible. Por eso, la carga de metales pesados en los sedimentos se ha considerado tradicionalmente como una auténtica bomba de relojería, mientras que el riesgo de eutrofización suele atraer menos atención por parte de la administración y los medios de comunicación. Sin embargo son muchos los despropósitos que pueden cometerse en la protección y conservación de los espacios naturales cuando se ignora la gravedad de los efectos de la eutrofización antrópica sobre los ecosistemas acuáticos y se aplican modelos excesivamente simplistas del balance de nutrientes al evaluar la calidad de las aguas. Es preciso tener en cuenta que la relación causal entre contaminación y pérdida de diversidad biológica no es una ecuación simple ya que sus efectos son variados y se propagan a través del sistema a diferentes escalas espacio-temporales. A menudo, una riqueza biológica relativamente alta perdura aún cuando el hábitat ya ha comenzado a degradarse (Hollis, 1992). Esta situación es especialmente preocupante cuando se trata de espacios protegidos donde los esfuerzos de conservación que se dirigen a objetivos concretos terminan siendo contrarrestados al cabo del tiempo por la falta de una verdadera gestión integral de los recursos.

La zona norte de la marisma del Parque Nacional de Doñana es un ejemplo de esta contaminación sigilosa por eutrofización antrópica. El exceso de nutrientes afecta negativamente a la diversidad de un sistema acuático, pero favorece la producción primaria por lo que permite un mayor flujo de energía hacia eslabones tróficos superiores, como la avifauna acuática. En sistemas eutrofizados, gran parte de la avifauna acuática está compuesta por especies que se nutren de una comunidad de organismos invertebrados muy abundante pero escasamente diversa. En ese caso la avifauna se beneficia momentáneamente a costa de la pérdida de otros organismos menos carismáticos, pero a medida que el sistema continúa eutrofizándose, es previsible que la diversidad y la abundancia de la avifauna acuática termine disminuyendo (Green y Figuerola, 2003).

La calidad de las aguas de los ríos y arroyos que vierten a la marisma de Doñana se estudia desde hace décadas en las universidades, el Centro Superior de Investigaciones Científicas (C.S.I.C). y otras instituciones públicas. Gracias a la publicación de numerosos trabajos y a la red de estaciones de Control de Calidad de las Aguas Superficiales, cuyos datos facilita la

página-web de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, se ha podido evaluar la calidad de estos cauces y examinar los cambios sufridos durante los períodos de 1982-84, 1991-92 y 2004-2005. El diagnóstico de las principales causas que determinan el estado actual de la calidad del agua en los arroyos que vierten a la zona Norte del Parque Nacional de Doñana permitirá ofrecer las soluciones pertinentes.

La normativa que regula la calidad del agua ha progresado considerablemente en las últimas décadas. El 1 de enero de 1996 entró en vigor el Real Decreto-Ley 11/1995 de 28 de diciembre por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas (BOE. 312 de 30-12-95) que transpone las normas de emisión señaladas en la Directiva 91/271/CEE sobre tratamientos de aguas residuales urbanas y por la que se debe asegurar un tratamiento adecuado de todas las aguas residuales urbanas. El Real Decreto 509/96 de 15 de marzo determinaba las condiciones a las que deben ajustarse los vertidos de depuradora en cauces que drenan a espacios naturales especialmente vulnerables a la eutrofización (BOE.77 de 29-3-96).

En el año 2000, la Unión Europea (UE) aprobó una normativa sobre política ambiental de aguas (Directiva 200/60/CE) conocida como Directiva Marco del Agua (DMA), con objeto de asegurar un buen estado ecológico en todas las masas de agua de la UE a partir del 2015. Para ello cada país debe establecer las condiciones de referencia para cada tipo de masa de agua y evaluar su estado actual de conservación mediante el uso de indicadores basados en características hidromorfológicas, físicas, químicas y biológicas. Por tanto, actualmente nos encontramos ante la ardua tarea de determinar aquellos hábitats donde la eutrofización antrópica tenga una influencia lo suficientemente escasa como para establecer las condiciones de referencia que marquen el criterio de buen estado ecológico para cada tipo de masa de agua. Con esa perspectiva basamos la presente comparación de la calidad del agua en la cuenca del arroyo de El Partido, tomando como hábitat de referencia el arroyo de La Rocina.

2. Material y Métodos

Este trabajo recoge resultados publicados por González *et al.* (1987), Toja *et al.* en Castell *et al.* (1992), Bravo *et al.* (2005) y Serrano *et al.* (2006) por lo que la metodología se detalla en dichas publicaciones. Para efectuar una comparación en el tiempo se escogieron los mismos tramos de los cauces: el arroyo de El Partido fue muestreado en la intersección con la Raya Real y el arroyo de La Rocina en el puente de la Canaliega. El número de muestreos mensuales en cada período fue diferente: 15 muestreos entre noviembre de 1982 y abril de 1984 (González *et al.*, 1987), 8 muestreos entre junio de 1991 y enero de 1992 (Toja *et al.*, en Castell *et al.*, 1992) y 4 muestreos entre noviembre de 2003 y junio de 2004 (Serrano *et al.*, 2006). El estudio realizado por Bravo *et al.* (2005) correspondió a un muestreo puntual (31 marzo de 2005) en diversos puntos de la cuenca del arroyo de El Partido. En todas las muestras se aplicó la misma metodología para la determinación de las concentraciones de fosfato (Murphy & Riley, 1962), amonio por nesslerización (Rodier, 1971), nitrito y demanda química de oxígeno por oxidabilidad al KMnO_4 (APHA 1985). En cambio, la concentración de nitrato fue analizada de forma distinta a lo largo de los períodos comparados: mediante salicilato sódico (Scheiner 1974 en González *et al.*, 1987), ácido disulfofenol (APHA 1985) y reducción por TiCl (Golterman 1991) en Bravo *et al.* (2005) y Serrano *et al.* (2006). Las concentraciones de nutrientes están referidas al elemento atómico (N o P) en cada uno de los compuestos analizados, ya sea nitrato, nitrito, amonio, fosfato o fósforo total. La precipitación anual recogida en cada ciclo hidrológico se obtuvo del registro de la estación meteorológica

del Palacio de Doñana que proporciona la Reserva Biológica de Doñana (CSIC) en su página-web.

3.Resultados

Diversas publicaciones sobre la calidad del agua en los arroyos de El Partido y La Rocina permiten analizar la evolución de la concentración de nutrientes a lo largo de los últimos 20 años comparando los mismos tramos de ambos arroyos: la intersección con la Raya Real y la Canalega, respectivamente. González et al (1987) llevaron a cabo un estudio exhaustivo de la calidad del agua en ambos arroyos entre noviembre de 1982 y abril 1984 que recogía un amplio rango de condiciones hidrológicas, desde intensas avenidas hasta un prolongado estiaje (Tabla 1).

Tabla 1. Valores máximos, mínimos y medios de conductividad, concentración de nutrientes y carga de materia orgánica (DQO) entre noviembre de 1982 y abril de 1984 (González *et al.*, 1987).

	La Rocina (Canalega)			El Partido (Raya Real)		
	máx.	mín.	media	máx.	mín.	media
Conductividad ¹	319	92	203	1549	291	750
Amonio ²	0.39	0.06	0.14	4.97	0.06	0.98
Nitrito ²	0.12	0.01	0.03	1.25	0.01	0.37
Nitrato ²	1.83	0.28	0.71	5.08	1.07	2.77
Fosfato ³	0.40	0.02	0.19	0.94	0.11	0.37
P-total ³	0.46	0.18	0.26	3.21	0.53	1.41
D.Q.O. ⁴	51	32	42	86	28	49

¹(μ S/cm); ²(mg/l de N); ³(mg/l de P); ⁴(mg O₂/l)

Más tarde, el dictamen de los expertos para el desarrollo sostenible del Entorno de Doñana (Castell *et al.*, 1992) permitió realizar una evaluación de la calidad del agua en los arroyos vertientes a la marisma durante el ciclo hidrológico 1991/92 con objeto de determinar el efecto de los vertidos y la capacidad autodepuradora de los cauces (Tabla 2).

Tabla 2. Valores máximos, mínimos y medios de conductividad, concentraciones de nutrientes y carga de materia orgánica (DQO) entre junio de 1991 y enero de 1992 (Toja *et al.* en Castell *et al.*, 1992).

	La Rocina (Canalega)			El Partido (Raya Real)		
	máx.	mín.	media	máx.	mín.	media
Conductividad ¹	635	212	391	1423	530	1135
Amonio ²	1.38	0.17	0.51	27.4	3.60	9.90
Nitrito ²	0.03	<0.01	0.01	0.04	<0.01	0.02
Nitrato ²	0.89	0.10	0.38	0.14	0.02	0.08
Fosfato ³	0.13	<0.01	0.04	3.20	0.20	1.30
P-total ³	0.83	0.13	0.28	5.40	0.30	2.80
D.Q.O. ⁴	50	21	32	90	19	61

¹(μ S/cm); ²(mg/l de N); ³(mg/l de P); ⁴(mg O₂/l)

Recientemente, el seguimiento de las afecciones en la Madre de la Marisma de El Rocío por actuaciones realizadas dentro del proyecto de regeneración de la marisma “Doñana 2005” ha permitido estudiar la calidad de ambos arroyos desde noviembre de 2003 hasta septiembre de 2005 (Tabla 3).

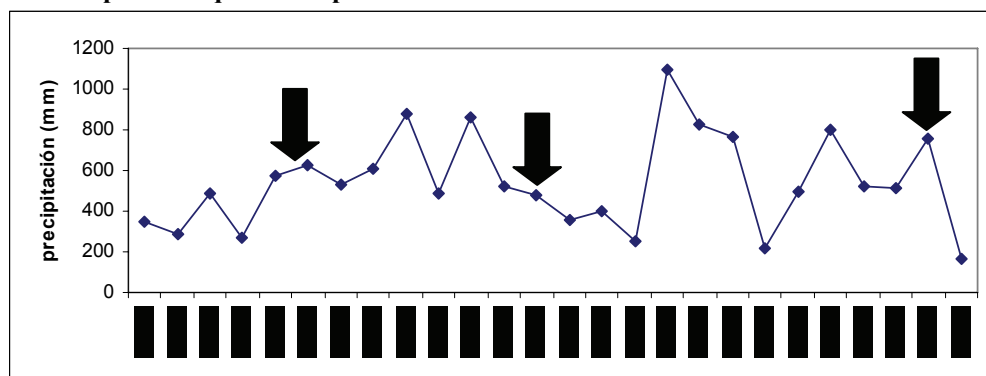
Tabla 3. Valores máximos, mínimos y medios de conductividad y concentraciones de nutrientes entre noviembre de 2003 y junio de 2005 (Serrano *et al.* 2006).

	La Rocina (Canaliega)			El Partido (Raya Real)		
	máx.	mín.	media	máx.	mín.	media
Conduct. ¹	574	410	490	1290	440	970
Amonio ²	7.52	0.27	1.70	15.04	0.29	8.61
Nitrito ²	0.03	<0.01	0.02	0.28	0.14	0.19
Nitrato ²	2.06	0.01	1.02	11.45	3.69	7.57
Fosfato ³	0.12	0.01	0.06	3.40	0.40	1.70
P-total ³	2.23	0.35	1.22	4.19	1.13	2.66

¹(μ S/cm); ²(mg/l de N); ³(mg/l de P)

Se han producido numerosos cambios en los dos cauces a lo largo de las décadas. En primer lugar destaca el aumento en la conductividad en ambos arroyos a pesar de que la precipitación anual recogida a lo largo de los respectivos años hidrológicos no fue menor en décadas recientes (Figura 1). Es muy probable que el caudal de ambos arroyos haya disminuido por efecto del desarrollo agrícola de la zona.

Figura 1. Precipitación anual de cada año hidrológico desde 1979/80 hasta 2004/05. Las flechas representan los periodos que se comparan.



Los valores medios de las concentraciones de nutrientes y de la carga de materia orgánica fueron siempre menores en el arroyo de La Rocina, excepto en la concentración media de nitrato en 1991-92 (0.38 mg/l de N en La Rocina y 0.08 mg/l de N en El Partido). El mayor cambio sufrido en el arroyo de La Rocina se ha debido al aumento en la concentración de fósforo total en el agua, cuyo valor máximo llegó a superar los 2 mg/l de P durante el período 2003-04 (Figura 2).

El arroyo de El Partido ha experimentado un gran aumento en la concentración de nutrientes en las últimas décadas. Ya en 1991-92, la concentración media de fosfato y fósforo total en el tramo de su intersección con la Raya Real superaban 1 y 2 mg/l de P, respectivamente (Figura 3).

La concentración media de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) también ha experimentado un gran aumento en el arroyo de El Partido llegando a superar los 15 mg/l de N en el período 2003-05 (Figura 4).

Figura 2. Concentraciones medias (columnas) y máximas (barras de error) de fosfato y fósforo total (P-total) durante los períodos estudiados en el arroyo de La Rocina (Canaliega).

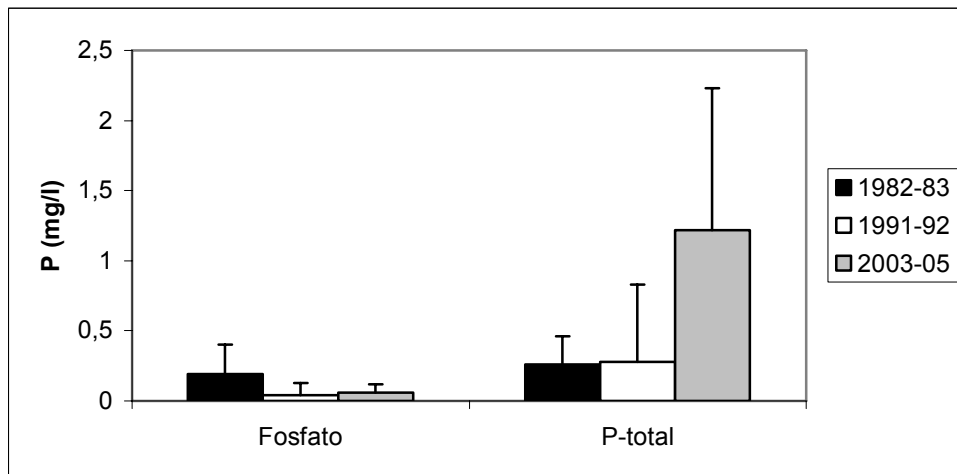


Figura 3. Concentraciones medias (columnas) y máximas (barras de error) de fosfato y fósforo total (P-total) durante los períodos estudiados en el arroyo de El Partido (Raya Real).

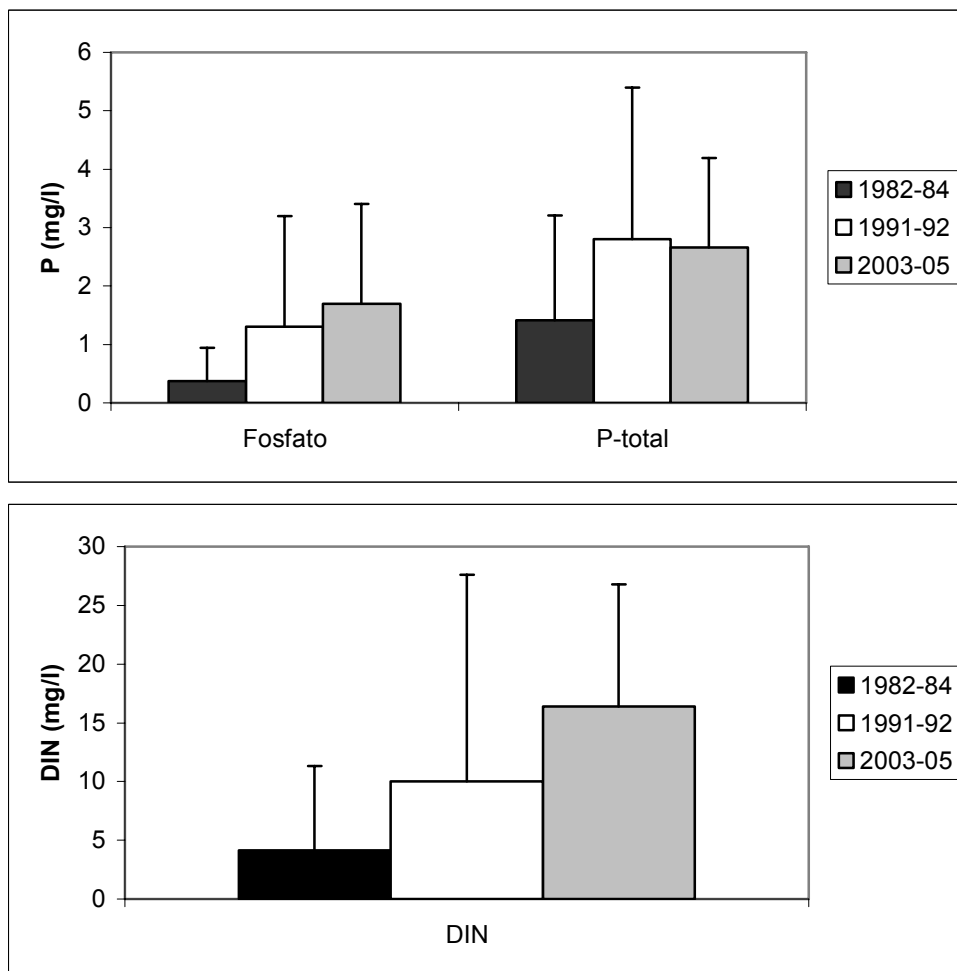


Figura 4. Concentraciones medias (columnas) y máximas (barras de error) de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) durante los períodos estudiados en el arroyo de El Partido (Raya Real).

Los resultados de la Red Integral de Calidad de Aguas (Red ICA) en el arroyo de La Rocina (puente de la Canaliega) y en El Partido (estación de aforo) durante el período 2002-03 confirman que comparativamente el primer cauce presenta una menor concentración de

nutrientes que el segundo, aunque el rango de la concentración de nitrato en ambos arroyos fue incluso superior al registrado en el resto de los períodos estudiados: 0.3-38.6 mg/l N en el arroyo de El Partido y 0.5-429 mg/l N en el arroyo de La Rocina.

El 31 marzo de 2005 se realizó un muestreo en diversos cauces de la cuenca del arroyo de El Partido con objeto de evaluar la calidad del agua que recibía la marisma del Parque Nacional de Doñana a través del Caño Madre (Bravo *et al.* 2005). La tabla 4 presenta los resultados relativos a las concentraciones de nutrientes en algunos de los cauces estudiados.

Tabla 4. Concentraciones de nutrientes (mg/l) en diversos tramos del arroyo de El Partido y de algunos de sus tributarios el 31 de marzo de 2005 (extraído de Bravo *et al.*, 2005).

	Aguas arriba EDAR ¹ Almonte		Aguas abajo EDAR Almonte		Caño Marín	
	Aguas abajo Bollullos C.	Aguas abajo Rociana	Camino de los Llanos	Estación Red SAICA ²	Aguas arriba EDAR El Rocío	EDAR El Rocío
Amonio ³	12.22	12.34	12.16	10.46	0.16	4.36
Nitrito ³	0.016	0.020	0.017	0.026	0.016	0.023
Nitrato ³	10.61	12.44	11.41	10.21	1.51	0.45
Fosfato ⁴	1.24	1.55	1.23	1.38	0.47	1.59
P-total ⁴	2.72	5.16	3.17	3.09	3.04	4.79

¹EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales, ²SAICA: Sistema Automático de Información de la Calidad ³(mg/l de N); ⁴(mg/l de P)

De forma puntual, la concentración de fósforo total detectada en estos cauces superó los 2 mg/l de P. Igualmente, la concentración puntual de nitrógeno inorgánico disuelto superó los 15 mg/l de N en los tramos muestreados aguas abajo de los municipios de Bollullos del Condado, Rociana y Almonte, siendo el amonio la forma predominante de nitrógeno. El nitrato fue la forma de nitrógeno predominante tan sólo en el Caño Marín antes de la confluencia con el efluente de la EDAR de El Rocío.

Concretamente la concentración media de nutrientes en el arroyo de El Partido fue entre 2 y 5 veces mayor que la registrada en La Rocina durante el período 1982-84. Sin embargo en 1991-92 y 2003-04, la concentración media de fosfato llegó a ser notablemente superior en el arroyo de El Partido respecto al arroyo de La Rocina. La fuerte correlación observada entre las concentraciones de fósforo total y fosfato en el arroyo de El Partido, tanto en 1991-92 ($r=0.897$, $p<0.01$) como en 2003-04 ($r=0.995$, $p<0.01$) indican que la causa de esta contaminación se debe a las aguas residuales urbanas, incluso a pesar de las instalaciones de saneamiento existentes. En contraste, no existió correlación entre fosfato y fósforo total en el arroyo de La Rocina en ninguno de los períodos estudiados, como es de esperar en una cuenca que no está sometida al vertido de aguas urbanas domésticas.

4. Discusión

Los trabajos realizados por numerosos investigadores muestran un largo historial de contaminaciones de origen diverso en toda la comarca de Doñana, tanto en arroyos que vierten a la zona norte de la marisma de Doñana (Arroyo de El Partido) como en los ríos Guadalquivir y Guadiamar (Cabrera *et al.*, 1984, 1986, 1987; Albaigés *et al.* 1987; Arambarri

et al., 1984, 1996, 1998; González *et al.*, 1987; Ramos *et al.*, 1994 ; Zurera *et al.*, 1987). Estos trabajos no sólo planteaban el riesgo de la rotura de las balsas mineras de Aznalcóllar antes de que el desastre tuviera lugar (Arambarri *et al.*, 1996), sino que recomendaban que las aguas del río Guadamar sólo debían entrar en Doñana cuando se eliminara al máximo la influencia de la contaminación urbana, agrícola y por metales pesados de su cuenca (González *et al.* 1987). Años más tarde estos autores seguían insistiendo en que el contenido en nutrientes (N y P) y materia orgánica de las aguas del Arroyo de El Partido debía ser reducido antes de su desembocadura en el Parque (Arambarri *et al.* 1996).

Otro documento titulado “Control de la calidad de las aguas del entorno del Parque Nacional”, realizado por Julia Toja y colaboradores, recogido en el anexo del dictamen los expertos para el desarrollo sostenible del Entorno de Doñana (Castell *et al.*, 1992), estimaba una carga contaminante anual a la marisma de Doñana de 58 Tm de materia orgánica (DQO), 8.7 Tm de P y 13. 5 Tm de N en los aportes de la cuenca del río Guadamar. El Arroyo de El Partido por sí sólo aportaba 62.4 Tm de materia orgánica (DQO.), 2.7 Tm de P y 6.4 de N. Dicho estudio analizaba la calidad del agua a lo largo de diversos cauces y dictaminaba que durante el estiaje el proceso natural de autodepuración lograba reducir una parte de la carga de contaminantes que entraban en el Parque. Finalmente se proponía mejorar la infraestructura de saneamiento de las aguas residuales en cada uno de los municipios del Entorno de Doñana mediante la aplicación de las tecnologías desarrolladas en la entonces reciente Planta Experimental para el tratamiento de aguas residuales inaugurada por la Junta de Andalucía en Carrión de los Céspedes en 1990.

El Arroyo del Partido, con unos 300 km² de cuenca, recoge los efluentes de aguas residuales de los municipios de Rociana del Condado, Bollullos Par del Condado y Almonte, cuya población suma en conjunto más de 25,000 habitantes. Además hay que tener en cuenta la altísima concentración de personas durante la romería de El Rocío y la intensa actividad agrícola a lo largo de toda la cuenca. Las dos estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) que se localizan en esta cuenca, una aguas abajo de Almonte (EDAR de Almonte-Rociana) y la otra en El Rocío (EDAR de El Rocío), entraron en funcionamiento en el año 2002. El municipio de Bollullos Par del Condado carece de EDAR propia, habiéndose adoptado la solución de dirigir sus efluentes a la EDAR de Almonte-Rociana mediante un colector. Sin embargo, este colector sufrió considerables daños al discurrir próximo a un arroyo, según se informó en junio del 2003 y aún no se ha reparado por lo que se siguen vertiendo a esta cuenca las aguas residuales de la población.

La EDAR de Almonte, cuya construcción fue financiada por el Ministerio de Agricultura y Pesca (IRYDA), cuenta con un pretratamiento (desbaste y desarenado), seguido por un sistema de lagunaje, compuesto por tres lagunas anaerobias interconectadas dispuestas en paralelo y dos lagunas facultativas dispuestas en serie, no existiendo la etapa final de depuración mediante lagunas de maduración. La población equivalente servida es de 33,952 habitantes-equivalentes, correspondiente a las poblaciones de Almonte y Rociana del Condado. Su efluente vierte al arroyo de Santa María que forma parte de la cuenca del arroyo de El Partido.

La actual EDAR de El Rocío se ejecutó y se puso en explotación al amparo del Proyecto de Regeneración de la Marisma de Doñana, conocido como Doñana 2005. Anteriormente existía una planta depuradora con tratamiento para agua residual mediante fangos activados que se localizaba en el Puntal del Lobo (EL Rocío) y vertía directamente a la Madre de la Marisma; funcionaba ocasionalmente y con baja eficiencia (Toja *et al.* en Castell *et al.*, 1992). La actual

EDAR de El Rocío tiene la particularidad de incorporar un depósito de regulación que permite acumular los excedentes producidos durante la romería y depurarlos a lo largo del año. Su efluente vierte al Caño Marín que confluye con el arroyo de El Partido casi en la desembocadura de éste con la Madre de la Marisma. Consta de un pretratamiento (desbaste, desarenador-desengrasador), dos reactores biológicos (aireación prolongada) y dos decantadores secundarios. Finalmente, presenta un tratamiento terciario mediante adición de sulfato férrico para la eliminación de P. En la EDAR existe una línea de fangos, constituida por un espesador, acondicionamiento, edificio de deshidratación-soplantes, arquetas de bombeo de vaciados y tolva de almacenamiento.

En definitiva, aunque es de sobra conocido que la conservación de los ecosistemas no puede acotarse por unos límites arbitrarios, los esfuerzos por conservar el medio natural de forma integral siguen siendo escasos. Por eso los ecosistemas acuáticos son tan vulnerables a la contaminación, pues la calidad de sus aguas está en función del grado de conservación de los ecosistemas terrestres que los rodean. En ese sentido, Margalef (1983) indica que el estado de las aguas superficiales que drenan una región, consideradas en su conjunto, es la mejor expresión del estado de salud de los ecosistemas terrestres de toda esa región. El desarrollo agrícola y turístico que disfruta la comarca de Doñana requiere un esfuerzo en la gestión del agua mucho mayor del que se ha realizado hasta ahora. La gestión integral del agua engloba multitud de aspectos: el saneamiento de las aguas residuales no es más que uno de ellos, pero las consecuencias de la falta de depuración o de una depuración ineficiente pueden ser nefastas, más aún si cabe, cuando las aguas se vierten a un espacio de máxima protección como es la marisma de Doñana. La eutrofización debe prevenirse cuanto antes pues se calcula que la recuperación pasiva de un sistema eutrofizado puede durar, al menos, el mismo tiempo que le llevó a los sedimentos cargarse de P (Golterman, 2004).

El presente trabajo muestra que la concentración de fosfato en el agua del arroyo de El Partido era ya desproporcionalmente alta en el período 1991-92. Este exceso de fosfato no se reflejó en un aumento igualmente desproporcionado del fósforo total por lo que es esperable que gran parte del fosfato haya ido a enriquecer el lecho aluvial de este arroyo y, consecuentemente una parte haya quedado adsorbido al sedimento. La capacidad de adsorción del fosfato en arenas es baja pero la del sedimento de la marisma es alta debido a la mayor presencia de carbonato cálcico (Reina *et al.*, 2006). Por tanto, es probable que el exceso de fosfato disuelto en el agua que transporta el arroyo de El Partido y que fluye dentro del Parque a través del Caño de la Madre esté contribuyendo a aumentar la eutrofización de esta zona de la marisma de Doñana desde hace décadas.

5. Conclusiones

El presente trabajo muestra el exceso de nutrientes que podría haberse ahorrado la zona de la marisma de Doñana (Madre de la Marisma del Rocío-Caño de la Madre) donde llegan las aguas que vierte el arroyo de El Partido de haberse realizado un control eficaz de la eutrofización en la cuencas de este cauce hace varias décadas. Se presentan evidencias mediante muestreos puntuales de que las dos EDAR que se localizan en esta cuenca no son suficientes para reducir la carga de nutrientes que se vierte a la marisma y prevenir así el incremento de eutrofización en el espacio natural protegido de Doñana. Sería necesario comprobar el funcionamiento de las EDAR con objeto de mejorar su rendimiento en la eliminación de nutrientes. Se sugiere la necesidad de incluir tratamientos terciarios diseñados para la eliminación eficaz del nitrógeno y el fósforo en las EDAR existentes y en las futuras estaciones depuradoras que se construyan en la zona.

Referencias bibliográficas

- ALBAIGÉS, J., ALGABA J., ARAMBARRI P., CABRERA F., BALUJA, G., HERNÁNDEZ, L.M. y CASTROVIEJO, J. (1987): "Budget of organic and inorganic pollutants in the Doñana National Park (Spain)". *Science of the Total Environment* 63, pp. 13-28.
- APHA (1985): *Standard methods for the examination of water and wastewaters*, Washington, American Public Health Association.
- ARAMBARRI, P. (1998): "Veinte años de investigaciones alrededor de Doñana", *Arbor-Ciencia, Pensamiento y Cultura* 161, pp. 193-207.
- ARAMBARRI, P., CABRERA, F. y GONZÁLEZ-QUESADA, R. (1996): "Quality of the surface waters entering the Doñana National Park (SW Spain)", *Science of the Total Environment* 191, pp. 185-196.
- ARAMBARRI, P., CABRERA, F. y TOCA, C.G. (1984): *La contaminación del río Guadamar y su zona de influencia, Marismas del Guadalquivir y Coto Doñana, por residuos de industrias mineras y agrícolas*, Madrid, Talleres Gráficos, CSIC.
- BRAVO, M.A., SERRANO, L., REINA, M., LEÓN, D., FLORENCIO, M. (2005): *Informe sobre el estado de las aguas afluentes a la marisma del parque Nacional de Doñana desde la cuenca del Arroyo del Partido*, Sevilla, informe interno EBD-CSIC.
- CABRERA, F., TOCA, C.G., DÍAZ, E. y ARAMBARRI, P. (1984): "Acid mine-water and agricultural pollution in a river skirting the Doñana National Park (Guadamar River, South West Spain)", *Water Research* 18, pp. 1469-1482.
- CABRERA, F., SOLDEVILLA, M., OSTA, F. y ARAMBARRI, P. (1986): "Interacción de Cobre y alpechines", *Limnetica* 2, pp. 311-316.
- CABRERA, F., CORDÓN, R. y ARAMBARRI, P. (1987): "Metales pesados en las aguas y sedimentos de los estuarios de los ríos Guadalquivir y Barbate", *Limnetica* 3, pp. 281-290.
- CASTELL, M., CRUZ, J., CUSTODIO, E., GARCÍA-NOVO, F., GAUDEMAR, J.P., GONZÁLEZ-VALLVÉ, J.L., GRANADOS, V., MAGRANER, A., ROMÁN, C., SMART, M., VAN DER MAAREL, E. (1992): *Dictamen sobre estrategias para el desarrollo socioeconómico sostenible del Entorno de Doñana*, Sevilla, Junta de Andalucía.
- GOLTERMAN, H.L. (1991): "Direct nesslerization of ammonia and nitrate in fresh-water", *Annals Limnologie* 27, pp. 99-101.
- GOLTERMAN, H.L. (2004): *The chemistry of phosphate and nitrogen compounds in sediments*, Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.
- GONZÁLEZ QUESADA, R., CABRERA, F., DÍAZ, E. y ARAMBARRI, P. (1987): "La calidad de las aguas del río Guadamar y de los arroyos de La Rocina y El Partido en las proximidades de Doñana, SW de España", *Limnetica* 3, pp. 97-102.
- GREEN, A.J. y FIGUEROLA, J. (2003): "Aves acuáticas como bioindicadores en los humedales", en *Ecología, Manejo y Conservación de los Humedales*, Almería, Diputación de Almería.
- HOLLIS, T. (1992): "The causes of wetland loss and degradation in the Mediterranean", en *Managing Mediterranean wetlands and their birds*, Slimbridge, IWRB Special Publication.
- HUNTER JR, M.L. (2002): *Fundamentals of Conservation Biology*, Oxford, Blackwell Science Inc.
- MARGALEF, R. (1983): *Limnología*, Barcelona, Omega.
- MURPHY, J. y RILEY, J.P. (1962): "A modified single solution method for the determination of soluble phosphate in natural waters", *Analytical Chemical Acta* 27, pp. 31-36.
- RAMOS, L., HERNÁNDEZ, L.M. y GONZÁLEZ, M.J. (1994): "Sequential fractionation of Copper, Lead, Cadmium and Zinc in soils from or near Doñana National Park", *Journal of Environmental Quality* 23, pp. 50-57.
- REINA M., ESPINAR, J.L. y SERRANO, L. (2006): "Sediment phosphate composition in relation to emergent macrophytes", *Water Research* 40, pp. 1185-1190.
- RODIER, J. (1981): *Análisis de las aguas: aguas naturales, aguas residuales, aguas de mar*, Barcelona, Omega.
- SERRANO, L., REINA, M., MARTÍN, G., REYES, I., ARECHEDERRA, A., LEÓN, D. y TOJA, J. (2006): "The aquatic systems of Doñana (SW Spain): watersheds and frontiers" *Limnetica* 25, pp. 11-32.