

## MÉTODO SIMPLIFICADO DE ESTIMACIÓN DEL POTENCIAL DE CONTAMINACIÓN DIFUSA: APLICACIÓN A LAS CUENCAS VERTIENTES DEL ESTUARIO DEL GUADALQUIVIR

E. Contreras<sup>1</sup>, C. Aguilar<sup>1</sup>, M.J. Polo<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Grupo de Dinámica Fluvial e Hidrología. Universidad de Córdoba, Campus Rabanales edificio Leonardo Da Vinci, área de Ingeniería Hidráulica, 14071, Córdoba. Email: econtreras@uco.es, caguilar@uco.es, mjpolo@uco.es.

**RESUMEN.** El presente trabajo plantea un indicador que permite clasificar el territorio según su potencial como fuente de contaminación difusa en función del tipo y distribución espacial del uso de suelo, y de las características edáficas y topográficas como indicadores de la generación de escorrentía. Para ello, se aplicó el método de Munafò *et al.* (2005), modificado para considerar una nueva variable, la precipitación, factor de carácter local que añade una caracterización anual e interanual del proceso. Los resultados obtenidos permitieron estimar la vulnerabilidad a la contaminación de carácter difuso de las zonas vertientes al estuario del Guadalquivir, clasificando en términos relativos, las subcuencas vertientes a la margen izquierda del estuario como generadoras de los mayores aportes de carácter difuso, cuyo valor medio del PNPI (Potential Non-point Pollution Index) supera en un 14-77% el valor medio de las de la margen derecha (aunque en términos absolutos la cuenca vertiente aguas arriba del estuario genere mayores aportes por su extensión). Medidas de calidad de agua existentes a escala mensual en los puntos de cierre de algunas cuencas durante el período hidrológico 2001/02-2007/08 y el análisis de su evolución temporal, permiten contrastar los resultados obtenidos, confirmando los mayores aportes desde las áreas mencionadas, y validan la utilidad de incorporar la precipitación para analizar dicho potencial a escala estacional y anual.

**ABSTRACT.** This work presents an indicator that allows to classify the land according to the potential as source of diffuse pollution. For this, the method of Munafò *et al.* (2005) was modified in order to consider rainfall as a new variable. This local factor adds an annual and interannual behaviour to the process. The results allow to estimate the vulnerability to the diffuse nature of the contributing areas to the Guadalquivir estuary. The subwatersheds on the left bank of the estuary turned out to be the generators of the greatest diffuse contributions, 40-70% higher than those of the right bank (even though the watershed upstream the estuary generates the major contribution in absolute terms due to its big size). Available water quality data at month scale in outlets of some watersheds during the period 2001/02-2007/08 and the analysis of changes in time, allowed to contrast the results obtained, confirming the major contributions from the areas above mentioned, and validate the utility of the addition of precipitation as a factor in the method to analyze changes at annual scale.

### 1.- Introducción

La contaminación difusa en cuencas agrícolas constituye una de las principales fuentes de nutrientes a los cursos de agua en zonas mediterráneas (EEA, 2006). Sin embargo, la cuantificación de estos aportes es complicada ya que por lo general, o bien no se dispone de medidas apropiadas o éstas no tienen una continuidad en el tiempo que permita determinar su dinámica y evolución a una escala temporal adecuada.

Existen estudios con el objeto de comprender mejor los procesos de flujo y transporte que se dan en una cuenca durante y después de un episodio de lluvia (Rekolainen *et al.*, 2000; Dabrowski *et al.*, 2002) y se han propuesto numerosos modelos que simulan la contaminación difusa a esta escala. Sin embargo, la mayoría son difíciles de calibrar en la práctica por la gran cantidad de parámetros que necesitan, que se suman a aquellos correspondientes a la calibración de la respuesta hidrológica en la cuenca. Además, la mayoría de los procesos modelados no están definidos a las escalas temporales y espaciales con las que se describen los procesos hidrológicos en la cuenca. Por el contrario, es necesario incluir una parametrización adecuada de los procesos para cada asociación de escalas espacio-temporales abordable, utilizando los modelos físicos a la escala a la que fueron desarrollados y parametrizando a las escalas superiores a partir de la explotación local de los mismos (Aguilar, 2008). En un estudio anterior (Contreras *et al.*, 2009) se propuso un modelo paramétrico simplificado que simula a escala diaria el proceso de transferencia de herbicidas al flujo de escorrentía, mediante un cálculo semidistribuido en el punto de cierre de la cuenca. De este modo es posible la aplicación de un modelo analítico en sistemas de gran extensión territorial. No obstante, aún así se requiere disponer de datos de calidad del agua con una frecuencia espaciotemporal suficiente para contrastar su evolución real. El uso de un método simplificado que realice una caracterización cualitativa de la posible contaminación teórica de cada una de las aguas vertientes a un cauce resulta de gran interés para detectar aquellas zonas que resulten más conflictivas y así concentrar los esfuerzos en realizar medidas paliativas en determinadas áreas dentro de una cuenca. A este respecto, existen métodos simplificados para estimar aportes de sedimentos (USLE y sus variantes), pero son escasas las propuestas para el caso de aportes difusos de contaminantes (Huber *et al.*, 1998; Dabrowski *et al.*, 2002).

La ANPA (Italian Environmental Protection Agency) ha

desarrollado el índice de contaminación difusa potencial, PNPI (Potential Non-point Pollution Index), una herramienta a escala de cuenca basada en Sistemas de Información Geográfica (SIG) que identifica el potencial de contaminación de cada área según los usos de suelo, la geomorfología y la localización con respecto a la red de drenaje (Munafò *et al.*, 2005). Este índice representa un valor estadístico, que puede acotarse en función de la incertidumbre asociada a los valores de los parámetros que intervienen. La incertidumbre inherente a los procesos naturales que influyen en la contaminación difusa contrasta con el determinismo de la mayoría de los modelos. Esta incertidumbre se debe, por una parte, a la variabilidad espacial y temporal de las características del medio (topográficas, morfológicas, litológicas, referentes a la vegetación y usos del suelo, químicas, biológicas...), pero también a la ocurrencia de los fenómenos que desencadenan la respuesta de la cuenca (Eagleson, 1978, en Aguilar, 2008). Como primera aproximación, el potencial de contaminación difusa desde un área dada es mayor en años húmedos que en secos, tanto en la fracción asociada a la escorrentía como en aquella asociada al flujo de infiltración. Aunque en el proceso de transferencia de sustancias al agua de escorrentía el control ejercido por la interfaz suelo-agua en la zona de mezcla superficial, es dominante frente al ejercido por las variables físicas en la generación de escorrentía (Galindo, 2006), la mayor o menor intensidad de lluvia y su distribución temporal estacional e interanual, está acoplada al proceso (Gao *et al.*, 2004). Lluvias más intensas generan escorrentías más tempranas, con mayor velocidad de flujo y por tanto con más energía disponible para la extracción y transporte de sustancias desde la superficie del suelo (Contreras *et al.*, 2009). El modelo de Munafò *et al.* (2005), no tiene en cuenta estos aspectos; este trabajo propone la introducción de un nuevo factor, el de precipitación, que añade una caracterización interanual al proceso, en función del carácter húmedo o seco del período de análisis.

## 2.- Materiales y métodos

### 2.1.- Caracterización del área de estudio

El estuario del Guadalquivir se sitúa al suroeste de la Península Ibérica, ocupando un área de aproximadamente 9500 km<sup>2</sup> de los 57400 km<sup>2</sup> que suponen la totalidad de la actual cuenca hidrográfica del río Guadalquivir (Fig. 1), y se ve afectado por la dinámica general de las aguas del Golfo de Cádiz y por la existencia de mareas de gran amplitud. Aunque de una marcada influencia atlántica, el clima mediterráneo en el que se enmarca hace que, en general, la mayor parte de los eventos tengan lugar en la estación húmeda, siendo la precipitación media anual para el período 1945-2010 de 530 mm; en cambio, en la estación seca, en caso de producirse lluvias, éstas se suelen concentrar en torno a uno o dos eventos.

El aporte de agua dulce al estuario está sometido a una intensa regulación a lo largo de toda el área vertiente aguas arriba, que confluye en la presa de Alcalá del Río, que

bloquea el avance aguas arriba de la onda de marea. Además, existen aportes fluviales, tanto regulados por embalses como en régimen natural, desde las cuencas vertientes al sistema aguas abajo de Alcalá del Río, sin embargo, la cuantía de estos últimos es varios órdenes de magnitud menor con respecto a los aportes desde la presa. Estos flujos de agua suponen un caudal más o menos continuo con un valor medio del orden de 10 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>, con incrementos asociados a la ocurrencia de precipitación en forma de pulsos de descarga de uno a varios días de duración que alcanzan normalmente un orden de magnitud más (100 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>), y con valores extremos dos órdenes superiores (1000 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>).

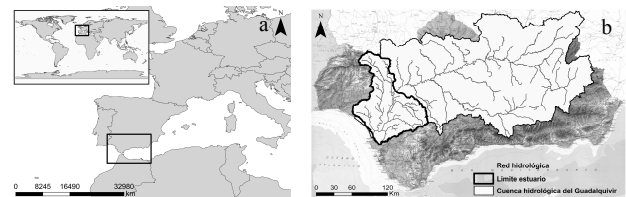


Fig. 1. Ubicación de la zona de estudio en Europa (a) y detalle de la zona de estuario en la cuenca del Guadalquivir (b).

En este contexto, los usos predominantes de la superficie en la cuenca son de carácter agrícola, sobre todo en el gran eje central del Valle del Guadalquivir. Desde los años 50, la cuenca se ha visto afectada por importantes cambios en los usos de suelo. Así, en el estuario, las zonas húmedas han experimentado fuertes procesos de transformación hacia tierras labradas, salinas y zonas de acuicultura, mientras que en la cuenca aguas arriba ha tenido lugar una modificación continua ligada a los usos agrícolas que potencian la pérdida de suelo, con especial protagonismo de cultivos anuales (herbáceos) o perennes (olivar) que dejan totalmente desnuda la superficie del suelo parte del año y parcialmente durante todo el año, respectivamente.

### 2.2.- Modelo de Munafò *et al.* (2005) y fuentes de datos

Para localizar y evaluar las posibles fuentes de contaminación difusa, así como sus efectos sobre la evolución de la calidad del agua del estuario, se ha clasificado en primer lugar el terreno teniendo en cuenta la distribución natural de los flujos de agua, a partir del Modelo Digital de Elevaciones (MDE). Esta zonificación se representa en la Fig. 2a, donde se diferencian las cuencas de los ríos y arroyos situados en el estuario vertientes al cauce principal del resto de la cuenca del Guadalquivir. Esta última se evalúa en conjunto como una gran cuenca vertiente aguas arriba del estuario, cuyo punto de unión con el mismo se sitúa en la presa de Alcalá del Río, constituyendo así una fuente puntual que agrega todos los aportes, tanto puntuales como difusos, generados aguas arriba. De este modo, resultan en total 6 zonas vertientes al estuario. Aunque la resolución espacial del MDE original es de 10 m, el tamaño de celda en el que se aplica el modelo es de 75 m, ya que esta escala recoge de manera suficiente la variabilidad espacial de las

características del terreno y se acopla al valor total de la superficie analizada.

Siguiendo la metodología de Munafò *et al.* (2005), el índice de contaminación difusa potencial, PNPI, se calcula de forma distribuida para cada celda del MDE según la expresión 1, como combinación de 3 índices, LCI, DI y ROI, que se detallan a continuación:

$$PNPI = 5 \cdot LCI + 3 \cdot DI + 2 \cdot ROI \quad (1)$$

El índice LCI valora el potencial de contaminación de los diversos usos de suelo presentes en la cuenca. Para ello se asigna un valor medio de referencia a cada una de las clases de cubierta de suelo (Cecchi *et al.*, 2007) (tabla 1). Estos valores medios, elaborados a partir de consultas realizadas a expertos, asignan a las áreas con una mayor superficie urbana y dedicada a cultivos intensivos los mayores valores. En este trabajo la información se obtuvo a partir del *Mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo en Andalucía* (Junta de Andalucía, 2005), presentado en la Fig. 2b.

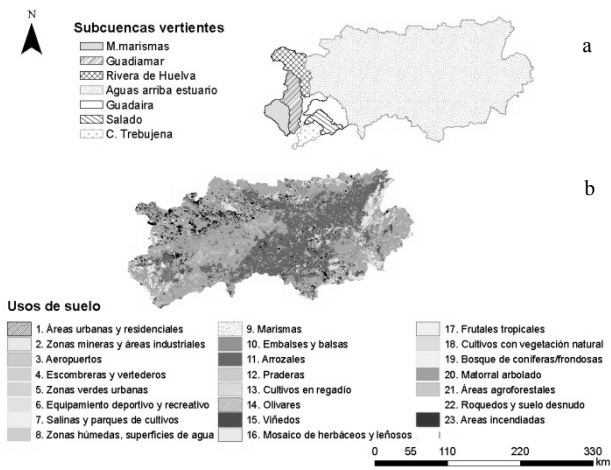


Fig. 2. Subcuencas vertientes al estuario definidas en la zonificación hidrológica (a) y usos de suelo en la cuenca del Guadalquivir (b).

El índice DI define la distancia de cada celda de ladera hasta su punto de entrada al cauce a partir del MDE, considerando así el desnivel del terreno, normalizada entre su valor máximo y mínimo, de manera que resultan valores en el intervalo 0-1, correspondiendo mayores distancias al cauce a menores valores de DI (Fig. 3).

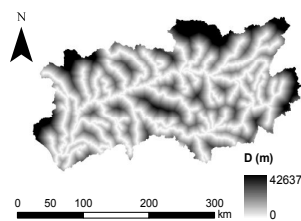


Fig. 3. Distancia desde cada celda al cauce más cercano en la cuenca del Guadalquivir.

Por último, el índice ROI evalúa la capacidad del suelo de transmitir agua hacia la zona no saturada definida en función de la permeabilidad y uso del suelo mediante un coeficiente de escorrentía (Cecchi *et al.*, 2007) (tabla 1). El valor de ROI para cada celda se calcula como el promedio de los coeficientes de las celdas encontradas a lo largo de su camino hacia el cauce de agua. La permeabilidad del suelo en este caso se evaluó a partir del mapa de conductividad hidráulica saturada disponible en la zona (Rodríguez, 2008) (Fig. 4a), tomando como referencia para la definición de las clases de permeabilidad A, B, C, D los umbrales especificados por el Soil Conservation Service (SCS) (tabla 2). Finalmente, el valor del índice se corrige con un factor función de la pendiente (Fig. 4b) obtenida a partir del MDE (Cecchi *et al.* 2007).

Tabla 1. Valor medio del potencial de contaminación difusa según clases de uso de suelo y coeficiente de escorrentía según clases de uso de suelo (expresado mediante el código de la Fig. 2b) y clases de permeabilidad (Munafò *et al.*, 2005).

Clase de uso de suelo	Valor medio del potencial de contaminación	Coeficiente de escorrentía			
		Clases de permeabilidad			
		A	B	C	D
1	7.22	0.46	0.69	0.79	0.84
2	7.78	0.89	0.90	0.94	0.94
3	5.56	0.81	0.88	0.91	0.93
4	7.78	0.46	0.69	0.79	0.84
5	8.11	0.46	0.69	0.79	0.84
6	2.33	0.39	0.61	0.74	0.80
7	3	0.39	0.61	0.74	0.80
8	0.43	1	1	1	1
9	0.14	1	1	1	1
10	0.88	1	1	1	1
11	0.89	1	1	1	1
12	7.67	0.90	0.90	0.90	0.90
13	4.00	0.30	0.58	0.71	0.78
14	8.89	0.70	0.80	0.86	0.90
15	5.22	0.45	0.66	0.77	0.83
16	7.00	0.45	0.66	0.77	0.83
17	6.89	0.58	0.73	0.82	0.87
18	5.67	0.52	0.70	0.80	0.85
19	0.56	0.36	0.60	0.73	0.79
20	0.78	0.36	0.60	0.73	0.79
21	2.89	0.45	0.66	0.77	0.83
22	0	0.77	0.86	0.91	0.94
23	2.69	0.77	0.86	0.91	0.94

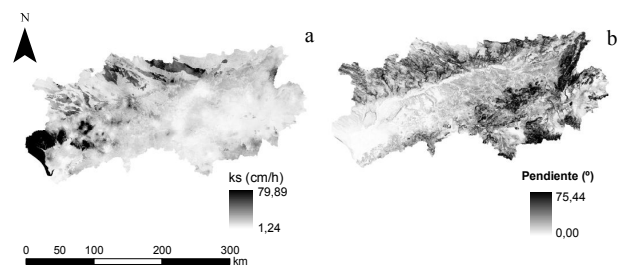


Fig. 4. Mapa de conductividad hidráulica saturada del suelo (a) y de pendientes (b) en la cuenca del Guadalquivir.

**Tabla 2.** Clasificación de permeabilidad recomendada por el SCS de Estados Unidos.

Permeabilidad	k (cm h <sup>-1</sup> )
Muy lenta	<0.1
Lenta	0.1-0.5
Moderadamente lenta	0.5-2.0
Moderada	2.0-6.5
Moderadamente elevada	6.5-12.5
Elevada	12.5-25.0
Muy elevada	>25.0

### 2.3.- Modelo propuesto y validación

Para incluir el carácter húmedo o seco del período para el que se estima el carácter potencial de contaminación difusa en una zona, se propone como primera aproximación añadir un factor de precipitación, API (Annual Precipitation Index), que evalúa la precipitación anual de un determinado año en relación al promedio anual durante el período en estudio, aportando así la variabilidad local del proceso a escala interanual. De esta forma, el nuevo índice API se calcula como:

$$API = \frac{\bar{P}_a}{\bar{P}_p} \quad (2)$$

donde  $\bar{P}_a$  es la precipitación anual media para un año en concreto (mm año<sup>-1</sup>) y  $\bar{P}_p$  es la precipitación anual media del período de estudio (mm año<sup>-1</sup>). Este factor intenta modelar el potencial real asociado a la ocurrencia de precipitación y, por tanto, se propone como un término multiplicativo del PNPI. De esta manera, la expresión del PNPI queda modificada por la expresión 3, definida como MPNPI (Modified Potential Non-point Pollution Index).

$$MPNPI = (5 \cdot LCI + 3 \cdot DI + 2 \cdot ROI) \cdot API \quad (3)$$

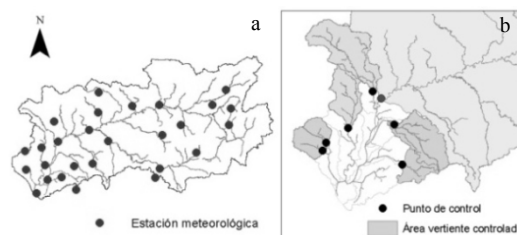
Este índice permite, además, si se toma  $\bar{P}_a$  como la precipitación anual media en la cuenca/zona *i* y  $\bar{P}_p$  como la precipitación anual media de las *N* cuencas/zonas incluidas en el análisis, comparar durante un mismo período dicho potencial en cuencas con usos de suelo similares pero con régimen climático diferente.

Para el análisis de precipitación en las cuencas vertientes se seleccionaron 29 estaciones meteorológicas pertenecientes a la RIA (Red de Información Agroclimática) y AEMET (Agencia Estatal de Meteorología) distribuidas por toda la cuenca (Fig. 5a) y relacionadas de forma más o menos directa con las descargas fluviales en cada una de las áreas vertientes al cauce principal (Contreras y Polo, 2010). Se interpoló a la escala de trabajo la precipitación anual media en el período 2001/02-2007/08, así como para un año seco y otro húmedo, calculada mediante el modelo hidrológico WiMMed que, con una resolución espacial de 30 m, simula de forma distribuida la precipitación anual media en la cuenca teniendo en cuenta la influencia de la topografía (Herrero *et al.*, 2007).

### 2.4.- Verificación del análisis

Para contrastar la utilidad del índice propuesto MPNPI, se

han utilizado series de variables de calidad de agua disponibles en la zona. La red ICA (red Integral de Calidad de Aguas) dispone de medidas de concentración de nitratos, uno de los principales indicadores de contaminación difusa, en estaciones de control cercanas a los puntos de cierre de algunas cuencas (Fig. 5b), estas medidas consisten en un muestreo puntual con frecuencia mensual desde el año 2001. Se analizó la evolución temporal de estas medidas durante el período 2001/02-2007/08, a lo largo de años húmedos y secos con el fin de contrastar los resultados obtenidos al incluir el factor de precipitación API.

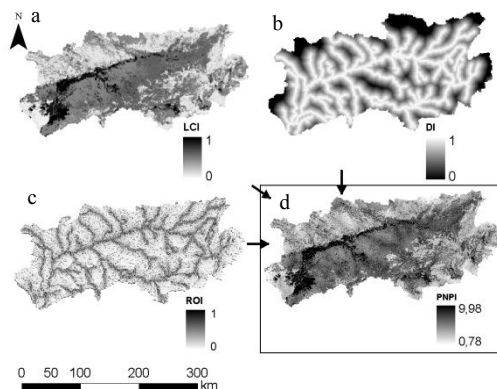


**Fig. 5.** Estaciones meteorológicas seleccionadas en el estuario y en la cuenca vertiente aguas arriba (a) y puntos de control de aportes desde las cuencas vertientes (b).

## 3.- Resultados y discusión

### 3.1.- Modelo de Munafò *et al.* (2005): PNPI

La Fig. 6 presenta los valores de los índices LCI, DI y ROI, obtenidos según la metodología indicada, y del PNPI calculado a partir de los mismos en toda la cuenca.



**Fig. 6.** Índices LCI (a), DI (b), ROI (c), y valor de PNPI (d) en la cuenca del Guadalquivir.

A primera vista, destaca el mayor potencial de aportes difusos de la margen izquierda del estuario junto con el eje central del Guadalquivir que se extiende en la cuenca vertiente aguas arriba, por la mayor extensión de áreas agrícolas y núcleos urbanos en estas zonas, usos de suelo más relacionados con contaminación de carácter difuso (Prakash, 1999). Asimismo se distingue mayor PNPI en la vertiente sur de la cuenca con respecto a la vertiente norte. Analizando el PNPI medio de cada cuenca se observó el mayor potencial de las cuencas vertientes a la margen izquierda del estuario en términos relativos (tabla 3), cuyo

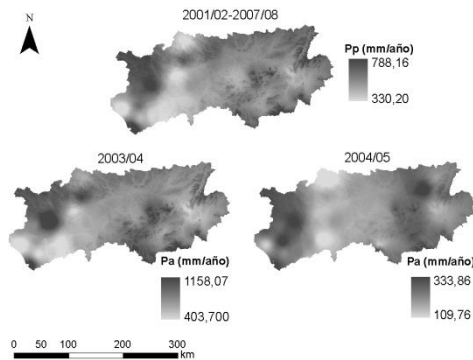
valor medio supera en un 14-77% el valor medio de las de la margen derecha, aunque en términos absolutos la cuenca vertiente aguas arriba del estuario genera mayores aportes por su extensión.

**Tabla 3.** Valores de PNPI calculados en cada una de las cuencas vertientes al estuario según la metodología de Munafò *et al.* (2005).

Cuenca vertiente	PNPI med.	PNPI máx.	PNPI mín.
Ayo. M. Marismas	3.52	9.66	0.68
Río Guadamar	4.87	9.86	1.59
Río Rivera de Huelva	4.15	9.88	1.84
Río Guadaira	5.57	9.93	2.27
Ayo. Salado	5.87	9.94	2.18
Caño Trebujena	6.08	9.93	2.18
Aguas arriba estuario	4.78	9.98	1.13

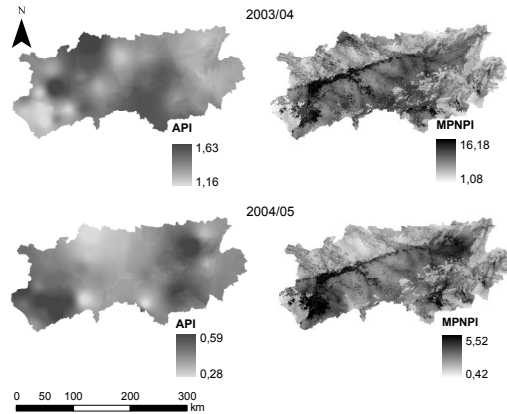
3.2.- Modelo propuesto: MPNPI

La Fig. 7 presenta la distribución de la  $\bar{P}_p$  para el período 2001/02-2007/08 junto con la  $\bar{P}_a$  de 2003/04 y 2004/05, año hidrológico más húmedo y seco, respectivamente, del período de estudio.



**Fig. 7.** Mapa de  $\bar{P}_p$  para el período 2001/02-2007/08 y de  $\bar{P}_a$  en los años hidrológicos 2003/04 y 2004/05 en la cuenca del Guadalquivir.

A partir de los valores distribuidos de precipitación anual, se calculó en cada celda el valor del índice API según (2). Finalmente, se obtuvo la distribución del MPNPI, según (3), durante el período 2001/02-2007/08 y para los años hidrológicos 2003/04 y 2004/05 (Fig. 8). En este caso, los valores del MPNPI presentados, reflejan durante el año húmedo 03/04 un aumento del potencial contaminante del 61.92% y del 42.30% en las áreas con mayor PNPI y del 42.30% en las áreas con menor potencial. De la misma forma, en el año seco (04/05) el potencial contaminante disminuye un 44.68 % en las áreas de mayor potencial y un 46.15% en las áreas de menor potencial. Así, se obtiene una aproximación en cuanto a la variación interanual del MPNPI para el período analizado, determinando un intervalo del PNPI que varía para un año concreto aumentando o disminuyendo en función de la precipitación anual media.



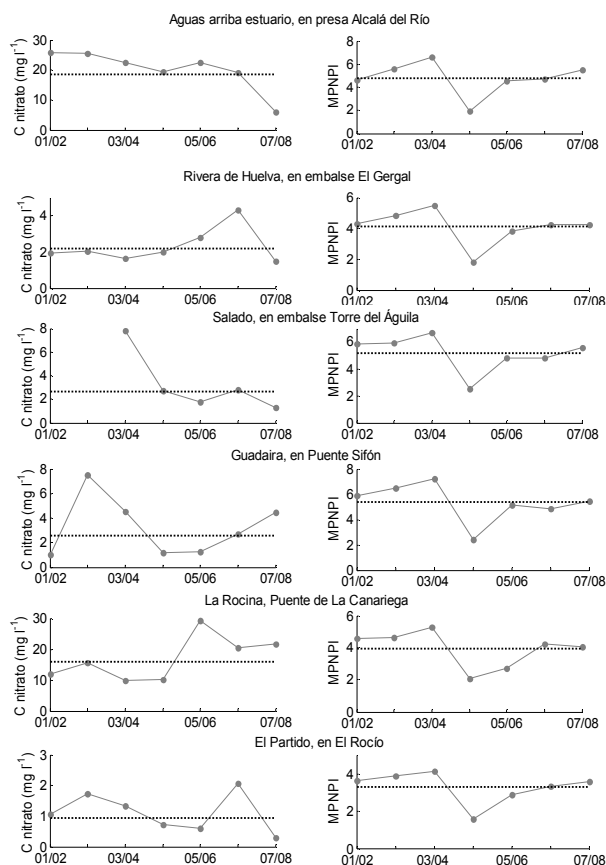
**Fig. 8.** Valor del índice API y del MPNPI en los años hidrológicos 2003/04 y 2004/05 en la cuenca del Guadalquivir.

La inclusión del índice API permite también comparar el potencial contaminante de las subcuencas vertientes al estuario para un período dado. Así, siguen siendo las cuencas vertientes a la margen izquierda y la vertiente aguas arriba las que poseen mayor potencial contaminante, aumentando en un 26-39% durante el año húmedo y disminuyendo en un 48-59% en el año seco, respecto al período analizado 2001/02-2007/08.

3.3.- Comparación con los datos medidos

A la vista de los resultados, se compara la evolución de la concentración anual media de nitratos en los puntos de control con la evolución del valor del MPNPI medio en las cuencas vertientes a los mismos (Fig. 5b.) durante el período 2001/02-2007/08, junto con el valor medio del período en cada caso (Fig. 9). Según la evolución del MPNPI a lo largo del período, los años hidrológicos 02/03 y 03/04 se sitúan por encima de la media, mientras que en los años hidrológicos 04/05 y 05/06 se estiman valores del MPNPI inferiores. Esta tendencia se puede observar en la mayoría de las cuencas, mediante el aumento y descenso en la concentración de nitratos, aunque esta dinámica se ajusta más en el caso de la cuenca del río Guadaira y en la cuenca Madre Marismas (cuenca vertiente de los arroyos El Partido y La Rocina), al corresponder éstas a un régimen natural, mientras que en el resto, la regulación mediante embalses y consecuente retención de aportes contaminantes desvirtúa la tendencia. Por otro lado, la no correspondencia en ocasiones entre la tendencia de la concentración de nitratos y la del MPNPI, se debe a que las medidas de la red ICA son medidas puntuales a escala mensual, que varían a menudo a escala diaria con el régimen de caudales y que no recogen toda su variación a lo largo del año.

Los resultados presentados coinciden con otros estudios (Georgios, 2006; Rollo y Robin, 2010) que también apuntan a que los aportes difusos a estuarios cambian en función de la alternancia de períodos húmedos y secos.



**Fig. 9.** Evolución de la concentración anual media de nitratos medida en los puntos de control y valor del MPNPI medio en las cuencas vertientes a los mismos, para el período 2001/02-2007/08, junto con la media del período en cada caso.

#### 4.- Conclusiones

El modelo utilizado permite estimar el potencial de contaminación difusa en áreas con distintos usos de suelo. Medidas de concentración de nitratos en los puntos de cierre de algunas cuencas durante el período 2001-2008 y el análisis de su evolución temporal, confirman los mayores aportes desde las áreas con mayor PNPI. Sin embargo, también ponen en relieve la necesidad de incluir un factor de precipitación. La inclusión del índice API en la evaluación de la contaminación difusa según el modelo aplicado, ofrece una caracterización del potencial de contaminación de las distintas áreas de la cuenca durante un período determinado y permite además la caracterización a escala interanual del proceso, sin embargo se ha de usar con precaución en aquellas cuencas con elevado grado de regulación. Su formulación puede aplicarse asimismo a escala estacional, permitiendo identificar con más detalle la distribución espacio-temporal de las zonas con mayor probabilidad de aportes difusos a la red fluvial.

*Agradecimientos.* Los resultados de este trabajo se han llevado a cabo en el marco de Convenios de Colaboración entre el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) y las Universidades de Granada y Córdoba denominado: "Propuesta metodológica para diagnosticar y

pronosticar las consecuencias de las actuaciones humanas en el estuario del Guadalquivir" y han sido financiados por el proyecto CGL 2008-03308 "Módulo multiescala de la transferencia de contaminantes desde el suelo al flujo de escorrentía superficial y su transporte" del Ministerio de Ciencia e Innovación. Los autores también agradecen al Subsistema de Información de Climatología Ambiental (CLIMA) y a la red Integral de Calidad de Aguas (ICA) de la Junta de Andalucía, la información facilitada.

#### 5.- Referencias

Aguilar, C. 2008. *Efectos de escala en procesos hidrológicos. Aplicación a la cuenca del río Guadalfeo (Granada)*. Tesis doctoral. Grupo de Hidrología e Hidráulica Agrícola. Univ. de Córdoba, pp. 239.

Cecchi, G., Munafò, M., Baiocco, F., Adreani y Mancini, L. 2007. Estimating river pollution from diffuse sources in the Viterbo province using the potential non-point pollution index. *Ann Inst Super Sanità*, 43,3, 295-301.

Contreras, E., Egüen M., Nofuentes y M., Polo, M.J., 2009. Modelo paramétrico distribuido de transferencia de sustancias al flujo de escorrentía superficial a escala de cuenca. *Estudios de la Zona No Saturada del Suelo ZNS'09*, 377-384.

Contreras, E., Polo, M.J. 2010. *Aportes desde las cuencas vertientes. Cap. 2 en: Propuesta metodológica para diagnosticar y pronosticar las consecuencias de las actividades humanas en el estuario del Guadalquivir. Informe final.* Grupo de Dinámica Fluvial e Hidrología. Univ. de Córdoba, pp. 123.

Dabrowski, J., Peall, S., Van, A., Reinecke, A., Day, J. y Schulz, R. 2002. Predicting runoff-induced pesticide input in agricultural sub-catchment surface waters: linking catchment variables and contamination. *Water Research*. 36(20): 4975-4984.

European Environment Agency. 2006. Priority issues in the Mediterranean environment. *EEA Report*, 4, pp. 88.

Galindo, P. 2006. *Transferencia de herbicidas al flujo de escorrentía superficial en olivar de no laboreo con bandas de cubierta vegetal.* Grupo de Hidrología e Hidráulica Agrícola. Univ. de Córdoba, pp. 85.

Gao, B., M.T. Walter, T.S. Steenhuis, W.L. Hogarth y J.Y. Parlange. 2004. Rainfall Induced Chemical Transport from Soil to Runoff: Theory and Experiments. *J. Hydrol.* 295, 291-304.

Georgios, D., Trisevgeni, Y. y Vassilios, A., 2006. Modeling of non-point source pollution in a Mediterranean drainage basin. *Environmental Modeling and Assessment*. 11, 219-233.

Herrero, J., Aguilar, C., Polo, M.J. y Losada, M.A. 2007. *Mapping of meteorological variables for runoff generation forecast in distributed hydrological modeling.* Hydraulic measurements and Experimental Methods, New York, 606-611.

Huber, A., Bach, M. y Frede, H. G. 1998. Modeling pesticide losses with surface runoff in Germany. *The Science of The Total Environment*. 223 (2-3): 177-191.

Junta de Andalucía. 2005. Consejería de Medio Ambiente. Mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo en Andalucía.

Munafò, Cecchi, G., Baiocco F. y Mancini L. 2005. River pollution from non-point sources: a new simplified method of assessment. *Journal of Environmental Management*, 77, 93-98.

Prakash, B., Lawrence, D., Teeter, K., Flynn, B. y Graeme, L. 1999. Relationships between landscape characteristics and nonpoint pollution inputs to coastal estuaries. *Environmental Management* 77, 93-98.

Rodríguez, J.A. 2008. *Sistemas de Inferencia Espacial de propiedades Físico-Químicas e Hidráulicas de los Suelos de Andalucía. Herramienta de Apoyo a la Simulación de Procesos Agro-Hidrológicos a Escala Regional.* Informe Final. Empresa Pública desarrollo Agrario y Pesquero. Área de Modernización y Regadíos. Consejería de Agricultura y Pesca. Sevilla, pp. 85.

Rollo, N., Robin, M. 2010. Relevance of watershed modelling to assess the contamination of coastal waters due to land-based sources and activities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 86, 518-525.

Rekolainen, V., Gouy, V., Frankaviglia, R., Eklo O., Bärlund, I. 2000. Simulation of soil water, bromide and pesticide behaviour in soil with the GLEAMS model. *Agricultural Water Management*. 44 (1-3), 201-224.