

Evaluación económica del tratamiento de drenajes agrícolas en el Mar Menor (SE España) (*)

JOSÉ MIGUEL MARTÍNEZ PAZ (**)

JULIA MARTÍNEZ FERNÁNDEZ (***)

MIGUEL ÁNGEL ESTEVE SELMA (***)

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El conflicto entre el mantenimiento de masas de agua dulce y humedales y el crecimiento de una actividad agraria intensiva en el uso de fertilizantes químicos es un hecho que se viene manifestando de forma recurrente desde hace varias décadas en muchas zonas del mundo, al provocar los procesos de eutrofización considerables modificaciones en las condiciones ambientales del humedal, reduciendo la diversidad biológica y pudiendo terminar con una hipoxia severa que genere la muerte biológica de la masa de agua afectada (Arheimer *et al.*, 2004). Valga como ejemplo el trabajo de Spaling (1995) que pone de manifiesto que para más del 80 por ciento de los humedales desaparecidos en la provincia canadiense de Ontario la causa ha sido la llegada de drenajes.

La Directiva Marco del Agua (DMA) de la Unión Europea (2000/60/EC) tiene entre uno de sus principios básicos el de que todos los Estados miembros adopten las medidas necesarias para mejorar el estatus ecológico e hidroquímico de sus masas de agua dulce, alcanzando unos estándares de calidad para el año 2015. Como se desarrolla en el siguiente epígrafe de este trabajo la zona de

(*) Este trabajo es parte de los resultados del proyecto DITTY, «Development of Information Technology Tools for the Management of European Southern lagoons under the influence of river-basin runoff» (EVK3-CT-2002-00084), financiado por la Comisión Europea.

(**) Departamento de Economía Aplicada. Universidad de Murcia.

(***) Departamento de Ecología e Hidrogeología. Universidad de Murcia.

estudio, el Mar Menor, viene sufriendo un proceso continuo de eutrofización que debe ser atajado para cumplir con los requerimientos de esta normativa.

Así, el primer objetivo de este trabajo es analizar la viabilidad económica de las dos alternativas técnicamente viables para poner freno a la llegada de flujos de drenajes agrícolas al Mar Menor, que son la causa más importante de la degradación ecológica de esta laguna. De un lado, cabe la posibilidad de crear un humedal artificial que a modo de tampón actué de filtro verde y, de otro, es posible la construcción de una planta de desalinización de los drenajes agrícolas. Para ello se realizará un análisis coste-efectividad de ambos tratamientos, con el fin de seleccionar la alternativa óptima, que tenga en cuenta tanto su capacidad de retirada de nutrientes como el coste financiero de su implementación.

La planta de desalación evaluada, además de cumplir con el objetivo de retirar los nutrientes de los drenajes agrícolas, produce un caudal de agua dulce susceptible de uso para riego. Así, el segundo objetivo de este trabajo es determinar, bajo distintos supuestos de análisis, el precio de referencia que deberán pagar los usuarios del agua obtenida en el caso de implementar dicha instalación, integrando en este análisis tanto su función ambiental como el principio de la DMA de recuperación íntegra de costes en la gestión del agua.

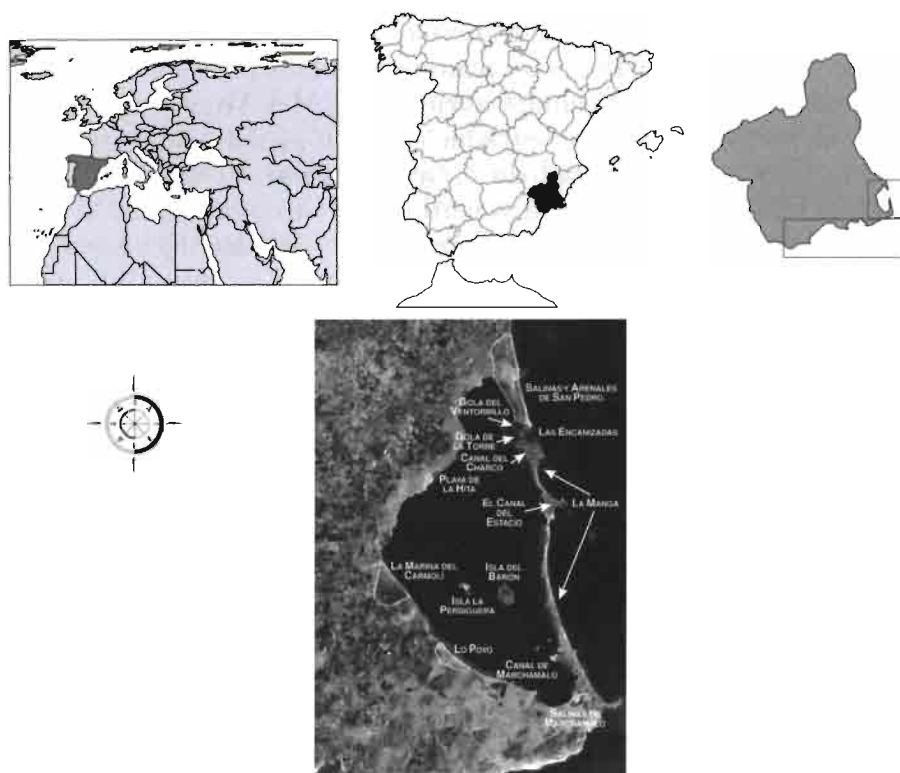
2. EL ÁREA DE ESTUDIO Y SU PROBLEMÁTICA

Tal y como se muestra en la figura 1, el Mar Menor es una laguna costera hipersalina localizada en el sureste de España, que es, con 135 km², la mayor del Mediterráneo occidental. En su interior hay cinco islas y está separada del mar abierto por una barra de arena de 24 km de longitud (La Manga) que casi la cierra en su totalidad, ya que solo comunica con el Mar Mediterráneo a través de diversos canales naturales de comunicación.

El conjunto posee gran valor ecológico y natural, con la presencia de praderas de fanerógamas marinas, especies marinas de interés como el caballito de mar y el fartet (pez endémico incluido en la Directiva Hábitat de la Unión Europea) y numerosas aves. Este valor naturalístico está refrendado por múltiples figuras de protección tanto nacionales como internacionales (zona RAMSAR desde 1994; Zona de Especial Protección de las Aves y Lugar de Importancia Comunitaria, entre otros). Así mismo los humedales litorales asociados a la ribera interna de la laguna (Salinas de San Pedro del Pinatar, Marina del Carmolí, etc.) presentan una importante funcionalidad eco-

Figura 1

Localización del Mar Menor y humedales asociados a la laguna



Fuente: Elaboración propia e IGN.

lógica y una biodiversidad de gran valor tanto por sus comunidades faunísticas como de vegetación, y cuentan igualmente con diversas figuras de protección (Parque Regional, Paisaje Protegido, etc.).

La cuenca del Mar Menor, denominada Campo de Cartagena, está formada por una extensa llanura de unos 1.200 km² drenada por un conjunto de ramblas que desembocan en la laguna. Las precipitaciones en la zona son escasas (en torno a los 300 mm anuales) y muy irregulares, de forma que los flujos superficiales de estas ramblas suelen presentar una acusada irregularidad de régimen temporal, asociado a los episodios de avenidas.

En el Campo de Cartagena se viene desarrollando una agricultura de regadío basada en el aprovechamiento de los recursos hídricos subterráneos. En las últimas décadas, el acceso generalizado a dichos recursos más los procedentes del trasvase Tajo-Segura han supuesto

una profunda transformación del Campo de Cartagena, con un importante incremento del regadío, básicamente de hortalizas en régimen intensivo, y por ende el aporte de fertilizantes agrícolas en la zona también ha crecido de forma proporcional (Martínez-Fernández y Esteve, 2000). Todo ello ha generado profundas transformaciones en el funcionamiento hidrológico de la cuenca, en los humedales litorales y en la dinámica ecológica del Mar Menor, iniciando procesos de eutrofización de la laguna (hasta hace pocos años claramente oligotrófica), favoreciendo la proliferación estival de grandes poblaciones de medusas (1) y síntomas de hipoxia del ecosistema (Martínez-Fernández y Esteve, 2007).

Así, y en aplicación de la directiva UE 91/676, referida a la protección de las masas de agua de la contaminación causada por nitratos de origen agrario, el Mar Menor fue declarado en junio de 2001 por el gobierno regional «área sensible a la eutrofización», y a finales de 2002 la zona de 398 km² del Campo de Cartagena alrededor de la laguna es declarada «zona vulnerable» a nitratos de origen agrario. Estas declaraciones requieren, más allá de las exigencias de la Directiva Marco de Aguas (DMA), que el gobierno regional establezca y ponga en marcha programas para reducir los aportes de nutrientes de drenaje agrario, y realice un seguimiento continuo del estado ecológico de la laguna.

La vía más importante de llegada de nutrientes procedentes de drenajes agrícolas al Mar Menor es la Rambla del Albuñón (Lloret *et al.*, 2005). Esta rambla, de 42 km de longitud, drena una superficie de más de 44.000 ha (un tercio de la superficie total del campo de Cartagena) y desemboca en la laguna junto a la Marina del Carmolí (ver figura 1). El hecho de poder concentrar en un punto de emisión los efluentes posibilita el tratamiento de los mismos, lo cual es una clara ventaja, puesto que las actividades de carácter agrícola suelen producir contaminación difusa (Ribaudó *et al.*, 2001).

3. DATOS Y METODOLOGÍA

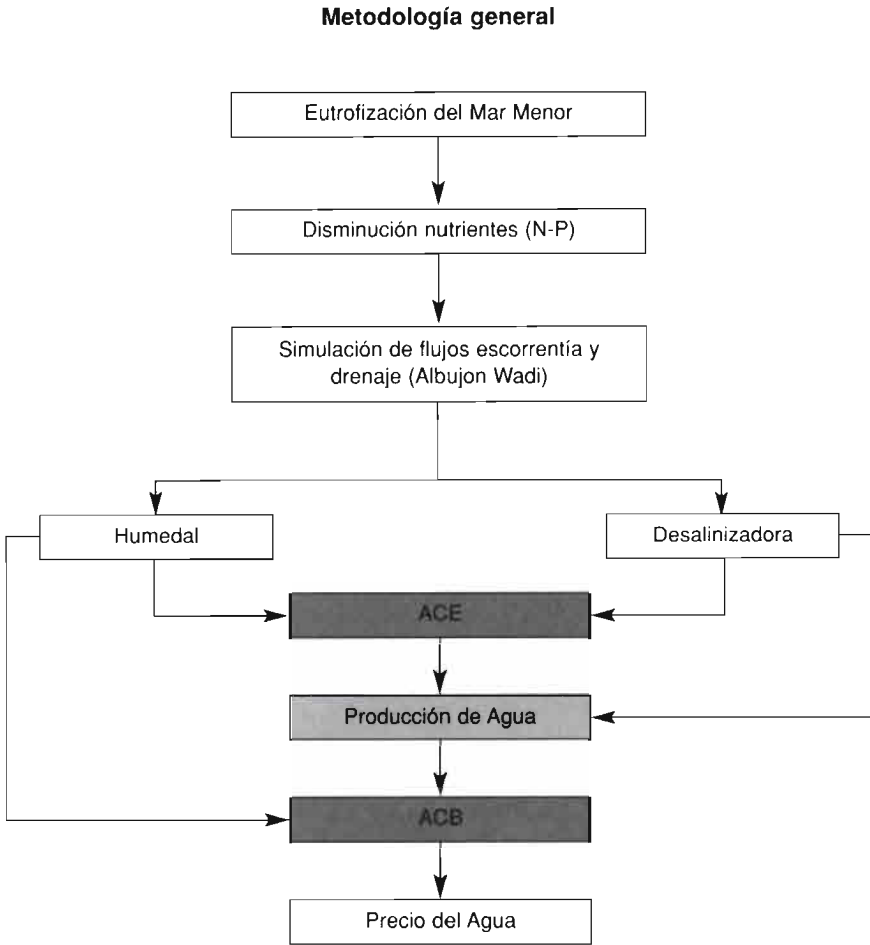
Vista la importancia que tendría el control del caudal de la Rambla del Albuñón en la estrategia de reducción de los procesos de eutrofización del Mar Menor, se han estudiado los posibles tratamientos técnicamente viables con este fin (Martínez-Paz *et al.*, 2005; Martínez-Fernández *et al.*, 2007), resultando dos: el primero es la desalación

(1) Las cuales generan, entre otros, efectos negativos sobre la calidad del baño y los usos turísticos del Mar Menor, que es la principal actividad económica de su ribera.

de los drenajes y su recuperación como agua para regadío; el segundo es la construcción de un humedal artificial que actúe como filtrante de los drenajes antes de llegar a la laguna.

En la figura 2 se muestra un diagrama de la metodología general seguida en el trabajo: dado el objetivo de disminuir los aportes de nutrientes al Mar Menor, se combina un análisis hidrológico de los aportes con un análisis técnico-económico de las dos alternativas, que confluyen en la estimación de los ratios coste-efectividad (ACE) de los tratamientos. Además se determina, mediante Análisis Coste Beneficio (ACB), el precio del agua desalinizada que hace viable la instalación, una vez repercutida su función ambiental.

Figura 2



Fuente: Elaboración propia.

3.1. Análisis coste-efectividad y el análisis coste beneficio

El método de evaluación principal que se va a utilizar en este trabajo es el conocido como Análisis Coste Efectividad (ACE). En el mismo se comparan distintas alternativas de manejo de las que es posible cuantificar sus costes de implementación, pero es difícil (o imposible) cuantificar en términos económicos los beneficios de las mismas (Birol *et al.*, 2006), determinando el tratamiento que a menos coste produce una mayor efectividad en el objetivo del mismo. Cuando es posible monetizar los beneficios (tal y como se realiza en la segunda parte de este trabajo) la técnica de evaluación se amplía, pasando a ser la conocida como Análisis Coste Beneficio (ACB), que permite elegir la medida con mejor ratio coste efectividad y también estudiar la rentabilidad social y económica de las mismas (Munda, 1996).

El ACE es un método de evaluación económica profusamente usado en todo tipo de políticas sociales y públicas, destacando los estudios sanitarios de distintos tratamientos y medicamentos (Kobelt, 1996) y los de temas ambientales (Pearce *et al.*, 1994). En ambos casos la monetización de los beneficios no deja de ser además de técnicamente difícil, éticamente cuestionable, dado que implica temas como la mejora de la salud, la calidad de la vida humana o bienes no reemplazables, como son muchos activos ambientales. Centrándonos en aquellos que se refieren directamente al estudio de humedales y/o retirada de drenajes cabe citar trabajos como el de Zanou *et al.* (2003), que compara medio centenar de casos de estudio donde se efectúan análisis coste efectividad de medidas para mejorar la calidad de masas de agua afectadas por problemas de eutrofización derivados de drenajes agrícolas y vertidos industriales. Este autor concluye, mediante un metanálisis, que en el caso de los drenajes agrícolas la medida más coste efectiva es la implementación de mejores prácticas agrarias, como la agricultura ecológica, pero la restauración de humedales se suele presentar como la actuación de menor coste total. Los trabajos de Bystrom *et al.* (2000) y Ribaudó *et al.* (2001) estudian la reducción del aporte de nitrógeno proveniente de la agricultura a la cuenca del Mississippi, comparando, de un lado, la restauración de humedales creando zonas tampón y, de otro, las primas directas a los cultivos de baja fertilización, concluyendo que si bien el humedal es unitariamente menos coste efectivo, dado el alto precio de las tierras de cultivo en la zona, cuando el objetivo de reducción de fertilización es elevado, estos ratios se invierten a favor de la transformación directa de zonas de cultivo en humedales.

Respecto a la aplicación directa del ACB en instalaciones de tratamiento de aguas, cabe señalar el trabajo de Seguí (2004) que propone la evaluación de los Sistemas de Regeneración y Reutilización de Aguas Residuales (SRRAR) ampliando el clásico análisis financiero de rentabilidad a un análisis técnico-económico que incorpore en los flujos del análisis los impactos ambientales, sociales y económicos, así como el coste de oportunidad del agua producida. Así, este tipo de instalaciones pueden aportar un resultado económico neto positivo, y con esta técnica de evaluación se establece un mecanismo eficiente de fijación de precios. En el trabajo de Seguí y Alfranca (2005) se demuestra la viabilidad del uso de aguas residuales depuradas con fines ambientales en los Humedales del Parque de l'Emporda (Girona) y estiman un precio mínimo de venta del agua regenerada que garantizará la recuperación de costes del orden de 0,369 €/m³.

Por motivos de espacio no nos detendremos aquí en profundizar más sobre los fundamentos técnicos de estas técnicas de evaluación (que de otra parte y dada su amplia difusión son bastante conocidas), remitiendo al lector interesado a trabajos como el de Munda (1996) o de Rus (2001).

3.2. Caracterización de las descargas y de los tratamientos

No es objeto de este trabajo discutir cuestiones de diseño de las alternativas, remitiendo al lector interesado a referencias especializadas –como por ejemplo Fernández (2006) para el caso del filtro verde y Medina (2000) para la desalación de efluentes de drenaje– señalando aquí solo las características de las mismas necesarias para desarrollar los análisis coste-efectividad y coste-beneficio planteados.

En el cuadro 1 se presentan los parámetros de las descargas medidas en la desembocadura de la Rambla del Albujón, según el estudio de campo desarrollado por Velasco *et al.* (2006). Así se han distinguido las dos fuentes de aporte: los procedentes directamente de los canales de drenaje agrícola (DRE) y el flujo anual natural de escorrentía del cauce (ESC). De otro lado se han tenido en cuenta (y para los dos tipos de aportes) tanto las descargas en un año de precipitaciones normales (base) como en un año de precipitaciones torrenciales (riada), ya que afectan tanto al caudal aportado por la rambla (Q_{base} y Q_{riada}) como a la composición hidroquímica del mismo. Esta composición se ha caracterizado por la cantidad de nitrógeno equivalente (NID) y de fósforo equivalente (P) disueltos en los aportes, al ser estos dos nutrientes los responsables de los procesos de eutrofización.

Cuadro 1

PARÁMETROS DE LAS DESCARGAS DE LA RAMBLA DEL ALBUJÓN

Régimen	Caudales (hm ³ /año)		Concentraciones (t/hm ³ /año)		
	Año base	Año riada	Nutriente	Año base	Año riada
Drenaje (DRE)	1	7	NID	22,5	16,2
			P	10,0	7,6
Escorrentía (ESC)	4	20	NID	16,7	20,2
			P	5,3	6,3

NID: Nitrógeno equivalente, P: Fósforo equivalente.

Fuente: Velasco *et al.* (2006).

Así, en un año de lluvias normales (año base), la rambla de Albujión vierte 5 hm³ al Mar Menor, de los cuales 4 corresponden a la escorrentía de su cuenca de drenaje, mientras que 1 hm³ procede de los canales de drenaje agrícola, cada uno con su respectiva carga de fósforo y nitrógeno. En un año de precipitaciones con algún episodio torrencial (año riada), este caudal pasa a ser de unos 27 hm³, alterando las concentraciones unitarias de nitrógeno y fósforo, que disminuyen en el régimen de drenaje y aumentan en el de escorrentía. Pasando a caracterizar las alternativas de tratamiento, señalar que la solución de construcción del humedal artificial se fundamenta en las posibilidades reales de la zona objeto de estudio. La rambla del Albujión tiene su desembocadura al Mar Menor en el extremo norte de la Marina del Carmolí (ver figura 1). Entre el cauce de dicha rambla y la Marina se ubican varias fincas con una superficie total de unas 35 ha, que son susceptibles de ser convertidas en humedal, con la siembra de carrizo común (*Phragmites australis*). Este humedal permite la conexión entre los dos sistemas (Marina y rambla) asegurando el filtrado de todos los drenajes antes de alcanzar la laguna (Jiménez *et al.*, 2005). El carrizal que da soporte al humedal no alcanza su madurez hasta pasados varios años desde su implantación: en dicho período la capacidad de tratamiento va a ir creciendo a un ritmo de 4 hm³ anuales (Ruiz-Martínez *et al.*, 2005), alcanzando una efectividad del 100 por cien del caudal máximo (27 hm³) a partir de su séptimo año de crecimiento.

La desalinizadora proyectada va a estar dimensionada con una capacidad de tratamiento equivalente máxima de 7 hm³/año según las indicaciones del proyecto técnico de la Confederación Hidrográfica del Segura, agente encargado de su ejecución (CHS, 2005). Esta capacidad es más que suficiente para un año base, pero

dejará sin tratar gran parte del caudal en los años de precipitaciones extremas. Como ya se señaló, la planta desalinizadora tiene como producto adicional el agua producida durante el proceso de retirada de nutrientes, con un rendimiento de producción de agua dulce del 70 por ciento del caudal bruto de entrada (Estevan, 2006).

Además de los parámetros de rendimiento en cuanto a capacidad de retirada de nutrientes de ambos tratamientos (eficiencia), para llevar a cabo el análisis coste efectividad es necesario determinar los costes de implementación de cada una de ellas, que se encuentran reflejados en el cuadro 2.

Todas las partidas han sido valoradas según los precios de mercado (con base al año 2005) según los vigentes en la zona. En el humedal, para sus 35 ha se ha fijado un precio de compra como tierra agraria (que es su actual orientación pese a que no haya cultivos activos) a 6 €/m² (CARM, 2007). El acondicionamiento del terreno (desmonte y obra civil), más las operaciones de preparación directa del terreno e implantación del carrizal (construcción del humedal) son el resto de las partidas que conforman la inversión inicial de la instalación (Ruiz-Martínez *et al.*, 2005). Los costes de funcionamiento vienen dados por una partida de mantenimiento (resembrado, aclareos, etc.) y el coste de oportunidad en el uso del humedal, con una renta imputada de 18.000 €/ha, que correspondería al valor añadido bruto de una hectárea de horticultura intensiva, cultivo característico en la zona (Colino y Martínez-Paz, 2006).

Cuadro 2

PARÁMETROS FINANCIEROS DE LOS TRATAMIENTOS

Humedal		Desalinizadora	
Partida	Coste	Partida	Coste
Compra terreno (€)	2.100.000	Inversión obras (€)	3.646.930
Desmontes (€)	105.000	Personal (€/año)	210.354
Obra civil (€)	112.000	Mantenimiento (€/año)	240.405
Construcción humedal (€)	77.000	Membranas y filtros (€/hm ³)	37.263
Mantenimiento anual (€/año)	70.000	Energía (€/hm ³)	240.405
Renta de la Tierra (€/año)	630.000	Partida	Ingreso
		Precio agua (€/hm ³)	200.000

Fuente: Elaboración propia en base a Martínez-Paz *et al.* (2005).

Respecto a la planta desalinizadora, señalar que se ha seguido el diseño (y las valoraciones) propuesto por la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS, 2005), incluyendo las partidas en él reflejadas. Toda la inversión inicial está incluida en la partida de inversión en obras, los costes de funcionamiento incluyen dos tipos de partidas, las de carácter fijo (personal y mantenimiento de la planta) y las de carácter variable (membranas y energía) que van a ser dependientes del caudal tratado. El precio del agua, ingreso para esta alternativa, considerado en un primer análisis es el valor medio del precio pagado en la zona, del orden de 0,20 €/m³ (Colino y Martínez-Paz, 2007).

4. RESULTADOS

4.1. Evaluación coste efectividad

Los ratios coste-efectividad de cada tratamiento (RCE_j) surgen de establecer el cociente entre la cantidad total del nutriente *m* retirada por cada tratamiento (E^m) en el período de evaluación (*t*) y el Coste Actual Neto (CAN), utilizando una tasa de descuento estándar (*d*) y una estrategia exponencial para el factor de descuento, tal y como se representa en la expresión [1]. Esta tasa sólo tiene en cuenta el termino de preferencia temporal, ya que las magnitudes financieras con las que se ha trabajado son reales y referidas al año inicial, y no hay que tener en consideración el efecto de la inflación a la hora de actualizar las magnitudes monetarias (de Rus, 2001).

$$RCE_j^m = \frac{E^m}{CAN_j} = \frac{\sum_{i=1}^t q_i^m}{\sum_{i=1}^t \frac{C_i - I_i}{(1+d)^i}} \quad [1]$$

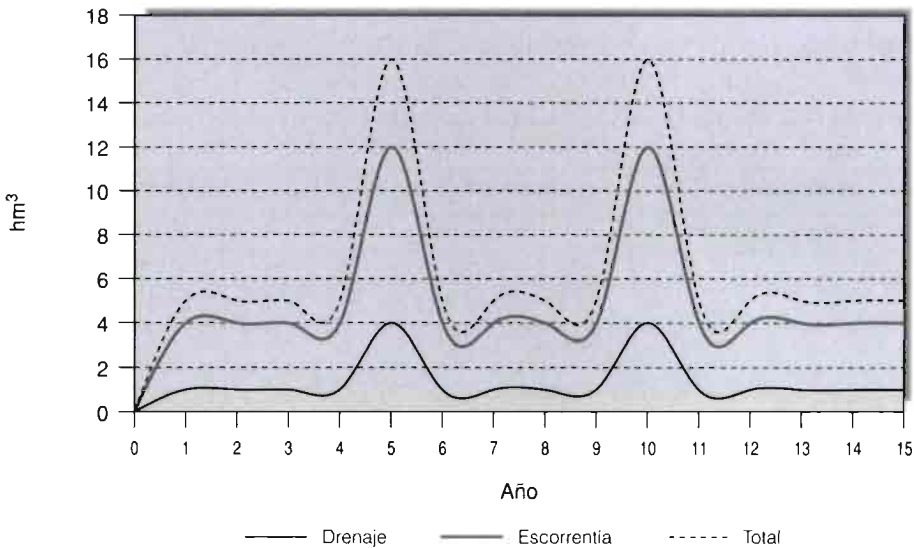
Pasando ya a realizar el análisis coste efectividad de los dos tratamientos, señalar primero los supuestos establecidos para el mismo. En primer lugar se ha considerado un horizonte temporal para el estudio de 15 años, período que viene determinado por la vida útil de la planta de desalación considerada, al considerar que en este período se produce la obsolescencia de tecnología empleada (Estevan, 2006). La tasa de descuento utilizada en los cálculos presentados en esta primera parte del trabajo ha sido del 3 por ciento, en línea con las recomendaciones de Almansa *et al.* (2007) para los proyectos con efectos intergeneracionales, aun en un período corto de actuación.

En primer lugar es necesario simular los flujos de drenaje y esorrentía a lo largo del período de análisis. Como ya se comentó en el

apartado de datos y metodología, en la zona se producen años de precipitaciones normales (base) y otros de precipitaciones extremas (riada), que afectan a la cantidad de los caudales y a sus concentraciones. Para tener en cuenta este hecho, se ha simulado, mediante un generador aleatorio, la probabilidad del 30 por ciento para la ocurrencia de un período de año de lluvias tormentosas (la usual en la zona de estudio según los datos del Instituto Nacional de Meteorología español) y por tanto la ocurrencia de un flujo de riada en la Rambla de Albuñon. El gráfico 1 recoge la simulación de los caudales brutos anuales para el período de análisis.

Gráfico 1

Simulación de los flujos anuales en la Rambla del Albuñon



Fuente: Elaboración propia.

Considerando estos flujos, sus correspondientes aportes de nutrientes, las partidas de costes, el ingreso de la venta del agua dulce de la desalinizadora y la efectividad de cada tratamiento, se obtienen, según [1], los resultados mostrados en el cuadro 3.

Así, el humedal muestra mayor capacidad de retirada de nutrientes al ser capaz de actuar (a partir de su madurez) sobre el total del caudal aportado por la rambla del Albuñon los años de precipitaciones extremas. La planta desalinizadora produce a su vez algo más de 55 hm³ de agua dulce.

Cuadro 3

RESULTADOS PARA UN ESCENARIO DE 15 AÑOS (2006-2020)

Tratamiento	CAN (d=3%) € ₂₀₀₅	Caudal total (drenaje y escorrentía) tratado hm ³	NID t	P t	Caudal de agua dulce hm ³
Desalinizadora	18.758.738	79	1.440	515	55,3
Humedal	11.388.484	97	1.740	609	–

CAN: Coste Actual Neto; NID: Nitrógeno equivalente, P: Fósforo equivalente.
Fuente: Elaboración propia.

A partir de estos datos los ratios coste efectividad (RCE) para cada tratamiento y cada uno de los dos nutrientes considerados son los incluidos en el cuadro 4:

Cuadro 4

RATIOS COSTE EFECTIVIDAD (RCE) DE CADA TRATAMIENTO

Tratamiento	RCE NID (€/kg)	RCE P (€/kg)
Desalinizadora	12,28	34,35
Humedal	6,18	17,65

Fuente: Elaboración propia.

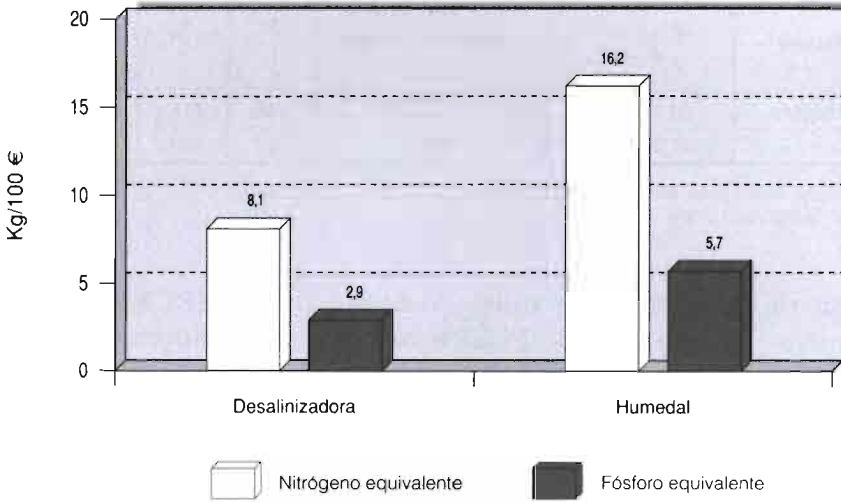
La interpretación de estos ratios indica, tal y como se muestra en el gráfico 2, que cada 100 euros invertidos en el tratamiento de desalinización consiguen retirar 8,1 kg de nitrógeno y 2,9 kg de fósforo, mientras que ese mismo gasto empleado en el humedal retira prácticamente el doble de ambos nutrientes, 16,2 kg de nitrógeno y 5,7 kg de fósforo.

Por tanto, el tratamiento consistente en la construcción de un humedal artificial es más coste-efectivo que el tratamiento alternativo de la desalinización del flujo de drenaje y escorrentía, y debería ser el implementado según esta herramienta de apoyo a la decisión. De otro lado, cualquier análisis de sensibilidad de los resultados siempre arrojará unos ratios coste-efectividad más favorables para el humedal, dado que tanto su inversión inicial como sus flujos anuales son más bajos que para la desalinizadora (2). Sólo un incremento consi-

(2) Realizado un análisis de sensibilidad respecto a la tasa de descuento –en el intervalo 1-10 por ciento– se concluye que pese a variar los montantes monetarios de los ratios, no cambian las diferencias relativas entre los ratios de ambos tratamientos, y por tanto no altera el orden de selección los mismos.

Gráfico 2

Efectividad de la inversión según tratamiento y nutriente



Fuente: Elaboración propia.

derable en el precio del agua dulce vendida podría modificar estos ratios, como se verá en el siguiente epígrafe.

A partir de los cálculos financieros realizados es también posible estimar la función de costes medios representativa de cada tratamiento, según la expresión [2]. Para el humedal, y dado que no presenta costes de funcionamiento dependientes del caudal recibido, la estimación de la función de costes medios totales para el período de análisis es de tipo hiperbólico, y resulta de dividir el coste actual neto total entre el caudal total tratado.

$$CMT = \frac{11.388.484}{\sum_{i=1}^{15} Q_i}; \begin{cases} Q_i = t * 4.000.000 \quad \forall t < 7 \\ Q_i = Q_t \quad \forall t \geq 7 \\ Q_i \left(\frac{m^3}{año} \right); CM \left(\frac{€_{2005}}{m^3} \right) \end{cases} \quad [2]$$

El modelo de costes medios para la desalación recogido en la expresión [3] es más complejo, por la presencia de una importante parti-

da de costes variables que sí dependen del caudal tratado, como es energía para el bombeo y la desalación y la necesidad del cambio de filtros y membranas de la desalinizadora en función de su uso. Así, a la partida de cerca de 3,65 millones de € correspondiente a la inversión inicial, se añaden los costes anuales de personal y mantenimiento (450.759 €) y el coste neto unitario de tratamiento de cada m³, que es de 0,07767 €, una vez imputado el ingreso correspondiente a la venta del agua producida.

$$CMT = \frac{3.646.930 + \sum_{i=1}^{15} \frac{450.759 + 0,07767 * Q_i}{(1 + 0,03)^i}}{\sum_{i=1}^{15} Q_i}; \quad [3]$$

$$\begin{cases} Q_i = Q_i \quad \forall Q_i \in [0, 7.000.000] \\ Q_i = 7.000.000 \quad \forall Q_i > 7.000.000 \end{cases}; Q_i \left(\frac{m^3}{año} \right); CM \left(\frac{€_{2005}}{m^3} \right)$$

La simulación con estas funciones de costes puede permitir la determinación de los puntos característicos, tales como los niveles de cierre y nivelación, para la planta desalinizadora, y dar un punto de partida para un análisis de dimensionamiento de la instalación.

4.2. Determinación del precio del agua desalada

Una vez realizado el análisis coste-efectividad, y demostrada la superioridad del humedal en la retirada de nutrientes, se planteó como necesario realizar un análisis complementario sobre la solución de la desalación: si bien ésta no sería la opción más coste-efectiva, su implementación como solución final también viene determinada por el peso que se otorgue a su función como productora de agua. La desalinizadora además de cumplir con el cometido ambiental de retirar los nutrientes proporciona un caudal de agua de no menos de 3,5 hm³/año, susceptible de ser usado como dotación de riego que bastaría para asegurar el riego del no menos de 500 ha de cultivos hortícolas. En una zona de la que resultar innecesario señalar tiene en la dotación de este input uno de sus problemas socioeconómicos más importantes (Colino y Martínez Paz, 2006), este aporte puede ser un factor estratégico en el proceso de selección de la alternativa. En el análisis anterior se ha considerado que el agua producida es vendida a un precio similar al que se viene pagando en media en la zona por el agua de otros orígenes, es decir, se le ha imputado su coste de oportunidad de una fuente alternativa. El objetivo ahora es

determinar el precio al que vender dicha agua, bajo diferentes supuestos y escenarios, con el fin de que la infraestructura cumpliera con el principio de la DMA de recuperación íntegra de costes de los servicios prestados por el agua.

Así, la evaluación final consiste en determinar para la óptica del ACB aquel precio de agua (P_a) que hace que a lo largo de la vida útil del proyecto de desalinizadora el Valor Actual Neto del mismo se anule. Partiendo de los parámetros básicos del análisis realizado en el anterior epígrafe, se han planteado 3 posibles escenarios de evaluación:

- Evaluación financiera clásica (EFC), sin consideraciones ambientales y con tasas de descuento estándar.
- Evaluación coste beneficio (ECB), con consideraciones ambientales y con tasas de descuento estándar.
- Evaluación coste beneficio generalizado (ECBG), con consideraciones ambientales y tasa de descuento dual, una para los flujos de mercado y otra para los ambientales.

Pasando a desarrollar brevemente estos escenarios de evaluación, que se resumen en el cuadro 5, señalar como el escenario EFC no pone en valor la función ambiental de la retirada de los nutrientes del flujo desalinizado, es decir, calcula el precio del agua como si de una inversión privada se tratara, determinando el precio del agua que da lugar al equilibrio financiero entre los beneficios de mercado derivados de la venta del agua (B_m) y los costes de la instalación (C_m), utilizando un descuento estándar del 3 por ciento.

Cuadro 5

CARACTERÍSTICAS DE LOS ESCENARIOS EVALUADOS

	Beneficios considerados		Tasas de descuento (%)	
	Mercado (B_m)	Ambientales (B_g)	Mercado (d)	Ambientales (g)
EFC (Financiero)	Sí	No	3%	
ECB (ACB estándar)	Sí	Sí	3%	
ECDG-I (ACB Generalizado)	Sí	Sí	3%	1%
ECBG-II (ACB Generalizado)	Sí	Sí	3%	0%

Fuente: Elaboración propia.

El segundo de los escenarios (ECB) evalúa el proyecto de desalación incorporando al mismo dos flujos de beneficios: el corres-

pendiente a la venta del agua dulce producida (y cuyo precio estamos determinando) y el que corresponde a la función ambiental de retirada del flujo de nutrientes al Mar Menor. La medición de este valor económico tiene su fundamento en el conocido «método de los costes evitados» (Markandya *et al.*, 2002), imputando que el hm^3 de caudal tratado por la desalinizadora aporta un ingreso ambiental al proyecto igual al coste que supondría tratar ese mismo hm^3 mediante el humedal, que es el mejor de los tratamientos alternativos. Este beneficio unitario se ha de incorporar a la evaluación sin descontar, puesto que el descuento ya se aplica en la resolución del problema de determinar el precio del agua que anula el VAN. Operando sobre el modelo de evaluación del humedal con un factor de actualización unitario se obtiene que dicho coste/beneficio es de 133.000 €/hm^3 . Una vez obtenidos todos los flujos de beneficios (de mercado y ambientales) y costes (solo de mercado) se han descontado con la tasa que venimos usando del 3 por ciento.

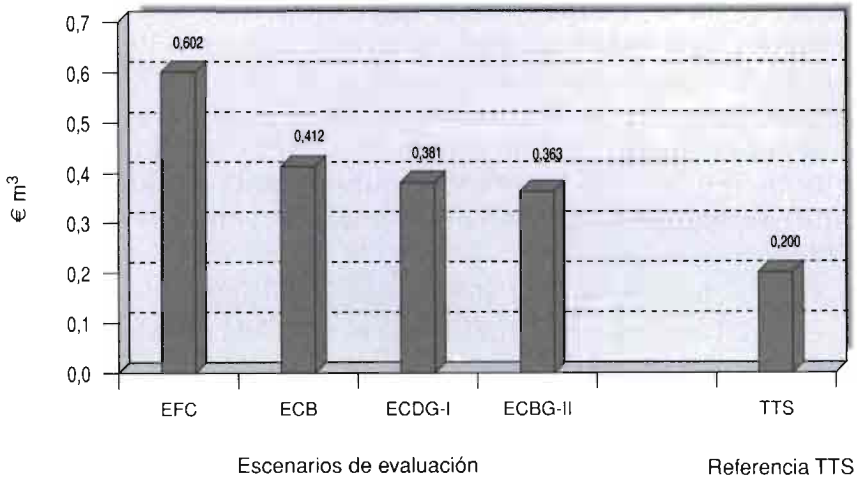
El último de los escenarios de evaluación (ECBG) supone una ampliación del análisis presentado para el ECB, al considerar sus mismos flujos (ambientales y de mercado) pero una lógica diferente de descuento según su categoría, según el esquema conocido como Análisis Coste Beneficio Generalizado o Extendido (Almansa *et al.*, 2007). El descuento es una forma de «penalizar» los flujos futuros a favor de los presentes, y dado que los efectos ambientales del proyecto tienen un impacto que no disminuye en el tiempo (los procesos de eutrofización pueden llegar a ser irreversibles y terminar en una situación de hipoxia) es conveniente plantear un caso que recoja este hecho, aplicando una tasa de descuento menor para los flujos ambientales que para los de mercado. Así, en este escenario se ha trabajado con dos supuestos de descuento ambiental, el primero considerando una tasa ambiental reducida del 1 por ciento, y el segundo considerando un término de nula preferencia temporal por el beneficio ambiental, el conocido como «enfoque Weitzman» (Weitzman, 1994).

La resolución de los modelos de evaluación de cada escenario, cuya expresión general es la recogida en la ecuación [4], permite obtener los precios del agua (P_a) que logran el equilibrio entre beneficios y costes para la planta desalinizadora (y que cumplen, por tanto, con el principio de recuperación íntegra de costes) y que son los presentados en el gráfico 3. También se ha incluido como referencia el precio del agua medio pagado por los regantes en toda la zona (TTS) y utilizado en fases anteriores del análisis.

$$VAN(P_a) = \sum_{i=1}^{15} \frac{B_m - C_m}{(1+d)^i} + \sum_{i=1}^{15} \frac{B_g}{(1+g)^i} = 0; B_m = P_a * Q_a \quad [4]$$

Gráfico 3

Precios del agua producida en la desalinizadora según escenarios



Fuente: Elaboración propia.

De estos resultados cabe realizar una serie de consideraciones a destacar:

- El precio de 0,602 €/m³ obtenido en el escenario EFC corresponde al precio con consideraciones solo de mercado, y resulta similar al obtenido en análisis de puesta en marcha de plantas desaladoras en la zona sin más partidas que las estrictamente financieras (Estevan, 2006).
- Cuando se incorpora al análisis la externalidad positiva que genera la instalación, el equilibrio económico en la misma se alcanza para precios sensiblemente inferiores, entre un 31 por ciento y un 40 por ciento menores según el esquema de descuento elegido.
- La selección de la tasa de descuento cuando se incorporan las externalidades ambientales también origina variaciones importantes en los resultados: el seleccionar un esquema de descuento

generalizado, pasando del 3 por ciento al 1 por ciento, produce un descenso del precio de referencia de más del 7 por ciento, que llega a rozar el 12 por ciento cuando se incorpora la opción de no descuento para los flujos ambientales.

- Todos los precios evaluados resultan sensiblemente superiores a los precios medios de referencia del agua en la zona (TTS), aunque no deja de ser cierto que los mismos resultan competitivos si se comparan con otras fuentes de recursos que se vienen utilizando cada vez en mayor cuantía en la comarca, como es la proveniente de agua de desalación marina, con un precio de referencia de no menos 0,5 €/m³ (CARM, 2007).

5. CONCLUSIONES

El Análisis Coste Efectividad desarrollado ha evaluado los dos tratamientos técnicamente posibles para frenar la llegada de nutrientes al Mar Menor (y la consiguiente aceleración de los ya graves procesos de eutrofización de la laguna) provenientes del caudal de escorrentía y drenaje que le aporta la Rambla del Albuñón. Así, la construcción de un humedal artificial, que actué como zona tampón y conector con el humedal natural existente en la zona, se ha manifestado como una medida más coste-efectiva que el tratamiento alternativo de recogida de los caudales de escorrentía y drenaje que vierte la Rambla y su desalación en una planta de tratamiento. Los ratios calculados ponen de manifiesto como el humedal prácticamente dobla el rendimiento económico de la inversión en términos de capacidad de retirada de nutrientes respecto a la desalinizadora, pese a que los parámetros en el modelo han sido conservadores para la definición del humedal (al no incluir un valor residual del terreno al final del período de análisis que disminuiría el coste total acumulado).

Adicionalmente a esta consideración sobre la superioridad del humedal en su función de retirada de nutrientes, este tratamiento proporciona una serie de beneficios sociales (mejora del paisaje, soporte a la biodiversidad, etc.) que no son objeto de evaluación en este trabajo, pero que originarían un flujo económico positivo para este proyecto y que decantarían aún más la balanza a favor del mismo.

De otro lado se ha evaluado desde distintas ópticas la puesta en funcionamiento de la planta desalinizadora, con el fin de estimar el precio que debería repercutir a los usuarios del agua que produce en aplicación del principio de recuperación íntegra de los costes asociados al suministro y tratamiento del agua según exige la DMA. El aná-

lisis financiero arroja una cifra de 0,6 €/m³, en consonancia con el coste obtenido por las plantas desaladoras estándar. Si se incorpora al análisis la externalidad ambiental positiva generada por la infraestructura al reducir los aportes de nutrientes al Mar Menor (valorada en este caso como los costes evitados de construir el humedal previamente evaluado) el coste del agua a repercutir a los usuarios cae sensiblemente, situándose a un nivel competitivo con el de otras fuentes del recurso y sitúa a esta instalación como una infraestructura de interés para atender y complementar dotaciones de riego en un momento de elevada incertidumbre sobre el futuro de los recursos hídricos provenientes de otras fuentes como son el acueducto Tajo Segura o los acuíferos de la zona cada vez sobreexplotados.

El caso aquí presentado permite exponer dos consideraciones más generales: de un lado la potencia del Análisis Coste Efectividad para la evaluación de medidas correctoras del impacto ambiental cuando los beneficios son de difícil monetización, pese a los avances de las técnicas propias de la Economía Ambiental. De otro, el hecho de como la internalización de externalidades ambientales en los proyectos suponen un avance en la evaluación de políticas públicas y permite un mejor ajuste del principio de repercusión íntegra de costes, que es especialmente importante para el recurso agua cara a la obligada implementación de los principios de la DMA.

BIBLIOGRAFÍA

- ALMANSA, C., MARTÍNEZ-PAZ, J. y GARCÍA, A. (2007): *Descuento ambiental y cambio climático: una aplicación Delphi en España*. Documento de trabajo del Dpto de Gestión de empresas. Universidad Pública de Navarra.
- ARHEIMER, B., TORSTENSSON, G. y WITTGREN, H. (2004): «Landscape planning to reduce coastal eutrophication: agricultural practices and constructed wetlands». *Landscape and Urban Planning*, vol. 67: 205-215.
- BIROL, E.; KAROUSAKIS, K. y KOUNDOURI, P. (2006): «Using economic valuation techniques to inform water resources management: A survey and critical appraisal of available techniques and an application». *Science of the Total Environment*, 365: 105-122.
- BYSTROM O.; ANDERSSON H. y GREN I. (2000): «Economic criteria for using wetlands as nitrogen sinks under uncertainty». *Ecological Economics*, 35: 35-45.
- CARM (2007): *Plan Estratégico del Sector Agroalimentario en la Región de Murcia*. Consejería de Agricultura y Agua. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- CHS (2005): *Informe de los artículos 5,6 y 7 de la Directiva Marco del Agua*. Confederación Hidrográfica del Segura y Ministerio de Medio Ambiente CHS-MMA.

- COLINO, J. y MARTÍNEZ-PAZ, J. (2006): *Precio del agua y rentabilidad empresarial en la horticultura de la región de Murcia* en C. Ibáñez y N. Prat (coord.) *Ciencia, técnica y ciudadanía, claves para una gestión sostenible del agua*. Ed. Fundación Nueva Cultura del Agua: 399-424.
- COLINO, J. y MARTÍNEZ-PAZ, J. (2007): «Productividad, disposición al pago y eficiencia técnica en el uso del agua: la horticultura intensiva de la Región de Murcia». *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 7: 109-125.
- DE RUS, G. (2001): *Análisis coste-beneficio*. Ariel. Barcelona.
- ESTEVAN, A. (2006): «La desalación de agua marina: algunos datos básicos», en C. Ibáñez y N. Prat (coord.): *Ciencia, técnica y ciudadanía, claves para una gestión sostenible del agua*. Ed. Fundación Nueva Cultura del Agua: 253-261.
- FERNÁNDEZ, J. (coord.) (2006): *Manual de Fitodepuración. Proyecto LIFE: Nuevos filtros verdes con macrofitas en la Región mediterránea*. [En línea: <http://www.macrophytes.info>].
- JIMÉNEZ, F.; ROGEL, J. y EGEA, C. (2005): *Depuración de aguas eutrofizadas en un humedal costero del sureste de España*. I Encuentro Internacional sobre Fito-depuración. Lorca (España)
- KOBELT, G. (1996): *Health Economics*. Office of Health Economics. London.
- Lloret, J.; Marin, A.; Marin-Guirao, L. y Velasco, J. (2005): *Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture*. *Ocean & Coastal Management*, 48: 828-84.
- MARKANDYA, P.; HAROU, L. y CISTULLI, V. (2002): *Environmental economics for sustainable growth: a handbook for practitioners*, Edward Elgar, Cheltenham.
- Martínez-Fernández, J. y Esteve, M. (2000): *Estimación de la contaminación agrícola en el Mar Menor mediante un modelo de simulación dinámica*. *Mediterránea*, 17: 19-25.
- MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, J. y ESTEVE, M. (2007): *Gestión integrada de cuencas costeras: dinámica de los nutrientes en la cuenca del Mar Menor*. *Dinámica de Sistemas*, vol. 3(1): 2-20.
- MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, J.; ESTEVE, M.; MARTÍNEZ-PAZ, J.; CARREÑO, F.; ROBLEDANO, F.; RUIZ, M. y ALONSO, F. (2007): «Simulating management options and scenarios for the sustainability of mar Menor (Southeast Spain)». *Transitional Water Monographs*, vol 1: 34-56.
- MARTÍNEZ-PAZ, J.; RUIZ-MARTÍNEZ, M.; MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, J y ESTEVE, M. A. (2005): *Cost-effectiveness analysis of diverse environmental management scenarios of surface water and agricultural drainages in the Mar Menor river basin*. DITTY Project working paper. Murcia.
- MEDINA, J. (2000): *Desalación de aguas salobres y de mar*. Mundi-Prensa. Madrid.
- MUNDA, G. (1996): «Cost-benefit analysis in integrated environmental assessment: some methodological issues». *Ecological Economics*, 19: 157-168.
- PEARCE, D.; WHITTINGTON, D.; GEORGIU, S. y JAMES, D. (1994): *Project and Policy Appraisal: Integrating Economics and the Environment*. OECD. Paris.

- RIBAUDO, M.; HEIMLICH, R.; CLAASSEN, R. y PETERS, M. (2001): «Least-cost management of nonpoint source pollution: source reduction versus interception strategies for controlling nitrogen loss in the Mississippi basin». *Ecological Economics*, 37: 183-97.
- RUIZ-MARTÍNEZ M.; VELASCO, J.; ALCÁNTARA, R. y MILLÁN, A. (2005): *Bioacumulación de nutrientes en Phragmites australis: elemento de gestión para la reducción de la Contaminación del Mar Menor*. I Encuentro Internacional sobre Fitodepuración. Lorca (España).
- SEGUÍ, L. (2004): *Sistemas de regeneración y reutilización de aguas residuales. Metodología para el análisis técnico-económico y casos*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Catalunya. Departamento de Ingeniería agroalimentaria y Biotecnología [En línea: <http://www.tdx.cesca.es>]
- SEGUÍ, L. y ALFRANCA, O. (2005): *La reutilización de agua regenerada en usos ambientales. El caso de los humedales de l'Empordà, Girona, España*. VII Jornadas de Política Económica. Vigo.
- SPALING, H. (1995): «Analyzing cumulative environmental effects of agricultural land drainage in southern Ontario, Canada». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 53: 279-292.
- VELASCO, J.; LLORET, J.; MILLÁN, A.; MARÍN, A.; BARAHONA, J.; ABELLÁN, P. y SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D. (2006): «Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 176: 37-56.
- WEITZMAN, M. (1994): «On the “environmental” discount rate». *Journal of Environmental Economics and Management*, 26: 200-209.
- ZANOU, B.; KONTOGIANNI, A. y SKOURTOS, M. (2003): «A classification approach of cost effective management measures for the improvement of watershed quality». *Ocean & Coastal Management*, 46: 957-983.

RESUMEN

Evaluación económica del tratamiento de drenajes agrícolas en el Mar Menor (SE España)

La laguna costera del Mar Menor (SE España) viene sufriendo desde hace varias décadas un proceso de eutrofización y degradación de la calidad de sus aguas, provocado en gran medida por los drenajes agrícolas cargados de nutrientes que llegan desde su cuenca. Este trabajo evalúa económicamente los dos tratamientos técnicamente posibles para frenar este aporte: una planta de desalinización y recuperación del agua de drenaje o la construcción de un humedal artificial que haga las funciones de filtro verde. El análisis coste efectividad de ambos pone de manifiesto la superioridad de la última opción. Seguidamente se estima, bajo diferentes supuestos de análisis, el precio de venta del agua producida en la planta de desalinización que haría compatible esta instalación con el principio de la DMA de recuperación integral de costes de provisión del agua. Dicho precio solo resulta competitivo si en la evaluación se considera el beneficio ambiental de la retirada de nutrientes, imputado mediante el principio de los costes evitados.

PALABRAS CLAVE: Coste-efectividad, drenajes, filtro verde, desalinizadora, DMA.

SUMMARY

Economic assessment of management options of the agricultural drainage in the Mar Menor (Murcia)

During the last decades, the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain) is suffering an eutrophication and degradation process of its water quality, partly due to the load of nutrients coming from the agricultural drainage of the watershed. This work presents an economic assessment of two management options: i) a desalination plant to treat and reuse the agricultural drainage water and ii) the recovery of a wetland to retain and remove the nutrients. The cost-effectiveness analysis shows the advantages of his latter option. Then it is estimated, under different hypothesis, the water price required to copley with the principle of full cost recovery of the Water Framework Directive (WFD). This water price is competitive only if the assessment takes into account the environmental benefits of the nutrients removal, which are calculated using the avoided costs principle.

KEYWORDS: Cost-effectiveness, drainage, green filter, desalination plant, WFD.