

SEGUIMIENTO AMBIENTAL DEL SANEAMIENTO INTEGRAL DE LA BAHÍA DE SANTANDER: ALCANCE Y PRIMEROS RESULTADOS

B. Echavarrí

Asociación Científica de Estudios Marinos
C/ Canalejas 55, 4^ª circ Izq., 39002 Santander
cenutria@yahoo.com

J.A. Juanes, A. Puente

Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente
Universidad de Cantabria
Avda. de los Castros s/n, 39005 Santander

G. García-Castrillo

Museo Marítimo del Cantábrico
San Martín de Bajamar, s/n, 39004 Santander

L. Morante

Centro de Investigación del Medio Ambiente
Paseo Rochefort Sur Mer, s/n, 39300 Torrelavega

Resumen: El presente trabajo describe la evolución de la calidad de las masas de agua de la bahía de Santander tras la entrada en funcionamiento del sistema de saneamiento integral de las aguas residuales urbanas, siguiendo las indicaciones de la Directiva (91/271/CEE). El análisis de las variaciones ocurridas en la calidad de las aguas se realizó con los datos obtenidos en tres campañas llevadas a cabo en el entorno de la Bahía; una antes del cese de los vertidos y dos tras el cese de los mismos. Se muestrearon 21 estaciones realizando medidas en continuo y puntuales a partir de muestras de agua recogidas en superficie y fondo, para el posterior análisis de las variables físicas, químicas y biológicas en el laboratorio. Dicho análisis mostró que a los 15 días del cese de los vertidos, las estaciones próximas a los efluentes de mayor caudal, las concentraciones de sólidos, fosfatos, amonio y aceites y grasas, disminuían en un 98-99%. Por otro lado, las masas de agua del interior de la Bahía mostraban una progresiva recuperación de la calidad, aunque menos drástica, debido al mayor tiempo de residencia de las aguas y a fallos en la conexión de los colectores en esta zona.

INTRODUCCIÓN

La bahía de Santander ha recibido el vertido de aguas residuales urbanas e industriales originadas por una población de cerca de 165.000 habitantes, provocando el deterioro de la calidad de las aguas y fondos y el consiguiente cambio en las comunidades biológicas que habitan en el estuario (Revilla *et al.*, 1999). Esta situación, junto a las exigencias impuestas por la entrada en vigor de la Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, motivaron el desarrollo del Plan de Saneamiento Integral para la Bahía, que ha entrado en funcionamiento en el año 2001. El diseño del saneamiento contempla

la recogida de las aguas residuales urbanas para su tratamiento y posterior vertido a través de un emisario submarino situado en la zona costera adyacente.

De acuerdo con la metodología establecida por Revilla *et al.* (1995) una de las tres fases que integran el diseño de los sistemas de saneamiento es la definición de los Programas de Vigilancia y Control Ambiental (PVCA). Los objetivos asociados a estos programas tienen que ver con la comprobación del cumplimiento de los criterios de calidad establecidos, con la validación de los modelos predictivos aplicados en el diseño y con el análisis de las tendencias de variación de los sistemas acuáticos en el entorno de afec-

los vertidos. Su desarrollo implicaría, si fuese necesario, la propuesta de medidas correctoras específicas del sistema de saneamiento. Es por ello, que los PVCA son uno de los principales instrumentos empleados en la gestión de la calidad de los sistemas litorales afectados por este tipo de actuaciones, tal como se ha puesto en evidencia en países como E.E.U.U. (National Research Council, NRC, 1991; Mickelson, 2002), Australia (Thompson, 1988; Philip, 1991), Portugal (Naves, 2002) o Turquía (Sarıkaya, 2002)

Adoptando dichos planteamientos, se estableció el PVCA del saneamiento de la Bahía, cuyos objetivos concretos se centran en: i) la evaluación de las posibles afecciones generadas por los vertidos continuos de efluentes depurados en las zonas costeras (emisario submarino) y de los vertidos de tormenta producidos de forma esporádica en la zona estuarina; ii) la comprobación del cumplimiento de los criterios de calidad en las playas y las zonas de producción de moluscos, y iii) el análisis de la recuperación de los ecosistemas estuarinos alterados tras el cese de los vertidos continuos sin depurar. La definición de dicho programa surge de la propuesta realizada en el diseño del saneamiento, para la cual se tuvo en cuenta la información generada en las campañas de caracterización preoperacional llevadas a cabo en los sistemas estuarino y costero

(Revilla *et al.*, 1998; I&E, 1999; ACEM, 1999), así como la obtenida de los programas específicos de control de la calidad de las aguas de baño y de las zonas de producción de moluscos, que de forma regular, realizan las instituciones regionales competentes. Posteriormente, su desarrollo se ha plasmado en la puesta en marcha de campañas periódicas, iniciadas antes del cese de los vertidos, para la evaluación de la calidad del medio pelágico (masa de agua, plancton,...) y bentónico (sedimento, macrofauna,...).

De acuerdo con Pearson y Rosenberg (1978) y Weisberg *et al.* (1997), se puede plantear que la mejora de la calidad de los sistemas estuarinos, anteriormente afectados por vertidos incontrolados, se produce en dos fases. A corto plazo, la calidad de las masas de agua recuperan las características propias de sistemas no contaminados. A medio/largo plazo, las comunidades bentónicas tienden progresivamente a alcanzar una estructura acorde a la variabilidad inherente a este tipo de sistemas.

Partiendo de dicha hipótesis, el objetivo de este trabajo se centra en el análisis preliminar del primero de dichos procesos, esto es, la valoración de las variaciones ocurridas en la calidad de las masas de agua de la Bahía antes y después del cese de los vertidos continuos no depurados.

Figura 1. Estaciones muestreadas en la bahía de Santander agrupadas por zonas

Área de estudio

El área de estudio corresponde al entorno de la bahía de Santander (Golfo de Vizcaya) (Figura 1). Dentro de ésta, se han considerado las 4 zonas definidas en trabajos previos por Moreno-Ventas (1998) y Revilla *et al.* (1998), de acuerdo con las diferencias observadas en sus características físicas, químicas y biológicas.

Una zona que engloba la margen izquierda de la Bahía (frente urbano), donde se localizaban los vertidos urbanos e industriales de mayor caudal (estaciones P3, P4, P10, P14, P16, P17, P18 y P20). Una segunda zona, más somera, ubicada en la margen derecha, que incluye amplios páramos; que se ve influenciada por los procesos mareales y por la desembocadura del río Miera (estaciones P6, P8, P31, P32, P34 y P36). Una tercera zona, en el interior de la Bahía, donde se localizan un conjunto de rías de escasa profundidad y reducida tasa de renovación, a las que se han venido vertiendo efluentes de tipo urbano e industrial (estaciones P12, P24, P25, P26 y P27). Por último, la cuarta zona, correspondiente a la desembocadura del río Miera (estaciones P28 y P30).

Toma de muestras y procesado

Se han realizado 3 campañas; una en marzo del 2001, antes del cese de los vertidos y dos en junio y julio del mismo año, realizadas tras el cese de los mismos. En cada campaña se llevaron a cabo mediciones en 8 estaciones intermareales y en 13 submareales, repartidas entre las cuatro zonas previamente establecidas. Las muestras de agua se tomaron en condiciones previas y posteriores a la bajamar.

En las estaciones submareales se efectuaron: 1) Medidas en continuo, integrando los datos cada medio metro, mediante un CTD (Sea-Bird SBE-19) operado desde el buque oceanográfico "José Rioja", tomando datos de temperatura (°C), salinidad (PSU, estimada a partir de la conductividad) y clorofila "a" ($\mu\text{g/l}$); 2) Medidas puntuales, en superficie y fondo, a partir de muestras de agua tomadas mediante el uso de botellas Niskin. En las estaciones intermareales únicamente se llevaron a cabo mediciones puntuales en muestras de agua superficial recogidas desde una zodiac. En todas las estaciones se realizaron mediciones "in situ" de oxígeno disuelto (mg/l), estimado en porcentaje de saturación, empleando un electrodo WTW OXI-197.

El traslado de las muestras al laboratorio

se efectuó inmediatamente, tras la realización de cada campaña, en condiciones de oscuridad y baja temperatura. Una vez en el laboratorio, se analizaron las siguientes variables: sólidos en suspensión (mg/l), mediante técnicas gravimétricas; clorofila "a" ($\mu\text{g/l}$), por espectrofotometría, empleando acetona al 90 % como extractor; amonio, nitritos, nitratos y fosfatos (μM), mediante autoanalizador Bran-Luebe AA3 y; aceites y grasas (mg/l) por espectrofotometría infrarroja, empleando 1,1,2-triclorotrifluoroetano como extractor. En todos los casos, los procesos de recogida, tratamiento y análisis aplicados siguieron recomendaciones y métodos establecidos en el Standard Methods (2001).

El tratamiento de los datos contempló la realización de análisis multivariantes (PCA, correlación lineal), mediante los paquetes estadísticos PRIMER y STATISTICA, con el fin de identificar los factores responsables de la variación temporal de la calidad del agua del sistema antes y después del cese de los vertidos a las aguas de la Bahía.

RESULTADOS

Temperatura, Salinidad y Clorofila "a"

Las masas de agua de la Bahía mostraron un progresivo aumento de la temperatura en el conjunto del sistema, pasando de una media de 14°C en marzo a 20,4°C en julio (Tabla 1). El calentamiento de las aguas producido durante los meses estivales fue ligeramente superior en las zonas más someras y con menor tasa de renovación (Rías y Miera). Apenas se apreciaron diferencias de temperatura en el gradiente vertical, no llegando a observarse estratificación en la columna de agua en ninguna de las tres campañas.

Los registros de salinidad obtenidos permanecieron en torno a 34-35 PSU en el conjunto del sistema. El aporte de las aguas continentales generó, a lo largo de la temporada de muestreo, un ligero gradiente de salinidad en la Bahía, con valores mínimos en las rías. Este gradiente de salinidad se vió alterado, durante el mes de marzo, en la desembocadura del río Miera, registrándose en esta zona los valores de salinidad más bajos (23,6 PSU; P30). Tal y como ocurría con la temperatura, no se observaron diferencias en los valores de salinidad en la columna de agua.

		MIERA			FRENTE URBANO			PARAMOS			RIAS		
		Marzo	Junio	Julio	Marzo	Junio	Julio	Marzo	Junio	Julio	Marzo	Junio	Julio
Clorofila ($\mu\text{g/l}$)	S	2,62	1,40	2,52	2,06	2,31	2,79	3,19	1,71	2,33	3,75	3,47	3,26
	F	3,10	1,69	2,50	2,40	3,05	2,49	3,23	2,16	2,43	3,75	3,47	3,10
	X \pm SD	1,92 \pm 0,8	1,62 \pm 0,4	2,63 \pm 0,1	2,55 \pm 0,6	2,69 \pm 0,9	2,69 \pm 0,5	3,14 \pm 0,7	2,13 \pm 0,3	2,67 \pm 0,3	3,75 \pm 0,9	3,47 \pm 1,5	3,25 \pm 0,6
% saturación de Oxígeno	S	91,05	98,00	91,00	95,14	92,40	104,71	97,06	91,50	99,99	73,10	97,00	76,20
	F	93,05	101,00	95,50	98,29	94,50	103,57	96,77	92,33	100,70	73,10	95,00	77,20
	X \pm SD	92,05 \pm 8,2	99,50 \pm 2,1	93,25 \pm 2,8	96,71 \pm 8,3	93,55 \pm 2,7	104,14 \pm 6,6	96,91 \pm 9,1	92,00 \pm 1,0	100,34 \pm 7,9	73,10 \pm 13,2	96,00 \pm 2,8	77,45 \pm 6,5
Sólidos en suspensión (mg/l)	S	8,20	19,00	6,00	16,06	5,43	5,00	3,37	10,71	4,43	13,12	28,00	6,00
	F	7,80	10,0	5,0	3,66	14,14	6,14	4,51	15,86	3,43	13,28	22,80	5,80
	X \pm SD	8,00 \pm 5,6	14,50 \pm 6,2	5,50 \pm 1	9,86 \pm 23,6	9,79 \pm 9,1	5,57 \pm 5,2	3,94 \pm 2,3	13,29 \pm 11,0	3,93 \pm 1,9	13,20 \pm 6,1	25,40 \pm 9,8	5,82 \pm 3,3
Nitratos (μM)	S	30,68	3,27	1,91	3,15	2,86	4,39	4,35	6,58	1,86	22,54	19,87	3,29
	F	29,20	6,40	0,64	0,71	1,95	1,53	4,11	6,49	1,72	22,50	19,53	3,17
	X \pm SD	29,94 \pm 22	4,83 \pm 3,8	1,27 \pm 0,9	1,93 \pm 4,1	2,41 \pm 1,3	2,96 \pm 5,2	4,23 \pm 5,2	6,54 \pm 5,5	1,79 \pm 1,2	22,52 \pm 29,3	19,70 \pm 6,6	3,11 \pm 0,8
Amonio (μM)	S	3,01	3,48	1,30	65,14	4,43	3,69	5,73	4,56	1,89	27,04	21,69	5,66
	F	0,66	8,77	0,06	5,48	4,16	0,86	3,56	4,62	1,04	26,21	20,60	4,57
	X \pm SD	1,83 \pm 2,3	6,13 \pm 5,6	0,68 \pm 0,8	35,31 \pm 98,5	4,29 \pm 1,5	2,28 \pm 3,7	4,65 \pm 3,1	4,59 \pm 2,8	1,46 \pm 1,1	26,63 \pm 30,8	21,14 \pm 12,4	4,99 \pm 2,1
Fosfatos (μM)	S	0,05	0,03	0,03	1,02	0,03	0,04	0,08	0,03	0,03	0,46	0,07	0,3
	F	0,05	0,03	0,03	0,05	0,03	0,03	0,04	0,03	0,03	0,47	0,07	0,3
	X \pm SD	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,5 \pm 1,7	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,5 \pm 0,4	0,3 \pm 0,3	0,1 \pm 0,1
DIN(μM)	X \pm SD	32,2 \pm 21	11,1 \pm 9,1	2,5 \pm 2,1	38,3 \pm 99,8	6,9 \pm 2	5,5 \pm 8,8	9,1 \pm 4,5	11,4 \pm 8	3,4 \pm 1,9	50 \pm 33,7	42,4 \pm 16,8	8,8 \pm 2
AyG(mg/l)	X \pm SD	0,09 \pm 0,0	0,08 \pm 0,0	0,08 \pm 0,0	7,92 \pm 20,6	0,09 \pm 0,0	0,06 \pm 0,0	0,12 \pm 0,1	0,08 \pm 0,0	0,06 \pm 0,0	0,12 \pm 0,1	0,09 \pm 0,0	0,06 \pm 0,0

Tabla 1. Valores medios de las variables medidas en superficie (S) y fondo (F) en cada campaña (marzo, junio y julio), en cada una de las 4 zonas establecidas (Miera, Frente urbano, Páramos y Rías) y valores promedio correspondientes en toda la columna de agua (se incluye la desviación estándar (SD)). (DIN= Nitrógeno Inorgánico Disuelto; AyG= Aceites y grasas)

Los registros de clorofila "a" medidos en las distintas estaciones, fueron bajos y muy homogéneos en las tres campañas, manteniéndose en torno a 1,2 -5,2 $\mu\text{g/l}$. En las rías se obtuvieron las mayores concentraciones, con promedios cercanos a 3,5 $\mu\text{g/l}$, mientras que en el resto del sistema los valores registrados fueron inferiores. No se observaron diferencias apreciables entre las concentraciones medidas en la superficie y en el fondo de la columna de agua.

Oxígeno disuelto y sólidos en suspensión

En general, las dos tendencias más significativas obtenidas en relación al oxígeno disuelto mostraron, por un lado, la homogeneidad de los valores de saturación de oxígeno de la columna de agua en las distintas zonas y, por otro, la existencia de un gradiente en el sentido del eje longitudinal de la Bahía, que presentó los valores mínimos en las rías (Tabla 1). Esta primera tendencia a la homogeneidad se vio alterada en

situaciones muy puntuales, como la observada en la estación del frente urbano más afectada por el vertido de mayor caudal (P16), durante la campaña previa al cese de los vertidos, donde se registró un menor porcentaje de saturación de oxígeno en la muestra de agua superficial (87 %) que el obtenido en fondo (99 %).

A lo largo del estudio se advirtió un incremento de los promedios de saturación de oxígeno entre las campañas de primavera (marzo, 90 %) y verano (julio, 95 %), así como una disminución de la variabilidad entre estaciones. Este incremento fue más notable en las rías, principalmente en la de Boo (P25), donde los porcentajes de saturación obtenidos pasaron de ser del orden de 50 % a ser aproximadamente del 75 %, en el mismo período.

Las concentraciones de sólidos en suspensión registradas a lo largo de las tres campañas presentaron una enorme variabilidad, siendo las rías, el frente urbano y el río Miera, las zonas donde se

concentraron en mayor medida. Durante el mes de marzo, los mayores registros se localizaron en las rías y, puntualmente, en las aguas superficiales de las estaciones del frente urbano cercanas a puntos de vertido de gran caudal (P16). Estas estaciones registraban en superficie elevadas concentraciones de material en suspensión (91,6 mg/l), mientras que las medidas realizadas en el fondo, así como en estaciones algo más distantes al punto de emisión, fueron inferiores y mucho más homogéneas (4 mg/l). Durante el mes de junio, los valores medios superaron en más del doble a los obtenidos en marzo y julio, y los sólidos se concentraron mayoritariamente en las aguas superficiales de la zona del río Miera (19 mg/l) y en las rías (28 mg/l). En julio se produjo una fuerte disminución de la variabilidad y del promedio del sistema, permaneciendo este último por debajo de los 5,5 mg/l.

Nutrientes

A nivel global, las concentraciones de los nutrientes analizados en el estuario alcanzaron niveles máximos durante el mes de marzo, para posteriormente mostrar una disminución generalizada en las sucesivas campañas (Tabla 1). Los nitratos, el amonio y los fosfatos fueron los nutrientes que mayores concentraciones registraron en el estuario, y tanto su distribución espacial, como su evolución temporal presentaron distintas tendencias.

En lo que al nitrato se refiere, las mayores concentraciones de este compuesto se obtuvieron en las zonas más influenciadas por los aportes de aguas continentales, alcanzando, durante el mes de marzo, valores medios en torno a $29,94 \mu\text{M-N-NO}_3^-$ en el río Miera, y a $22,52 \mu\text{M-N-NO}_3^-$ en las rías. Dichas concentraciones disminuyeron en las sucesivas campañas, siendo esta reducción más rápida en las estaciones del río Miera y más lenta y progresiva en las rías. Los valores medios observados en el frente urbano apenas mostraron variación permaneciendo, siempre por debajo de los $3,5 \mu\text{M-N-NO}_3^-$. No se apreciaron diferencias entre los niveles medios de nitrato registrados en superficie y fondo.

Por otra parte, la distribución y evolución de las concentraciones de amonio y fosfato siguieron un mismo patrón (Tabla 1). A nivel global, se observó una disminución en el conjunto del sistema, siendo ésta más patente en el frente urbano y en las rías, áreas donde se registraron concentraciones medias muy superiores al

resto de la Bahía (8 y 17 veces, respectivamente) antes del cese de los vertidos.

En las aguas superficiales del frente urbano, próximas a los vertidos de mayor caudal (P16), se registraron concentraciones que alcanzaron, en el mes de marzo, los $376 \mu\text{M-N-NH}_4^+$ y $6,4 \mu\text{M-P-PO}_4^{3-}$. Estas concentraciones mostraron una drástica disminución en junio, obteniéndose registros muy inferiores ($3,25 \mu\text{M-N-NH}_4^+$ y $0,03 \mu\text{M-P-PO}_4^{3-}$). Las concentraciones obtenidas en el fondo de la columna de agua, permanecieron, en todo momento, por debajo de los $6 \mu\text{M-N-NH}_4^+$ y $0,5 \mu\text{M-P-PO}_4^-$, respectivamente.

Del mismo modo, las masas de agua de las rías mostraban, antes del saneamiento, concentraciones medias de amonio ($26,6 \mu\text{M-N-NH}_4^+$) y fosfatos ($0,5 \mu\text{M-P-PO}_4^{3-}$) muy superiores a las obtenidas en zonas menos afectadas por los vertidos. Ambas concentraciones fueron disminuyendo progresivamente a lo largo de las campañas, alcanzando en julio concentraciones muy inferiores ($5 \mu\text{M-N-NH}_4^+$ y $0,1 \mu\text{M-P-PO}_4^{3-}$) a las anteriormente registradas.

Aceites y grasas

Las concentraciones de aceites y grasas en las aguas superficiales de la Bahía siguieron una distribución espacial y temporal similar a la de los fosfatos y el amonio. Ambas variables disminuyeron drásticamente a lo largo de las 3 campañas, alcanzando en julio valores prácticamente indetectables. La zona del frente urbano y de las rías mostraron, en marzo, concentraciones medias que alcanzaron los 7,92 mg/l y 0,12 mg/l, respectivamente, y concentraciones, detectadas puntualmente, que superaron los 54 mg/l, en las estaciones próximas al punto de vertido de mayor caudal (P16).

En julio, las concentraciones obtenidas en estas mismas estaciones fueron prácticamente inapreciables (0,06 mg/l, P16).

Heterogeneidad temporal

Estuario en marzo

Previo al cese de los vertidos, el 73,92 % de la varianza total del sistema estuvo expresada por dos factores (Tabla 2). Las variables que predominaron como coeficientes del primer factor (44,96 %) con una carga $> 0,70$ fueron aquellas relacionadas con los vertidos urbanos (amonio, fosfatos, sólidos en suspensión, nitritos y aceites y grasas).

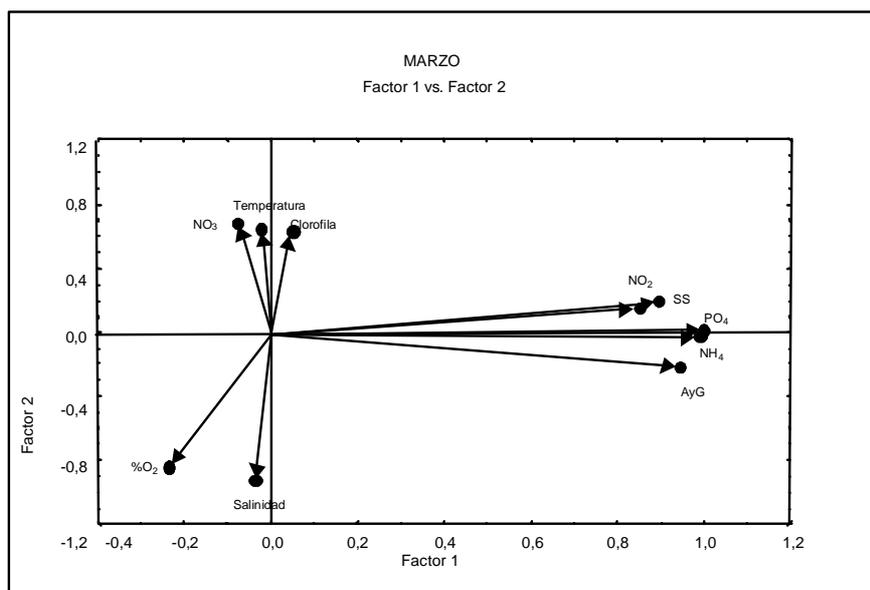


Figura 2. Análisis de Componentes Principales obtenido con los datos de marzo. NO_3 = Nitratos; NO_2 = Nitritos; NH_4 = Amonio; PO_4 = Fosfatos; SS= Sólidos en suspensión; % O_2 = Porcentaje de saturación de oxígeno; AyG= Aceites y grasas

Cargas Coeficientes MARZO	Factor 1	Factor 2	Cargas Coeficientes JULIO	Factor 1	Factor 2
Temperatura	-0.03	0.65	Temperatura	0.91	0.11
Salinidad	-0.04	-0.91	Salinidad	-0.70	-0.25
% saturación de Oxígeno	-0.24	-0.84	% saturación de Oxígeno	-0.82	-0.22
Clorofila "a"	0.05	0.64	Clorofila "a"	0.76	-0.07
S.Suspensión	0.89	0.21	S.Suspensión	0.15	0.75
Nitratos	-0.08	0.69	Nitratos	-0.02	0.91
Amonio	0.99	-0.01	Amonio	0.35	0.75
Nitritos	0.85	0.16	Nitritos	0.69	0.40
Fosfatos	0.99	0.03
AyG	0.94	-0.21
Factores propios	4.50	2.90	Factores propios	3.86	1.58
% Varianza acumulativa	44.96	73.92	% Varianza acumulativa	48.22	67.91

Tabla 2. Factor Loadings (Cargas Coeficientes) y Eigenvalues (Factores propios) de los análisis de Componentes Principales realizados con los datos de las variables en marzo y julio. % de la varianza acumulativa de cada uno de los factores

El segundo factor justificó el 28,96% de la varianza, siendo la salinidad y el porcentaje de saturación de oxígeno, las variables que condicionaron en mayor medida dicha variabilidad.

Los análisis realizados destacaron correlaciones positivas muy significativas ($p < 0,01$), entre nutrientes (amonio, nitritos y fosfatos), y éstos a su vez con los sólidos en suspensión y con los aceites y grasas; así mismo se correlacionaron la salinidad y el porcentaje de saturación de oxígeno. También se establecieron correlaciones muy significativas negativas entre la salinidad, los nitratos y la clorofila "a".

Estuario en junio

No se han realizado análisis de componentes principales con los datos obtenidos durante este mes debido a la carencia de registros de oxígeno disuelto en las estaciones intermareales, hecho que podría motivar una interpretación errónea del PCA. Las correlaciones más significativas ($p < 0,01$) positivas se produjeron entre la temperatura y el amonio y, entre los nitratos y el amonio; mientras que la salinidad y temperatura se correlacionaron negativamente ($p < 0,01$). También se produjeron correlaciones ($p < 0,05$) positivas entre la temperatura, los sólidos y los nitratos y entre el amonio y el oxígeno disuelto.

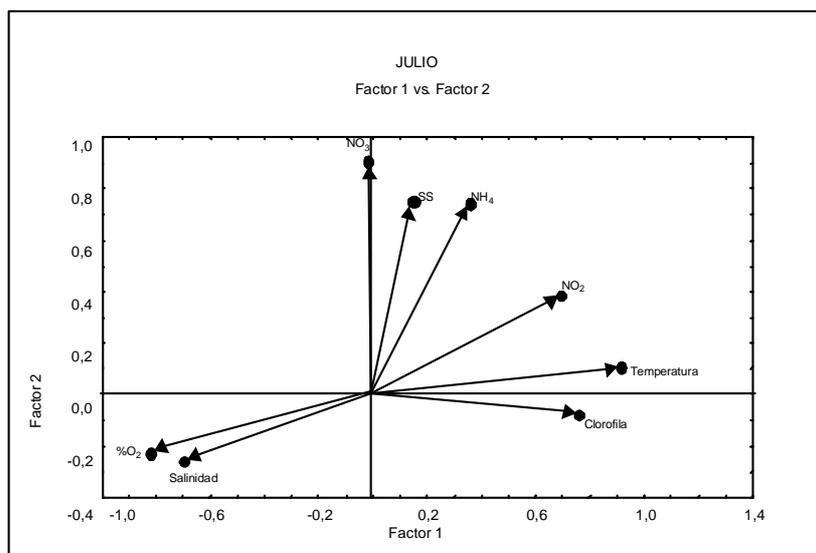


Figura 3. Análisis de Componentes Principales obtenido con los datos de julio

Estuario en julio

En este análisis no se han podido incluir los fosfatos y los aceites y grasas, debido a que las concentraciones, durante este mes, fueron prácticamente inapreciables, y muchos registros permanecieron por debajo del límite de detección.

En esta campaña, el 67,91% de la varianza total del sistema estuvo descrita por los dos primeros factores. La temperatura, la salinidad, el porcentaje de saturación de oxígeno y la clorofila "a" fueron los coeficientes que mayor carga aportaron al primer factor, describiendo más del 48% de la varianza. El segundo factor expresó el 19,69% de la variabilidad total, siendo los sólidos en suspensión, los nitratos y el amonio, las variables que mayor carga aportaron.

En contraposición a los resultados obtenidos en marzo, las correlaciones positivas más significativas ($p < 0,01$) obtenidas en julio se produjeron entre la salinidad y el porcentaje de saturación de oxígeno y entre los nitratos y el amonio; así como entre la temperatura y la clorofila "a". Correlaciones negativas muy significativas fueron halladas entre el porcentaje de saturación de oxígeno y el amonio. También se obtuvieron correlaciones significativas positivas ($p < 0,05$) entre los sólidos y los compuestos nitrogenados (amonio y nitratos) y negativas entre la salinidad y los sólidos en suspensión.

DISCUSIÓN

A nivel global, tal y como planteaban Pearson y Rosenberg (1978), la eliminación de los vertidos continuos sin depurar al entorno de la Bahía ha producido a corto plazo, una mejora en la calidad de las masas de agua del estuario.

El aporte de nutrientes, sólidos y aceites y grasas a través de los vertidos urbanos, a las aguas del frente urbano y de las rías, fue la principal causa/fuente de variabilidad a la que se vio sometida el sistema antes de la entrada en funcionamiento del saneamiento. A las dos semanas del cese de los vertidos continuos, la calidad de las aguas mostraba una progresiva recuperación, que se hacía menos patente en las rías debido a que, en esta zona, todavía no se habían establecido todas las conexiones de la red de saneamiento. Dos meses después del inicio del saneamiento, las variables relacionadas con los vertidos urbanos mostraban concentraciones muy inferiores a la registradas anteriormente y una menor variabilidad en los registros, alcanzando valores medios propios de estuarios poco contaminados (Lacaze, 1996). Así, una vez eliminados los vertidos, la variabilidad del sistema estuvo gobernada principalmente por la confluencia de las masas de agua nerítica y continental generada por los ciclos mareales, siendo la fuerte correlación entre la salinidad y el porcentaje de saturación de oxígeno, un claro indicativo del efecto de la marea en los cambios en la calidad del agua muestreada (Park & Park, 2000).

MARZO									
	Temperatura	Salinidad	Clorofila	%O ₂	S.Suspensión	Fosfatos	Nitratos	Nitritos	Amonio
Salinidad	-0.43*	-							
Clorofila	0.23	-0.57**	-						
% O ₂	-0.65**	0.70**	-0.39	-					
S.Suspensión	-0.04	-0.31	0.13	-0.30	-				
Fosfatos	-0.02	-0.06	0.10	-0.26	0.88**	-			
Nitratos	0.19	-0.66**	0.32	-0.41	0.26	-0.08	-		
Nitritos	0.17	-0.13	0.12	-0.42	0.65**	0.82**	-0.10	-	
Amonio	0.01	0.01	0.08	-0.25	0.83**	0.99**	-0.15	0.84**	-
A y G	-0.15	0.14	-0.11	0.04	0.86**	0.93**	-0.12	0.66**	0.91**

JULIO									
	Temperatura	Salinidad	Clorofila	%O ₂	S.Suspensión	Fosfatos	Nitratos	Nitritos	Amonio
Salinidad	-0.58**	-							
Clorofila	-0.75**	-0.42	-						
% O ₂	-0.70**	0.55**	-0.37	-					
S.Suspensión	0.19	-0.51*	0.07	-0.13	-				
Nitratos	0.13	-0.18	0.09	-0.14	0.53*	-	-		
Nitritos	0.52*	-0.54*	0.31	-0.74**	0.44*	-	0.21	-	
Amonio	0.48*	-0.17	0.23	-0.56**	0.34	-	0.71**	0.46*	-

Tabla 3. Tabla de correlación entre las variables analizadas en las campañas de marzo y julio. Test paramétrico de Pearson. Las correlaciones marcadas con un asterisco son significativas a $p < 0,05$ y las marcadas con dos asteriscos son muy significativas $p < 0,01$. %O₂ = Porcentaje de saturación de oxígeno

Las elevadas concentraciones de nutrientes y aceites y grasas registradas en las zonas más influenciadas por los vertidos, así como los bajos niveles de oxígeno disuelto detectados puntualmente en las rías y en las proximidades de los vertidos de mayor caudal (P16), reflejaron el grado de afección que presentaban las aguas de la Bahía antes del cese de los vertidos.

El efecto de dilución de la marea, así como la topología del estuario, el origen y carga de los distintos nutrientes y sólidos (vertidos, aportes continentales), condicionaron la distribución y evolución temporal de las variables en las distintas zonas.

Al igual que ocurre en la ría de Mundaka (Orive *et al.*, 1984; Anónimo, 1986), la afección generada por los vertidos continuos, en la zona del frente urbano, provoca la obtención de concentraciones puntuales de amonio 75 veces superiores a las observables en un estuario sin contaminar (Day *et al.*, 1989) y 37 veces superiores a la media del sistema; y concentraciones de fosfatos 21 veces superiores a la media observada en el estuario. Estas concentraciones no se registraron en el fondo de la columna de agua de dichas estaciones, lo que podría indicar que la presencia de ambos compuestos en esta zona se debe a su liberación al medio a través de los vertidos y no a fenómenos de resuspensión. Fuertemente correlacionados con el amonio y los fosfatos estuvieron los aceites y grasas y los sólidos en suspensión, éste último llegó a alcan-

zar registros, en las muestras de agua superficial de estas mismas estaciones, 20 veces superiores a los hallados en el fondo. Dichos valores estuvieron muy por encima de la media detectada en estaciones menos influenciadas por los vertidos. Además del aporte puntual de sólidos a través de los efluentes urbanos, la principal entrada del material particulado al sistema se produjo a nivel del río Miera y de las rías.

Pese a que, por lo general, el estuario se consideró que estaba bien oxigenado, la demanda de oxígeno generada por el vertido de nutrientes y sólidos pudo provocar que se detectasen bajos niveles de oxígeno disuelto en las aguas superficiales de las áreas más afectadas. En el resto de las estaciones del frente urbano, así como la zona del Miera y de los Páramos, la afección generada por los vertidos y por los sólidos arrastrados aguas abajo, estuvo mitigada por la dilución de las masas de agua generada por las mareas.

Mientras que los mayores registros de amonio y fosfato se obtenían en zonas afectadas por vertidos, la distribución de las concentraciones de nitrato en la Bahía, durante el mes de marzo, mostró una fuerte correlación con el gradiente de salinidad. El nitrato, cuya entrada principal al estuario se produjo a través de la escorrentía superficial asociada al incremento de precipitaciones, tal y como ocurre en otros estuarios de la costa cantábrica como Urdaibai (Iriarte *et al.*, 1996) y de la costa atlántica, como Mondego (Maranhão *et al.*, 2001), mostró los mayores re-

gistros en la desembocadura del río Miera y en las rías.

La zona de las rías también estuvo influenciada por el efecto de los vertidos continuos urbanos e industriales a la zona y, en menor medida, por la contaminación difusa. El aporte de nutrientes y sólidos al medio, el bajo hidrodinamismo y la topología de las rías, propiciaron que en esta zona se registrasen elevadas concentraciones medias de amonio y fosfatos, similares a las obtenidas en el frente urbano.

Los nitratos presentes en esta zona podrían provenir, en parte, de procesos de nitrificación, sobretudo en la ría de Boo, donde se hallaron altas concentraciones de amonio, nitritos y bajos porcentajes de saturación de oxígeno, pero en estas estaciones, las concentraciones de nitratos detectadas fueron bajas. Así, los nitratos en la zona de las rías pudieron provenir, en mayor medida, de la contaminación difusa que vierte a las cuencas de las rías de Tijero y Solía, tal como confiere el hecho de que en estas estaciones se hallasen las mayores concentraciones de este nutriente.

A pesar de la acumulación de nutrientes en esta zona, los niveles de clorofila "a" hallados permanecieron dentro de los niveles propios de estuarios de la zona templada, siendo muy inferiores a los obtenidos en otros estuarios contaminados como el de Urdaibai (Iriarte *et al.*, 1996), donde las concentraciones en las zonas más internas fueron 20 veces superiores ($60\mu\text{g/l}$) a las obtenidas en las rías de la Bahía ($< 4\mu\text{g/l}$). Tampoco se registraron fenómenos de hipoxia ($< 4\text{mg/l}$), únicamente se alcanzaron niveles de oxígeno disuelto bajos cercanos al 50 % de saturación en las estaciones más internas, aunque en otros estudios previos realizados en el periodo estival se observaron, puntualmente, fenómenos de hipoxia en las rías de Boo y Tijero (Moreno-Ventas, 1998) durante las bajamares.

Tras la entrada en funcionamiento del saneamiento, las aguas de la Bahía presentaron cambios en la calidad, sobretudo, en aquellas zonas que se vieron más influenciadas por los vertidos continuos sin depurar. La eliminación de dichos vertidos y el hidrodinamismo generado por las mareas marcaron las pautas en la evolución y distribución de las variables en el sistema.

A las dos semanas de la supresión de los vertidos, en el frente urbano se observó una drástica disminución de las concentraciones de nutrientes, así como de los aceites y grasas, llegando a alcanzar, en algunas estaciones, concentraciones inapreciables. Un mes más tarde, porcentajes de

saturación de oxígeno superiores al 100 %, similares a los obtenidos en las estaciones situadas en el abra de la Bahía, fueron registrados en las aguas superficiales anteriormente influenciadas por los vertidos.

Por el contrario en las rías, la disminución de las concentraciones del amonio y de los fosfatos no fue tan drástica, debido en parte, a que en la zona todavía no se habían establecido todas las conexiones del saneamiento. La baja tasa renovación en esta zona, así como la entrada de nutrientes por los regatos que vierten a la cuenca, provocó que en junio todavía se registrasen concentraciones 2,6 y 3,3 veces superiores a la media obtenida en el sistema, respectivamente. En julio, una vez establecidas las conexiones de la red, las concentraciones de amonio, fosfatos, nitratos y aceites y grasas, disminuyeron hasta alcanzar concentraciones similares a la media del resto del sistema. El bajo hidrodinamismo y el aumento de la actividad metabólica de los organismos en la época estival provocó que, pese dicha disminución, todavía se registrasen niveles de oxígeno disuelto inferiores a los del resto del sistema, mostrando porcentajes por debajo del 80 % en las estaciones internas.

CONCLUSIONES

De los análisis mencionados anteriormente podemos concluir que, la masas de agua de la Bahía han mostrado una recuperación de la calidad tras la entrada en funcionamiento del saneamiento, siendo más drástica en la zona del frente urbano y más lenta y progresiva en las rías. La supresión de los vertidos continuos sin depurar y el hidrodinamismo reinante en las distintas zonas han sido los principales condicionantes en la recuperación de la calidad de las masas de agua. Las variables indicadoras, que mostraron en mayor medida la recuperación de la calidad de las aguas, fueron los fosfatos, el amonio, los aceites y grasas y, en menor medida, el porcentaje de saturación de oxígeno. El resto de las variables analizadas aportaron información complementaria acerca del estado de las aguas. Los análisis de componentes principales han sido herramientas muy efectivas en el análisis la evolución de la masa de agua, indicando aquellas variables que aportaron, en mayor grado, variabilidad al sistema, y en que medida lo hicieron.

REFERENCIAS

- A.C.E.M. (1999). Campañas de caracterización prooperacional en el entorno de Virgen del

- Mar. Informe final Medio Bentónico.
- Anónimo (1986). Estudio Oceanográfico de la ría de Mundaka. Servicio Central de Publicaciones. Gobierno Vasco, 205 pp.
- APHA-AWWA-WEF. (2000). Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th edition.
- Borja, A., Valencia, V. (1993). La calidad de aguas para cultivo de moluscos en el País Vasco, tres años de seguimiento. (1990-1993). Inf. Téc. Dpt. Agr. Pesca. Gob. Vasco.
- Day, J.W.Jr., Hall, C.A.S., Kemp, W.M., Yañez-Arancibia, A. (1989). Estuarine ecology. John Willey & Sons. 586 pp.
- Fleischer, S., Rydberg, L., Stibe, L. (1982). Transport of nitrogen and phosphorus to the Lanhorm bay. *Vatten*, 38- 454-460.
- I&E. (1998). Campaña de caracterización preoperacional en el entorno costero del futuro emisario submarino del saneamiento de la bahía de Santander. S.L. Dragado. Consejería de Medio Ambiente.
- Iriarte, A., Madariaga, I., Díez-Garagarza, F., Revilla, M., Orive, E. (1996). Primary plankton production, respiration and nitrification in a shallow temperate estuary during summer. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 208, 127-151.
- Lacaze, J.C. (1996). L'eutrophisation des eaux marines et continentales. Causes, manifestations, conséquences et moyens de lutte. Ed. Ellipses. 191 pp.
- Mickelson, M.J., Hunt, C.D., Roberts, P.J.W. (2002). Indicator-based monitoring of a coastal wastewater discharge in Boston, Massachusetts. 2nd International Conference On Marine Wasterwater Discharges. Istanbul.
- Moreno-Ventas, X. (1998). Distribución y dinámica del fitoplancton en la bahía de Santander. Universidad de Cantabria. Dpto. de C.C. y T.T. del Agua y del Medio Ambiente.
- National Research Council, NRC. (1990). Managing troubled waters. The role of marine environmental monitoring. National Academic Press. Washington, 125 pp.
- Neves, R., Pina, P., Saraiva, S., Braunschweig, F., Leitao, P. (2002). Water quality modeling and wastewater management. A case study in the metropolitan area of Lisbon. 2nd International Conference on Marine Wastewater Discharges. Istanbul.
- Orive, E., Santiago, J., Villate, f. (1884). Variabilidad de algunos parámetros físicos y biológicos en la ría de Mundaka. *Cuader. Area Cien. Mar.*, 1, 129-138.
- Park, G.S., Park, S.Y. (2000). Long-term trends and temporal heterogeneity of water quality in tidal mixed estuarine waters. *Marine Pollution Bulletin*, 40 (12), 1201-1209.
- Pearson, T., Rosemberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 16, 229-311.
- Philip, N.A. (1991). Sydney Deepwater Outfalls Environmental Monitoring Programme-An Overview, In Coastal Engineering- Climate for Change, 10th Aust. Conference on Coastal and Ocean Engineering, Auckland, New Zealand, Water Quality Centre Publication, 21, 317-321.
- Revilla, J.A., Koev, K.N., Roldán, A., Juanes, J.A., Alvarez, C., Medina, R. (1995). Metodología de estudio de los saneamientos litorales. Ed. Base. Confederación Hidrográfica del Norte.
- Revilla, J.A., Álvarez, C., Juanes, J.A., De Frutos, G., Azpiazu, L.M., Puente, A. (1998). Dimensionamiento medioambiental del saneamiento de la bahía de Santander y establecimiento del programa de vigilancia y control ambiental. Informes de avance (1-19).
- Revilla *et al.* (1999). Campañas de caracterización preoperacional en el entorno de la Bahía de Santander. Informe final.
- Sarikaya, H.Z., Eroglu, V., Öztürk, I., Sur, H.I., Okus, E., Aydin, A.F. (2002). Evaluation of the marine discharge strategy based on the water quality monitoring. 2nd International Conference on Marine Wastewater Discharges. Istanbul.
- Tompson, A. K. (1988). Design, operational features and effects of a flexible prestressed concrete sewer outfall in Hastings, Hawke Bay. Proc. Int. Conference on Marine Disposal of Wastewater, Wellington, New Zealand.
- Weisberg, S.B., Ranashinghe, J.A., Dauer, D.M., Schaffner, L.C., Diaz, R.J., Frithsen, J.B. (1997). An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, 20 (1), 149-158.