

Correlación entre medidas de calidad de las aguas e imágenes multiespectrales DAEDALUS-ATM y LANDSAT-TM. Aplicación al litoral de Huelva y Cádiz

*Esperanza Sánchez Rodríguez¹, Arturo Fernández-Palacios²,
Adolfo Lobato Domínguez², José Manuel Moreira Madueño²,
José Ojeda Zújar¹*

¹ Departamento de Geografía Física y AGR
Universidad de Sevilla

² Servicio de Evaluación de Recursos Naturales.
Agencia de Medio Ambiente Junta de Andalucía

RESUMEN

A partir de tres campañas de tomas de muestras en aguas, en dos áreas bien diferenciadas del litoral de Andalucía, sincrónicas a la adquisición de imágenes Landsat-TM y DAEDALUS-ATM, se han realizado múltiples experiencias destinadas a la cuantificación y cartografía de la distribución espacial de diversos parámetros físico-químicos de las aguas costeras. Con un objetivo eminentemente metodológico, se estudian problemas inherentes al proceso de adquisición de las muestras, a su referenciación espacial, distintos procedimientos de regresión, de creación de neocanales y de análisis multitemporales.

ABSTRACT

With the objective of quantifying different water quality parameters and mapping their spatial distribution, many experiences have been carried out using three water sampling campaigns simultaneous to the acquisition of Landsat TM and Daedalus ATM images in two very different coastal areas of Andalucía. Focused on the method, problems relating to the sampling process, samples georeferentiation, regression methods, transformation of the original image channels and multitemporal analysis are addressed here.

Introducción

El enorme interés medioambiental que aglutina la franja costera y las dificultades que presenta para su gestión y estudio (intenso dinamismo, compartimentación de competencias, etc.) han llevado a la Agencia de Medio Ambiente (A.M.A.) a la puesta en marcha del PROGRAMA DE SEGUIMIENTO DE LA CALIDAD Y

DINÁMICA DEL ESPACIO MARINO Y LITORAL DE ANDALUCÍA. Entre las distintas líneas de trabajo establecidas en el marco de este proyecto, existe un sub-programa destinado a cuantificar y cartografiar la distribución espacial de parámetros de calidad de las aguas costeras de Andalucía, en el que se enmarca el presente trabajo.

Desde las etapas más tempranas de la Teledetección se ha venido desarrollando una profusa literatura científica referente a experiencias para la parametrización de indicadores de la calidad del agua a partir de datos adquiridos desde plataformas espaciales o aerotransportadas. Todas ellas tienen en común el partir del establecimiento de regresiones entre mediciones "in situ" e imágenes multiespectrales. Sin embargo, a pesar de esta estructura metodológica común, existe una enorme variedad de procedimientos de adquisición de los datos "in situ" (parámetros medidos, sistemas de referenciación espacial, diferencia horaria con la imagen, etc.), de tratamiento de los datos multiespectrales (correcciones geométricas, creación de índices y neocanales, procedimientos de corrección del efecto atmosférico y del ángulo solar, etc.) y regresiones entre una y otra fuente de datos (lineales, logarítmicas, simples y múltiples).

Esta heterogeneidad de aproximaciones determina una gran disparidad de resultados. Es por ello que, de cara a poner en marcha un programa que tiene como objetivo el seguimiento, a lo largo del tiempo, de la calidad de las aguas litorales, sea necesario realizar una serie de experiencias para establecer las bases metodológicas que optimicen la aplicación operativa de esta técnica.

objetivos

Con este propósito se llevaron a cabo tres campañas de tomas de muestras de aguas, sincrónicas a la adquisición de imágenes Landsat y, en una de ellas, también a un vuelo del sensor DAEDALUS-ATM, centradas en dos sectores del litoral de Andalucía (Ría de Huelva y Bahía de Algeciras) con características bien diferenciadas.

A partir de estas experiencias se ha pretendido hacer un análisis de las potencialidades y limitaciones de esta técnica para su aplicación en el ámbito costero andaluz, y el establecimiento de las bases metodológicas para su desarrollo operacional en sus distintas vertientes:

- Procedimientos de adquisición de los datos "in situ".
- Pretratamiento de los datos multiespectrales: correcciones geométricas, creación de neocanales, métodos de normalización para llevar a cabo análisis multitemporales etc.

- Procedimientos para las regresiones entre las dos fuentes de datos: regresiones lineales y logarítmicas, simples y múltiples, análisis monotemporales y multitemporales, etc.
- Testeo empírico y estadístico de los niveles de precisión con los que esta técnica permite cuantificar los diversos parámetros de interés, a partir de las imágenes de satélites, sin contar con mediciones sobre el agua.

Material

Para la realización de este estudio han sido necesarios dos tipos de datos; por una parte, datos procedentes de imágenes multiespectrales adquiridas por sensores embarcados en satélite o aerotransportados, y por otra, valores de determinados parámetros de calidad del agua de una serie de puntos contenidos en esas imágenes, lo que implica realizar una campaña de recogida de muestras simultánea al paso del sensor.

Las zonas seleccionadas (estuario del Tinto y Odiel en Huelva y Bahía de Algeciras), por ser espacios muy diferenciados permitirán comprobar la validez del método en sectores muy distintos del litoral andaluz. Las fechas seleccionadas (**Tabla 1**) corresponden a situaciones que podríamos definir como "de verano", caracterizadas por ser situaciones de calma, después de sequías más o menos prolongadas. Las dos imágenes de Huelva muestran una situación de marea muy parecida. Respecto a las condiciones atmosféricas, son inmejorables en las imágenes de Huelva del 15/6/93 y de Algeciras del 9/9/92. El único problema se presentó en Huelva en la fecha 10/10/89, ya que en la imagen aparecen algunas nubes sueltas y zonas cubiertas de niebla; ello ha obligado a rechazar aquellos puntos que se vieron afectados por esos problemas.

En cuanto a los parámetros a analizar, se recogieron todos aquellos considerados de interés medioambiental (**Tabla 1**). El objetivo al seleccionar este amplio espectro de parámetros, ha sido la comprobación de la potencialidad de esta técnica, aplicada al ámbito costero andaluz, para cuantificar los indicadores físico-químicos.

La localización de los puntos de toma de muestras se ha realizado, bien mediante su posicionamiento en la cartografía a través de referencias visuales (Ría de Huelva, 10/10/89), bien mediante la toma de coordenadas con un G.P.S. (Ría de Huelva, 15/6/93 y Bahía de Algeciras 9/9/92). En este último caso, el error máximo en la localización de los puntos es de sólo 6 m., lo cual permite asegurar prácticamente la localización correcta del píxel que contiene el punto de toma de la muestra. Se han probado ambos métodos de localización por el interés en descubrir si una localización muy precisa es o no determinante en este tipo de análisis.

*E. Sánchez Rodríguez, A. Fernández-Palacios,
A. Lobato Domínguez, J. M. Moreira Madueño, J. Ojeda Zújar*

| ZONA | Nº muestras | IMAGEN Y FECHA | CONDICIONES HIDRODINÁMICAS | PARÁMETROS MEDIDOS |
|------------------|----------------|---------------------------------------|--|--|
| RÍA DE HUELVA | 27 | TM 202-34 DAEDALUS ATM 10/10/89 | MAREA: Alt.: 2'69m Coef.: 0'69 Dif. horaria con bajamar: -6h23m | Conductividad Temperatura Sólidos en suspensión Cu, Fe, Ni, Zn y Mn |
| RÍA DE HUELVA | 22 | TM 202-34 15/6/93 | MAREA: Alt.: 2'57m Coef.: 0'57 Dif. horaria con bajamar: +5h56m | pH, Turbidez Sólidos en suspensión Materia orgánica Clorofila a, b y c Prof. disco de Secchi Temperatura As, Hg, Fe, Zn, Mn y Cd. |
| ALGECIRAS | 33 | TM 201-35 9/9/92 | MAREA: Alt.: 0'78m Coef.: 0'76 Dif. horaria con bajamar: +3h52m | pH, Turbidez, Salinidad Sólidos en suspensión Prof. disco de Secchi Temperatura, Cloruros Oxígeno disuelto Materia orgánica Aceite-Grasa Clorofila a, b y c |

Tabla I
Datos utilizados en el estudio

Las muestras de agua se tomaron lo más sincrónicamente posible al paso del satélite o avión, desechando, al analizar los datos, aquellos puntos con una diferencia horaria mayor de 45 minutos. Con todo, el 90% de las muestras se centró el intervalo de ± 30 minutos con respecto al paso del satélite o avión.

Métodos

El estudio de la calidad del agua, y la cuantificación de algunos de sus indicadores a través de la Teledetección se suele afrontar de forma empírica, estableciendo la relación entre los parámetros de calidad del agua y los datos multispectrales mediante análisis de regresión. Este procedimiento es el más utilizado por su simplicidad y precisión, y porque, implícitamente, tiene en cuenta todos aquellos factores que pueden influir en la relación existente entre esos parámetros y los datos multispectrales.

Desde el punto de vista empírico, por tanto, el problema se reduce a la búsqueda de la relación existente entre dos (regresión simple) o más variables (regresión múlti-

ple), siendo la variable dependiente un parámetro físico de calidad del agua y la(s) variable(s) independiente(s) los valores obtenidos de la imagen, ya sean de los canales originales o de neocanales procedentes de su transformación. Se describen a continuación los principales procesos seguidos para el establecimiento de regresiones entre las dos fuentes de datos.

a) Pretratamiento de los datos multiespectrales. Está comprobado que a menudo no son los valores originales de la imagen (ND) los que mejor se correlacionan con los parámetros de calidad del agua, sino transformaciones de éstos (neocanales); por ello se han probado algunas transformaciones de los valores digitales originales que han dado buenos resultados en la bibliografía:

- Cocientes entre bandas: TM 1/3, TM 2/3 (Zucchari et al, 1993) y TM 4/3 (Cheshire et al, 1985), reescalando el resultado de 0 a 255.
- Análisis de Componentes Principales (Jensen et al., 1989): 6 componentes principales (CP) resultantes de la transformación de las bandas TM 1, 2, 3, 4, 5, y 7.
- Radiancia, calculada a partir de los valores de calibración de TM y ATM.
- Índices x e y de cromaticidad (Lindell et al, 1985) calculados a partir de los valores de radiancia de las bandas TM 1, 2 y 3, TM 2, 3 y 4, ATM 1, 2 y 3, ATM 2, 3 y 4 ATM 2, 3 y 5 y ATM 3, 5 y 7.

b) Normalización de las imágenes. Para llevar a cabo los análisis multitemporales se hace indispensable una serie de tratamientos específicos destinados a mitigar las diferencias de los valores radiométricos medidos por el sensor en cada fecha, debidas a los efectos atmosféricos y a los distintos ángulos solares. En general los métodos empleados han sido de fácil aplicación, con vistas a su utilización en un programa operativo de explotación de imágenes:

- Sustracción del valor mínimo de cada banda (Ritchie y Cooper, 1987).
- Normalización mediante áreas de reflectividad constante en ambas fechas. Este procedimiento, (López y Caselles, 1987), parte de establecer una imagen de referencia sobre la cual se "normalizan" los ND de la otra imagen. En nuestro caso la imagen de referencia ha sido la correspondiente al 15/6/93, debido a que no presenta problemas de nubosidad, a que los puntos de muestreo fueron georreferenciados con más fiabilidad, y a que existió un menor desfase horario entre las tomas de muestras y la imagen.
- Un tercer procedimiento se basa en la asunción que el índice de cromaticidad reduce todas aquellas incidencias que afectan por igual a las bandas visibles (Lindell et al, 1985).

c) Creación de ficheros de datos "in situ" y teledetectados. Para la obtención de los valores en la imagen para cada punto de muestreo se ha utilizado la media de ventanas de 3 x 3 píxeles (9 x 9 en ATM), centradas en los que contienen los puntos de toma de las muestras de agua. Estos píxeles centrales se localizaron visualmente en las imágenes TM y ATM de la Ría de Huelva del 10/10/89 y a través de sus coordenadas tomadas con el G.P.S en las imágenes de la Ría de Huelva del 15/6/93 y de Algeciras del 9/9/92. En todos los casos las imágenes fueron corregidas respecto a coordenadas UTM con un polinomio de grado 1 (con interpolación por el vecino más próximo, para alterar lo menos posible los valores originales de la imagen).

El uso de la media de una ventana en lugar del valor del píxel que contiene el punto de muestreo es importante, ya que se reduce el ruido del sensor al aumentar la ratio señal/ruido. El tamaño de ventana elegido se ha considerado el apropiado para estas áreas, ya que la morfología de la Ría de Huelva no aconseja tomar ventanas mayores para no incluir elementos ajenos al agua (espigones, muelles, etc).

En los análisis de regresión no se han utilizado todos los puntos de los que se obtuvo información. Así, en la Bahía de Algeciras muchas muestras se tomaron en lugares donde la transparencia de las aguas permitía que la radiación procedente del fondo se sumase a la del agua, por lo que se rechazaron (Lathrop y Lillesand, 1989), utilizándose sólo 14 de las 33 muestras originales. En la Ría de Huelva no existe ese problema, pero se han rechazado para el análisis aquellos puntos cuyos valores hacían sospechar que, o bien su localización no era exacta (sólo para la imagen del 10/10/89) o bien el valor de la ventana quedaba afectado por la presencia de algún elemento extraño (bajos, barcas o nubes). Esta selección previa redujo el número de muestras a 22 para la fecha 10/10/89 y 17 para la fecha 15/6/93, cantidad suficiente para realizar el análisis de regresión, pero que no permitía reservar muestras para una comprobación empírica posterior.

d) Obtención de ecuaciones predictivas. No parece existir un consenso generalizado sobre la forma que adquiere la relación entre los parámetros de calidad del agua y su respuesta espectral. Por ello, en el análisis de regresión simple se ha tenido en cuenta que la relación podía ser tanto lineal como logarítmica. La regresión múltiple se ha realizado mediante el método "stepwise" que automáticamente incluye aquellas bandas que mejoran en mayor medida el coeficiente de correlación múltiple, en función de su coeficiente de correlación parcial con el parámetro en cuestión.

El establecimiento de las relaciones entre los parámetros medidos "in situ" y los valores digitales (originales y neocanales) correspondientes a cada imagen se ha llevado a cabo en base a tres aproximaciones metodológicas:

- Una primera se ha centrado en el análisis de regresión entre los valores procedentes del muestreo en cada fecha y los datos multiespectrales correspondientes. Así obtendremos ecuaciones predictivas a partir de las cuales podremos estimar cuantitativamente los valores de los parámetros, en función de la respuesta captada por el sensor y de los nuevos canales creados. Estas estimaciones sólo serán válidas para cada fecha considerada individualmente.
- Una segunda aproximación va destinada a conocer en qué medida la ecuación obtenida para una fecha y parámetro puede ser aplicada a una segunda fecha. Las distintas ecuaciones obtenidas para una fecha se aplican sobre los valores digitales, normalizados por distintos procedimientos, de la segunda. Los resultados de las estimaciones obtenidas se compararon con los valores reales medidos en la segunda fecha. De esa forma se lleva a cabo una comprobación empírica de las precisiones alcanzadas por los distintos procedimientos de regresión, de normalización y de transformación de los valores originales.
- La tercera aproximación realizada parte de derivar una única ecuación con los datos de ambas fechas. Este método de análisis multitemporal se basa en que, si ambas imágenes han sido normalizadas, se asume que los valores radiométricos medidos por el sensor en las dos fechas son comparables, por lo que es posible calcular las ecuaciones predictivas de los parámetros a partir de todos los puntos de muestreo conjuntamente, obteniéndose así una única ecuación válida para las dos imágenes (Baranowska, 1993).

Para los análisis multitemporales se han utilizado las dos imágenes TM de la Ría de Huelva (10/10/89 y 15/06/93). Estas experiencias sólo se han llevado a cabo con los sólidos en suspensión, por ser el parámetro de más interés muestreado en ambas fechas.

e) Cartografía de distribución de cada parámetro. Obtenidas las ecuaciones predictivas, se selecciona la de mayor coeficiente de correlación y menor error estándar de la estimación para cada parámetro y se aplica la ecuación a la imagen correspondiente, que queda así convertida en una imagen de la distribución espacial de los contenidos del mismo. La segmentación de la imagen por intervalos se efectúa para cada parámetro con una anchura de intervalo igual al doble del error estándar de la estimación o, en el caso del análisis multitemporal que utiliza la ecuación predictiva de otra fecha, con una anchura de intervalo del doble de la media de las diferencias entre las estimaciones y los valores reales medidos "in situ".

Resultados

De una manera esquemática podemos describir los principales resultados alcanzados, tanto en el análisis monotemporal (**Tabla 2**) como en el multitemporal.

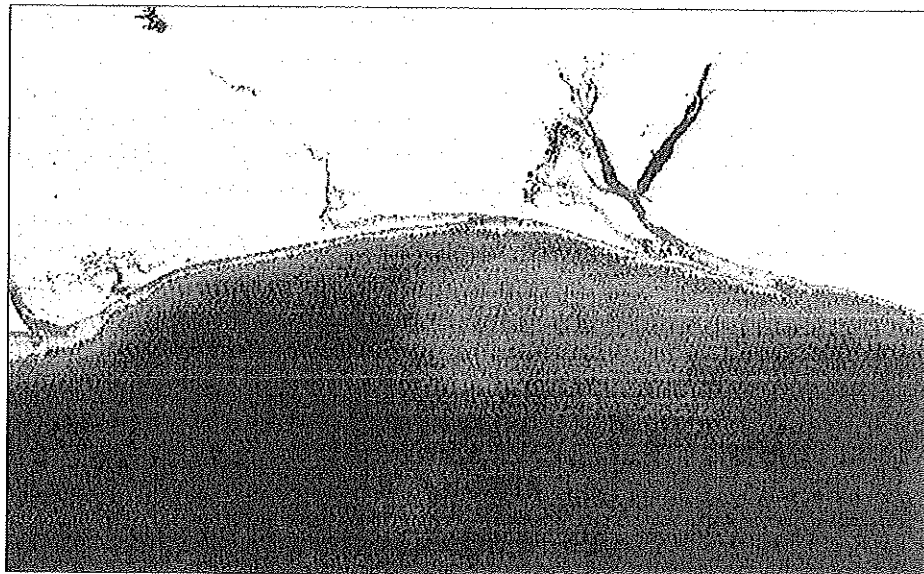


IMAGEN 1

Distribución superficial de los sólidos en suspensión a partir de la imagen TM del 15/6/93. (A. 23)

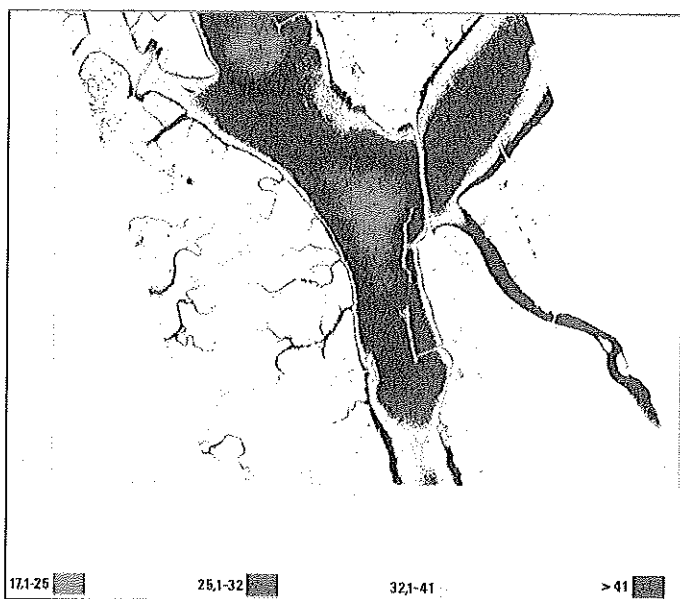


IMAGEN 2

Distribución superficial de los sólidos en suspensión a partir de la imagen Daedalus ATM del 10/10/89. Confluencia de los ríos Tinto y Odiel, Ría de Huelva. (A. 24)

Para la Ría de Huelva en la fecha A (10/10/89) y la imagen TM, los parámetros que alcanzaron correlaciones significativas fueron sólidos en suspensión, zinc y manganeso, que obtuvieron coeficientes de correlación cercanos o superiores a 0'90 en el análisis de regresión múltiple, aunque también destacan los altos valores de r alcanzados con la segunda Componente Principal.

En la imagen ATM de la misma fecha se obtienen resultados coincidentes en cuanto a los parámetros con coeficientes de correlación significativos. Destaca sobre todo el coeficiente de correlación obtenido para los sólidos en suspensión, que llega a 0'95 en el análisis de regresión múltiple y 0'92 en el simple (Banda 8). Es el mejor resultado obtenido para los sólidos en suspensión en todas las experiencias realizadas.

En la fecha B (15/06/93) casi todos los parámetros alcanzan coeficientes de correlación significativos con los datos multiespectrales. Destacan los valores obtenidos por la turbidez y la profundidad del disco de Secchi entre los parámetros físicos, las clorofilas a, b y c entre los biológicos y el manganeso, mercurio y cadmio entre los metales pesados, todos ellos con valores de r cercanos o superiores a 0'90.

En la Bahía de Algeciras, C (09/09/92) sólo obtienen coeficientes de correlación significativos dos parámetros: la profundidad del disco de Secchi y la clorofila a. Por otra parte, destacan los bajos valores de r obtenidos por los sólidos en suspensión (-0'38), que contrastan claramente con los resultados obtenidos en la Ría de Huelva.

De los procedimientos empleados para buscar la mejor relación entre los datos "in situ" y los datos multiespectrales, las regresiones múltiples han dado siempre los mejores coeficientes de correlación. Entre los neocanales, destacan la sexta Componente Principal y el índice de cromaticidad Y calculado con las bandas TM 1, 2 y 3, este último especialmente para las clorofilas. Las regresiones logarítmicas no aportaron mejoras de importancia respecto a las lineales para ninguno de los parámetros analizados.

En la primera aproximación multitemporal (aplicar la ecuación derivada de la imagen de fecha 15/06/93 a la imagen del 10/10/89), los mejores resultados (menor error en la cuantificación de los sólidos en suspensión) se obtienen cuando ambas imágenes se normalizan con el método de corrección atmosférica relativa a partir de áreas de reflectividad constante. La ecuación que permite una estimación más precisa para sólidos en suspensión ha sido la de la banda 2; del análisis de los resultados estimados (Tabla 3) y su comparación con los valores reales se deduce una considerable fiabilidad, con un error medio de 6'3 mg/l. La bondad de esta estimación resulta más significativa si la comparamos con la mejor estimación que se obtuvo para esta fe-

| Parámetros (Fechas) | Canales originales correlación simple | | | | | | corr. multi | Índices de Cromaticidad correlación simple | | | | Análisis Componentes Principales correlación simple | | | | | |
|------------------------------|--|-------|-------|-------|-------|-------|----------------|---|-------|-------|------|--|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 7 | | x123 | y123 | x234 | y234 | CP1 | CP2 | CP3 | CP4 | CP5 | CP6 |
| <i>Parámetros Físicos</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Turbidez</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| B | 0'72 | 0'75 | 0'64 | 0'55 | 0'60 | 0'52 | 0'93 | 0'74 | 0'89 | 0'09 | 0'11 | 0'74 | 0'63 | -0'56 | 0'13 | -0'32 | -0'83 |
| C | 0'11 | 0'22 | 0'15 | -0'04 | 0'59 | - | 0'75 | 0'12 | 0'06 | 0'52 | 0'01 | 0'22 | 0'33 | -0'34 | 0'45 | 0'55 | - |
| <i>Profundidad D. Secchi</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| B | -0'50 | -0'48 | -0'36 | -0'27 | -0'34 | -0'18 | -0'89 | -0'44 | -0'62 | -0'13 | 0'00 | -0'47 | -0'29 | 0'22 | 0'17 | 0'12 | 0'75 |
| C | -0'28 | -0'39 | -0'36 | -0'09 | -0'40 | - | -0'90 | 0'14 | 0'10 | 0'49 | 0'09 | -0'43 | -0'32 | 0'38 | -0'13 | -0'49 | - |
| <i>Sólidos en suspensión</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | 0'67 | 0'75 | 0'81 | 0'86 | 0'64 | 0'46 | 0'94 | 0'78 | 0'57 | 0'72 | 0'63 | 0'70 | 0'90 | -0'60 | 0'51 | 0'14 | 0'56 |
| B | 0'73 | 0'70 | 0'66 | 0'61 | 0'66 | 0'55 | 0'78 | 0'68 | 0'68 | 0'32 | 0'29 | 0'61 | 0'53 | -0'49 | 0'07 | -0'32 | -0'78 |
| C | -0'34 | -0'19 | -0'24 | 0'18 | -0'18 | - | -0'34 | 0'05 | 0'02 | 0'13 | 0'18 | -0'38 | -0'13 | 0'26 | -0'04 | 0'03 | - |
| <i>Parámetros Biológicos</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Clorofila A</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| B | 0'59 | 0'64 | 0'53 | 0'43 | 0'46 | 0'44 | 0'92 | 0'64 | 0'80 | 0'00 | 0'11 | 0'61 | 0'52 | -0'42 | 0'23 | -0'18 | -0'77 |
| C | 0'40 | 0'49 | 0'47 | 0'29 | 0'47 | - | 0'82 | 0'14 | 0'18 | 0'04 | 0'09 | 0'52 | 0'45 | -0'55 | 0'07 | 0'45 | - |
| <i>Clorofila B</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| B | 0'44 | 0'48 | 0'35 | 0'25 | 0'27 | 0'23 | 0'89 | 0'48 | 0'70 | 0'16 | 0'04 | 0'43 | 0'32 | -0'19 | 0'05 | 0'07 | -0'84 |
| C | 0'23 | 0'34 | 0'36 | 0'13 | 0'46 | - | 0'71 | 0'13 | 0'28 | 0'12 | 0'31 | 0'32 | 0'39 | -0'50 | 0'15 | 0'44 | - |
| <i>Clorofila C</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| B | 0'72 | 0'76 | 0'68 | 0'60 | 0'62 | 0'62 | 0'88 | 0'76 | 0'83 | 0'22 | 0'26 | 0'73 | 0'67 | -0'59 | 0'39 | -0'36 | -0'69 |
| C | 0'18 | 0'32 | 0'35 | 0'16 | 0'57 | - | 0'66 | 0'15 | 0'27 | 0'09 | 0'25 | 0'31 | 0'47 | -0'57 | 0'24 | 0'48 | - |
| <i>Metales Pesados</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cobre</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | 0'41 | 0'59 | 0'59 | 0'56 | 0'37 | 0'21 | 0'79 | 0'67 | 0'60 | 0'41 | 0'47 | 0'45 | 0'66 | -0'61 | 0'59 | 0'05 | 0'58 |
| B | 0'35 | 0'44 | 0'35 | 0'27 | 0'28 | 0'32 | 0'76 | 0'50 | 0'66 | 0'00 | 0'14 | 0'35 | 0'34 | -0'23 | 0'19 | 0'05 | -0'77 |
| C | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Zinc</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | 0'49 | 0'69 | 0'70 | 0'65 | 0'47 | 0'29 | 0'89 | 0'79 | 0'68 | 0'49 | 0'59 | 0'51 | 0'75 | -0'72 | 0'61 | 0'03 | 0'65 |
| B | 0'47 | 0'56 | 0'45 | 0'38 | 0'36 | 0'40 | 0'89 | 0'60 | 0'80 | -0'05 | 0'08 | 0'47 | 0'43 | -0'30 | 0'24 | 0'07 | -0'86 |
| C | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Manganeso</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | 0'63 | 0'79 | 0'81 | 0'74 | 0'58 | 0'42 | 0'91 | 0'83 | 0'69 | 0'54 | 0'67 | 0'59 | 0'83 | -0'78 | 0'52 | -0'04 | 0'67 |
| B | 0'65 | 0'72 | 0'61 | 0'54 | 0'55 | 0'52 | 0'94 | 0'73 | 0'90 | -0'20 | 0'13 | 0'65 | 0'58 | -0'49 | 0'15 | -0'13 | -0'84 |
| C | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Mercurio</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| B | 0'88 | 0'89 | 0'81 | 0'78 | 0'80 | 0'71 | 0'96 | 0'85 | 0'92 | -0'47 | 0'18 | 0'87 | 0'79 | -0'75 | 0'09 | -0'47 | -0'60 |
| C | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Cadmio</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| B | 0'77 | 0'84 | 0'76 | 0'72 | 0'70 | 0'74 | 0'96 | 0'85 | 0'91 | -0'44 | 0'27 | 0'78 | 0'75 | -0'65 | 0'34 | -0'28 | -0'68 |
| C | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

A: Imagen TM 10/10/89 Huelva; B: Imagen TM 15/06/93 Huelva; C: Imagen TM 09/09/92 Algeciras

TABLA 2

Análisis monotemporal. Coeficientes de correlación simple y múltiple entre imágenes de satélite y muestras de los principales parámetros evaluados

| Nº muestra (10/10/89) | Sólidos en suspensión (mg/l) | | |
|--------------------------|---------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| | Valor real | Valor estimado ¹ | Valor estimado ² |
| 2 | 31,50 | 28,88 | 27,49 |
| 3 | 41,00 | 51,29 | 41,54 |
| 4 | 26,80 | 42,86 | 32,35 |
| 5 | 44,10 | 43,82 | 32,63 |
| 8 | 29,90 | 38,76 | 27,49 |
| 11 | 26,10 | 28,40 | 28,80 |
| 12 | 23,10 | 23,82 | 18,47 |
| 13 | 16,50 | 24,78 | 25,36 |
| 14 | 18,80 | 20,93 | 19,34 |
| 15 | 19,70 | 20,69 | 19,87 |
| 16 | 22,10 | 18,76 | 18,31 |
| 17 | 17,50 | 18,04 | 13,70 |
| 18 | 17,40 | 18,28 | 17,89 |
| 19 | 18,30 | 25,75 | 18,02 |
| 20 | 13,60 | 21,17 | 20,90 |
| 21 | 18,70 | 19,24 | 16,12 |
| 23 | 26,50 | 34,18 | 30,72 |
| 24 | 21,00 | 31,29 | 28,11 |
| 26 | 47,40 | 45,51 | 41,51 |
| 27 | 47,10 | 41,41 | 42,22 |

1. Obtenido a partir de la ecuación derivada de la fecha 15/06/93

2. Obtenido a partir de la ecuación derivada de las fechas 10/10/89 y 15/06/93

TABLA 3
Análisis multitemporal. Comparación entre valores medidos "in situ"
y valores estimados para sólidos en suspensión en la zona de Huelva

cha (10/10/89) para dicha banda, con un coeficiente de correlación de 0'86 y un error estándar de la estimación de 5'4 mg/l.

Por lo que respecta al análisis multitemporal que utiliza los valores de las dos fechas para calcular una ecuación predictiva común, los mejores coeficientes de correlación para los sólidos en suspensión se han obtenido con las bandas 4 y 5 con las imágenes normalizadas con el método de corrección atmosférica relativa a partir de áreas de reflectividad constante ($r = 0'79$, error estándar de la estimación 5'7 mg/l), seguida de la banda 4 con el mismo método de normalización ($r = 0'78$, error estándar

dar de la estimación 5'93 mg/l). El peor resultado, como es lógico, se obtiene con las imágenes sin normalizar; cualquier método de normalización mejora el resultado significativamente.

Conclusiones

Del conjunto de experiencias descritas con anterioridad, se desprenden una serie de reflexiones de interés para el objetivo metodológico que persigue este trabajo:

- a. De la diversidad de parámetros analizados, existe un conjunto que mostró unos niveles de correlación muy pobres en todas las fechas y que, a partir de las experiencias llevadas a cabo, puede suponerse que sólo serán cuantificables por este método cuando se hallen directamente relacionados con la turbidez o coloración del agua; es el caso del pH, salinidad, materia orgánica, oxígeno disuelto y aceites y grasas.
- b. En el extremo opuesto se halla otro grupo de parámetros que han ofrecido niveles de correlación relativamente significativos en la mayoría de las experiencias, con diferentes bandas, neocanales y procedimientos de regresión: turbidez, sólidos en suspensión y clorofilas a, b y c. Son, pues, los parámetros que, coincidiendo con la bibliografía existente, parecen de mayor interés para su seguimiento usando técnicas de teledetección.
- c. La importancia decisiva de la turbidez como parámetro que más directamente influye en la respuesta espectral. Se trata asimismo del parámetro que mejores coeficientes de correlación ha ofrecido en la imagen de Huelva del 15/06/93, única en la que las clorofilas y los sólidos en suspensión ofrecieron también coeficientes aceptables.

Esta mayor correlación se explica por ser el único parámetro cuyas unidades y técnica de medición (unidades nefelométricas y espectrofotómetro) son similares a la instrumentación de los sensores remotos. La turbidez es un parámetro de gran significación medioambiental en la medida que es resultado de la presencia de otros indicadores (clorofilas, sólidos en suspensión, etc.), a la vez que ofrece informaciones de gran interés ecológico, como la penetrabilidad de la luz. Resulta recomendable su medición sobre el terreno con ayuda del espectrofotómetro, por su mayor precisión y objetividad frente a las medidas que ofrece el disco de Secchi.

El papel integrador de la turbidez explica que las mejores correlaciones entre otros parámetros y los datos multiespectrales se hayan dado utilizando las bandas visibles o combinaciones de las bandas visibles, por ser las porciones del espectro electromagnético que mejor discriminan los cambios de coloración del agua.

- d. Respecto al comportamiento irregular de los sólidos en suspensión, en las imágenes de Huelva (15/06/93) y Bahía de Algeciras (09/09/92) se observan

| Parámetros | | Algeciras | | Ría de Huelva | |
|-----------------------|--------|---------------|---------|---------------|---------|
| | | Rangos | Coef. r | Rangos | Coef. r |
| Sólidos Suspensión | (mg/l) | 32,00 - 55,00 | -0,16 | 15,20 - 58,90 | 0,71 |
| Profundidad D. Secchi | (m) | 5,00 - 10,00 | -0,81 | 0,50 - 4,70 | -0,77 |
| Clorofila a | (ppb) | 0,31 - 9,55 | 0,69 | 0,00 - 32,10 | 0,89 |
| Clorofila b | (ppb) | 0,07 - 2,23 | 0,46 | 0,00 - 8,00 | 0,90 |
| Clorofila c | (ppb) | 0,44 - 8,67 | 0,57 | 0,90 - 17,00 | 0,88 |
| Turbidez | (U.T.) | 1,20 - 4,30 | - | 4,50 - 33,50 | - |

TABLA 4

Rangos de los parámetros y coeficientes de correlación (r) más relacionados con la turbidez en las zonas indicadas

dos situaciones bien diferenciadas. Del análisis de la Tabla 4 se deduce la dificultad de cuantificar directamente un parámetro que se mide en unidades de peso por volumen, dándose el caso de que estas unidades no siempre están directamente relacionadas con la respuesta espectral. Así, unos contenidos parecidos de sólidos en suspensión en las dos fechas ofrecieron correlaciones con los valores multiespectrales netamente distintas, pues la respuesta espectral puede estar condicionada por otros factores ajenos al peso, tales como la granulometría o composición de los sólidos en suspensión. Se hace necesario, pues, conocer más en profundidad las limitaciones de esta técnica para parametrizar los sólidos en suspensión a partir de nuevas experiencias.

- e. Las clorofilas son, después de la turbidez, los parámetros que mejores coeficientes de correlación con las imágenes han ofrecido, siendo ligeramente superiores a los de los sólidos en suspensión en la imagen de Huelva (15/06/93) y netamente superiores en la de Algeciras. Del análisis de su comportamiento en las imágenes pueden extraerse una serie de reflexiones:
 - Las correlaciones establecidas entre los sólidos en suspensión, clorofilas y turbidez en las dos fechas indican que, mientras en la de Huelva (15/06/93) los tres parámetros se presentan estrechamente correlacionados (Tabla 4), en el caso de Algeciras, los sólidos en suspensión no tienen incidencia alguna sobre la turbidez, respondiendo ésta más a la presencia de clorofila (a, b y c).
 - De lo anterior podría deducirse que la turbidez responde a las interrelaciones de ambos parámetros (sólidos en suspensión y clorofilas). En este sentido, los resultados obtenidos en Algeciras se explican por las condiciones de prolongada estabilidad climática (ausencia de temporales y de lluvias que aporten sólidos en suspensión), lo que determinó que prevalecieran las clorofilas en la coloración del agua. Sin embargo, la situación más común

en los medios litorales, y particularmente en los estuarios, es la de continua mezcla de ambos parámetros por efecto de las corrientes de marea y oleaje. Se requiere profundizar en el conocimiento de las interferencias entre sólidos en suspensión y clorofila en otras situaciones (picos de alta producción clorofílica, épocas de gran aportación de arrastres sólidos de las arterias fluviales, etc.) en próximas experiencias, con vistas a determinar sus interferencias mutuas de cara a su parametrización utilizando técnicas de teledetección.

- f. Por lo que respecta a los metales pesados, han presentado un comportamiento muy irregular. Existen metales que alcanzaron coeficientes significativos en una fecha, pero muy bajos en la otra. Con el objeto de buscar una explicación se establecieron regresiones entre los metales pesados y los sólidos en suspensión para cada fecha, entre las dos fechas de Huelva, y con los datos de muestreos en 16 fechas diferentes para el estuario del Odiel del Plan de Policía de Aguas de la AMA. De ello se deduce que este tipo de parámetros sólo pueden ser medidos con técnicas de teledetección en fechas concretas en las que se disponga de datos "in situ", y siempre que se correlacionen con los sólidos en suspensión, a los que suelen ir asociados. Ello se debe a que su presencia y contenidos están relacionados con emisiones puntuales que cambian con relativa frecuencia y no siempre asociándose a los sólidos en suspensión. Así sólo aquellos metales que estaban altamente correlacionados con estos últimos en cada fecha ofrecieron coeficientes de correlación superiores a 0,7 con los datos multiespectrales. Sin embargo, estas estrechas relaciones con los sólidos en suspensión no se mantenían si teníamos en cuenta los resultados de las dos fechas para la Ría de Huelva e incluso desaparecían utilizando los datos del Plan de Policía del Agua de la A.M.A.

Como resultado de lo anteriormente expuesto, parece deducirse: 1) La teledetección puede ser un eficaz instrumento para la cartografía de metales pesados cuando, existiendo muestras "in situ" sincrónicas, éstas presenten altos coeficientes de correlación con los valores multiespectrales. 2) Cuando los metales pesados medidos "in situ" no se correlacionen con los datos multiespectrales pero sí con los sólidos en suspensión, y éstos a su vez con aquéllos, la teledetección puede no servir para su cuantificación, pero sí para ofrecer una información cualitativa de la distribución espacial de los metales pesados que puede servir para inducir áreas de riesgo potencial.

- g. Por lo que respecta a los datos Daedalus-ATM, éstos mostraron unas correlaciones notablemente más elevadas que las obtenidas con los datos TM de la misma fecha. Sin embargo, las ventajas que aporta su mayor resolución espacial van acompañadas de graves inconvenientes para su utilización en un programa operativo como el que nos ocupa. Entre ellas, su elevado coste, la complejidad de la corrección geométrica de las imágenes y el hecho de que

presenta el espacio segmentado en diversas pasadas, además de la imposibilidad de extender los resultados a amplios ámbitos espaciales, como es el caso de las imágenes TM. Como contrapartida, las imágenes ATM ofrecen una información sumamente detallada, que puede ser de gran interés para el estudio de situaciones puntuales en espacios con complejas problemáticas medioambientales, como la Ría de Huelva.

- h.** Respecto a las aproximaciones multitemporales, la introducción de dos fechas supone claramente una reducción de la precisión respecto al análisis monotemporal (disminuye el coeficiente de correlación y aumenta el error estándar de la estimación), debido, entre otras cosas, a la dificultad de eliminar totalmente las diferencias entre ambas imágenes causadas por sus condiciones de adquisición. Es por ello que los mejores resultados se han obtenido cuando las imágenes se han normalizado por el método de corrección atmosférica relativa a partir de áreas de reflectividad constante, ya que este método tiene en cuenta las dos principales fuentes de error: dispersión atmosférica y ángulo solar. Aunque la corrección por sustracción del valor mínimo en cada banda no empeora mucho los resultados, este método debe emplearse con precaución ya que solamente corrige los efectos de la dispersión atmosférica sin tener en cuenta las diferencias de ángulo solar.
- i.** En relación con las dos aproximaciones multitemporales abordadas, cada una de ellas presenta una serie de ventajas e inconvenientes: 1) La aplicación de la ecuación derivada de una fecha a la imagen de otra fecha, aunque presenta resultados menos satisfactorios que el segundo de los procedimientos, puede tener más valor en la medida que la comprobación de su validez es empírica, y que los datos "in situ" registrados para esa segunda fecha no han intervenido en la regresión. Por otro lado, es de destacar que sea la banda 2 la que dé lugar a las mejores estimaciones frente a los neocanales, lo que simplifica las labores de tratamiento. 2) La aproximación multitemporal que utiliza los valores de las dos fechas para calcular una ecuación predictiva ofrece mejores resultados pero no significativamente superiores al procedimiento anterior (Tabla 3). Sin embargo, aunque no aporta gran cosa para dos imágenes del mismo espacio que reflejan situaciones hidrodinámicas similares, sí puede ser de interés desde la perspectiva de obtener una única ecuación predictiva para otras áreas y condiciones distintas, pues contempla una normalización mayor en caso de situaciones muy heterogéneas. De ese modo su menor precisión puede verse compensada por las ventajas operativas de su aplicación en un programa para todo el litoral andaluz. En este sentido, las futuras experiencias deberán ir encaminadas a llevar a cabo ambas aproximaciones multitemporales en sectores y condiciones hidrodinámicas contrastadas, con vistas a comparar sus resultados.

Agradecimientos

En la toma de muestras y en las labores de interpretación de los resultados han intervenido las siguientes instituciones: Dpto. de Química Analítica (Universidad de Sevilla), Fundación de Estudios Marinos (Lepe, Huelva) y Laboratorio de Biología Marina (Universidad de Sevilla).

Bibliografía

- Baranowska, T.:** 1993. The estimation of water quality and trophic state in lakes with application of multitemporal Landsat-MSS and TM images. In *Remote Sensing for monitoring the changing environment of Europe*. Balkema, Rotterdam.
- Chesire, H.M., Khorram, S. and Brockhaus, J.A.:** 1985. Monitoring estuarine water quality from Landsat TM. International Conference on advanced technology for monitoring and processing global environmental data, University of London.
- Jensen, J.R. et al.:** 1989. Remote Sensing and numerical modelling of suspended sediment in Laguna de Terminos, Campeche, Mexico. *Remote Sensing of the Environment*, 28, 33-44.
- Lathrop, R.G. and Lillesand, T.M.:** 1989. Monitoring water quality and river plume transport in Green Bay, Lake Michigan, with SPOT-1 imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 55, 349-354.
- Lindell, L.T. et al.:** 1985. Mapping of coastal water turbidity using Landsat imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 6, 629-642.
- López, M.J. y Caselles, V.:** 1987. Un método alternativo de corrección atmosférica. II Reunión científica del grupo de trabajo en Teledetección. Valencia.
- Ojeda, J. et al.:** 1993. Programa de seguimiento de la calidad y dinámica del espacio marino y litoral a través de imágenes de satélite (Andalucía, AMA). (En este volumen).
- Ritchie, J.C. and Cooper, C.M.:** 1987. Comparison of Landsat MSS pixel array sizes for estimating water quality. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 53, 1549-1553.
- Zucchari, C. et al.:** 1993. Water quality assessment with simultaneous Landsat-5 TM data at Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Remote Sensing of the Environment*, 45, 95-106.