



TESIS DOCTORAL

EVALUACIÓN DEL ESTADO DE EUTROFIZACIÓN DEL MAR ALBORÁN MEDIANTE EL EMPLEO COMBINADO DE IMÁGENES DE SATÉLITE Y DE MUESTREOS IN SITU

DOCTORANDO

Francisco José Gómez Jakobsen

DIRECTORES

Dr. Jesús M. Mercado Carmona

Dr. Jesús García Lafuente

Departamento de Física Aplicada II

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

2015

Los Doctores Jesús García Lafuente y Jesús M. Mercado Carmona
certifican que han dirigido la tesis doctoral titulada

**“EVALUACIÓN DEL ESTADO DE EUTROFIZACIÓN DEL MAR
ALBORÁN MEDIANTE EL EMPLEO COMBINADO DE
IMÁGENES DE SATÉLITE Y DE MUESTREOS IN SITU”**

, elaborada por Francisco José Gómez Jakobsen, y le autorizan para su
presentación

Dr. Jesús M. Mercado Carmona

Málaga, noviembre de 2015

Dr. Jesús García Lafuente

Málaga, noviembre de 2015

A mis padres Francisco y Sol

A mi esposa Annette, y mis hijos Laura y el pequeño Marcos

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, tengo que agradecerles especialmente a mis codirectores su paciencia y la confianza que han depositado en mí durante la realización de esta tesis doctoral. Sin su apoyo y consejo no hubiera sido posible realizar este trabajo: Gracias Jesús M. y Jesús G.

En segundo lugar, quiero expresarles mi gratitud a mis compañeros y casi familia del Centro Oceanográfico de Málaga, por haberme facilitado los datos que con tanto esfuerzo han generado durante años, y sobre todo por su apoyo incondicional y consejo: Gracias Jesús, Lola y Teo.

Quiero agradecer al Dr. Francis Gohín su inestimable ayuda para emplear el algoritmo OC5.

Mi gratitud a la Agencia Estatal de Meteorología por proporcionar datos meteorológicos necesarios para el desarrollo de esta tesis doctoral, en virtud del convenio específico vigente entre el Instituto Español de Oceanografía (IEO) y la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET).

Agradezco al organismo de Puertos del Estado por haberme facilitado los datos de su boya de oleaje de Málaga, y por otro lado a la Red Hidrosur y a la Red de Estaciones Agroclimáticas, dependientes de la Junta de Andalucía, por sus datos meteorológicos y ambientales.

Fuentes de financiación:

- Instituto Español de Oceanografía-Ministerio de Economía y Competitividad
- Departamento de Física Aplicada II-Universidad de Málaga
- Estrategias Marinas-Ministerio de Medio Ambiente
- Proyecto IPAF-ALB: Impacto de las intrusiones de polvo africano en los flujos activos de carbono del mar de Alborán (CTM2012-37598-C02-01). IPAF-ALB. Financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad, Plan Nacional de I+D+i

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. EL PROBLEMA DE LA EUTROFIZACIÓN	1
1.2. LA EVALUACIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN	4
1.2.1. <i>Indicadores</i>	6
1.2.2. <i>Metodología empleada en la evaluación de la eutrofización</i>	10
1.3. CONSIDERACIONES SOBRE LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE LA EUTROFIZACIÓN	15
1.4 CARACTERIZACIÓN DEL MAR ALBORÁN	19
1.4.1. <i>Fisiografía del mar Alborán</i>	19
1.4.2. <i>Descripción hidrológica, hidrodinámica y meteorológica del mar Alborán</i>	20
1.4.3. <i>Productividad natural y mecanismos fertilizadores en el mar Alborán</i>	27
1.4.4. <i>Las presiones antropogénicas en el mar de Alborán</i>	30
1.5. OBJETIVOS	33
1.6. PUBLICACIONES QUE AVALAN ESTA TESIS DOCTORAL	34
2. CAPITULO I. UN MÉTODO BASADO EN IMÁGENES DE SATÉLITE PARA LA EVALUACIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN A ESCALA SUB-REGIONAL: APLICACIÓN A LA DIRECTIVA MARCO DE LAS ESTRATEGIAS MARINAS.	37
2.1. INTRODUCCIÓN	37
2.2. MATERIAL Y MÉTODOS	38
2.2.1. <i>Recopilación de imágenes de satélite</i>	38
2.2.2. <i>Análisis de conglomerados (clúster)</i>	41
2.2.3. <i>Validación externa del resultado de la agrupación</i>	43
2.3. RESULTADOS	47
2.4. DISCUSIÓN	56
2.5. UTILIDAD DEL MÉTODO DE ZONACIÓN PROPUESTO	60
3. CAPITULO II. UNA APROXIMACIÓN AL ESTUDIO INTEGRADO DE LA EUTROFIZACIÓN EN EL NORTE DEL MAR ALBORÁN. PARTE I: ESTACIONALIDAD Y TENDENCIAS.	65
3.1. INTRODUCCIÓN	65
3.2. MATERIAL Y MÉTODOS	69
3.2.1. <i>Base de datos oceanográficos: El proyecto ECOMÁLAGA</i>	69
3.2.2. <i>Parámetros derivados de los perfiles de CTD</i>	74
3.2.3. <i>Datos meteorológicos y ambientales</i>	76
3.2.4. <i>Agregación vertical de los datos oceanográficos</i>	84
3.2.5. <i>Agrupación espacial de las estaciones de muestreo</i>	85
3.2.6. <i>Análisis de la estacionalidad y de las tendencias</i>	87
3.3. RESULTADOS	89
3.3.1. <i>Agrupación espacial</i>	89

3.3.2. Concentración de la clorofila a	96
3.3.3. Nutrientes inorgánicos disueltos.....	100
3.3.4. Temperatura y salinidad superficiales.....	104
3.3.5. Componente geostrófica zonal de la corriente costera superficial.....	107
3.3.6. Velocidad y distancia a la costa del jet atlántico.....	109
3.3.7. Espesor de la capa de mezcla y profundidad de la piconclina permanente.....	111
3.3.8. Gradiente de densidad en la piconclina (SIPIC).....	113
3.3.9. Interfaz Atlántico-Mediterránea (IAM).....	115
3.3.10. Profundidad del máximo sub-superficial de fluorescencia (MSF).....	116
3.3.11. El viento	117
3.3.12. Altura significativa del oleaje	120
3.3.13. Otras variables meteorológicas y ambientales	121
3.3.14. Resumen de las características del área UEE-1	123
3.3.15. Caracterización del área UEE-2	126
3.3.16. Caracterización del área UEE-3	128
3.3.17. Caracterización del área UEE-4	129
3.3.18. Caracterización del área UEE-5	130
3.4. DISCUSIÓN	131
3.4.1. Unidades de Evaluación de la Eutrofización (UEE) y sus ciclos de productividad característicos.....	131
3.4.2. Mecanismos que regulan la productividad en las diferentes áreas	137
3.4.3. El stock de nutrientes de las aguas intermedias	141
4. CAPITULO III: UNA APROXIMACIÓN AL ESTUDIO INTEGRADO DE LA EUTROFIZACIÓN EN EL NORTE DEL MAR ALBORÁN. PARTE II: MODELADO DE LA CONCENTRACIÓN DE LA CLOROFILA A.....	145
4.1. INTRODUCCIÓN.....	145
4.2. MATERIAL Y MÉTODOS	147
4.2.1. Selección de las variables.....	151
4.2.2. Desfase temporal de las variables ambientales	152
4.3. RESULTADOS	157
4.3.1. Modelo para UEE-1.....	157
4.3.2. Modelo para UEE-2.....	165
4.3.3. Modelo para el área UEE-COSTA	173
4.3.4. Proyección para la década 2010-2020.....	178
4.4. DISCUSIÓN	182
4.4.1. Modelo de la unidad UEE-1	182
4.4.2. Modelo de la unidad UEE-2	183
4.4.3. Modelo de la Unidad COSTA	184
4.5. SUMARIO DE RESULTADOS	187
5. CAPITULO IV. UN ALGORITMO REGIONAL PARA ESTIMAR LA CLOROFILA A EN LA PARTE NORTE DEL MAR DE ALBORÁN A PARTIR DE LAS IMÁGENES DEL SATÉLITE MODIS-AQUA	189
5.1. INTRODUCCIÓN.....	189
5.2. MATERIAL Y MÉTODOS	192
5.2.1. Base de datos de clorofila a in situ.....	192
5.2.2. Imágenes de satélite	192
5.2.3. Algoritmos.....	193
5.3. RESULTADOS	195

5.3.1. Comparación entre clorofila <i>a</i> in situ y estimada.....	195
5.3.2. Funcionamiento de ALBOC3.....	202
5.3.3. La cuestión de la profundidad óptica.....	203
5.4. DISCUSIÓN	206
5.5. SUMARIO DE RESULTADOS	208
5.6. EJEMPLO DE LA APLICACIÓN DEL ALGORITMO ALBOC3 PARA LA EVALUACIÓN DEL INDICADOR CLOROFILA EN EL MAR ALBORÁN	210
6. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES	215
6.1. RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN EN EL MAR ALBORÁN	215
6.1.1. El efecto del cambio climático sobre la eutrofización marina en el mar Alborán.....	216
6.1.2. Conclusiones de la evaluación y propuestas de medidas de restauración.....	219
6.2. RESULTADOS APLICABLES A LA EVALUACIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN MARINA: METODOLOGÍA.	220
6.2.1. Demanda 1: Determinación de las escalas espaciales y zonación	221
6.2.2. Demanda 2: Mejorar la determinación de la variabilidad estacional y de las escalas temporales de los indicadores de la eutrofización.....	222
6.2.3. Demanda 3: La búsqueda de un enfoque integrado en la evaluación de la eutrofización....	223
6.3. TAREAS FUTURAS	224
6.3.1. Calibraciones regionales.....	224
6.3.2. Intercalibración y obtención de productos multiplataforma.....	225
6.3.3. Empleo de la Teledetección en las zonas muy costeras	226
6.3.4. Optimización y desarrollo del modelado	227
6.4. CONCLUSIONES	228
7. BIBLIOGRAFÍA	231
8. ANEXOS	255
8.1. ANEXO I. TABLAS DEL ANÁLISIS DE ESTACIONALIDAD Y TENDENCIAS.....	255
8.2. ANEXO II. TABLAS DE VALORES EMPLEADOS PARA REALIZAR LAS PROYECCIONES DE LA DÉCADA 2000-2010 A LA DÉCADA 2010-2020.	267

1. Introducción

1.1. El problema de la Eutrofización

El concepto de eutrofización fue formulado por primera vez por Thienemann (1918) y Naumann (1919), y hacía referencia al proceso por el cual las aguas de los lagos se volvían más productivas por la acumulación de nutrientes, fundamentalmente compuestos inorgánicos de nitrógeno y fósforo. Definiciones posteriores ampliaron el concepto para incluir “cualquier” sustancia que tuviera un efecto fertilizante sobre el lago (Hasler, 1947). El proceso fue reformulado más adelante para las aguas marinas por Steele (1974), según el cual consistía en la proliferación de las algas como consecuencia de un aumento rápido de la concentración de nutrientes. En la década de los 90, Vollenweider (1992) propuso una definición de la eutrofización orientada a los efectos, incidiendo en sus manifestaciones más importantes como son la proliferación visible de microalgas, las natas producidas por estas y el aumento de la biomasa de los macrófitos bentónicos y flotantes. Por el contrario, Nixon (1995) retornó a una definición de eutrofización costera más simple y orientada a su origen, definiendo la misma como un incremento del flujo de entrada de materia orgánica a un ecosistema. Otras definiciones posteriores adoptaron esta última perspectiva por razones operativas.

No será hasta el año 1991 con la publicación de la Directiva Europea de Tratamiento de Aguas Residuales (EEA, 1991), cuando la normativa ambiental recoge explícitamente el término eutrofización, definiéndolo como la proliferación acelerada del fitoplancton y de los macrófitos causadas por el enriquecimiento en nutrientes (compuestos de nitrógeno y fósforo fundamentalmente) que produce perturbaciones indeseables en el equilibrio de los ecosistemas acuáticos y en la calidad del agua. Esta

definición de eutrofización fue adoptada posteriormente por los grupos de trabajo sobre eutrofización organizados en el marco de los convenios marinos regionales europeos (EEA, 1999). Hasta la actualidad, todas las definiciones de eutrofización formuladas asumen que los efectos de la eutrofización son reversibles (al emplear la palabra “perturbación”) esto es, que actuando sobre las causas es posible retornar el sistema a su estado anterior. Sin embargo, re-definiciones más recientes tratan de incorporar el hecho de que en algunos ecosistemas la disminución de los vertidos de nutrientes al nivel anterior al inicio del proceso de eutrofización no lo revierte a su estado inicial (Duarte et al., 2009b).

Los estudios sobre eutrofización costera han estado basados generalmente en el análisis de series temporales de nutrientes y clorofila *a* realizados bajo el paradigma de que un incremento en la concentración de nutrientes debe producir un incremento paralelo de la concentración de clorofila *a* (Cloern, 2001; McQuatters-Gollop et al., 2009). Sin embargo, excepciones a este paradigma han sido publicados frecuentemente. Por ejemplo, en algunos sistemas costeros el aumento en la carga de nutrientes no ha dado lugar a tendencias crecientes en la biomasa del fitoplancton (Alpine y Cloern, 1992; Balls et al., 1995) y en otros ecosistemas se ha descrito un aumento de la concentración de clorofila *a* durante periodos de reducción de la carga de nutrientes (Pérez-Ruzafa et al. 2002, 2005; McQuatters-Gollop et al., 2009). Teniendo en cuenta esta variedad de respuestas, Cloern (2001) reformuló el concepto de eutrofización costera basándola en dos principios: los efectos del enriquecimiento por nutrientes son complejos (en el sentido de que están implicados muchos procesos) y están condicionados por las características físicas y biológicas del sistema, como por ejemplo las propiedades ópticas de la columna de agua y/o los procesos de transporte horizontal que dependen a su vez de varios factores como el viento, las corrientes marinas, la

batimetría, la geografía de la cuenca o el flujo desde los ríos. Estos factores podrían actuar como filtros que modulan (amplifican o reducen) los impactos del enriquecimiento de nutrientes y que implican que los mecanismos subyacentes que median la respuesta del fitoplancton a los cambios en la concentración de nutrientes varían dependiendo de la escala espacial y temporal considerada.

Cloern (2001) estableció que la eutrofización es un proceso gradual y que se puede estudiar según 3 modelos conceptuales. En el modelo más sencillo (I), que se corresponde con el enfoque clásico, el incremento en la carga de nutrientes tiene como resultado directo la proliferación masiva del fitoplancton, la acumulación de materia orgánica, y por último el agotamiento del oxígeno por el metabolismo oxidativo. En el segundo modelo (II) se reconoce que la respuesta del ecosistema al enriquecimiento en nutrientes dependerá de ciertos atributos o propiedades del mismo que actuarían como filtros o moduladores, produciéndose toda una variedad de efectos directos como cambios en la composición del fitoplancton, floración masiva de algas tóxicas, y cambios en la biomasa de las macroalgas y del microfitobentos. Esta respuesta directa del sistema puede ir acompañada de otros efectos indirectos como la reducción de la transparencia del agua, la disminución del oxígeno disuelto, la mortandad de peces e invertebrados bentónicos y el incremento del flujo de carbono hacia los sedimentos marinos, resultando en modificaciones bioquímicas de los mismos. Finalmente, en un tercer modelo (III) integrado o ecosistémico (que ha sido de hecho adoptado posteriormente, véase por ejemplo Ferreira et al., 2010), la evaluación de la eutrofización en un ecosistema particular requiere resolver el papel de los factores moduladores de manera que sea posible delimitar su respuesta particular frente a una determinada carga de nutrientes. Para esto es necesario identificar los mecanismos que regulan la producción primaria en cada ecosistema, más en concreto las posibles

interacciones entre los múltiples “estresores” que regulan la producción costera (incluyendo por ejemplo el forzamiento atmosférico e hidrológico, el cambio climático, la acidificación y por supuesto la propia contaminación debida a la actividad humana). Este análisis permitiría proponer medidas efectivas para remediar los efectos negativos de la contaminación por nutrientes.

1.2. La evaluación de la Eutrofización

En las últimas décadas la eutrofización marina, y sobre todo en las aguas costeras, ha sido reconocida como un problema global grave que requiere de una evaluación y gestión adecuadas. En este contexto, los organismos internacionales competentes en la conservación del medio marino y de sus recursos vivos han establecido la necesidad de llevar a cabo programas de seguimiento, que deben ser ejecutados finalmente por los estados ribereños bajo sus directrices, y que se han plasmado en diversos convenios regionales como el convenio OSPAR (OSPAR/ASMO, 1998) en el ámbito del Atlántico Norte y el convenio HELCOM (1992) en el mar Báltico. En el ámbito del mar Mediterráneo rige el convenio de Barcelona (1995) cuya herramienta operativa es el programa MEDPOL (UNEP/MAP (II), 1996). Las políticas de evaluación de la eutrofización marina se han incorporado en la normativa comunitaria a través de la Directiva de Tratamiento de Aguas Residuales, UWWTD-91/271/EEC (EEA, 1991), la Directiva Marco del Agua, WFD-2000/60/EC (EC, 2000) y finalmente mediante la Directiva Marco de las Estrategias Marinas en 2008, (MSFD; 2008/56/EC, 2008), que se traspuso a la legislación nacional española mediante la Ley 41/2010 de Protección del Medio Marino.

La Directiva Marco de las Estrategias Marinas (UE, DMEM) incluye a la eutrofización como uno de los 11 descriptores que los Estados Miembros deben evaluar en sus mares territoriales para asegurar el buen estado ambiental del medio marino. En su definición de eutrofización, la DMEM asume implícitamente el modelo conceptual de Cloern ya que reconoce que los síntomas de la eutrofización (también llamados indicadores) son progresivos y sus efectos múltiples. En una primera etapa, la contaminación por nutrientes se manifiesta como un aumento en la concentración de clorofila *a* en la columna de agua y/o la proliferación de macroalgas oportunistas (efectos directos), en una segunda etapa podrían aparecer efectos indirectos como la disminución en la concentración de oxígeno disuelto, el incremento en la frecuencia de episodios de mortandad de organismos y de floraciones de algas tóxicas (Ferreira et al., 2010).

Aunque cada estado miembro está obligado a evaluar el estado de sus aguas marinas, la DMEM impulsa el uso de criterios e indicadores comunes a escala regional. Además, en la segunda fase de implementación de la DMEM (a partir de 2015) deberían adoptarse programas de seguimiento comparables entre países. En este sentido, tanto desde los grupos de trabajo europeos sobre eutrofización (Ferreira et al., 2010) como en el marco del proyecto piloto IRIS-SES (Mercado et al., 2015), se han formulado recomendaciones para armonizar los programas de seguimiento y las metodologías de evaluación de la eutrofización de los estados ribereños del mar Mediterráneo y del mar Negro. Uno de los criterios establecidos es el principio de optimización del esfuerzo de muestreo. El problema principal en diseñar los programas de seguimiento es adoptar un criterio adecuado que permita determinar en qué áreas deben realizarse los muestreos y dónde deben localizarse las estaciones de muestreo dentro de cada área seleccionada. En principio las áreas de muestreo deben ser seleccionadas atendiendo a su riesgo potencial

de eutrofización que dependerá por un lado de la distribución de las presiones y por otro de la capacidad del área de asimilar estos vertidos. Ferreira et al. (2010) se refieren directamente a la necesidad de establecer subzonas dentro de una región dada que permitan realizar el seguimiento a la escala espacial adecuada. Para su delimitación sugieren emplear las imágenes de satélite, aunque no proponen ninguna metodología concreta. Así mismo, enfatizan la necesidad de tener en cuenta la estacionalidad de los indicadores de la eutrofización para diseñar la frecuencia e intensidad temporal de los programas de muestreo adecuadamente.

1.2.1. Indicadores

Para el desarrollo de las Estrategias Marinas la Comisión Europea aprobó la Decisión 2010/477/UE (EC, 2010), donde se establecieron los criterios e indicadores que permiten evaluar el Buen Estado Ambiental (BEA) con respecto a la eutrofización. El BEA se define estableciendo unos límites o umbrales para una serie de indicadores que informarían de si el sistema está o no impactado. En la práctica, la evaluación de la eutrofización requiere de la medida sistemática de estos indicadores o variables. El estado del sistema puede ser determinado también a partir de las tendencias de las series temporales de los indicadores de la eutrofización. Para definir el BEA y los valores umbrales con la suficiente confianza, así como para evaluar el estado del sistema, es preciso disponer de una serie temporal (reciente y/o actual) de datos suficientemente extensa y robusta. Para lograr estos objetivos se han de diseñar y poner en marcha (o en su caso adaptar) programas de seguimiento que permitan obtener medidas sistemáticas de los indicadores requeridos (Tabla 1.1).

Tabla 1.1. Criterios e indicadores para la evaluación del Buen Estado Ambiental (BEA) del Descriptor 5 recogidos en la Decisión 2010/477/EU.

Criterios e Indicadores para el BEA con respecto a la Eutrofización (Decisión 2010/477/EU)	
5.1. El nivel de los nutrientes	5.1.1. Concentración de los nutrientes en la columna de agua 5.1.2. Proporción entre los nutrientes (silicatos, nitrógeno y fosforo)
5.2. Efectos directos del enriquecimiento en nutrientes	5.2.1. Concentración de clorofila en la columna de agua 5.2.2. Transparencia del agua relacionada con el incremento de algas en suspensión 5.2.3. Abundancia de macroalgas oportunistas 5.2.4. Cambios en la composición de especies (por ejemplo diatomeas/flagelados, especies bentónicas frente a especies pelágicas, floración de fitoplancton tóxico)
5.3 Efectos indirectos del enriquecimiento en nutrientes	5.3.1. Abundancia de algas perennes y plantas marinas (p.e. fucaceas, zoostera y posidonia) impactadas negativamente por el descenso en la transparencia del agua 5.3.2. Oxígeno disuelto, p.e. cambios debidos al aumento en la descomposición de la material orgánico y el tamaño del área afectada

Los indicadores de eutrofización se agrupan en tres categorías. En primer lugar se establecen indicadores de presión, que recogen información acerca de la concentración de los nutrientes inorgánicos disueltos en el agua de mar, principalmente las especies químicas disueltas del nitrógeno (nitrato, nitrito y amonio), fósforo (ión ortofosfato) y silicio (silicato), y de sus razones elementales. En cuanto a las especies químicas del nitrógeno disuelto, el nitrato generalmente es el más abundante, por ser la especie más favorecida termodinámicamente al pH y potencial rédox normales del agua de mar, aunque el amonio puede ser la especie mayoritaria en ciertas condiciones relacionadas con bajas concentraciones de oxígeno o con la contaminación.

El ser humano aporta nutrientes y materia orgánica al medio marino mediante el vertido directo de aguas residuales urbanas e industriales más o menos depuradas, así como de las derivadas de la actividad agrícola y ganadera. Dado que esta materia orgánica puede constituir una fuente indirecta de nutrientes al ser degradada en el medio receptor (lo que por otro lado produce un consumo de oxígeno) e incluso algunos productores primarios son capaces de metabolizar moléculas orgánicas directamente,

algunos programas de evaluación de la eutrofización recomiendan también incluir la materia orgánica en la columna de agua como indicador de presión.

Los indicadores directos de eutrofización definidos en la DMEM son la concentración de la clorofila *a* y la transparencia de la columna de agua. Otros indicadores directos son la composición relativa de determinados grupos taxonómicos del fitoplancton (por ejemplo la relación diatomeas-flagelados), la floración masiva de algas tóxicas o *mareas rojas*, y el incremento en la abundancia de macroalgas oportunistas.

El indicador directo de la eutrofización más ampliamente utilizado en las aguas marinas es la concentración de la clorofila *a* en la columna de agua, que normalmente es considerado como una estimación de la biomasa del fitoplancton. Entre las razones para su uso extendido se encuentran que es relativamente fácil de medir y que su respuesta a la contaminación por nutrientes suele ser rápida (horas o pocos días), aunque esta está fuertemente condicionada por factores ambientales y oceanográficos como se ha comentado previamente (Cloern, 2001).

La transparencia del agua está determinada por la concentración de clorofila *a* en la mayoría de sistemas marinos (aguas clasificadas ópticamente como Tipo 1). Sin embargo, en algunos sistemas como los estuarios y/o zonas afectadas por vertidos con un elevado contenido en materia orgánica e inorgánica disuelta y/o particulada, la transparencia del agua es determinada también por este componente no biogénico (aguas Tipo 2). En todo caso, la transparencia determina la capacidad de penetración de la luz en el agua que en caso de una mayor proliferación de fitoplancton puede limitar el crecimiento de las comunidades de macrófitos perennes.

El incremento de biomasa algal en el medio acuático marino puede llegar a producir una disminución de la concentración del oxígeno disuelto en el agua una vez que esta materia orgánica es metabolizada. Este efecto indirecto, es sólo detectable en el sedimento y sus proximidades en regiones de mar abierto dado que normalmente el elevado dinamismo de la superficie marina y la alta eficiencia del intercambio con la atmósfera hacen que la concentración de oxígeno disuelto en las aguas superficiales tienda a estar en equilibrio con la atmósfera.

El programa MEDPOL (Convenio de Barcelona), que es de aplicación en el mar Alborán (y el resto del Mediterráneo Español), establece una serie de indicadores de eutrofización, que en su mayoría son comunes a los establecidos por la DMEM. De hecho, en los últimos años el programa MEDPOL ha tratado de converger con los requerimientos establecidos en la DMEM. Así, en 2010 el Convenio de Barcelona definió sus objetivos ecológicos que fueron equivalentes a los 11 descriptores de la DMEM. La eutrofización constituye el Objetivo Ecológico 5, que asume una aproximación conceptual y metodológica similar a los de la DMEM (incluyendo la adopción de los mismos indicadores). De esta forma, los programas de seguimiento de la eutrofización emanados de MEDPOL deben ser útiles para cumplir los requerimiento de la DMEM (UNEP/MAP, 2012).

Se ha propuesto combinar algunos de los indicadores de eutrofización en índices simples que permitan su evaluación de manera sistemática. Uno de esto es el denominado índice integrado del fitoplancton (IPI) que combina datos de concentración de la clorofila *a* con datos de abundancia y diversidad del fitoplancton en un indicador compuesto que permite evaluar el fitoplancton en su conjunto.

El índice TRIX (Vollenweider, 1998) ha sido empleado ampliamente en el Mediterráneo. En su formulación, el TRIX considera la desviación entre las concentraciones de clorofila *a*, nitrógeno disuelto, fósforo total y saturación de oxígeno obtenidas en la zona de estudio con respecto a los valores máximos registrados. Las desviaciones son ponderadas para cada variable y sumadas de manera que se obtiene un valor simple entre 0 y 10, mayor cuanto más alejados están los valores observados de los máximos registrados. El índice de eutrofización (EI) propuesto por Primpas et al. (2010), combina también las concentraciones de nitrógeno disuelto, fósforo disuelto y clorofila *a* para determinar el estado del sistema según una escala cualitativa de 5 niveles. El TRIX tiene la ventaja frente al EI de que no requiere definir valores umbrales de las variables, sin embargo presenta la desventaja de que todas las variables (nutrientes, clorofila *a* y concentración de oxígeno) tienen el mismo peso en la determinación del estado de eutrofización.

1.2.2. Metodología empleada en la evaluación de la eutrofización

Uno de los principales problemas en la evaluación de la eutrofización, o más particularmente de sus indicadores (sea aisladamente o en su conjunto) es la alta variabilidad espacio-temporal a que normalmente están sometidos tanto las concentraciones de nutrientes como las comunidades de fitoplancton. Esto hace que se requiera el uso de técnicas estadísticas adecuadas que permitan discernir qué parte de los cambios observados es atribuible a presiones externas (aportes alóctonos de nutrientes) frente a cambios intrínsecos del sistema (por ejemplo, variabilidad estacional o interanual ligada al forzamiento hidrológico). En el análisis de las series temporales de los indicadores de eutrofización se han empleado técnicas univariantes y multivariantes

(Kitsiou y Karydis, 2011). De igual forma, para la evaluación espacial han sido también empleadas varias técnicas de asimilación y representación espacial de datos.

Entre las técnicas univariantes, el análisis estadístico descriptivo de los datos de un indicador permite definir promedios climatológicos que pueden ser usados como umbrales frente a los que comparar un determinado valor. Normalmente, estos umbrales se definen a partir del percentil 90 calculado para toda la serie de datos disponible (Ferreira et al., 2010). Permiten así la detección de datos anómalos o de eventos puntuales que debían ser en principio poco probables de acuerdo con la información sobre la escala de variación de los datos disponibles (varianza). El análisis de la varianza de una vía o ANOVA permite establecer diferencias entre los valores promedio de distintos grupos de datos, pudiendo emplearse por ejemplo para detectar diferencias significativas entre distintas estaciones (Tsirtsis y Karydis, 1998). Las técnicas de correlación y regresión son normalmente empleadas para detectar interacción entre variables tomadas dos a dos. La correlación es ampliamente utilizada para la detección y el análisis de tendencias (Cortés et al., 2012).

Entre las técnicas multivariantes con aplicaciones en la evaluación de la eutrofización, algunos autores han utilizado el análisis de componentes principales (PCA) con el fin de reducir el número de variables y delimitar los indicadores que pudieran tener más relevancia en el caso particular de estudio (Savenkoff et al., 1995; Mercado et al., 2007, 2012). Su principal desventaja es que sólo es sensible a las relaciones lineales entre las variables, pudiendo existir multitud de formas de interrelación, como por ejemplo las asociadas a un valor mínimo o a un máximo (óptimo), multimodales, o a un valor umbral o de saturación (Michaelis Menten) antes o después del cual no habría cambios, y que no se ajustarían bien a una relación lineal. Aunque muy poco empleado en la evaluación de la eutrofización, algunos autores han

empleado el análisis discriminante con el fin de determinar las principales variables que modulan el proceso en distintos sistemas. El análisis clúster ha sido empleado para clasificar estaciones de muestreo en función de los valores de los indicadores (Legendre y Legendre, 2003; Primpas et al., 2008). Sus resultados son fáciles de interpretar. Sin embargo, su uso ha generado dudas ya que el resultado podría depender de la medida de similitud (distancia) que se utilice y sus test de significancia tienen una potencia reducida.

La representación espacial de los indicadores de la eutrofización permite visualizar su estructura así como su heterogeneidad en una región o sub-región dada. Para ello se suelen emplear los Sistemas de Información Geográfica (GIS), que son una potente herramienta. Muy ligada con el análisis espacial, la representación geográfica de los datos mediante mapas temáticos permite el estudio de la distribución geográfica de las variables relacionadas con la eutrofización y de sus tendencias. Se emplean varias técnicas de interpolación espacial que permiten la obtención de una descripción continua de los datos medidos de forma discreta. El análisis espacial objetivo (Barnes, 1964) o el “kriging” (Krige, 1951; Matheron, 1962) son técnicas muy empleadas. Sin embargo, la detección de patrones espaciales requiere el empleo de técnicas estadísticas que permitan validar su significancia estadística así como en su caso, delimitar su extensión. Con esta finalidad se suelen realizar correlogramas o variogramas de los datos distribuidos espacialmente (Legendre, 1993; Legendre y Legendre, 2003), que pueden ser además muy útiles en el diseño de los programas de seguimiento, como por ejemplo para el estableciendo de la distancia óptima entre estaciones de muestreo. Esta información puede obtenerse separadamente para dos dimensiones si existe anisotropía, o por ejemplo de costa a mar abierto (Michelakaki y Kitsiou, 2005; Blanchet et al., 2011).

Entre las recomendaciones para la evaluación de la eutrofización recogidas por MEDPOL (UNEP/MAP, 2003, 2007) y por los grupos de trabajo sobre eutrofización constituidos para el desarrollo de la DMEM (Ferreira et al., 2010), se incluye el empleo de las imágenes de satélite como una herramienta para evaluar la concentración de la clorofila *a* y complementar así la información obtenida mediante los muestreos *in situ*. El satélite proporciona una cobertura periódica global a una resolución espacial moderada. Sin embargo, la teledetección de la concentración de clorofila *a* tiene dos problemas fundamentales, por un lado que la adquisición de las imágenes depende de la ausencia de nubes o niebla, y por otro lado que los algoritmos disponibles para transformar los valores de reflectancia que capta el satélite en concentración de clorofila *a* tienen un rendimiento deficiente, en particular cuando se aplican a determinadas regiones (Bricaud et al., 2002; Claustre et al., 2002; D’Ortenzio et al., 2002; Volpe et al., 2007).

El empleo de imágenes de satélite permite obtener directamente información sobre indicadores del grado de eutrofización como la concentración de la clorofila *a* o la transparencia (K_d490) (O’Reilly et al., 1998, 2000). Además proporcionan información sobre variables que pueden ser útiles para interpretar la variabilidad de los indicadores de la eutrofización, como la temperatura superficial del agua de mar (SST; Brawun y Minet, 1999), la salinidad superficial del agua de mar (SSS; Lagerloef et al., 2008), las corrientes geostróficas (<http://www.aviso.altimetry.fr/>), el oleaje o la velocidad del viento sobre el mar (<https://winds.jpl.nasa.gov/>), la radiación fotosintéticamente activa (PAR; Frouin et al., 2002, 2005, 2012), el carbono orgánico particulado (POC; Stramski et al., 2008) y las sustancias coloreadas (CDOM; Morel y Gentili, 2009).

Las imágenes de clorofila de satélite han sido aplicadas en la detección de *blooms* de algas y en la descripción de la variabilidad de los patrones de distribución

espacial y temporal de algunos grupos de fitoplancton (Hu et al., 2005; Ahn y Shanmugam, 2006; Carvalho et al., 2011; Shanmugam et al., 2008; Jackson et al., 2011, Navarro et al., 2014). Numerosos artículos demuestran que las imágenes de clorofila de satélite proporcionan información sinóptica que refleja adecuadamente el efecto del forzamiento hidrológico sobre la distribución de la biomasa fitoplanctónica en diferentes áreas de estudio (Hu et al., 2005; Ahn y Shanmugam, 2006; Gohin et al. 2008; Carvalho et al., 2011; Shanmugam et al., 2008; Jackson et al., 2011; Klemas, 2011), así como el impacto de presiones antropogénicas (Gohin et al., 2008).

El modelado se ha aplicado al estudio de la eutrofización principalmente con el objetivo de determinar cuáles son las variables más relevantes implicadas en el proceso (Nijboer y Verdonshot, 2004). El modelado permite además explorar las relaciones entre las causas y los efectos, y ayuda a entender y a simular los procesos físicos, biogeoquímicos y biológicos y sus interacciones, así como en una última fase a predecir la respuesta del ecosistema ante forzamientos tanto físicos como antropogénicos.

Se han empleado diversos tipos de modelos para describir la eutrofización, desde los más simples que describen la respuesta del sistema a la entrada de nutrientes, hasta los más complejos que incluyen múltiples factores e interacciones. Generalmente los modelos se han diseñado para sistemas en los que se conocen bien cuáles son los factores que afectan al grado de eutrofización como lagos, lagunas costeras, ensenadas o estuarios. En alguna ocasión los modelos integran datos de satélite (Fontana et al., 2005).

En general, los modelos empleados en la evaluación de la eutrofización se pueden clasificar en dos grupos: dinámicos y estadísticos. Los modelos dinámicos se basan en una serie de ecuaciones diferenciales interrelacionadas que describen las

interacciones biológicas, químicas y físicas que determinan el crecimiento del fitoplancton. Este tipo de modelado requiere ajustar las ecuaciones a cada masa de agua. Los modelos estadísticos o empíricos de la eutrofización, como el análisis de la regresión, permiten cuantificar las relaciones causa-efecto sin necesidad de pre-definir ecuaciones para relacionar las variables.

1.3. Consideraciones sobre la evaluación integrada de la eutrofización

En la estructura de indicadores propuesta en la DMEM (indicadores de presión, y de efectos directos e indirectos), se asume implícitamente un esquema esperado de relaciones causa-efecto que reproduce el marco conceptual complejo esbozado por Cloern (2001, véase el modelo (III) integrado o ecosistémico descrito en la sección 1.1). Sin embargo, la DMEM no precisa la manera en que los indicadores deben ser evaluados conjuntamente para determinar cualitativa y/o cuantitativamente el impacto de la eutrofización en los mares europeos. Como consecuencia, en la primera fase de implementación de la DMEM que culminó en 2012 y que consistió en la realización de una evaluación inicial del estado de eutrofización de los correspondientes mares territoriales, prácticamente cada estado miembro abordó la evaluación de la eutrofización de manera diferente aun cuando se emplearon los mismos indicadores. Con independencia de las grandes diferencias en las escalas espacio-temporales utilizadas por los diferentes países, una de las principales carencias de estas evaluaciones fue que en la mayoría de las áreas de estudio los factores moduladores mencionados en las secciones previas no fueron considerados. Así por ejemplo, la mayoría de los Estados Miembros no distinguió entre el origen natural y/o antropogénico de los nutrientes registrados en la columna de agua, ni consideraron la posible influencia de procesos globales como el cambio climático o la acidificación.

Por tanto, aun cuando en general se impulsa la adopción de un enfoque integrado para la evaluación de la eutrofización (Cloern, 2001; Duarte, 2009a; Ferreira et al., 2010; Kitsiou y Karydis, 2011), en la práctica este enfoque apenas si está siendo implementado. De acuerdo con este enfoque holístico, además de evaluar las concentraciones de los nutrientes y los efectos directos (concentración superficial de la clorofila *a*), habría que integrar de alguna manera en la evaluación información sobre las variables oceanográficas y ambientales que influyen y podrían modular la cantidad y dinámica de los nutrientes presentes en el medio (presiones), así como la forma en que el sistema responde a ellos (efectos).

Así pues, se deberían considerar tanto variables indicadoras de los **mecanismos fertilizadores** (naturales o impactados secundariamente) como relacionadas con las **presiones antropogénicas**. En segundo lugar, la respuesta del ecosistema ante una determinada concentración de nutrientes debería ser interpretada considerando las variables indicadoras de estos **factores moduladores**.

Los mecanismos fertilizadores son aquellos procesos físicos que tienen como consecuencia la inyección de nutrientes a la capa eufótica. En general, en todos los océanos existe una división física y bioquímica entre la capa superficial y las capas intermedias y profundas. Las capas superficiales suelen ser deficientes en nutrientes por su consumo debido al fitoplancton y su posterior sedimentación en forma de material particulado. Las capas profundas e intermedias suelen ser un reservorio de nutrientes que se liberan continuamente mediante procesos de remineralización de la materia orgánica. En este sentido el tiempo de residencia de una masa de agua profunda o intermedia suele estar directamente relacionado con su carga de nutrientes.

Existe una zona de transición entre la capa superficial e intermedia, cuya profundidad y espesor es variable, y que está directamente relacionada con la presencia de la pycnoclina. Los procesos que favorecen el ascenso de las aguas intermedias hacia la capa fótica y hacen que se mezclen con las aguas superficiales actúan como mecanismos fertilizadores. Existen varios procesos físicos que tienen este efecto, aunque se pueden distinguir fundamentalmente dos tipos: los relacionados con la acción del viento y los relacionados con la dinámica marina.

El principal proceso físico de fertilización mediado por la acción del viento es el afloramiento costero, que gracias al transporte de Ekman aleja las aguas superficiales de la costa, produciendo un ascenso de las aguas intermedias. Según la dirección y el sentido del viento respecto a la línea de costa también se puede producir el efecto inverso, por el apilamiento del agua en la costa. El oleaje actúa sobre la mezcla vertical por la agitación turbulenta de la superficie del mar, y puede funcionar como mecanismo modulador al disminuir el tiempo de residencia de las masas de agua.

En cuanto a los procesos dinámicos, las corrientes pueden contribuir de varias formas a la fertilización. Por un lado, formando estructuras de circulación ciclónica que facilitan el ascenso de aguas intermedias en su núcleo. También se produciría el efecto contrario cuando se originan estructuras de circulación anticiclónica. Estas estructuras pueden ser de distintas dimensiones, desde estructuras de gran escala permanentes como el Giro Subtropical del Atlántico Norte, hasta pequeños vórtices formados por el flujo turbulento asociado a las corrientes, en el eje de los frentes oceánicos o tras contactar con islas o accidentes geográficos costeros. Localmente, también se asume que las corrientes marinas, sobre todo en zonas muy costeras, actúan como un mecanismo modulador de la respuesta del ecosistema ante la contaminación por nutrientes pues facilitan la dispersión de las sustancias disueltas y en suspensión.

En lagunas costeras, estuarios y áreas marinas caracterizadas por una intensa dinámica mareal, las corrientes asociadas con la marea (Huei-Meei et al., 2004) y/o las oscilaciones inducidas en la interfaz entre las capas intermedias y superficiales (García-Lafuente et al. 2013; Sánchez-Garrido et al., 2015) pueden constituir mecanismos fertilizadores.

Las presiones son todos aquellos procesos que dan lugar al aporte externo de nutrientes y de materia orgánica al medio marino incluyendo *vertidos directos*, entrada *a través de los ríos* y *contaminación difusa* (por escorrentía superficial o mediante deposiciones atmosféricas). Los *vertidos directos* al mar suelen ser efluentes de aguas residuales más o menos depuradas, y efluentes industriales con un alto contenido en materia orgánica y nutrientes disueltos.

Los *ríos*, son considerados como una presión de origen humano pues sus aguas suelen presentar una composición modificada respecto a la natural al recoger nutrientes disueltos y materia orgánica procedente de la actividad humana a lo largo de su recorrido.

La contaminación difusa representa un aporte de nutrientes no localizado y que tiene su principal componente en las aguas de escorrentía, que arrastran las sustancias que hay en la superficie hacia el mar. Así mismo, los acuíferos subterráneos pueden aportar agua rica en nutrientes al medio marino. Normalmente este proceso suele ocurrir después de las lluvias en función del estado de los acuíferos y del nivel freático, y no es fácilmente cuantificable. Las deposiciones atmosféricas son aportaciones de sustancias contaminantes orgánicas e inorgánicas procedentes de la combustión de los hidrocarburos y otros compuestos orgánicos, principalmente especies oxidadas del nitrógeno.

Además de los nutrientes, la irradiación solar y la temperatura del agua son factores modulares de la producción primaria. La radiación solar puede tener un papel modulador en un doble sentido, por un lado la radiación puede no ser suficiente como para saturar las tasas de fotosíntesis y por otro el exceso de luz puede dar lugar a fotoinhibición, lo que finalmente también tiene como consecuencia una disminución de la producción primaria. El papel regulador de la temperatura sobre la producción primaria y la respiración es bien conocido (Harrys et al., 2006).

Las condiciones oceanográficas y meteorológicas (las corrientes marinas, el oleaje, el transporte horizontal mediado por el viento y la acción del oleaje) también deben ser tenidas en consideración en la evaluación de la eutrofización marina como moduladores. Los periodos de renovación de las masas de agua y la eficiencia de la mezcla vertical, contribuyen a modular la susceptibilidad frente a la eutrofización de un área marina concreta. En general se trata de mecanismos de dispersión o de concentración de nutrientes y materia orgánica.

1.4 Caracterización del mar Alborán

1.4.1. Fisiografía del mar Alborán

El mar Alborán se extiende entre sus límites de latitud $35^{\circ}00'N$ a $37^{\circ}30'N$ y de longitud $5^{\circ}36'O$ a $1^{\circ}00'O$. Tiene una profundidad máxima de 2.583 metros y un volumen estimado de 48.954 Km^3 (MEDAR-MEDATLAS II; <http://doga.ogs.trieste.it/medar/climatologies/>). Es un mar regional o subcuenca que tiene una clara orientación zonal. El margen continental del norte del mar Alborán se caracteriza por poseer una morfología homogénea. La plataforma continental es estrecha de entre 4 y 14 Km, alcanzando anchuras de hasta 20 Km en zonas concretas

por la importante acumulación de sedimentos, como ocurre en la bahía de Málaga. Existe una variedad de taludes continentales en función de su pendiente y extensión, siendo más extensos en la provincia de Málaga y Almería, y menos en la provincia de Granada. El dominio infralitoral presenta una distribución similar al talud. Adicionalmente existen algunos altos sumergidos y poco relevantes bajo el punto de vista del dominio pelágico. La cuenca profunda se distribuye en el centro del mar de Alborán, con profundidades que van desde los 1.500 metros en la zona occidental hasta los 2.400 en el extremo oriental. Como accidente geomorfológico relevante en su zona central destaca la dorsal de Alborán, de unos 200 Km de extensión, dispuesta en dirección NE-SO.

Como ambiente geomorfológico diferenciado destaca el propio estrecho de Gibraltar. Se trata de un surco en dirección E-O, de unos 50 Km de longitud. Su anchura varía desde los 40 Km en la parte occidental hasta los 14 Km en la parte central y oriental. Su profundidad varía entre los 300 y los 900 metros.

1.4.2. Descripción hidrológica, hidrodinámica y meteorológica del mar Alborán

En el mar Alborán se encuentran varias masas de agua distribuidas verticalmente. En una primera aproximación se diferencian las aguas intermedias y profundas (>200 m) de carácter mediterráneo, y las aguas superficiales de influencia atlántica (<100 m). Entre ambas se localiza una capa de mezcla cuya profundidad y espesor varía a lo largo del año en función de las condiciones oceanográficas y meteorológicas, y que suele ser más somera cerca de la costa norte de Alborán debido al efecto de los giros anticiclónicos, que concentran el agua atlántica en su centro y que facilitan los afloramiento en su borde. Esta capa intermedia de mezcla está constituida

por las denominadas aguas de la Interfaz Mediterráneo-Atlántica o AIMA (Lacombe y Richez, 1982), y la localización de su base se ha vinculado históricamente con la denominada interfaz Atlántico-Mediterránea o AMI (Rodríguez et al., 1998), que corresponde sinópticamente con la isohalina de 37.5 (150-250 m).

Esta distribución vertical de masas de agua es relevante para la distribución de la producción primaria, pues la mineralización de la materia orgánica en las aguas mediterráneas intermedias y profundas las hace ricas en nutrientes. Sin embargo, las aguas superficiales de origen atlántico al entrar por el estrecho de Gibraltar son en general pobres en nutrientes (Dafner et al., 2003), pues en su mayor parte proceden de zonas oligotróficas como la corriente de las Azores, o de zonas mesotróficas del golfo de Cádiz cuyos nutrientes son consumidos en su camino hacia el estrecho. El Agua Atlántica Superficial (AAS), acompañada de Agua Central Noratlántica (ACNA), entra en el mar Alborán a través del estrecho de Gibraltar y forma una corriente en chorro cuya agua va mezclándose con el AIMA según progresa en Alborán, formando la llamada Agua Atlántica Modificada (AAM), que presenta un gradiente zonal en sus propiedades hidrológicas. Inmediatamente bajo la capa mezclada de AIMA se encuentra en ocasiones el Agua Intermedia de Invierno (AII), que se distingue del Agua Levantina Intermedia (ALI) por su menor temperatura, y que se origina en el mar Mediterráneo noroccidental en invierno, por el enfriamiento de las aguas superficiales por acción de los vientos secos y fríos de componente norte y noroeste en la plataforma continental del golfo de León y del mar Balear. En cambio, el Agua Levantina Intermedia (ALI) se forma en la cuenca oriental del mar Mediterráneo. Se origina al aumentar la salinidad del agua superficial debido al déficit hídrico (precipitación << evaporación), produciéndose por tanto su hundimiento por el aumento relativo de su densidad. Aunque AII y ALI tienen un origen distinto, sus tiempos de residencia se han estimado

en torno a 20 años en Alborán (Riso et al., 2004; Stratford y Williams, 1997), y su carga en nutrientes es mayor respecto a las aguas superficiales (Minas et al., 1991). El enriquecimiento en nutrientes inorgánicos disueltos de las aguas intermedias se debe por un lado a los procesos de mezcla con las masas de agua más profundas y más ricas en nutrientes (por ejemplo el Agua Profunda del Mediterráneo Occidental, APMO), y a los procesos respiratorios (remineralización). Las aguas de la interfaz Atlántico-Mediterránea o AIMA son la principal fuente de nutrientes de la capa superficial, además de los aportes continentales directos en las zonas muy costeras. En el fondo de la cuenca se encuentra el APMO que se forma en el noreste del golfo de León y en el mar de Liguria, por la acción acumulada de varios fenómenos meteorológicos y oceanográficos, que producen la desestabilización de la columna de agua por el aumento de la densidad superficial, y su hundimiento al fondo de la cuenca (>600 m). Su tiempo de residencia se ha estimado en torno a 100 años (Cano y Gil, 1984; Béthoux, 1980; Lacombe et al., 1981; Andrie y Merlivat, 1988).

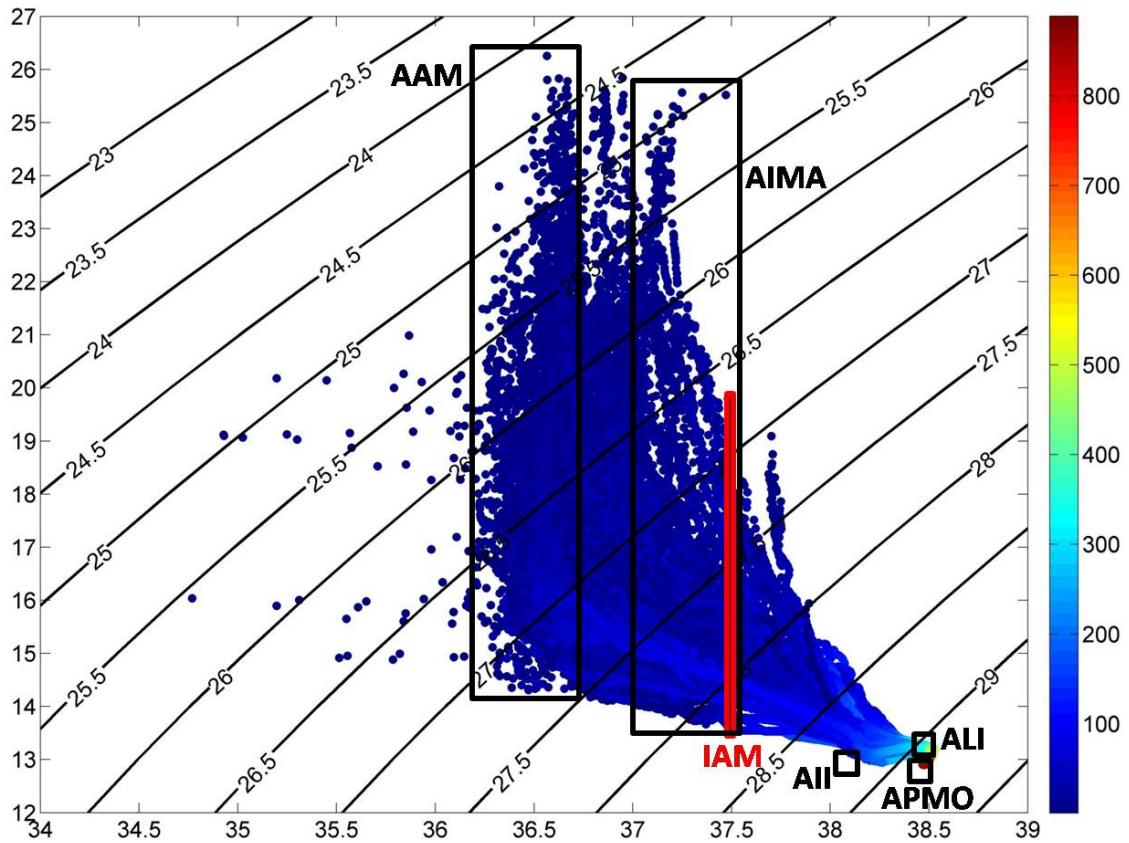


Figura 1.1. Diagrama θ - S de las masas de agua en la zona noroccidental del mar Alborán (aprox. 1000 perfiles). La gama de colores expresa la profundidad en metros. Las isolíneas se corresponden con los valores de la densidad de exceso (σ_t). Se han representado rectángulos marcando los valores límite de la Tabla 1.2. Nótese que la AII podría haber desaparecido del norte del mar Alborán en los últimos años (Vargas-Yáñez et al., 2002).

Tabla 1.2. Propiedades hidrológicas de las masas de aguas presentes en el norte del mar Alborán. Z_{\min} y Z_{\max} hacen referencia a los límites verticales de cada masa de agua, mientras que θ_{\min} y θ_{\max} y S_{\min} y S_{\max} representan los rangos normales de su temperatura potencial y salinidad respectivamente (Cano y Gil, 1984; Parrilla et al., 1986; Parrilla y Kinder, 1987).

MASA DE AGUA	Z_{\min} (m)	Z_{\max} (m)	θ_{\min} (°C)	θ_{\max} (°C)	S_{\min} (psu)	S_{\max} (psu)
AAM	0	150-200	~16	23	36.30	36.60
AIMA	150-200	250-300			37.00	37.50
AII		~200	12.7	13.15	38.15	38.33
ALI	~300	600	13.1	13.25	38.47	38.51
APMO	600	2500	12.7	12.91	38.40	38.46

Hidrodinámicamente, el mar Alborán puede considerarse como un sistema bicapa, en el que el sentido neto del transporte de la capa superior (primeros 100-200

metros) es hacia el este, y el de la capa inferior es hacia el oeste (>300 metros) (Font, 1987; Millot, 1987).

La hidrodinámica de la capa superficial en el mar Alborán resulta determinante en su productividad, y está muy influenciada por el efecto del chorro permanente de agua Atlántica. El agua Atlántica que penetra en el mar Alborán se acelera por la reducción de la sección de la cuenca en el estrecho de Gibraltar, formando el característico “jet” o corriente de chorro, que según avanza hacia el este va girando a la derecha por el efecto de Coriolis, configurando así el borde externo y alimentando el Giro Anticiclónico Occidental del mar Alborán (GAOC), cuyo núcleo es visible a través de las imágenes de satélite por su relativamente elevada temperatura superficial (Parrilla y Kinder, 1987; Minas et al., 1991; Tintoré et al., 1991). Seguidamente el flujo continúa su curso en Alborán alimentando el Giro Anticiclónico Oriental (GAOR), no tan intenso como el GAOC (Viúdez et al., 1998) y mucho menos estudiado.

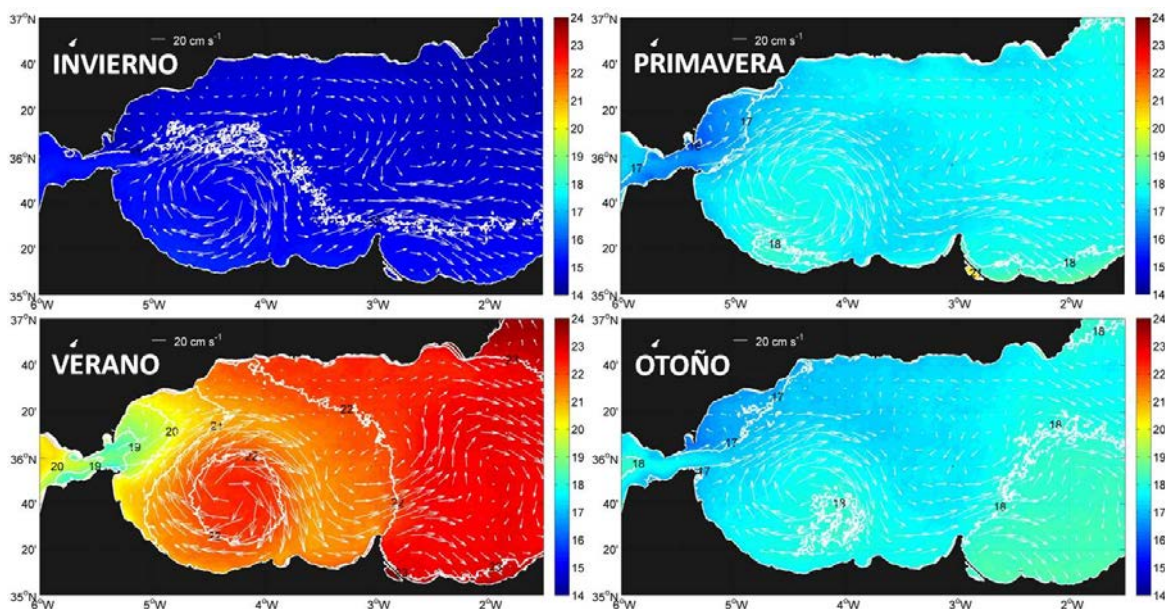


Figura 1.2. Variabilidad estacional de la temperatura superficial en el mar Alborán (MODISA-SST-°C; <http://modis.gsfc.nasa.gov/>) calculada a partir de las imágenes diarias obtenidas en el periodo 2002-2013. Los diferentes colores evidencian la marcada estacionalidad de la temperatura. Las flechas blancas indican la velocidad y dirección de la corriente geostrofica superficial (AVISO-cm s⁻¹; <http://www.avisio.altimetry.fr/duacs/>).

El chorro de agua Atlántica es prácticamente permanente, aunque presenta variaciones temporales en su intensidad y dirección (García-Lafuente et al., 1998; Sarhan et al., 2000). En cuanto a la estacionalidad, su intensidad es máxima en verano y primavera, y mínima en invierno y otoño, acoplada directamente con la altura geopotencial del núcleo del GAOC. El GAOC se caracteriza por el apilamiento y hundimiento del agua superficial en su núcleo, y el consiguiente empobrecimiento de la misma y hundimiento de la AMI. Los giros anticiclónicos tienen mayor altura geopotencial de la superficie libre en su núcleo, unido a un calentamiento relativo del agua superficial. Su naturaleza es prácticamente permanente, aunque en determinadas ocasiones modifica su patrón geográfico (Vargas-Yáñez et al., 2002) e incluso puede llegar a desaparecer (Vélez-Belchí et al., 2005). Su núcleo se sitúa generalmente en torno a $35^{\circ}40'N$ y $004^{\circ}20'O$.

La variabilidad horizontal de la temperatura, salinidad y concentración de nutrientes en el mar Alborán (Ramírez et al., 2005) está fuertemente condicionada por la distribución espacial de estructuras hidrológicas de meso-escala formadas por la influencia del chorro atlántico. La variabilidad de estas estructuras modula la producción primaria en Alborán. Existe una franja de mar entre la costa noroccidental del mar Alborán y el chorro de agua Atlántica, que constituye una zona muy productiva, relacionada por un lado con la variabilidad del chorro de agua atlántica y la intensidad del GAOC (Sarhan et al., 2000) y por otro con la acción de los vientos costeros (Rodríguez et al., 1998, Mercado et al., 2007). Por tanto el chorro atlántico forma una frontera (frente atlántico) entre el sistema oligotrófico del giro anticiclónico occidental (GAOC) y el sistema mesotrófico de la costa norte de Alborán.

Los frentes constituyen fronteras físicas entre zonas con características oceanográficas diferenciadas. El frente más conocido en el mar Alborán es el frente

Almería-Orán en su extremo oriental (Tintoré et al., 1988). En el margen norte del giro occidental se produce un intenso frente geostrofico (frente atlántico) (Minas et al., 1991, Vélez-Belchí et al., 2005). En él se producen inestabilidades así como la advección de aguas que inyectan nutrientes en la capa superficial (Tintoré, 1991; Gil y Gomis, 1994). Estos patrones globales están modulados estacionalmente por los cambios en la velocidad del chorro atlántico.

En cuanto a la influencia de los factores meteorológicos sobre la productividad primaria en Alborán, el viento es el más importante pues favorece la mezcla vertical de las aguas superficiales e intermedias, y modula la intensidad de los afloramientos en las costas del norte del mar Alborán, inyectando nutrientes a las aguas superficiales y bien iluminadas (Parrilla y Kinder, 1987; Sarhan et al., 2000). En el mar Alborán predomina la componente zonal (W-E) del viento, siendo característica la alternancia de los levantes de componente este, y los ponientes de componente oeste. Los levantes en general están asociados a periodos de buen tiempo, y suelen coincidir con la presencia del anticiclón de las Azores, la situación típica del verano. Los ponientes suelen aparecer durante el paso de las bajas presiones sobre el centro y norte de la península Ibérica, y tienen lugar principalmente en primavera (abril y mayo). Los vientos de poniente son los precursores de los afloramientos costeros en el norte del mar Alborán, pues soplan paralelos a la costa arrastrando las aguas superficiales mar adentro mediante el llamado transporte de Ekman, favoreciendo así el surgimiento de las aguas intermedias, más ricas en nutrientes (AIMA). La orografía continental puede canalizar el flujo del viento a través de los valles, modificando su dirección predominante de modo local, como ocurre en la bahía de Málaga con el valle del Guadalhorce. También se suele producir una intensificación del viento al aproximarse a la costa en zonas donde es más abrupto el gradiente topográfico.

Las precipitaciones, que no son muy importantes ($534 \text{ L m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en Málaga), tienen lugar principalmente en otoño e invierno, de octubre a abril, con los valores máximos durante los meses de noviembre y diciembre, siendo en gran parte absorbidas directamente por el terreno (<http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos/>). Ocasionalmente se registran eventos torrenciales, pudiendo producirse una abundante escorrentía. Los ríos más importantes de la vertiente (Guadiaro, Guadalhorce, Guadalfeo y Andarax), que son relativamente cortos por la proximidad a la costa de la cordillera Penibética, tienen un régimen de caudal estacional, llegando en algunos casos a desaparecer por completo fuera de la época de lluvias. Este comportamiento es más acentuado aún en el conjunto de arroyos y ríos menores que desembocan en la cuenca. Sin embargo, los aportes de aguas continentales constituyen importante fuente de nutrientes y materia orgánica al medio marino, pues recogen los vertidos superficiales de aguas residuales sin depurar (http://webandalucia.ciccp.es/images/stories/Prensa/20130412_informedeapuracionmala_ga.pdf) y de los productos de la actividad agrícola y ganadera. En este sentido, la infiltración de aguas continentales al medio marino a través de los acuíferos es otra fuente de nutrientes a considerar, aunque se desconoce su importancia relativa.

1.4.3. Productividad natural y mecanismos fertilizadores en el mar Alborán

Uno de los grandes problemas en la evaluación de la eutrofización en el mar Alborán reside en la dificultad de discernir entre los procesos de fertilización de origen natural y los producidos por la actividad humana (ver siguiente apartado). Así por ejemplo, la variabilidad interanual en la abundancia de fitoplancton en las costas del norte del mar Alborán está fuertemente condicionada por la frecuencia e intensidad de los vientos locales, por la circulación del agua a través del estrecho de Gibraltar (Sarhan

et al., 2000) y por el patrón de las corrientes superficiales. Recientes estudios indican que la concentración de la clorofila *a* en las aguas costeras de la bahía de Málaga presenta una tendencia negativa y significativa durante las dos últimas décadas, que pudiera estar relacionada con cambios en los vientos locales (Mercado et al., 2012).

El ciclo estacional de la abundancia de fitoplancton presenta tres picos anuales, a finales de invierno (marzo), en primavera (abril-mayo) y en septiembre. Estos máximos parecen estar modulados por la intensidad de los afloramientos locales. Por otro lado, la menor abundancia se suele obtener en verano por el agotamiento de los nutrientes en la capa superficial, principalmente debido a la estratificación sostenida y posiblemente a la elevada radiación solar que produce la fotoinhibición del fitoplancton en la capa más superficial (Carrillo et al., 2015). A finales de otoño y principios de invierno, aunque se produce la mezcla eficiente de la columna de agua, las condiciones de baja temperatura del agua de mar y posiblemente de escasa energía lumínica limitan la producción primaria.

Los mecanismos fertilizadores debidos a la acción del viento sobre la plataforma noroccidental del mar Alborán han sido estudiados por diversos autores (Cano y García Lafuente, 1991; García-Górriz y Carr, 1999; Sarhan et al., 2000; Baldaci et al., 2001, Ramírez et al. 2005), determinando que los vientos de poniente (o de componente oeste) son los inductores de los afloramientos costeros en las costas del norte del mar Alborán, que fertilizan la capa superficial. Durante los afloramientos es característica la disminución de la temperatura superficial y el aumento de la salinidad por el ascenso de aguas intermedias de influencia mediterránea, las cuales están más envejecidas bioquímicamente.

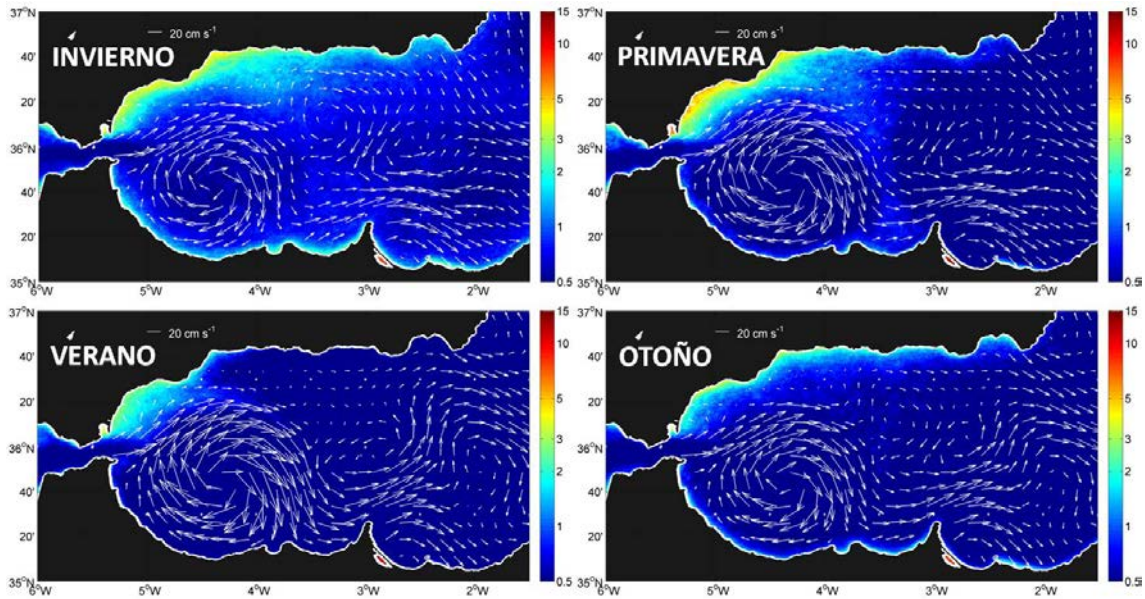


Figura 1.3. Estacionalidad de la concentración superficial de clorofila *a* (MODISA-CLA- mg m^{-3} ; <http://modis.gsfc.nasa.gov/>) calculada a partir de las imágenes diarias obtenidas en el periodo 2002-2013. Se han superpuesto los vectores de la velocidad de la corriente geostrófica como en la Figura 1.2.

Sarhan et al. (2000) investigaron la influencia relativa de las migraciones norte-sur del jet atlántico sobre la distribución de la clorofila en la zona noroccidental del mar Alborán. Los autores concluyeron que la influencia del jet sobre la productividad de esta zona podría ser tan importante como la del viento. Según estos autores, al alejarse el jet de la costa dejaría un espacio (vacío) en las aguas superficiales costeras en las que se produciría un aumento de productividad por el ascenso de aguas intermedias.

También se ha descrito un fenómeno de advección horizontal de masas de agua asociados al jet atlántico que estimula la producción en una estrecha franja que se extiende desde el estrecho de Gibraltar hacia el interior del mar Alborán. Las aguas enriquecidas en nutrientes que se originarían en afloramientos en el estrecho de Gibraltar (Gil y Gomis, 1994; Baldaci et al., 2001; Ruíz et al., 2001; García-Górriz y Carr, 2001; Cortés et al., 2012; Mercado et al., 2015), serían transportadas hacia el interior del mar Alborán por el jet atlántico. Este mecanismo produciría un aumento de

la productividad en el borde septentrional del giro anticiclónico occidental (Minas et al., 1991; García-Górriz y Carr, 1999 y 2001; Baldaci et al., 2001).

Por su lado, Vélez-Belchí et al. (2001) abordaron desde un punto de vista físico la estimación de las velocidades verticales asociadas al frente noroccidental del mar Alborán, que también podrían favorecer el ascenso de nutrientes a la capa superficial y afectar a las comunidades de fitoplancton (Rodríguez et al., 2001).

Otro mecanismo fertilizador descrito en Alborán está relacionado con las estructuras meso-escalares de circulación ciclónica asociadas directamente con el flujo turbulento del jet atlántico (LaViolette, 1984). Se ha observado recurrentemente un pequeño giro ciclónico frente a las costas de Estepona (Cano, 1978a y 1978b; LaViolette, 1984; Cheney y Doblár, 1982; Parrilla y Kinder, 1987; Perkins et al., 1990; Cano y García-Lafuente, 1991; Viúdez et al., 1996), que podría influir sobre la productividad en la bahía de Málaga por advección relacionada también con el chorro atlántico.

Las deposiciones de polvo mineral africano, que con relativamente alta intensidad y frecuencia se producen en Alborán, podrían representar una fuente relevante de nutrientes aunque hasta el momento se desconoce su incidencia real. Igualmente, se desconoce el efecto de las corrientes de plataforma.

1.4.4. Las presiones antropogénicas en el mar de Alborán

La evaluación de la eutrofización debe ser una herramienta de gestión que contribuya a la conservación del medio marino, por ello tiene especial interés determinar el impacto de los vertidos de origen humano. Hay factores (o presiones) sobre los que es posible actuar para recuperar el buen estado ambiental (BEA) de los

sistemas impactados, como por ejemplo la mejora en la depuración de las aguas residuales o del agua de los ríos. La delimitación del impacto de las presiones cobra especial importancia en un área tan fuertemente antrópica como el norte del mar Alborán, donde los valores climatológicos de clorofila *a* indican que hay un fuerte gradiente de productividad norte-sur durante todo el año. Además, debe notarse que la conectividad sur-norte parece ser irrelevante, de acuerdo con los patrones de circulación superficial ya comentados anteriormente (Muñoz et al., 2015). Las estructuras de circulación casi-permanentes que se establecen en el mar Alborán (García-Lafuente et al., 2006) actuarían aislando las masas de agua superficiales entre las costas norte y sur prácticamente a lo largo de toda su extensión. Únicamente las aguas costeras de Almería podrían ser afectadas muy débilmente por las aguas superficiales costeras situadas entre Marruecos y Argelia, que presentan también poca productividad.

La costa norte del mar Alborán es una zona bastante poblada. Según los escasos datos disponibles, los vertidos directos procedentes de aguas residuales urbanas parecen constituir la presión más importante en cuanto a aportes de nutrientes, mientras que los vertidos industriales tienen un papel menor excepto en la bahía de Algeciras (Cortés et al., 2012). Desafortunadamente existe una gran cantidad de vertidos directos sin inventariar, como es el caso de urbanizaciones o instalaciones hosteleras en la costa. De acuerdo con los análisis llevados a cabo en la primera evaluación de la eutrofización realizada en el marco de la DMEM, las zonas con mayor potencial de acumulación de nutrientes procedentes de fuentes contaminantes en la costa norte de Alborán se localizan en las bahías de Algeciras, Málaga y Almería, así como en los entornos de Marbella y Fuengirola (Lloret et al., 2012).

Como ejemplo, en la bahía de Málaga la EDAR Guadalhorce es la principal depuradora que está situada en las proximidades de la desembocadura del río

Guadalhorce, con un promedio de 165.000 m³ al día. Secundariamente existen también las EDAR de Peñón del Cuervo y de Olías en la costa oriental de Málaga, con un volumen de vertido mucho menor. La EDAR del Guadalhorce vierte al mar mediante un emisario submarino y en ocasiones directamente al cauce del río. Nótese que esto supone que en una zona muy reducida de la bahía de Málaga se vierten los aportes de la desembocadura del río y del emisario de la EDAR. Fuengirola también dispone de una EDAR importante por el número de habitantes a que da servicio y que también está situada en las inmediaciones de la desembocadura del río Fuengirola.

En general, los ríos que vierten sus aguas en la costa norte de Alborán son poco caudalosos pero concentran los efluentes de las aguas residuales urbanas más o menos depuradas de la mayoría de localidades interiores de la cuenca, como es el caso del río Guadalhorce. En general se trata de cauces estacionales o casi estacionales, sin caudal durante casi todo el año excepto en invierno. El bajo porcentaje de depuración de las aguas residuales de las poblaciones de su curso es un problema que se intenta solucionar, y que hace que el caudal vertido por los ríos sea por lo general un efluente modificado con una elevada carga de nutrientes y materia orgánica. Al problema de la depuración de las aguas residuales urbanas se le añade el arrastre de nutrientes y materia orgánica a los cauces procedentes de la agricultura intensiva y de los residuos de las explotaciones ganaderas.

1.5. Objetivos

El objetivo general de esta tesis es desarrollar una metodología analítica que permita la evaluación integrada de la eutrofización aplicable a múltiples regiones y sub-regiones marinas. Esta metodología será desarrollada para la zona norte del mar Alborán, lo que a su vez permitirá analizar las largas series temporales de datos oceanográficos y biológicos disponibles para la zona, de manera que se contribuya al conocimiento de los mecanismos que regulan la producción primaria en esta área. Para la consecución de este objetivo general, se proponen los siguientes objetivos parciales:

- Objetivo 1. Poner a punto una metodología de zonación basada en series temporales de imágenes de satélite de clorofila que sirva como criterio para la agregación espacial de los datos disponibles de los indicadores de eutrofización en la zona de estudio.
- Objetivo 2. Caracterizar el ciclo estacional y las tendencias temporales de variabilidad de los factores ambientales, variables bio-geoquímicas y clorofila *a* en cada una de las zonas identificadas en el objetivo 1.
- Objetivo 3. Llevar a cabo el *modelado* matemático de la concentración de clorofila *a* en cada zona. De esta manera, se establecerá cuáles son las variables ambientales con más peso en la determinación de los patrones de variabilidad observados. Además se realizarán proyecciones de los modelos bajo diferentes escenarios futuros de cambio global con el fin de estimar cómo podrá afectar este proceso a la producción en Alborán.
- Objetivo 4. En paralelo a los anteriores objetivos, se desarrollará un *nuevo algoritmo regional* para el cálculo de la concentración de clorofila *a* en el mar Alborán a partir de las imágenes del satélite MODIS-Aqua.

1.6. Publicaciones que avalan esta tesis doctoral

La mayoría de los análisis presentados en esta tesis doctoral han sido recogidos en los siguientes artículos e informes técnicos:

Cortés D., **Gómez F.**, Mercado J.M., Yebra L., et al. (2012). Estrategias Marinas: Evaluación Inicial, Buen Estado Ambiental y Objetivos Ambientales. Descripto 5: Eutrofización. *Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente*, Madrid. NIPO: 280-12-175-8, 99pp.

Mercado J.M., Cortés D., Ramirez T. y **Gómez F.** (2012). Decadal wakening of the wind-induced upwelling reduces de impact of nutrient pollution in the Bay of Málaga (western Mediterranean Sea). *Hidrobiologia* 680: 91-107.

Mercado J.M., **Gómez F.**, Putzeys S., Salles S., Yebra L., Cortés D. (2013). A new method based on satellite imagery to evaluate the eutrophication at MSFD scale in the Alboran Sea. *40th CIESM Congress*, At Rapp. Comm. int. Mer Médit., 40

Mercado, J.M., Yebra, L., Cortés, D., Beken, C., Simboura, M., Moncheva, S., Alonso, A., **Gómez, F.**, Salles, S., Sánchez, A., Valcarcel, N. (2015). Designing joint monitoring programs for the MSFD Eutrophication assessment based on the monitoring strategy of UNEP/MAP (Barcelona Convention). In F. Alemany, P. Kalliopi, G. Louisa, S. Nikos (eds), Plans for the design of Joint Monitoring Programs in the Mediterranean and Black Sea regions adapted to MSFD requirements. - IRIS-SES project. IRIS-SES Project.

Gómez-Jakobsen F., Mercado J.M., Cortés D., Ramirez T., Salles S., Yebra L.

(2016). A new regional algorithm for estimating chlorophyll a in the Alborán Sea (Mediterranean Sea) from MODIS-Aqua satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing* (Revisado con cambios menores, realizados a 11/11/2015).

Mercado J., **Gómez-Jakobsen F.**, Cortés D., Yebra L., Salles S., León P., Putzeis S.

(2016). A method based on satellite imagery to identify spatial units of eutrophication management. *Remote Sensing* (Enviado el 15/10/2015).

2. CAPITULO I. Un método basado en imágenes de satélite para la evaluación de la eutrofización a escala sub-regional: aplicación a la Directiva Marco de las Estrategias Marinas.

2.1. Introducción

La Directiva Marco de las Estrategias Marinas (DMEM) impulsa la implementación de estrategias comunes para el monitoreo de la eutrofización entre los Estados Miembros para 2016. Estas estrategias no sólo deberían incluir la recolección de información de indicadores comunes sino también la adopción de criterios compartidos para definir las escalas espaciales de evaluación así como para la selección de las áreas y estaciones de muestreo (Zampoukas et al., 2012). Se pone el acento en que los programas de muestreo resultantes de una estrategia coordinada a nivel regional deben estar basados en los principios de que el esfuerzo de muestreo debe ser optimizado en términos de costes/beneficios (esto es, el esfuerzo debe ser el mínimo posible para garantizar que toda la información relevante ha sido recogida) y que la información producida debe ser comparable e integrable para dar soporte a evaluaciones a escala regional (Zampoukas et al., 2014). El análisis de la evaluación inicial del estado de eutrofización llevado a cabo por los estados miembros en la primera fase de la implementación de la DMEM en 2013 revela que las áreas de evaluación o unidades geográficas empleadas por los distintos países en la implementación de la Directiva fueron bastante diferentes (Prins et al., 2013; Palialexis et al., 2014). Esto es probablemente una consecuencia de la falta de criterios y metodologías estandarizadas.

En este capítulo, se propone un procedimiento para la identificación de unidades espaciales que pueden ser empleadas como áreas de gestión de la eutrofización en una

determinada región o subregión. Este método está principalmente basado en las imágenes de satélite y asume el modelo conceptual de la eutrofización costera propuesto por Cloern (2001). Este modelo se basa en que los efectos de la contaminación por nutrientes sobre la productividad del fitoplancton en un sistema concreto están condicionados por sus características físicas y/o biológicas (p.e. las propiedades ópticas de la columna de agua y/o de los procesos de transporte horizontal o la mezcla vertical, que a su vez dependen de otros factores como la intensidad y dirección del viento, la batimetría y forma de la cuenca, o el caudal de los ríos). Estos atributos que varían entre los distintos sistemas actuarían como filtros que modulan (amplificando o mitigando) el impacto del enriquecimiento en nutrientes sobre los ecosistemas marinos.

Las imágenes de satélite ofrecen información a una elevada resolución temporal y espacial acerca de los patrones de distribución horizontal de propiedades hidrológicas y de la clorofila *a*. En este capítulo se aborda el análisis de series temporales de imágenes de satélite (análisis clúster) para la cuenca norte del mar Alborán (la cuenca más occidental del mar Mediterráneo). Esta cuenca es un marco muy adecuado para este objetivo por presentar características hidrológicas muy singulares como se ha mostrado en la Introducción.

2.2. Material y métodos

2.2.1. Recopilación de imágenes de satélite

Se han recopilado imágenes de color del océano del satélite MODIS-Aqua (<http://modis.gsfc.nasa.gov/>). El satélite MODIS-Aqua, describe órbitas síncronas polares ascendentes y realiza dos pasadas diarias para cada localización de la superficie terrestre, aunque en el caso del color del océano solo las pasadas diurnas son válidas. En

Alborán las imágenes se toman en promedio a las 13:30 hora solar, con una desviación típica de media hora. El sensor tiene un ancho de barrido de 2330 Km, por lo que a altas latitudes las bandas solapan y a bajas latitudes dejan una pequeña franja sin barrer cada día, siendo toda la superficie terrestre barrida completamente cada dos días. Se han descargado un total de 6.350 imágenes de nivel 2 (L2), todas ellas cubriendo alguna parte del norte del mar Alborán desde julio de 2002 a julio de 2013. Las imágenes de nivel 2 están geo-referenciadas y mantienen la resolución espacial original de adquisición, de 1,1 Km en promedio para la mayoría de bandas. Los valores almacenados en este nivel recogen las calibraciones instrumentales y radiométricas, y además incluyen variables derivadas, entre ellas la concentración de clorofila *a*.

Las etiquetas de procesado de nivel 2 (L2) fueron empleadas para excluir píxeles cuestionables (Bailey y Werdell, 2006). El procesado estándar de este nivel consta de una batería de 32 algoritmos que validan la calidad de cada dato mediante una etiqueta de nivel 2. En función del valor de dicha etiqueta el dato es eliminado o no. Los valores de clorofila *a* de MODIS-Aqua fueron estimados mediante el algoritmo operacional OC3M (O'Reilly et al., 1998; 2000). Se trata de un algoritmo empírico que emplea el cociente de las reflectancias espectrales entre el valor máximo de las longitudes de onda de 443 nm y 480 nm (bandas del azul), entre el valor de reflectancia correspondiente a 551 nm (banda verde). Se establece un modelo que responde a un polinomio de cuarto grado de dicha razón de reflectancias frente al logaritmo en base 10 de la concentración de la clorofila *a*:

$$\text{Log}_{10}(\text{Chla}) = -1.403R^4 + 0.659R^3 + 1.457R^2 - 2.753R + 0.2830 \quad (\text{ec. 2.1})$$

$$R = \text{Log}_{10} \left(\frac{\max(Rrs443, Rrs480)}{Rrs551} \right) \quad (\text{ec. 2.2})$$

$$Rrs(\lambda) = \frac{nLw(\lambda)}{F0(\lambda)} \quad (ec. 2.3)$$

Donde $nLw(\lambda)$ es la radiancia espectral normalizada emitida por la superficie del mar (Gordon y Wang, 1994), y $F0(\lambda)$ es la irradiancia solar media. Estas magnitudes están corregidas por los efectos atmosféricos y geométricos.

Para cada día, todos los valores de la concentración de clorofila a obtenidos para el norte del mar Alborán fueron interpolados según una malla regular de una resolución algo mayor a la de adquisición (~ 0.55 Km), obteniéndose unos 150.000 nodos o píxeles (sobre el mar). De este modo, para cada nodo de dicha malla se obtuvo una serie temporal, aunque con algunos huecos. La presencia de nubes, el reflejo directo del sol sobre la superficie y la niebla marina son la principal causa de estos huecos. El rendimiento promedio por nodo obtenido en Alborán fue del 45% de días con datos válidos. En la Figura 2.1 se recoge la evolución mensual de la eficiencia a lo largo del año, mostrando que todos los meses estuvieron representados equitativamente.

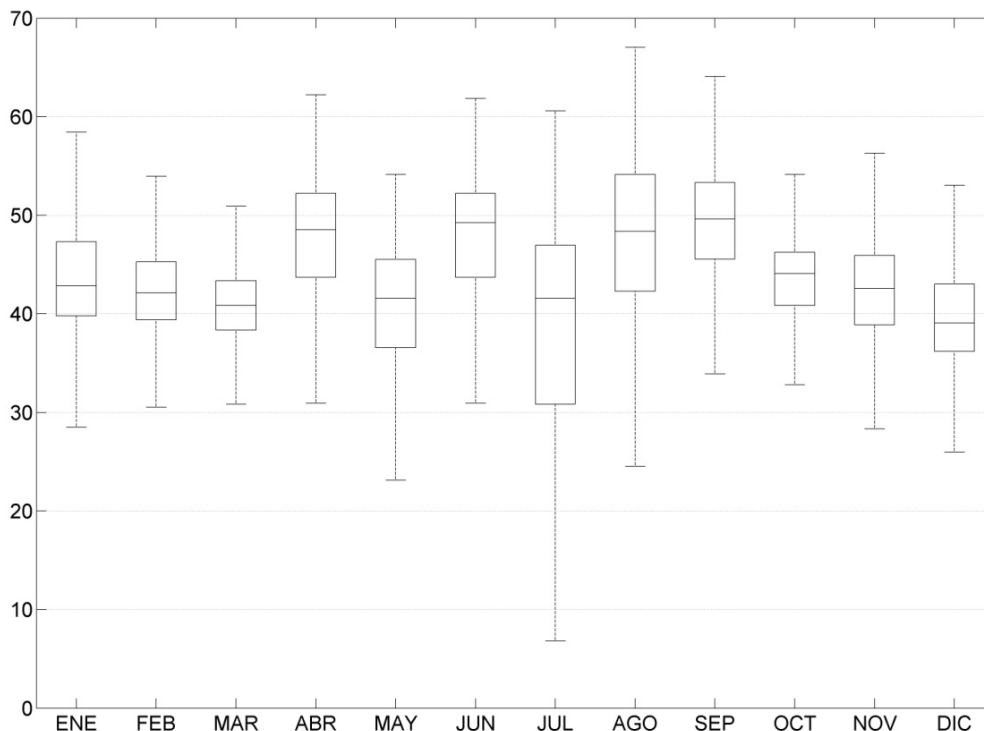


Figura 2.1. Cobertura temporal de los datos de concentración de clorofila-*a* MODIS-Aqua en el mar Alborán (% de días con datos válidos). Diagrama de Caja o Box-Whisker, donde la línea central representa a la mediana, los límites de la caja son los percentiles 25 y 75, y los dos bigotes representan 1.5 por el recorrido intercuartílico.

2.2.2. Análisis de conglomerados (clúster)

El análisis no jerárquico de conglomerados (análisis de conglomerados de las k -medias) fue elegido para identificar patrones espaciales en la distribución de clorofila a de satélite (MacQueen, 1967; Hartigan y Wong, 1975, 1979). El análisis clúster divide un conjunto de objetos en grupos en función de la distancia (similaridad) respecto a determinados atributos. En este caso se empleó la distancia euclídea. En contraste con el análisis clúster jerárquico (que clasifica los objetos dentro de grupos relacionados jerárquicamente en dendogramas o árboles), el análisis clúster de las k -medias permite predefinir el número de clústeres final y no infiere ninguna relación entre ellos. En este conjunto de datos, los individuos a clasificar fueron los píxeles, y los atributos para realizarlo fueron las medias mensuales de la clorofila a . Se obtuvo el promedio mensual, para cada píxel, de todos los valores diarios de concentración de la clorofila a

entre 2002 y 2013. Para obtener las medias mensuales en cada píxel se emplearon aproximadamente unos 150 valores diarios para cada mes. Para asegurar su representatividad se desecharon todos los promedios para los píxeles con menos de 1/3 de los días validos respecto al máximo encontrado en todo Alborán. Este procedimiento eliminó por lo general los valores de píxeles muy costeros. De esta forma, cada píxel resultó caracterizado por 12 medias mensuales robustas de la concentración de la clorofila *a* de satélite de tal forma que los píxeles resultaran agrupados en función tanto de la magnitud como de la forma del ciclo anual. Distintos análisis clúster fueron ejecutados empleando las medias mensuales calculadas a partir de periodos de tiempo de distinta longitud dentro del período completo analizado (2002-2013). Los análisis fueron realizados para diferente número de clústeres (*k*) desde 2 a 10. Los análisis fueron ejecutados un elevado número de veces para cada combinación de periodo de tiempo de agregación y número de clústeres con el fin de asegurar la convergencia a la solución obtenida (única). El algoritmo de cálculo es un proceso iterativo en dos pasos: 1-asignación de los individuos a uno de los clúster, según la distancia a los centroides; 2-recálculo de los centroides en función de los individuos agrupados en cada clúster. El método admite por tanto la reasignación de los individuos a otro clúster. Los valores iniciales asignados a los centroides se conocen como “semilla”, y en nuestro caso serán asignados aleatoriamente en cada ejecución. La convergencia a un mismo resultado, en cada caso (esto es, para cada combinación de *k* y número de años agregados), se ha constatado comparando los patrones de agrupación resultantes de sucesivas repeticiones del análisis. El resultado de agrupación final fue validado internamente empleando el índice *RS* (R-cuadrado, ec.2.4.; Halkidi et al., 2001).

$$RS_k = 100 \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^k \text{sum}d_i}{\text{sum}d_1} \right) \quad (\text{ec. 2.4})$$

Donde $sumd_i$ es la suma de todas las distancias desde cada individuo (píxel) del clúster i al centroide, y k es el número de clúster empleado. $sumd_1$ es la suma de distancias de todos los puntos al centroide de un solo clúster, o al centro de la nube de puntos. De esta forma, para un solo clúster el índice RS es 0, indicando que el porcentaje de la varianza explicada es también 0, mientras que para k =número de píxeles el índice RS es del 100% (toda la varianza es explicada). Generalmente este índice crece rápidamente hasta cierto valor de k a partir del cual tiende a estabilizarse. Teóricamente, este valor de k indica el número óptimo de clústeres.

El k óptimo se puede calcular a partir de la representación gráfica del índice RS frente al número de clústeres identificando visualmente la región de la curva en que comienza a estabilizarse el índice.

2.2.3. Validación externa del resultado de la agrupación

También se realizó la validación externa de la zonación resultante mediante el análisis de la base de datos de clorofila a *in situ* recopilada para el área de estudio. El 96% de estos datos fueron obtenidos en programas de muestreo llevados a cabo por el Instituto Español de Oceanografía (IEO) en el periodo 1992-2012. En la Tabla 2.1 se presentan las estaciones donde se ha muestreado en más de una ocasión y cuyos datos se han utilizado para la validación de la zonación. La mayoría de estos datos se han recogido dentro del proyecto ECOMÁLAGA (1992-2007), que formó parte del programa Radiales del Mediterráneo (2007-2011). También se incluyen datos de proyectos desarrollados en la misma área como son NORALBORAN (2003), NITROALBORAN (2008), VULNERABLES (2009), TROFOALBORAN (2010) y ESMAREU (2010-2012). En estos proyectos se muestrearon estaciones adicionales (no recogidas en la Tabla 2.1), que aunque no han sido utilizados en la validación de la

zonación sí se han agregado a la base de datos para otras tareas descritas más adelante en este trabajo. Con objeto de completar la base de datos para las zonas costeras y oceánicas, se han agregado también los datos actualizados disponibles en la base de datos de la NOAA (WorldOceanDatabase-WOD) y la base de datos del ICES (ICES Dataset), así como datos de la Directiva Marco del Agua (accesibles desde el portal WISE WFD Database). En conjunto se agregaron valores para 59 estaciones adicionales a las recogidas en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1. Datos de clorofila a superficial procedentes de campañas oceanográficas realizadas por el IEO y empleados en este capítulo. "EST" hace referencia al acrónimo de la estación de muestreo, "LON" y "LAT" son la longitud y latitud de la estación, "N" es el número total de registros empleados, {"IN", "PR", "VE", "OT"} es el número de registros empleados para cada estación del año.

PROGRAMA	EST	LON	LAT	IN	PR	VE	OT	N
ECOMÁLAGA	P1	-4,74	36,47	16	19	18	17	70
ECOMÁLAGA	P2	-4,74	36,42	16	18	18	18	70
ECOMÁLAGA	P3	-4,74	36,35	16	18	17	18	69
ECOMÁLAGA	P4	-4,74	36,25	3	4	3	4	14
ECOMÁLAGA	F1	-4,60	36,54	4	3	6	4	17
ECOMÁLAGA	F2	-4,60	36,51	4	3	6	5	18
ECOMÁLAGA	F3	-4,58	36,45	4	3	6	5	18
ECOMÁLAGA	F4	-4,56	36,41	4	3	5	5	17
ECOMÁLAGA	T1	-4,48	36,60	3	2	3	3	11
ECOMÁLAGA	T2	-4,45	36,55	3	2	3	3	11
ECOMÁLAGA	T3	-4,42	36,51	3	2	3	3	11
ECOMÁLAGA	T4	-4,38	36,45	3	1	3	2	9
ECOMÁLAGA	M1	-4,41	36,70	16	18	19	18	71
ECOMÁLAGA	M2	-4,35	36,64	16	19	19	18	72
ECOMÁLAGA	M3	-4,31	36,59	16	17	19	18	70
ECOMÁLAGA	M4	-4,26	36,54	12	12	12	7	43
ECOMÁLAGA	M5	-4,22	36,49	9	9	10	9	37
ECOMÁLAGA	R1	-4,23	36,70	3	2	3	3	11
ECOMÁLAGA	R2	-4,21	36,65	3	2	3	3	11
ECOMÁLAGA	R3	-4,18	36,60	3	2	3	3	11
ECOMÁLAGA	R4	-4,16	36,55	3	2	2	3	10
ECOMÁLAGA	V1	-4,07	36,74	15	18	18	18	69
ECOMÁLAGA	V2	-4,07	36,69	16	19	18	18	71
ECOMÁLAGA	V3	-4,07	36,64	14	17	18	18	67
ECOMÁLAGA	V4	-4,07	36,57	10	12	11	9	42
RADIALES	SC1	-3,48	36,68	3	4	4	3	14
RADIALES	SC2	-3,48	36,66	3	4	4	3	14
RADIALES	SC3	-3,48	36,62	3	4	4	3	14
RADIALES	SC4	-3,48	36,58	3	4	4	3	14
RADIALES	SC5	-3,48	36,53	1	4	4	3	12
RADIALES	CG1	-2,17	36,70	3	3	4	3	13
RADIALES	CG2	-2,17	36,68	3	3	4	3	13
RADIALES	CG3	-2,17	36,62	3	3	3	3	12
RADIALES	CG4	-2,16	36,50	3	3	4	3	13
RADIALES	CG5	-2,17	36,42	3	3	3	3	12
ESMAREU	AG1	-5,38	36,16	1	0	2	1	4
ESMAREU	AG2	-5,39	36,16	1	0	2	1	4
ESMAREU	AG3	-5,40	36,14	0	0	2	1	3
ESMAREU	AG4	-5,38	36,09	0	0	1	1	2
ESMAREU	ST1	-5,27	36,28	0	0	2	1	3
ESMAREU	ST2	-5,26	36,28	1	0	2	1	4
ESMAREU	ST3	-5,24	36,27	1	0	2	1	4
ESMAREU	ST4	-5,17	36,26	0	0	1	1	2
ESMAREU	MA1	-4,43	36,70	1	1	1	1	4
ESMAREU	MA2	-4,40	36,70	1	1	1	1	4
ESMAREU	MA3	-4,39	36,68	1	1	1	1	4
ESMAREU	MA4	-4,35	36,64	1	1	1	1	4
ESMAREU	AL1	-2,42	36,81	1	1	2	1	5
ESMAREU	AL2	-2,43	36,80	1	1	2	1	5
ESMAREU	AL3	-2,43	36,78	2	1	2	1	6
ESMAREU	AL4	-2,43	36,72	1	0	0	1	2
SUMA	51	-	-	256	269	308	278	1111

La Figura 2.2 muestra la distribución de las estaciones de las que se han obtenido datos para llevar a cabo los análisis mostrados en este capítulo. Los métodos de muestreo y análisis, así como las características de la base de datos, son descritos en detalle en el siguiente capítulo.

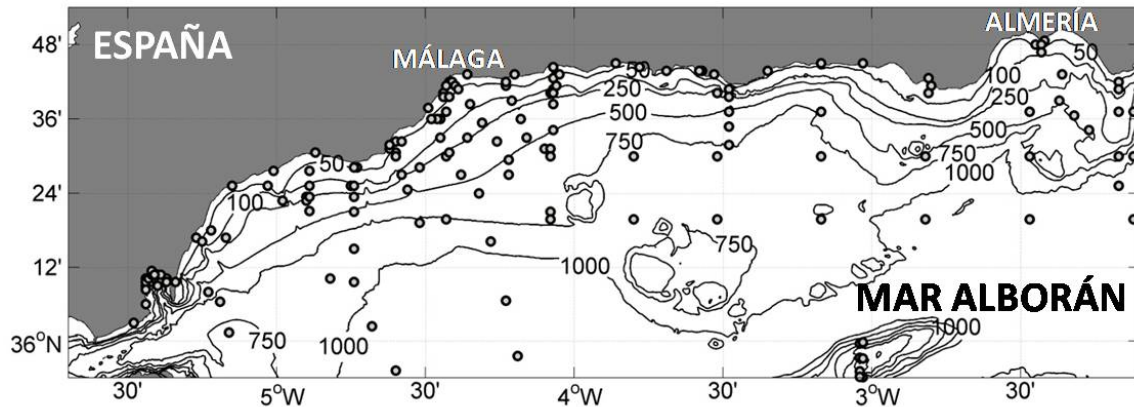


Figura 2.2. Posición de las estaciones de muestreo.

Los valores de concentración de clorofila *a in situ* fueron agrupados según la posición de la estación de la que provenían con el fin de obtener medias representativas de cada zona identificada por el análisis de clúster. Solo los datos procedentes de los primeros 20 metros de la columna de agua fueron empleados en estos cálculos. La validación externa del agrupamiento fue llevada a cabo analizando y comparando las funciones de distribución de los valores *in situ* recopilados para cada zona. La significancia estadística de las diferencias entre los valores agrupados de clorofila *a in situ* se testó mediante la prueba de Kruskal-Wallis (ANOVA). Las funciones de distribución acumulada empíricas de las regiones agrupadas fueron comparadas mediante una prueba de Kolmogorov-Smirnov (Contraste K-S) (Kolmogorov, 1933; Smirnov, 1948).

2.3. Resultados

El patrón de distribución horizontal de la clorofila a de satélite (Figura 2.3) indica que el sector noroccidental es el área más productiva dentro de la zona de estudio. En este sector el ciclo anual se caracterizó por un gradiente de costa a mar abierto que fue más marcado de marzo a mayo. Esta área productiva se extiende hacia el este de febrero a mayo cuando el gradiente de costa a mar abierto es también detectable en el sector oriental. Es notable la presencia de un filamento visible en febrero y desde mayo a agosto cuya concentración de clorofila a de satélite es más elevada que la de las aguas adyacentes.

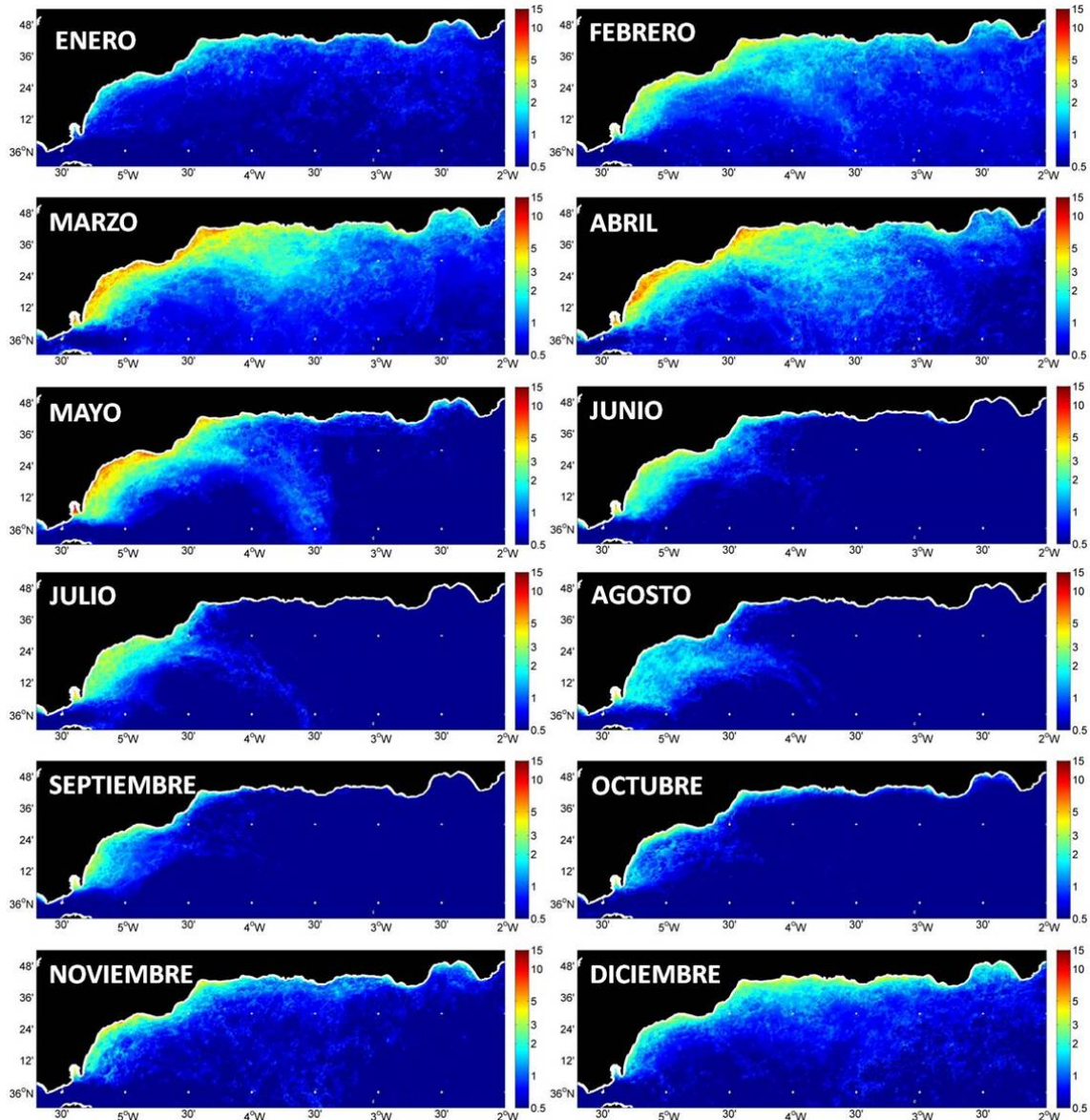


Figura 2.3. Distribución mensual de los promedios de la concentración de la clorofila a (MODIS-Aqua: mg m^{-3}) calculados a partir de las imágenes diarias obtenidas en el periodo 2002-2013.

La Figura 2.4 muestra el resultado de sucesivas ejecuciones del análisis clúster con diferente número de clústeres predefinidos (k , de 2 a 6). Los análisis se llevaron a cabo con las medias mensuales de clorofila de satélite calculadas a partir de la serie de 2002 a 2013. El análisis clúster para $k=2$ separó el área costera de la parte occidental (el área de píxeles de color naranja de la Figura 2.4; en adelante llamada área de agrupación ALBC1) y el resto del área de estudio (píxeles color azul oscuro; ALBO2). Un nuevo grupo de píxeles (píxeles amarillos en la Figura 2.4; ALBP1) que se extiende desde el

borde de ALBC1 hasta la costa oriental apareció cuando el análisis se realizó para $k=3$. Los píxeles externos a este grupo en el sector occidental, junto con los píxeles de la costa oriental fueron separados en un nuevo grupo cuando el análisis se llevó a cabo con $k=4$ (píxeles azul claro en la Figura 2.4; ALBO1). Los nuevos grupos surgidos a partir del análisis clúster para $k=5$ y 6 son subdivisiones dentro de los sectores oriental y occidental de las áreas predefinidas (píxeles verdes y azules en la Figura 2.4; ALBC2 y ALBP2 respectivamente). El incremento del número de grupos por encima de 6 no modificó sustancialmente la zonación obtenida excepto por la subdivisión de algunos de los grupos costeros predefinidos. Con el fin de determinar el efecto de usar diferentes periodos de tiempo en el agrupamiento, el análisis de clúster se ensayó a partir de medias mensuales calculadas para periodos de diferente duración desde 2 hasta 12 años. Los resultados mostrados en la Figura 2.5 indican que cuando se consideran periodos de tiempo mayores a 3 años, el agrupamiento resultante es similar.

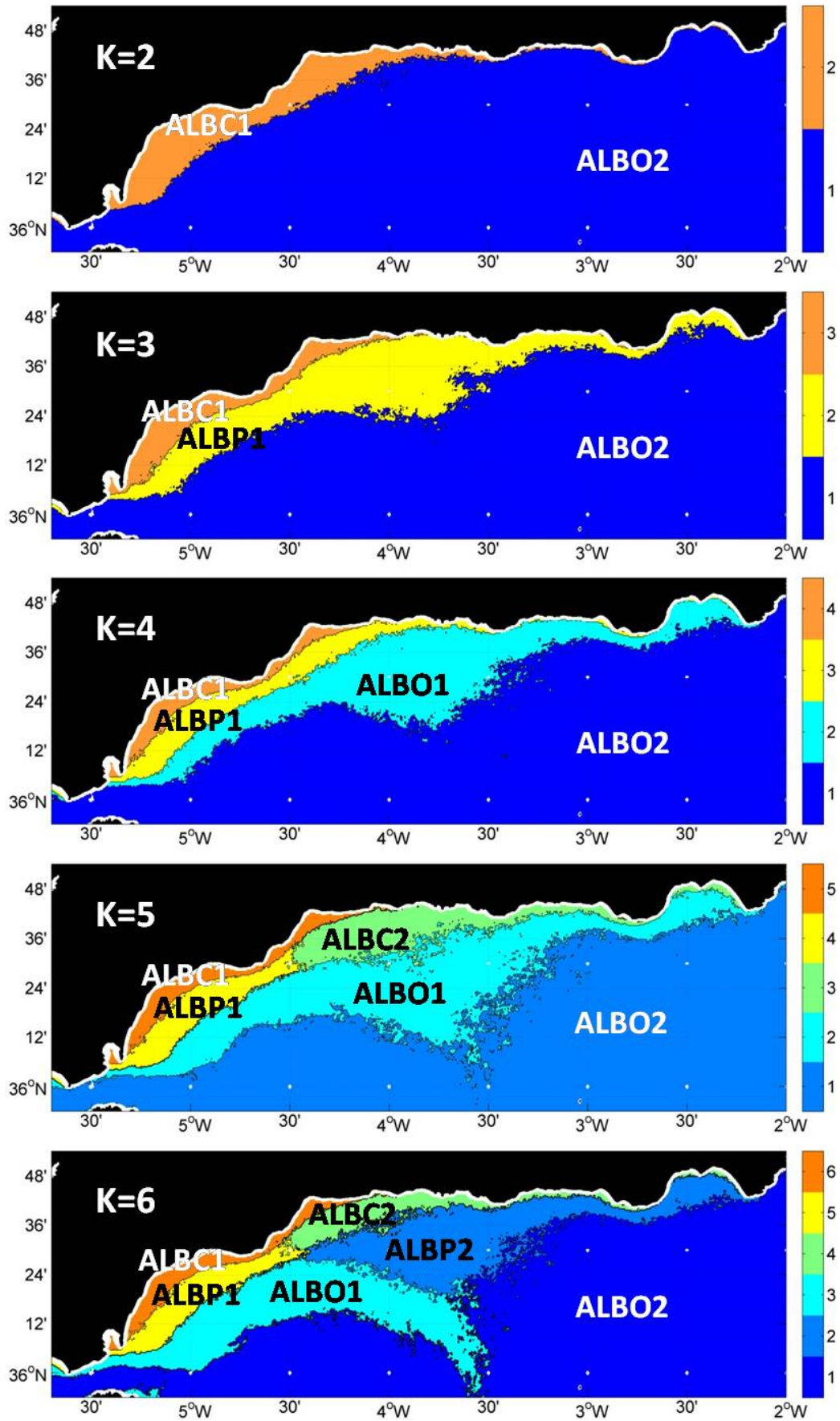


Figura 2.4. Resultados del análisis clúster realizado partiendo de diferente número predefinido de grupos (k).

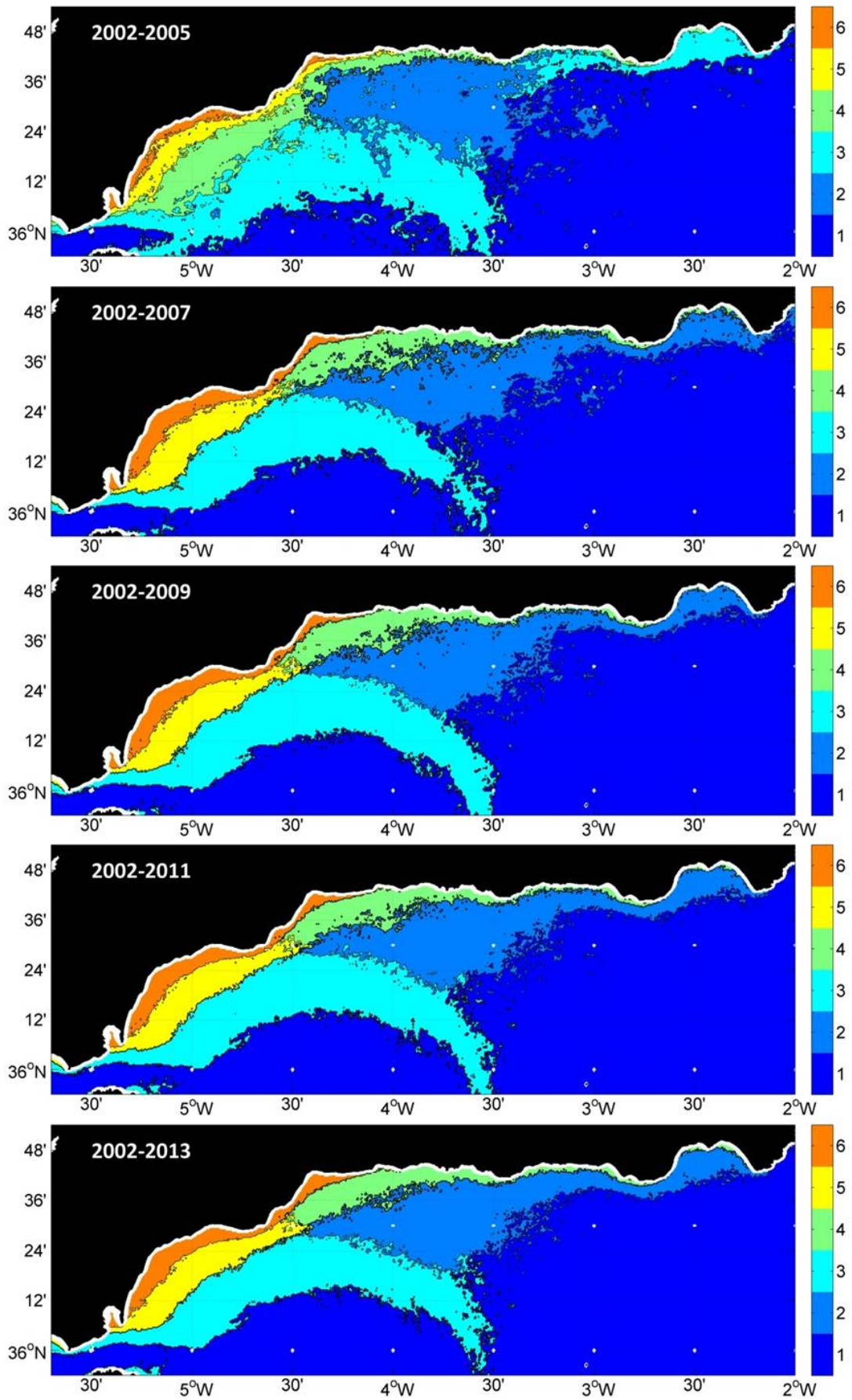


Figura 2.5. Resultados del análisis clúster realizado partiendo de medias mensuales calculadas para diferentes períodos de tiempo. El número de clústeres predefinido en estos análisis fue de 6.

Las gráficas del índice de validez RS frente al número de clústeres (desde $k=2$ hasta 10; Figura 2.6) muestran un *codo* significativo para $k=5$ independientemente de la longitud del periodo de tiempo empleado para calcular las medias mensuales. El índice RS cambió solo marginalmente para $k=6$. Este resultado demuestra que el número óptimo de clústeres para nuestro conjunto de datos es 6.

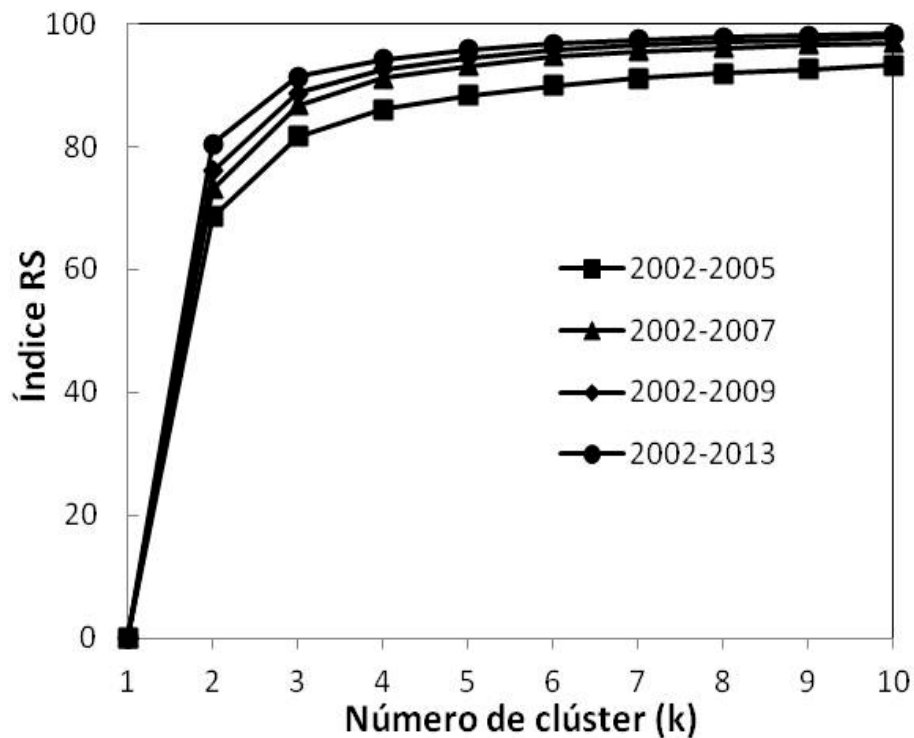


Figura 2.6. Índice RS en función del número de clústeres y del periodo de tiempo considerado para el cálculo de las medias mensuales.

El conjunto de datos de clorofila a *in situ* empleado para la validación externa de los resultados de la agrupación incluyó 2921 registros de la capa superficial de 0 a 20 metros los cuales proceden de 110 estaciones de muestreo. Una descripción estadística del conjunto de datos para cada región de agrupación se muestra en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2. Descripción estadística de los datos de concentración de clorofila *a* agregados para cada zona. Las medias con diferentes superíndices (a-d) indican que las diferencias entre las áreas fueron significativas a $p=0.05$ según los resultados del análisis de Kruskal-Wallis ANOVA.

Clúster	N	Máximo	Percentil 90	Mediana	Media
ALBC1	554	6.5	2.5	0.9	1.19 ^{a,b}
ALBP1	293	6.4	2.9	0.8	1.24 ^a
ALBO1	281	7.7	2.1	0.7	1.02 ^b
ALBC2	1150	7.7	2.0	0.4	0.81 ^c
ALBP2	478	7.0	1.6	0.3	0.66 ^d
ALBO2	165	1.3	0.6	0.2	0.29 ^e

La mayoría de los registros fueron obtenidos en estaciones costeras localizadas en las regiones de agrupación ALBC1, ALBP2 y ALBC2. En el otro extremo, ALBO2 es la región de agrupación peor representada. Los valores máximos registrados de clorofila *in situ* son similares en todas las áreas con la excepción de ALBO2 donde concentraciones mayores a 1.5 mg m^{-3} no fueron registradas. El valor del percentil 90 en ALBC1 y ALBP1 es más elevado que en el resto de áreas de agrupamiento, indicando que la frecuencia de valores relativamente altos de concentración de clorofila *a* (mayores de 2.5 mg m^{-3}) es mayor en el sector occidental de la zona de estudio. El resultado del test de Kruskal-Wallis ANOVA revela que las concentraciones de clorofila *a* en ALBC2, ALBP2 y ALBO2 fueron significativamente menores que en ALBC1, ALBP1 ($H=388, p<0.001$). Además, las concentraciones de clorofila *in situ* en ALBC1 y ALBO1 difieren significativamente.

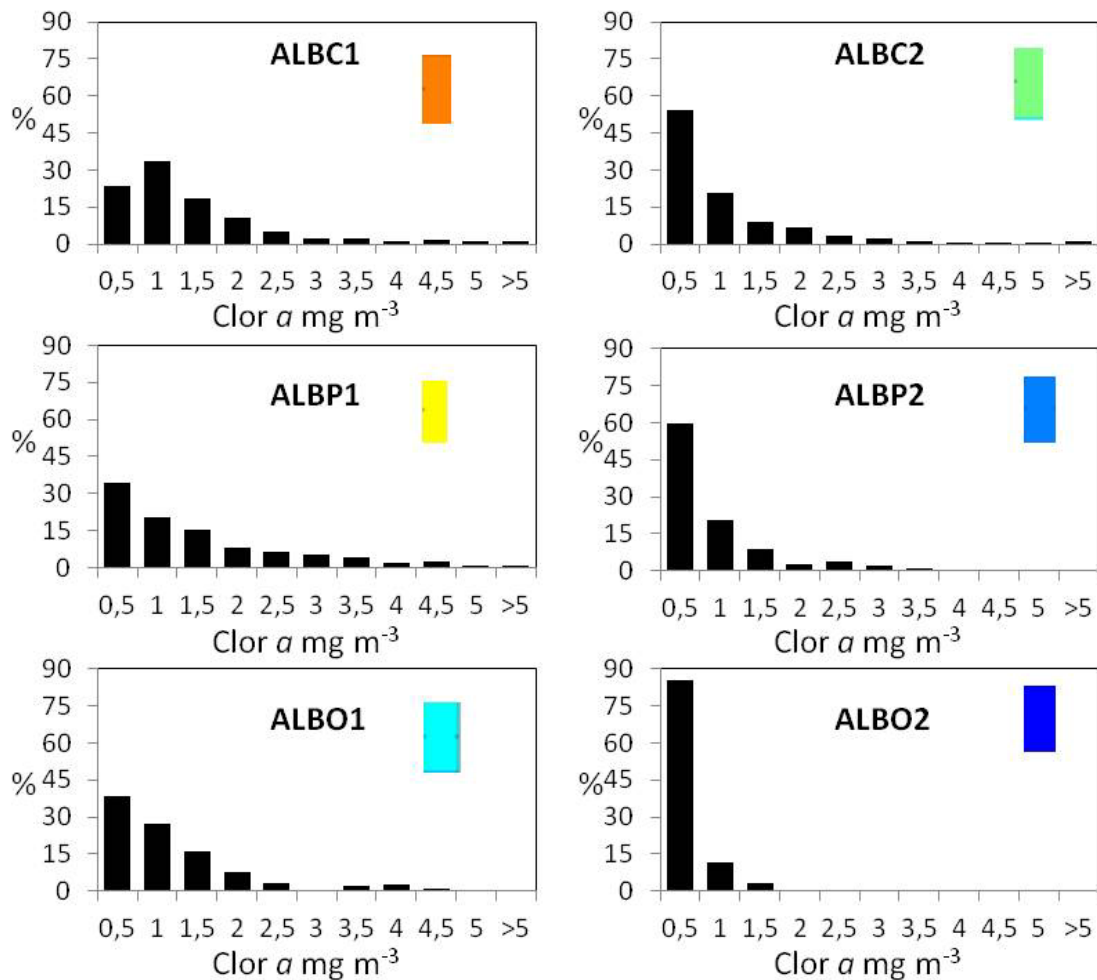


Figura 2.7. Función de distribución por rangos de los valores de concentración de clorofila *a* para cada clúster. Frecuencia relativa de los valores agrupados en rangos de 0.5 mg m^{-3} .

La forma de las funciones de distribución de los valores de concentración de clorofila *in situ* revela también importantes diferencias entre las 6 áreas de agrupación (Figura 2.7). Más del 60% de los registros obtenidos en las estaciones localizadas en el sector oriental (ALBC2, ALBP2 y ALBO2) fueron menores a 0.75 mg m^{-3} . En contraste, entre el 50 y el 70% de las concentraciones registradas en ALBC1, ALBP1 y ALBO1 son mayores de 0.75 mg m^{-3} . Entre estas tres áreas de agrupación, las concentraciones de clorofila $>0.75 \text{ mg m}^{-3}$ son más frecuentes en ALBC1. Las funciones de distribución empíricas de clorofila *a in situ* para ALBC1, ALBP1 y ALBO1 fueron significativamente diferentes a $p=0.05$ de acuerdo con el resultado del test de Kolmogorov-Smirnov (prueba K-S). Es interesante destacar que las diferencias

entre los conjuntos de datos de ALBC1 y ALBP1 no fueron detectadas a través de la prueba de Kruskal-Wallis.

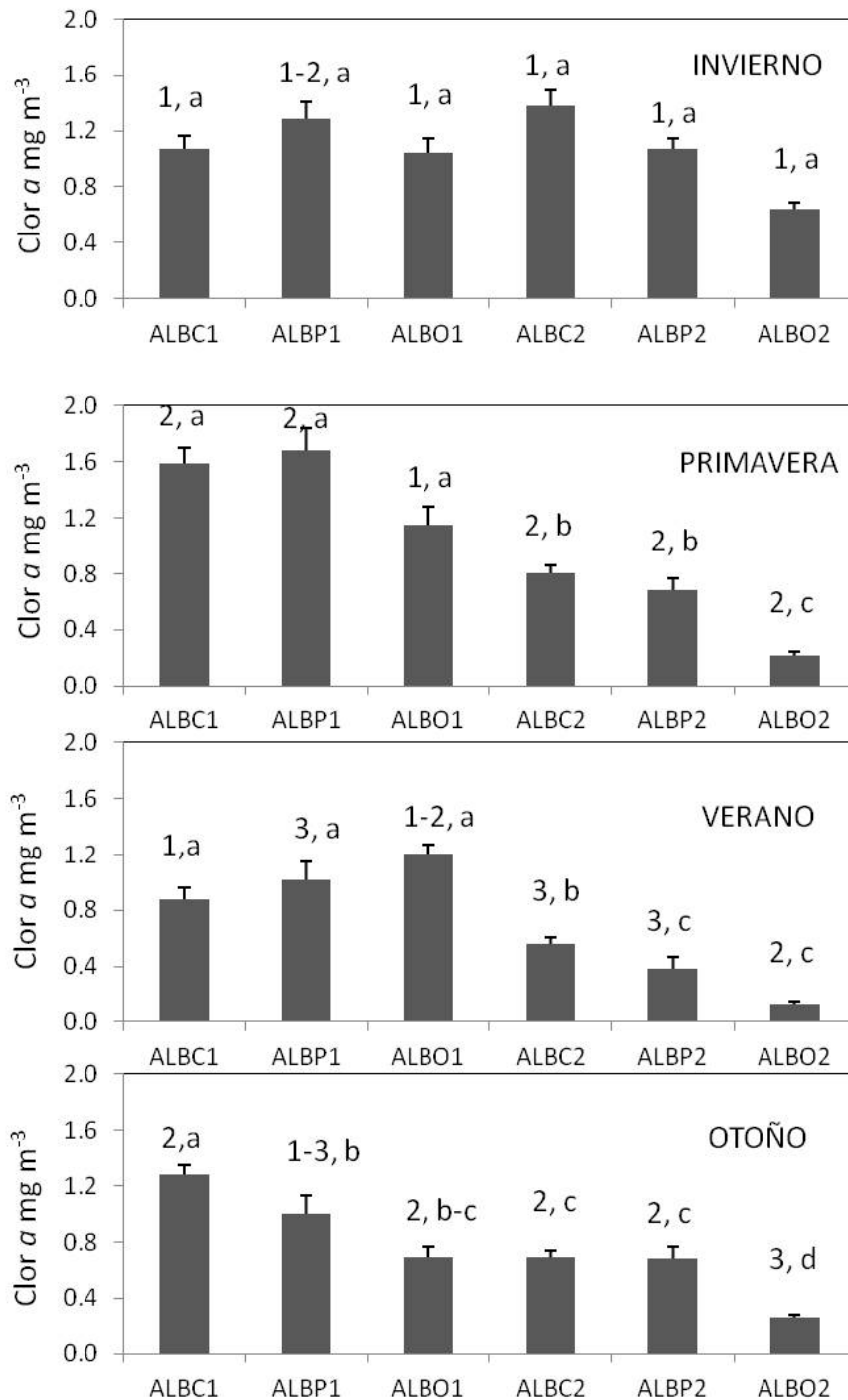


Figura 2.8. Análisis estacional de la concentración de clorofila a en las distintas zonas de agrupamiento. Para cada periodo del año, letras diferentes sobre las columnas (a, b, c, d) indican que hubo diferencias significativas entre áreas. Números diferentes sobre las columnas para cada área indican que hubo diferencias significativas entre épocas del año en esa área. La significancia estadística de las diferencias fue determinada con el test de Kruskal Wallis a $p=0.05$.

Con objeto de estudiar las diferencias en los ciclos anuales de concentración de clorofila *a* entre las distintas áreas de agrupamiento, se calcularon las medias estacionales en cada área y se compararon mediante un test de Kruskal-Wallis (Figura 2.8). En las 6 áreas de agrupamiento, la concentración de la clorofila *a* cambió significativamente a lo largo del ciclo estacional, aunque el momento del ciclo en el que se produjeron el mínimo y máximo estacional varió entre las 6 áreas. La mayor concentración de clorofila *a* se obtuvo en primavera para ALBC1 y ALBP1 mientras que en ALBC2 y ALBP2 el máximo se produjo en invierno. En esta época del año, no hubo diferencias significativas en la concentración de clorofila entre las 6 áreas de agrupamiento. Sin embargo, la concentración de clorofila *a* fue significativamente mayor en ALBC1, ALBP2 y ALBO2 en comparación con las áreas de agrupamiento orientales en primavera y verano.

2.4. Discusión

La distribución de los píxeles obtenida mediante la técnica de agrupamiento de las *k*-medias es consistente con la distribución esperada resultante del forzamiento físico toda vez que la productividad primaria en la zona de estudio es reflejo de la acción conjunta de diversos factores oceanográficos y ambientales. En particular, los resultados del análisis permiten delimitar espacialmente las zonas donde la influencia de los mecanismos fertilizadores es mayor (ALBC1, ALBP1 y ALBC2), así como la periferia del giro anticiclónico (ALBO1) relacionado directamente con el propio chorro atlántico. ALBP2 reúne las regiones costeras orientales de Alborán, siendo el denominador común de las costas de Granada y Almería. ALBO2, es el clúster que delimita las masas de agua más oligotróficas del sector norte de Alborán.

Así mismo, los resultados permiten obtener información cualitativa de la variabilidad temporal de la productividad a través de los centroides obtenidos para cada clúster, definiendo geográficamente los principales modos de variabilidad temporal de la productividad primaria (Figura 2.9). Los clústeres de plataforma y costeros occidentales (ALBC1, ALBP1) y los orientales (ALBC2, ALBP2) se diferencian fundamentalmente por la forma de su ciclo anual, mientras que los de costa a mar abierto lo hacen en función de la magnitud relativa de dicho ciclo (que está influenciado directamente por la distancia a costa).

El gradiente decreciente de clorofila de costa a mar abierto refleja probablemente el efecto de los diversos mecanismos de fertilización que favorecen el crecimiento del fitoplancton en la zona costera. Por un lado, en la costa es donde se producen los aportes continentales de nutrientes y materia orgánica. En segundo lugar, se producen importantes flujos de nutrientes desde el sustrato, donde la materia orgánica depositada es remineralizada, hacia la columna de agua. Finalmente los intensos procesos de mezcla y los afloramientos, característicos de las aguas costeras, son capaces de redistribuir eficazmente los nutrientes en la columna de agua, que además suele estar lo suficientemente iluminada como para que la irradiancia no constituya un factor limitante de la fotosíntesis. Probablemente estos factores expliquen la diferencia en los máximos de concentración de clorofila obtenidos entre ALBC1 y ALBP1, y entre ALBC2 y ALBP2.

La caracterización longitudinal de los clústeres costeros y de plataforma de la región noroccidental del mar Alborán indican también diferencias temporales (y de magnitud) en la acción de los mecanismos fertilizadores entre la plataforma de Estepona y Marbella y la bahía de Málaga.

El periodo más productivo en ALBC2 y ALBP2 (bahía de Málaga) aparece bastante limitado a los meses de marzo y abril, mostrando un máximo en marzo. Esta característica, también registrada en ALBC1 y ALBP1 (plataforma occidental), parece indicar que el mismo mecanismo está afectando en ambas zonas. Sin embargo, dicho mecanismo parece tener una mayor influencia en ALBC1 y ALBP1, pues los valores de la concentración de clorofila *a* son algo mayores. El mecanismo que explica este máximo de clorofila de final de invierno podría estar relacionado con la mezcla vertical, pues en febrero se producen los máximos valores promedio en el módulo de la velocidad del viento y en marzo se alcanzan los mayores valores de altura del oleaje, coincidiendo con el incremento en la irradiación solar y la temperatura (ver capítulo 2).

El factor diferenciador de ALBC1, ALBP1 y ALBOC1 (plataforma occidental), consiste en que el periodo productivo se extiende de marzo a mayo, con magnitudes sostenidas durante este periodo, e incluso superiores en mayo, y elevados aún durante el mes de junio. Este comportamiento podría estar relacionado con la acción de los afloramientos costeros, dado que los vientos de poniente en la zona son más frecuentes e intensos de mayo a junio (ver capítulo 2; García-Górriz y Carr, 1999 y 2001).

Otros mecanismos fertilizadores que podrían estar también actuando en las zonas costeras son las variaciones en la intensidad y posición del chorro atlántico y/o el frente atlántico (Sarhan et al., 2000; Reul et al., 2005). La importancia de estos mecanismos se discutirá en los capítulos 2 y 3.

En cuanto a ALBO1, se diferencia de ALBC1 y ALBP1 por un aumento de la concentración de clorofila en verano (durante los meses de julio y agosto), probablemente reflejo de la influencia directa de la intensidad del chorro de agua atlántica. Es interesante notar que en el mes de agosto, la clorofila de satélite en ALBO1 llega incluso a superar los valores registrados en ALBP1, un clúster de la misma zona

pero más próximo a costa. La causa de estos valores podría ser advección horizontal, por la que aguas enriquecidas en nutrientes y afloradas en verano en zonas próximas al estrecho de Gibraltar (Gil y Gomis, 1994; Minas et al., 1991; García-Górriz y Carr, 1999 y 2001; Ruíz et al., 2001; Baldaci et al., 2001) son transportadas por el chorro atlántico.

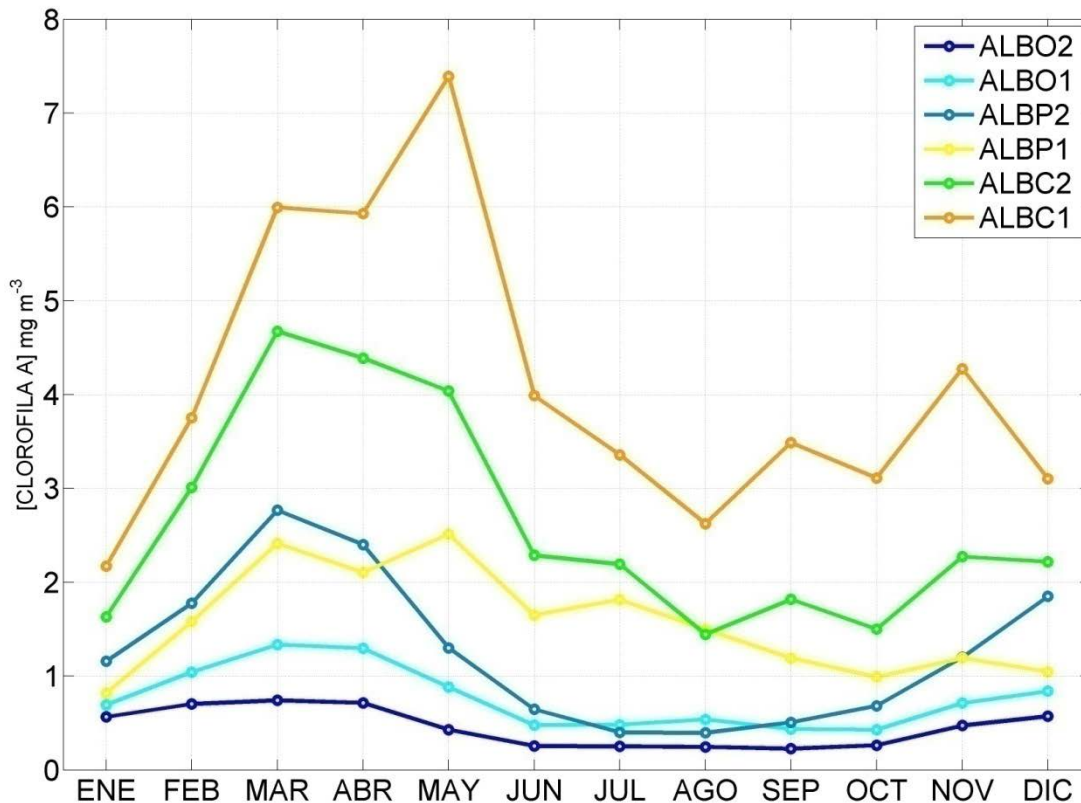


Figura 2.9. Centroides obtenidos para 6 clústeres en el norte del mar Alborán. La magnitud de los centroides se corresponde con los valores promedio de clorofila a de satélite.

Respecto a la definición geográfica de las zonas contrastantes, las fronteras entre los clústeres son razonables y la heterogeneidad dentro de cada clúster es baja. Así mismo su distribución geográfica permanece estable al modificar de periodo de agregación de datos de satélite. Todos estos resultados demuestran que las áreas de agrupamiento obtenidas mediante el análisis clúster de los promedios mensuales proporcionan información sobre los mecanismos subyacentes que controlan la producción primaria en el área de estudio.

2.5. Utilidad del método de zonación propuesto

La aplicación de la Directiva Marco de las Estrategias Marinas (MSFD) conlleva la homogeneización de los métodos de monitorización y seguimiento de la eutrofización por parte de los Estados Miembros. En este sentido, la concentración de clorofila *a* es la variable más ampliamente usada como indicador de efectos directos, por lo que es una buena base para proponer una metodología común basada en la hipótesis de que las zonas marinas que muestran un ciclo anual de clorofila diferenciable, tanto por su magnitud como por su forma, presentarán una combinación característica de presiones y/o de factores moduladores de la productividad. Por tanto, si se logra llevar a cabo una identificación de estas áreas distinguibles en cuanto a su productividad basándose en una metodología robusta, se podrán utilizar como áreas homogéneas de gestión de la eutrofización que podrán ser analizadas independientemente para por ejemplo establecer valores umbrales, criterios de calidad del buen estado ambiental, estudios de tendencias de los indicadores y, llegado el caso, medidas específicas de reducción de los impactos.

El método de zonación descrito en este capítulo se basa en la disponibilidad de imágenes de satélite de cobertura global a una resolución espacial moderada (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>), así como de datos de clorofila a *in situ* que prácticamente todos los Estados Miembros vienen recopilando desde hace años, gran parte de los cuales están disponibles en portales como <http://www.seadatanet.org/> o <http://www.emodnet.eu/>.

La teledetección del color del océano ha sido empleada extensamente para la estimación de la concentración de clorofila *a* desde 1997 (SeaWiFS), y las distintas misiones se han sucedido y solapado en el tiempo hasta la actualidad (MODIS-Aqua, MODIS-Terra, MERIS o VIIR), apostando por su continuidad y la mejora de los

sistemas de adquisición de imágenes. En este sentido, se realizan esfuerzos por intercalibrar y agregar los datos de clorofila obtenidos desde las distintas plataformas que se han ido sucediendo a lo largo del tiempo. La serie total de imágenes de color del océano pronto alcanzará los 20 años de longitud (Harhu, 2012; Gregg, 2014).

En cuanto al seguimiento de la eutrofización, el método de zonación presentado es útil para orientar el diseño de las campañas oceanográficas y/o muestreos necesarios para recabar datos de los indicadores. Así, el patrón geográfico obtenido para Alborán permite delimitar con precisión cada una de las zonas de productividad contrastante, de modo que en base al mismo es posible evaluar la efectividad de los muestreos así como, en su caso, reorientar la localización de las estaciones y/o la periodicidad de los mismos y el momento del ciclo anual en que es más conveniente llevarlos a cabo. Debe notarse que en la actualidad la mayoría de los países basan sus trabajos de evaluación de la eutrofización en el desarrollo de campañas dirigidas que producen datos limitados en el tiempo y en el espacio, que no permiten por sí mismos disponer de una imagen completa de los procesos y modos de variabilidad característicos de cada subregión. El método propuesto facilita la identificación de las zonas adecuadas para llevar a cabo el seguimiento y por tanto la selección de las estaciones y las fechas de muestreo con la consiguiente optimización del esfuerzo.

A modo de ejemplo de aplicación de la zonación en el mar Alborán, en la Figura 2.10 se presentan los datos de concentración de la clorofila *in situ* agregados para el área ALBC1 (que cubren el periodo 1991-2011). El panel 2.10(a) indica que para algunos periodos anuales (1996, 1999, 2002, 2005) Los registros que han superado el percentil 90 de toda la serie fue mayor de lo esperado estadísticamente, indicando que hay algunos factores actuando en escalas cortas de tiempo que favorecieron el crecimiento del fitoplancton. La Figura 2.10(b) muestra la serie temporal de medias anuales

calculada para primavera y para el resto del año. Los mayores picos primaverales de clorofila se produjeron en 1999, 2002 y 2005, indicando que los valores de clorofila registrados por encima del percentil 90 estuvieron probablemente relacionados con una mayor intensidad del afloramiento primaveral. Además, los análisis indicaron que la concentración medida en primavera tendió a descender en el periodo analizado, lo cual estaría en buena concordancia con el debilitamiento del afloramiento inducido por el viento descrito por Mercado et al. (2012) y que será discutido en el próximo capítulo.

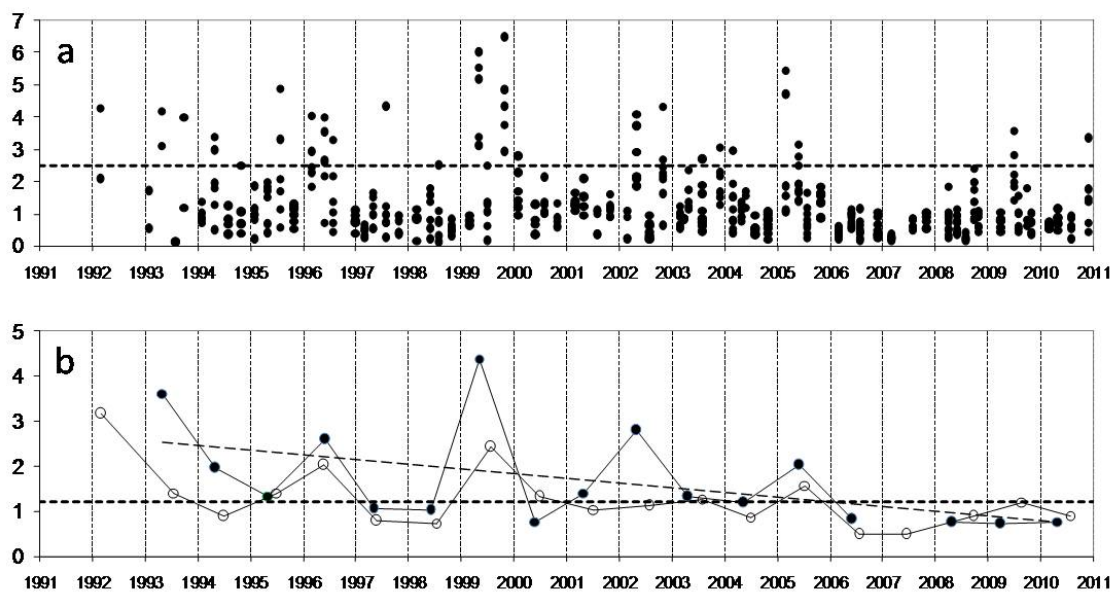


Figura 2.10. Serie temporal de concentración de la clorofila a (mg m^{-3}) para el área ALBC1. Los datos de campo agregados se muestran en el panel (a) donde la línea punteada horizontal indica el percentil 90 de toda la serie temporal. El panel (b) muestra las medias anuales de la clorofila a calculadas para primavera (círculos negros) y para el resto del año (círculos blancos). En este panel, la línea punteada horizontal indica la media aritmética para toda la serie. La tendencia lineal negativa para la serie de primavera también se muestra ($p < 0.05$).

Por otro lado, la zonación resultante del análisis clúster constituye un criterio espacial de agrupación de los datos, que permite analizar de manera integrada los registros disponibles recogidos con anterioridad en una determinada región. Por tanto hace posible realizar una evaluación del estado inicial a partir de los registros preexistentes de los indicadores, y disponer de un buen punto de partida para realizar

evaluaciones futuras en función de su evolución temporal, mediante la actualización de los registros.

Numerosos estudios indican que la desviación entre la clorofila calculada desde imágenes de color del océano y la clorofila *in situ* es a menudo sustancial, en especial para algunas regiones del mediterráneo (Bricaud et al., 2002; Claustre et al., 2002; D'Ortenzio et al., 2002; Volpe et al., 2007), por lo que es necesario realizar calibraciones regionales antes de poder utilizar los datos de satélite para obtener estimaciones de clorofila *a* robustas. No obstante, estas desviaciones entre clorofila de satélite e *in situ* deben afectar mínimamente a la zonación resultante del análisis clúster de las imágenes de satélite, dado que se evalúan promedios mensuales elaborados a partir de un elevado número de valores. Por otro lado, se requiere también la intercalibración entre las distintas plataformas de adquisición del color del océano para conseguir series coherentes de larga duración. En cualquier caso, sería conveniente disponer de algoritmos regionales específicamente desarrollados para cada región o sub-región, aunque los algoritmos operacionales pueden ser empleados como se ha mostrado. Las calibraciones regionales resultan complejas, pues requieren disponer de una extensa base de datos de clorofila *a in situ*, que además debe coincidir temporalmente con el periodo de adquisición del satélite. En el caso del mar Alborán, en el capítulo IV de esta tesis se aborda el desarrollo de un algoritmo regional específico.

3. CAPITULO II. Una aproximación al estudio integrado de la eutrofización en el norte del mar Alborán. Parte I: Estacionalidad y tendencias.

3.1. Introducción

En este capítulo se llevará a cabo una evaluación integrada de las variables ambientales que en principio podrían estar implicadas en la modulación de la productividad en el mar Alborán. El estudio se centrará en un área reducida de Alborán, el entorno de la bahía de Málaga (en adelante región ECOMÁLAGA; Figura 3.1). El área seleccionada se caracteriza por incluir varias de las áreas de productividad contrastante identificadas en el capítulo anterior. Además, se dispone para la misma de abundante información publicada acerca de la incidencia de mecanismos fertilizadores y/o moduladores de la productividad primaria (ver capítulo I; Sarhan et al., 2000; Baldaci et al., 2001; Reul et al., 2005; Barale et al., 2008; Cortés et al., 2012; Mercado et al., 2007, 2012, 2013; Muñoz et al., 2015). Esta zona ha sido sistemáticamente muestreada durante años en el marco del programa radiales del IEO descrito en el capítulo anterior, por lo que se cuenta con una extensa base de datos oceanográficos (Figura 3.1; Vargas-Yáñez et al., 2005; Mercado et al., 2007). Como paso previo a la evaluación, se realizará una zonación de la misma utilizando el método descrito en el capítulo anterior. La zonación resultante será utilizada como criterio para agrupar los datos obtenidos en las estaciones de muestreo de las que se dispone información suficiente. Se realizará una caracterización de los indicadores y variables que pueden condicionar y explicar la respuesta al enriquecimiento en nutrientes en cada zona

identificada, integrando para ello la información obtenida en la capa superficial de 0 a 20 metros de profundidad junto con variables hidrológicas y meteorológicas.

Como un primer paso, se caracterizará la variabilidad temporal de los indicadores y variables en cada zona. La interrelación entre las distintas variables estudiadas y la concentración superficial de la clorofila se abordará en el siguiente capítulo.

La región ECOMÁLAGA ha sido objeto de varios estudios enfocados al análisis de la estacionalidad y de las tendencias a partir de las series temporales disponibles de datos oceanográficos (Mercado et al., 2007; Mercado et al., 2012; Vargas-Yáñez et al., 2005). Sin embargo, en dichos trabajos los datos procedentes de distintas estaciones se han analizado para cada estación separadamente o bien agregando los datos de diferentes estaciones pero sin considerar las diferencias en el ciclo anual de productividad que podría haber entre ellas. El enfoque del presente trabajo, en el que se predefinen las zonas de características productivas diferenciadas (que en adelante serán denominadas unidades de evaluación de la eutrofización o UEE), resulta en este sentido novedoso.

Mercado et al. (2007) realizaron una descripción detallada de la estacionalidad y de las tendencias de multitud de variables oceanográficas en la capa superficial de la región ECOMÁLAGA entre los años 1992 y 2002. En dicho trabajo se realizó la agregación de los datos de la mayoría de estaciones muestreadas desde el comienzo del programa (P2, P3, M2, M3, V2 y V3), excluyendo las estaciones más costeras. Aunque esta agregación confirió a los resultados una gran robustez, la información procedente de zonas con ciclos estacionales de clorofila diferentes fue agregada. Mercado et al. (2007) caracterizaron el ciclo estacional de temperatura superficial, salinidad, nutrientes, clorofila *a* y abundancia de fitoplancton. Los autores no encontraron una

tendencia significativa en la concentración de clorofila *a*, superficial, pero sí describieron una tendencia negativa en la abundancia de células del fitoplancton. Por otro lado, la serie temporal de anomalías de la de clorofila *a* (calculada restando a la serie original el ciclo estacional) estuvo correlacionada significativamente con la serie de anomalías del número de células del fitoplancton. A su vez, los autores obtuvieron una tendencia negativa significativa de la concentración superficial de nitratos, así como una correlación positiva entre la serie temporal de anomalías de este nutriente y la clorofila *a*. La disminución de la concentración de nitrato fue atribuida por los autores a que durante el periodo de estudio se produjo un aumento significativo de la profundidad de la interfase Atlántico-Mediterránea (IAM).

Posteriormente, Mercado et al. (2012) recopilaron datos de 3 estaciones localizadas en la bahía de Málaga (M1, M2 y M3) muestreadas entre 1992 y 2006, y analizaron cada estación por separado. Se describieron tendencias negativas significativas en la concentración de clorofila *a* para dos de las estaciones investigadas (M1 y M2). Además se caracterizó la estacionalidad de la temperatura y salinidad en superficie y se obtuvieron tendencias negativas en la concentración de nitratos en la capa superficial, al igual que lo encontrado en el trabajo de Mercado et al. (2007). En esta ocasión sí se registraron tendencias positivas en la temperatura superficial, y negativas en la salinidad superficial para todas las estaciones investigadas.

La correlación encontrada entre la velocidad del viento en la zona proyectada sobre su componente principal y la salinidad superficial llevó a la conclusión de que la tendencia decreciente de la concentración superficial de la clorofila *a* se debió a un cambio en el régimen de vientos. En este estudio se encontró que las precipitaciones no presentaron una tendencia significativa así como que los aportes de nutrientes procedentes del río Guadalhorce supusieron únicamente un 1.5% de los aportes anuales

totales a la capa eufótica. La variabilidad en la temperatura y la salinidad en el área ECOMÁLAGA han sido abordados en otros trabajos (Vargas-Yáñez et al., 2002; Vargas-Yáñez et al., 2005; Vargas-Yáñez et al., 2008; Vargas-Yáñez et al., 2009; Vargas-Yáñez et al., 2010a; Vargas-Yáñez et al., 2010b) en los que se han descrito tendencias significativas en la temperatura y salinidad superficial, que son consistentes con los resultados obtenidos en los trabajos de Mercado et al. (2007 y 2012).

Varios mecanismos fertilizadores han sido estudiados en el mar Alborán (ver Introducción), sin embargo el efecto de las corrientes cerca de la costa y plataforma sobre la dispersión y/o concentración del material disuelto o en suspensión (nutrientes y clorofila *a*), no ha sido abordado. Igualmente tampoco se ha evaluado la importancia relativa de la mezcla vertical debida a transporte turbulento por la acción del viento y el oleaje, que en principio deben ser independientes del efecto de los afloramientos originados por los vientos de poniente sobre las aguas costeras.

3.2. Material y métodos

3.2.1. Base de datos oceanográficos: El proyecto ECOMÁLAGA

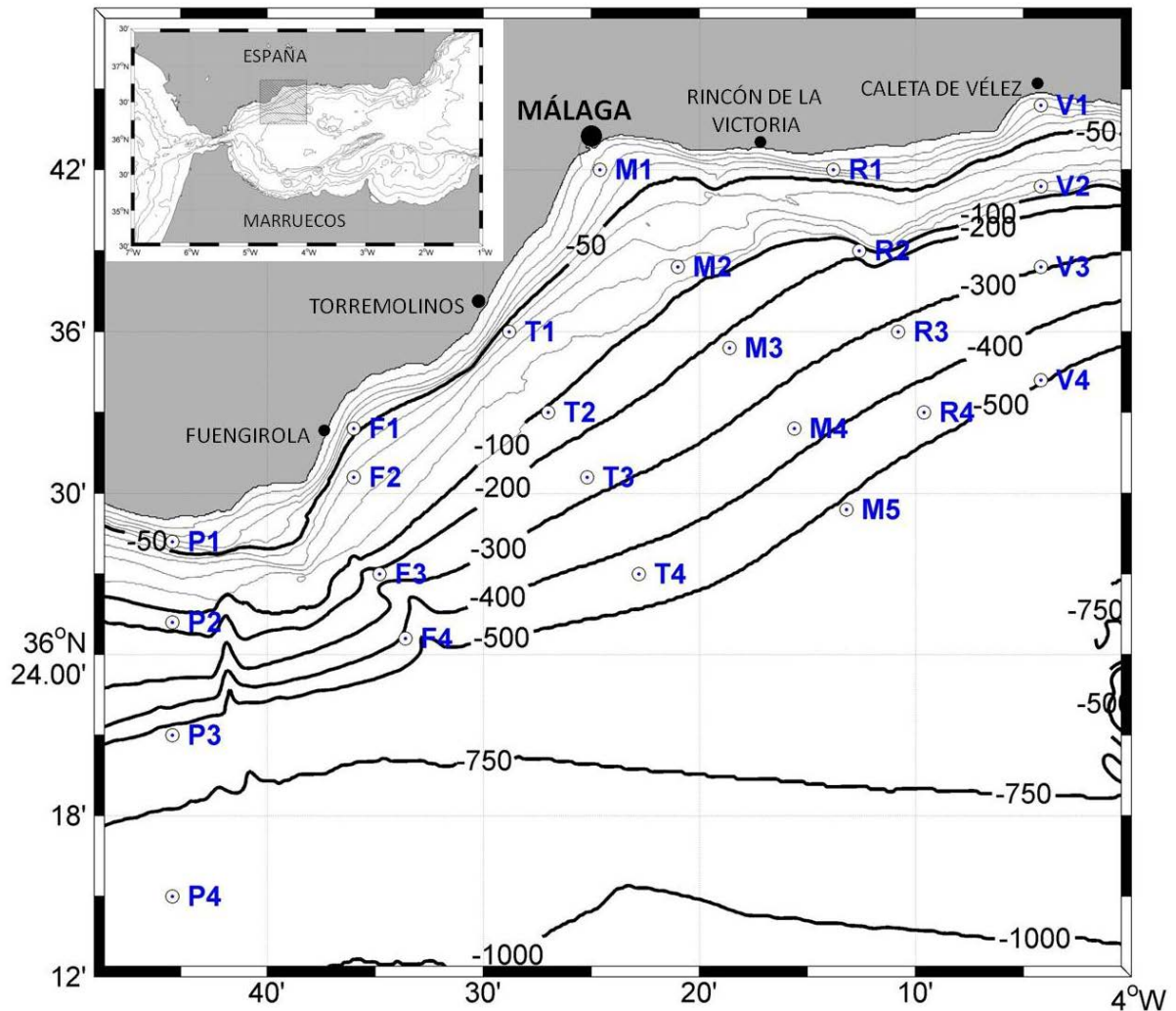


Figura 3.1. Área de ECOMÁLAGA: Posición de las estaciones de muestreo.

En la región ECOMÁLAGA se han llevado a cabo multitud de campañas oceanográficas desde 1992 a 2012. En el diseño de dichas campañas se ha procurado mantener un patrón temporal de muestreo trimestral, recogiendo la variabilidad estacional (invierno-EFM, primavera-AMJ, verano-JAS, otoño-OND).

Las muestras se recogieron a profundidades fijas mediante botellas oceanográficas Niskin de 10 litros. Las profundidades estándar de muestreo fueron: superficie (approx. 0,5 m), 10, 20, 50, 75 y 100 m. Para la determinación de los

nutrientes también se han tomado en ocasiones muestras a 200, 300 y 500 m en las estaciones más profundas.

La mayoría de los muestreos fueron realizados en febrero, abril-mayo, julio y octubre. Los muestreos durante el resto de meses fueron mucho menos frecuentes (noviembre-diciembre-enero, marzo, agosto-septiembre), por lo que en base a ellos no es posible estimar un valor climático de las variables oceanográficas únicamente con datos de campo.

En algunas campañas y estaciones particulares no se dispone de datos de CTD o de datos biogeoquímicos por problemas técnicos con el equipo durante el muestreo o durante el análisis posterior de las muestras. No obstante, por lo general se dispone de un conjunto de datos completo (hidrología, nutrientes y clorofila *a*) para la mayoría de las campañas (Figura 3.2).

Tabla 3.1. Características de las estaciones ECOMÁLAGA. Leyenda: Las distancias son medidas desde la línea de costa: DISTr es la distancia a costa medida sobre la línea de la radial y DIST es la distancia al punto de la costa más cercano. LON y LAT hacen referencia a la posición de las estaciones, en “grados este” y “grados norte” respectivamente. Z es la profundidad del fondo en metros. CTD y BIOQ representan el recuento de perfiles hidrológicos y muestreos de agua realizados por estación. C+BQ recogen el número de muestreos conjuntos de CTD y de agua.

EST	LON (°E)	LAT (°N)	Z (m)	CTD	BIOQ	C+BQ	DISTr(m)	DIST(m)
P1	-4.7389	36.4698	33.5	66	72	66	1590	1590
P2	-4.7408	36.4245	129.9	66	72	66	6680	6680
P3	-4.7391	36.3518	545.4	67	71	67	14670	14670
P4	-4.7416	36.2500	880.3	11	14	11	25750	25750
F1	-4.6023	36.5422	34.6	28	21	21	1783	1140
F2	-4.5951	36.5059	75.1	28	22	22	6036	3494
F3	-4.5753	36.4549	229.2	28	22	22	11765	7931
F4	-4.5639	36.4065	419.2	26	21	21	17142	12950
T1	-4.4816	36.6026	53.7	19	13	13	2056	1770
T2	-4.4482	36.5518	103.8	18	13	13	8587	7322
T3	-4.4158	36.5083	276.1	18	13	13	14194	12778
T4	-4.3765	36.4534	437.1	18	13	13	21066	19660
M1	-4.4021	36.6982	28.2	77	73	68	1186	1186
M2	-4.3534	36.6386	82.3	76	74	68	9049	8300
M3	-4.3093	36.5927	214.3	67	73	67	15356	13200
M4	-4.2590	36.5423	356.9	42	44	39	22322	18630
M5	-4.2187	36.4915	514.4	38	39	35	29322	24237
R1	-4.2305	36.6989	28.2	18	12	12	1611	1515
R2	-4.2063	36.6500	125.4	17	12	12	7446	7100
R3	-4.1791	36.6021	311.7	18	12	12	13017	12350
R4	-4.1561	36.5521	448.2	14	11	11	18991	18100
V1	-4.0666	36.7353	27.6	68	72	68	1263	1263
V2	-4.0641	36.6865	92.9	69	73	68	6555	5600
V3	-4.0653	36.6377	303.3	67	71	67	11960	10300
V4	-4.0685	36.5699	496.3	39	42	37	19583	17550

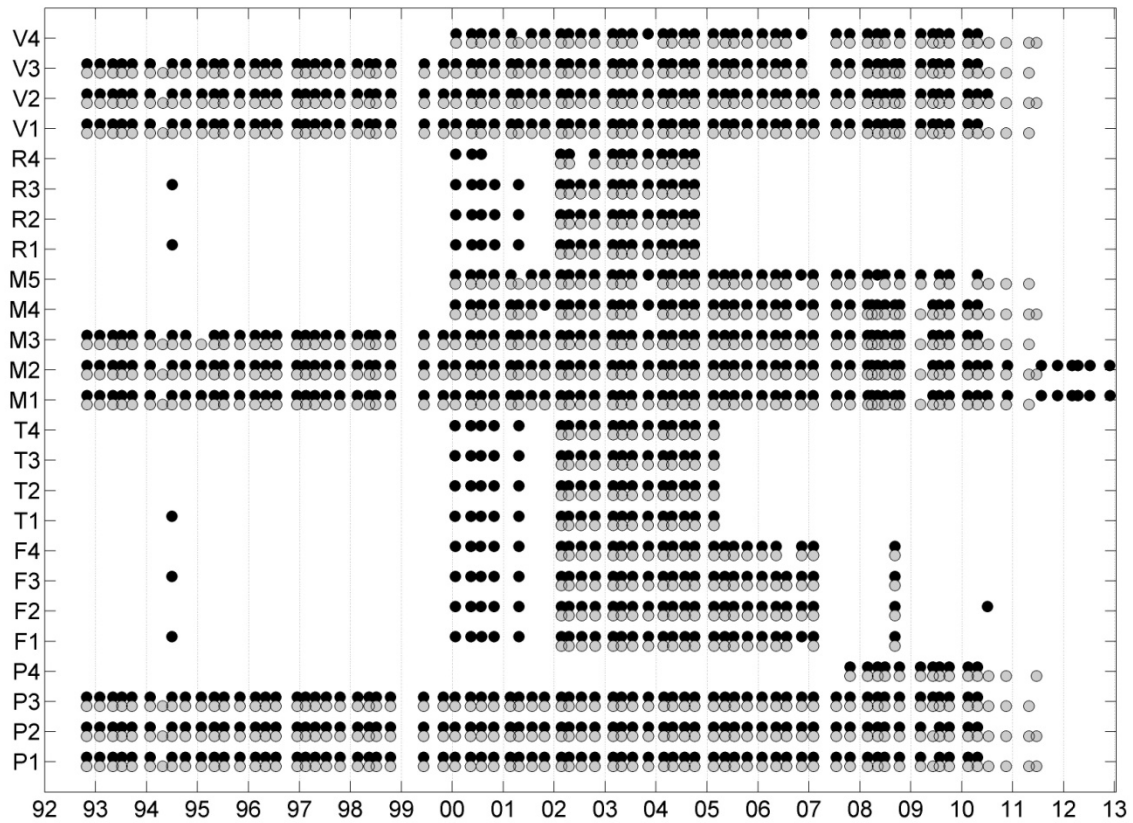


Figura 3.2. Cronograma de muestreos para cada estación oceanográfica. Los círculos en negro se corresponden con los perfiles de CTD y en gris con los muestreos de agua.

Perfiles de CTD

La mayoría de los perfiles hidrográficos se han tomado con una sonda CTD SBE-25 Sealogger de la marca Sea Bird Electronics (SBE). En algunas ocasiones, a partir de 2007, se han empleado SBE-19+ y SBE911+. El modelo de sensor empleado para las variables utilizadas en este trabajo (presión, temperatura y conductividad) ha sido el mismo independientemente del modelo de CTD. Las calibraciones de los sensores se han realizado periódicamente para asegurar la calidad de las medidas. Los perfiles obtenidos se han procesado con la aplicación *SBEDataProcessing*. En todos los casos se ha tomado únicamente el perfil de bajada, que se ha realizado a una velocidad menor o igual a 1 m s^{-1} siguiendo las recomendaciones del fabricante. Se ha seguido la secuencia de procesamiento estándar recomendada por el fabricante en el manual de la

aplicación SBEDDataProcessing (página 20; http://www.seabird.com/pdf_documents/manuals/SBEDDataProcessing_7.23.1.pdf).

Así mismo, se ha derivado el valor de la profundidad a partir de la presión y de la latitud media de la zona. La salinidad ha sido obtenida mediante la ecuación de estado del agua de mar a partir de los valores de conductividad, temperatura y presión (UNESCO, 1981).

La densidad del agua de mar se ha obtenido a partir de la ecuación de estado (UNESCO, 1983). Se ha empleado la densidad de exceso, o σ_T :

$$\sigma_T = \rho(S, T) - 1000 [Kg m^{-3}] \quad (\text{ec. 3.1})$$

, donde $\rho(S, T)$ es la densidad del agua de mar a la presión atmosférica, temperatura (T) y salinidad (S) correspondientes.

Análisis de nutrientes y clorofila a

Las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos (nitrato+nitrito, fosfato y silicato) se estimaron mediante un autoanalizador de flujo segmentado de la marca Bran-Luebbe modelo AA3, siguiendo el método colorimétrico de Grasshoff et al. (1983). Los límites de cuantificación y porcentaje de error para los tres nutrientes se muestran en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2. Límites de cuantificación (L_c) y el error relativo (E_r) obtenidos para los nutrientes medidos (Ramírez et al., 2005).

Especie	NO₃⁻	PO₄⁻³	Si(OH)₄
L_c (μM)	0.05	0.04	0.10
Er (%)	2.8	4.2	3.2

Para la determinación de la concentración de clorofila *a*, un volumen de entre 0.5 y 2 L de agua de mar fue filtrado a través de filtros Whatman GF/F. Los filtros fueron mantenidos congelados a -20 °C hasta su análisis en el laboratorio. La clorofila *a* fue determinada mediante espectrofotómetro tras su extracción en acetona al 90% durante una noche a 4-6 °C. La clorofila *a* fue estimada a partir del extracto de acetona empleando ecuaciones tricromáticas (SCOR-UNESCO, 1966).

3.2.2. Parámetros derivados de los perfiles de CTD

Índices de mezcla vertical de la columna de agua

El espesor de la capa de mezcla (MLD según sus siglas en inglés) se calculó a partir de los perfiles de densidad. MLD se calculó como la profundidad a la que la densidad es 0.125 unidades superior a la de superficie, según el criterio de Levitus (1982) y Moterey y Levitus (1997):

$$\sigma_{MLD} = \sigma_0 + 0.125 \quad (\text{ec. 3.2})$$

La profundidad de la pycnoclina (PICNO) es la profundidad en la cual el perfil de densidad tiene su máximo gradiente vertical.

$$PICNO \blacktriangleright MAX \left(\frac{\Delta\sigma}{\Delta Z} \right) \quad (\text{ec. 3.3})$$

Adicionalmente, y puesto que algunas estaciones de muestreo fueron poco profundas (20-25 m), se utilizó el propio valor del gradiente de la densidad en la pycnoclina (SIPIC) como indicador del grado de estratificación:

$$SIPIC = \frac{\Delta\sigma_{PICNO}}{\Delta Z_{PICNO}} \quad (\text{ec. 3.4})$$

Profundidad de la interfase Atlántico-Mediterránea (IAM)

IAM representa la zona de transición vertical entre el agua atlántica modificada y el agua intermedia mediterránea (que es principalmente agua levantina intermedia). Este límite fue definido por Lacombe y Richez (1982), como la capa de agua con salinidad comprendida entre 37 y 37.5. Sin embargo, Rodríguez et al. (1998) identificaron la IAM con la isohalina de 37.5, que es el criterio que se ha escogido en este trabajo.

Máximo sub-superficial de la fluorescencia (MSF)

Normalmente los perfiles verticales de fluorescencia de la clorofila *a* se caracterizaron por la presencia de un máximo localizado bajo la superficie. El máximo de fluorescencia suele situarse próximo al límite inferior de la primera capa óptica (a la que llega el 10% de la luz incidente) y cercano a la nutriclina. Tanto la intensidad como la posición del máximo sub-superficial de fluorescencia (MSF) están relacionados con la estructura vertical de la columna de agua y constituye un buen indicador de la productividad de la estación (entendida al menos en términos de concentración de clorofila) (Rodríguez et al., 1998). En los muestreos de ECOMALAGA, la fluorescencia de la clorofila *a* se registró en los perfiles de CTD, mediante un sensor SEAPOINT-SCF (<http://www.seapoint.com/scf.htm>). Los perfiles de fluorescencia han sido analizados para localizar la profundidad del MSF.

Velocidad geostrófica perpendicular entre perfiles hidrológicos

La velocidad geostrófica (V_g) entre dos estaciones hidrográficas se calcula como sigue (Defant, 1961: p504):

$$V_g = \frac{(\Delta\Phi\phi_B - \Delta\phi\Phi_A)}{2\Omega L \text{sen}(\alpha)} \quad (\text{ec. 3.5})$$

Donde Φ_i es la altura geopotencial medida sobre una superficie de referencia (donde supuestamente no hay movimiento), Ω es la velocidad angular de la tierra, α y L son la latitud promedio y la distancia entre las dos estaciones, respectivamente. De este modo las velocidades positivas tendrán dirección este/norte y las negativas oeste/sur. En la práctica, V_g se calcula fijando un nivel de referencia, donde la velocidad es nula y $\Delta\Phi_b = \Delta\Phi_a = 0$, y se va añadiendo el valor de la anomalía hacia la superficie.

En este estudio, se ha establecido un nivel de referencia de 100 metros para el cálculo de las velocidades geostróficas zonales sobre la plataforma entre pares de estaciones. A partir de todas las velocidades disponibles calculadas con un nivel de referencia de 200 metros, considerado como válido en el mar Alborán (Parrilla y Kinder, 1987; Tintoré et al., 1991; Viúdez et al., 1998; Flexas et al., 2006; Vargas-Yáñez y Sabatés, 2007), se ha obtenido que la velocidad promedio de la capa de 0 a 20 metros está linealmente correlacionada con la velocidad a 100 metros de profundidad ($R=0.615$, $p<0.001$; $R^2=0.378$ y $n=213$; $a=-0.1$ y $b=1.95$), siendo aproximadamente el doble en la capa superficial. Por ello, para los propósitos de este trabajo puede ser una aproximación válida.

3.2.3. Datos meteorológicos y ambientales

Se han recopilado datos meteorológicos y ambientales para el periodo 1992-2012 (aunque finalmente para algunas variables no se han obtenido datos que cubran todo el periodo; Figura 3.3). De acuerdo con la naturaleza de la variable, la serie temporal construida está basada en datos promediados diariamente (velocidad del

viento, altura significativa del oleaje, velocidad y ángulo del jet atlántico) o mensualmente (caudal y pluviosidad).

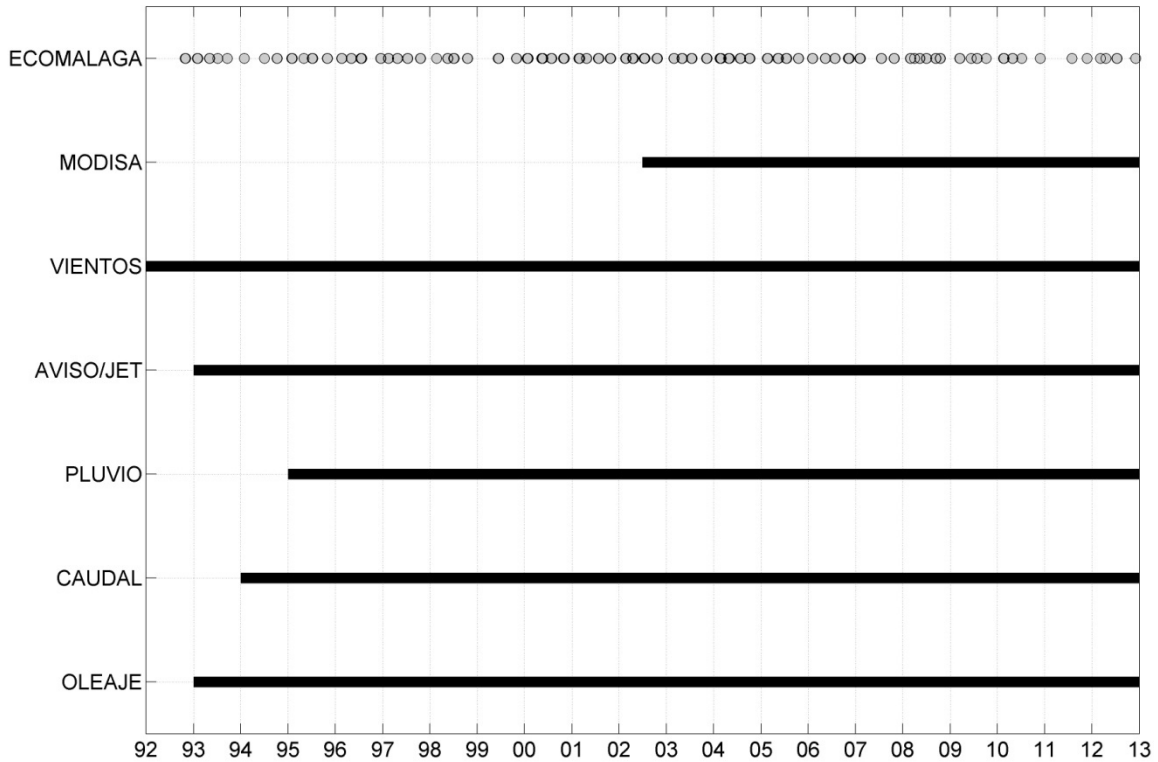


Figura 3.3. Cronograma de datos oceanográficos, ambientales y meteorológicos empleados. A continuación se indica la fuente de procedencia de los datos: ECOMÁLAGA: muestreos oceanográficos, MODISA: cobertura temporal de los datos de satélite, VIENTO: registros de velocidad y dirección del viento de las estaciones meteorológicas de la AEMET, AVISO/JET: registros de velocidad y dirección geostrofica, PLUVIO: registros de precipitaciones de la estación meteorológica de Churriana-IFAPA, CAUDAL: registros del caudal del río Guadalhorce, OLEAJE: registros de altura significativa del oleaje de la boya de Málaga.

Vientos

Los datos de viento se han tomado de 2 estaciones costeras de la Agencia Estatal de Meteorología (Tabla 3.3). En la zona de la bahía de Málaga se ha tomado como referencia la estación del aeropuerto de Málaga (6155A), mientras que para la zona externa, representativa de los vientos en el entorno de cabo Pino, se ha seleccionado la estación de Marbella (6076O/X). Se han tomado los datos desde 1990 hasta 2012 y se han promediado componente a componente según un intervalo diario. La altura sobre el

nivel del mar de las estaciones de medida fue similar y por tanto no se les ha aplicado ninguna corrección adicional a los datos.

Tabla 3.3. Estaciones meteorológicas costeras empleadas para obtener datos del viento.

Estación	ID-AEMET	Lat (°N)	Lon (°E)	H (m)	Año inicial	Año final
Málaga AE	6155A	36,666	-4,482	7	1990	2012
Marbella	6076O	36,486	-4,952	7	1990	2003
	6076X	36,484	-4,953	6	2003	2012

Jet atlántico

La altimetría por satélite de la superficie libre del agua de mar permite estimar corrientes geostroficadas superficiales. Se lleva a cabo un proceso en el que se mide la altura entre un sensor remoto y la superficie del mar. Se trata de un mecanismo activo en el que la energía emitida desde el sensor es recibida de vuelta por el mismo. Para ello se emiten ondas en el rango de las microondas, que se reflejan en la superficie del mar. La estimación de la distancia se realiza por el procedimiento del tiempo doble, conocida la velocidad de propagación de dichas ondas. Por lo tanto, en este proceso resultan fundamentales por un lado, el perfecto posicionamiento del sensor remoto respecto al elipsoide de referencia (radio=6378136.3 m y un coeficiente de aplastamiento inverso de la tierra=298.257) en cada punto, y por otro la determinación precisa de la geometría de observación sensor-superficie.

Dado que los altímetros no se ven afectados por las condiciones atmosféricas, ofrecen una excelente cobertura temporal y espacial. Los productos AVISO se derivan de los datos obtenidos por diversas plataformas de satélites altimétricos desde 1992 hasta la actualidad (TOPEX POSEIDON, ERS, JASON, ETC). La calidad del producto disponible desde el año 2000, permite realizar estimaciones a nivel de mesoescala

(Figura 3.4). Esto es así debido al significativo aumento de resolución, tanto temporal como espacial de los nuevos satélites, unido a la agrupación de datos procedentes de varias plataformas (Figura 3.4).

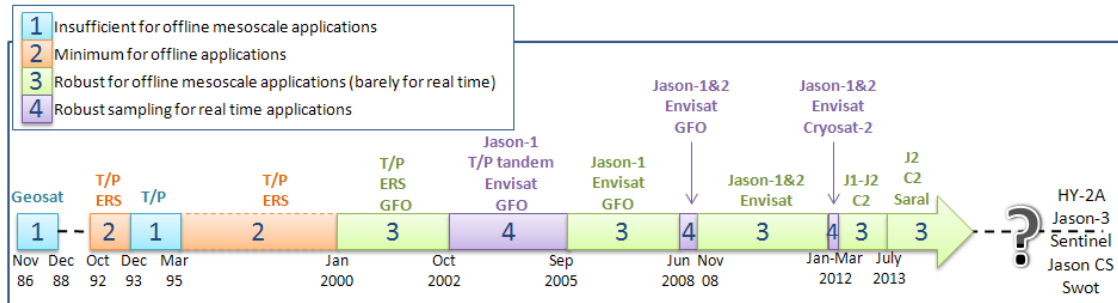


Figura 3.4. Posibles aplicaciones de los productos AVISO en función de los satélites empleados en su obtención (imagen reproducida desde <http://www.aviso.oceanobs.com/en/altimetry/multi-satellites.html>).

Los productos disponibles son una malla uniforme de topografía dinámica absoluta (*TDA*) y otra con los vectores de velocidad geostrófica absoluta derivados (*DT-delayed time* y *UPD-updated products*). En el mar Mediterráneo los productos regionales ofrecen una resolución temporal diaria y espacial de $1/8^\circ \times 1/8^\circ$ en una malla regular con proyección geográfica Mercator. Las componentes de la velocidad geostrófica se obtienen a partir de las diferencias de alturas dinámicas entre dos puntos, obtenidas a partir de la topografía dinámica absoluta (*TDA*) para los dos ejes geográficos, según la aproximación geostrófica y cuya expresión para las dos componentes horizontales de la velocidad es la siguiente:

$$Ug = -\frac{g}{f} \frac{\partial TDA}{\partial y} \quad (ec. 3.6)$$

$$Vg = \frac{g}{f} \frac{\partial TDA}{\partial x} \quad (ec. 3.7)$$

Estos productos permiten caracterizar la intensidad y el ángulo del jet atlántico a su entrada en Alborán, para lo cual se pueden emplear únicamente los dos nodos de la

malla regular (con datos) más próximos al estrecho de Gibraltar, localizados sobre el meridiano 5,3125°O, y las latitudes de 35,9375°N y 36,0625°N (36,0000°N). En el presente trabajo, se calculó un promedio de las componentes de la velocidad de la corriente componente a componente ([5.3125°O, 36°N]). Sarhan et al. (2000) establecieron una relación empírica entre el ángulo de entrada del jet atlántico en el estrecho de Gibraltar en una estación muy próxima (8 Km aprox.) a los nodos empleados en este trabajo (estación N: [5.4°O, 36.04°N] aprox.). Esta relación se modeló mediante una línea recta con pendiente de $-1,26 \text{ km grados}^{-1}$ y un término independiente de 38.8 Km. Aplicando esta relación a los datos obtenidos de los nodos AVISO, obtenemos una estimación de la distancia del jet a la costa, así como de sus desplazamientos respecto a días anteriores. Al obtener la distancia a costa a partir del ángulo de entrada, se han acotado los valores entre 0 y 100 Km, asignando a las distancias negativas el valor de 0 Km (7.9%), y acotando a 100 Km el límite superior de la distancia (distancia>100, 1%).

Pluviosidad

Se ha seleccionado una estación meteorológica de la red de estaciones agroclimáticas de la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía para extraer datos de pluviometría (<http://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/ifapa/ria/>). En concreto, se han obtenido datos de la estación agroclimática número 7 (IFAPA-CHURRIANA), que produce registros diarios de precipitación acumulada (L m^{-2}). Esta estación está situada a escasos metros de la estación del Aeropuerto de Málaga (6155A) de la AEMET.

Caudal del río Guadalhorce

No existen medidas directas del caudal real en la misma desembocadura del río Guadalhorce. Sin embargo se han empleado los datos de una estación piezométrica que existe en el tramo bajo del río Guadalhorce, a la altura de la localidad de Cártama (Estación número 38). En este punto del río ya se han incorporado al cauce la mayoría de afluentes mayoritarios. Por tanto se puede asumir que el caudal en la desembocadura es directamente proporcional al caudal en este punto del río.

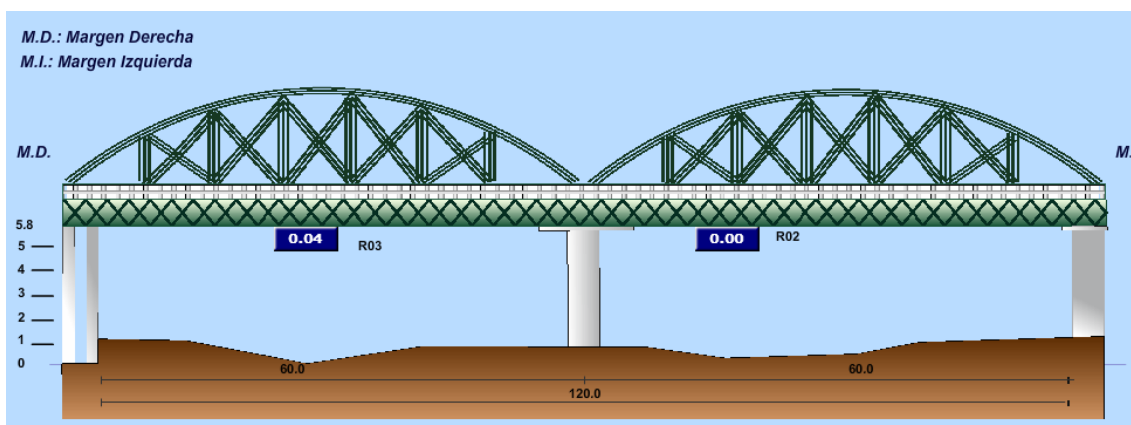


Figura 3.5. Diagrama del cauce del río Guadalhorce en la estación de medida piezométrica de Cártama: ST38 (Fuente: Redhidrosur). Imagen reproducida de <http://www.redhidrosurmedioambiente.es>.

Los datos de nivel del río se descargaron de la página web de la Red Hidrográfica del Sur (<http://www.redhidrosurmedioambiente.es>), organismo dependiente de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía. Se ha empleado el sensor *R03* por no presentar en su registro de alturas elevaciones transitorias debidas al terreno, como ocurre con el sensor *R02* (Figura 3.5).

La estación mide la altura del nivel del agua únicamente, y no el caudal. El método de Manning (Manning, 1981) permite obtener una estimación del caudal (Q) a partir del área de la sección transversal del flujo en ese punto $[A(h)]$, del radio hidráulico

o $R(h)$ y de la pendiente longitudinal del lecho del río en esa zona (S). El radio hidráulico $R(h)$ es la superficie de la sección del flujo $[A(h)]$ dividida entre el perímetro mojado $[P(h)]$. La expresión para un canal trapezoidal sería:

$$Q = \frac{1}{n} AR(h)^{\frac{2}{3}} S^{\frac{1}{2}} \quad (ec. 3.8)$$

$$R = \frac{A(h)}{P(h)} \quad (ec. 3.9)$$

En general, si asumimos que la morfología de la sección del cauce en la estación evaluada no varía con el tiempo, el único parámetro que cambiará con el tiempo será el nivel del agua sobre el fondo del canal (h). Dado el marcado carácter torrencial de este río, podemos asumir que el error cometido será asumible para el objetivo que perseguimos en este trabajo, que es una cuantificación relativa del caudal.

Para el cálculo de Q y R se han utilizado los valores empleados en un estudio hidrológico e hidráulico del cauce del río Guadalhorce en Cártama (ST38) realizado por la empresa Narval Ingeniería S.A. para la diputación de Málaga (<http://www.dipmalaga.es/planeamiento/pgou/29038/anexo%20iii-ai.pdf>), incluido como ANEXO III en el PGOU (Plan de Gestión y Ordenación Urbana) del municipio de Cártama, que a su vez se nutre de los datos de un estudio hidráulico (*Simulación hidrológica de las avenidas de diseño en el cauce del río Guadalhorce*, abril de 1992) elaborado por el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas-Ministerio de Fomento.

Tabla 3.4. Coeficientes empleados para la obtención del caudal a través de la fórmula de Manning

Parámetro	Valor
[n] Coeficiente de rugosidad de Manning	0.035
[S] Pendiente longitudinal del cauce (m/m)	0.01
[A] Anchura del fondo del canal (m)	80
[A] Talud derecho (m/m)	1.5
[A] Talud izquierdo (m/m)	1.5
[A] Nivel sobre el fondo (m)	0 a 6

Q se calculó introduciendo los parámetros en una calculadora de la fórmula de Manning para canales trapezoidales (<http://www.hawsedc.com/engcalcs/Manning-Trap.php>). La relación entre Q y la altura sobre el cauce h se ajustó al siguiente polinomio de cuarto orden (Figura 3.6):

$$Q(m^3s^{-1}) = -2.753 + 77.67 h + 166.2 h^2 - 12.96 h^3 + 0.743 h^4 \quad (ec. 3.10)$$

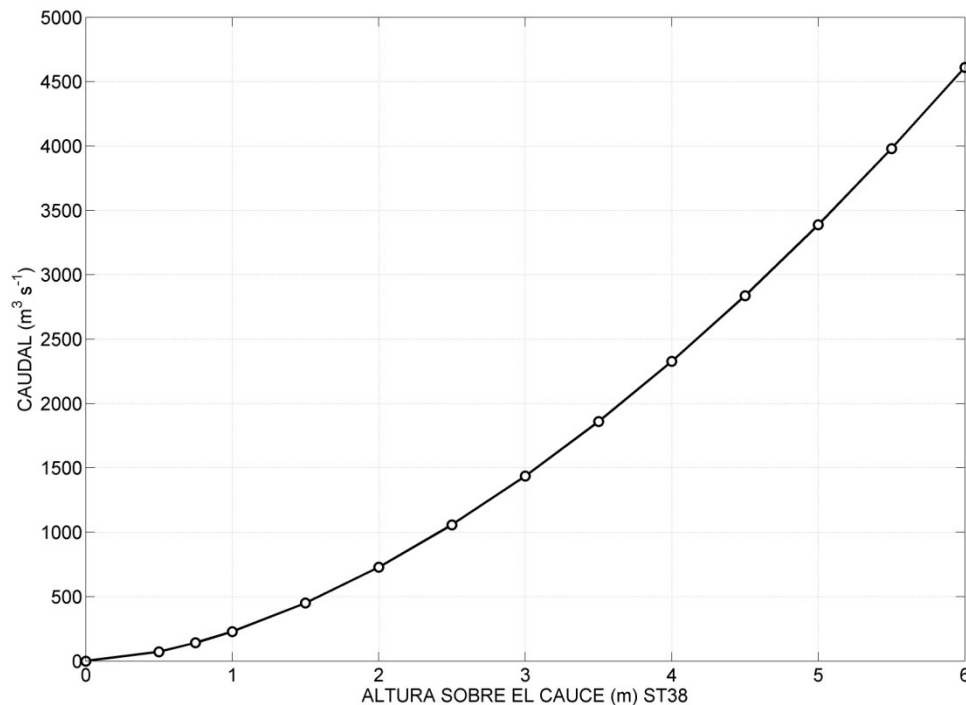


Figura 3.6. Curva ajustada de la altura del agua sobre el cauce del río Guadalhorce en la estación piezométrica de Cártama (ST-38) frente al caudal obtenido mediante la aplicación de la fórmula de Manning.

Oleaje

Se han empleado los datos de la boya de Málaga, con el código 1514, de la red costera de boyas de Puertos del Estado.

A partir de estos datos se calculó la media diaria de la altura significativa (H_s) como una medida de la energía contenida en el oleaje (Sverdrup y Munk, 1947). La altura significativa se define como la altura media en metros del tercio más alto de todas las olas medidas en un determinado periodo de tiempo (H_i). Es una medida histórica que se ha utilizado tradicionalmente pues se asimila muy bien a la altura percibida por el observador y también porque da una buena idea de la energía del oleaje.

$$H_s = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N/3} H_i \quad (\text{ec. 3.11})$$

3.2.4. Agregación vertical de los datos oceanográficos

Siguiendo la metodología empleada por diversos autores para la misma zona de estudio (Mercado et al., 2007 y 2012; Ramírez et al., 2005), los análisis de las variables hidrológicas y químicas se han llevado a cabo con valores promediados para la capa superficial de 20 m. Para simplificar, las variables oceanográficas así promediadas serán denotadas en el texto con el adjetivo “*superficial*”. Esta capa de agua está normalmente ocupada por el Agua Atlántica superficial más o menos modificada por la mezcla con el Agua Mediterránea Intermedia (ver el capítulo introductorio de esta tesis). Se trata de una capa generalmente bien mezclada e iluminada (Mercado et al., 2007; Mercado et al., 2005). El promedio vertical de las variables biogeoquímicas se ha calculado a partir de los valores obtenidos en superficie (0.5 m) y a 10 y 20 metros. En el caso de los perfiles hidrológicos, se utilizaron los valores metro a metro hasta 20 metros de

profundidad. El objeto de esta integración vertical es disminuir la variabilidad del error asociado a las medidas puntuales e incrementar la robustez de los valores agregados.

3.2.5. Agrupación espacial de las estaciones de muestreo

Como se ha comentado previamente, para realizar la zonación de la zona de estudio se ha empleado el análisis clúster de las k -medias (MacQueen, 1967; Hartigan y Wong, 1975, 1979) a partir de los promedios mensuales de la concentración de clorofila a (MODIS-Aqua) en cada píxel de la región (ver capítulo 1; ver también Cortés et al. (2012) o Mercado et al. (2013). La metodología es básicamente la misma que la descrita en el capítulo anterior salvo que los análisis se han realizado con los valores del ciclo anual normalizado. De esta manera la identificación de las zonas de productividad contrastante se basa únicamente en la forma relativa del ciclo anual y no tanto en el valor absoluto de la concentración de la clorofila a de satélite. La medida de distancia usada en este caso, denominada del “coseno”, consiste en transformar en 1 la norma o distancia euclídea al origen del vector de los atributos, en este caso los 12 valores promedio mensuales de cada píxel, pero manteniendo las proporciones relativas entre ellos. Esto se logra dividiendo el vector por su norma, puesto que el operador norma ($\|\vec{X}\|$) aplicado sobre un vector n -dimensional tiene la propiedad de la proporcionalidad:

$$\alpha\|\vec{X}\| = \|\alpha\vec{X}\| \quad (\text{ec. 3.12})$$

Por tanto, para el conjunto de los 12 valores promedios mensuales estandarizados para un píxel dado X_i , antes realizar del análisis clúster, se cumple la siguiente expresión:

$$\|\vec{X}\| = \sqrt{\sum_{i=1}^{12} (X_i)^2} = 1 \quad (\text{ec. 3.13})$$

De esta forma, los centroides obtenidos para cada clúster son la media (en nuestro caso mes a mes) de todos los ciclos mensuales normalizados de cada clúster, y por lo tanto su norma también será prácticamente igual a 1:

$$\|CENTROIDE\| = \left\| \frac{\sum_{j=1}^N \vec{X}_j}{N} \right\| \approx \frac{\sum_{j=1}^N \|\vec{X}_j\|}{N} = 1 \quad (\text{ec. 3.14})$$

El centroide obtenido de este análisis clúster modificado mantendrá las proporciones relativas respecto al ciclo anual promedio no estandarizado, obtenido a partir de los píxeles de la misma área ocupada por el clúster. Se ha comprobado que la norma de cada centroide está en torno a 0.99.

Como en el capítulo anterior, para determinar el número óptimo de clústeres, se ha utilizado el índice *RS* (Halkidi, 2001) y adicionalmente el índice de Silhouette (ec.3.15; Rousseeuw, 1987), que mediante su representación gráfica (ecuación 3.15) interpreta la adecuación de la clasificación de los individuos a su respectivo clúster. El índice compara la distancia de cada punto al centroide al que está asignado $a(i)$ y la distancia más próxima a cualquier otro clúster $b(i)$.

$$S(i) = \frac{b(i) - a(i)}{\max\{a(i), b(i)\}} \quad (\text{ec. 3.15})$$

A través de la media de los $S(i)$ se obtiene un único valor para un determinado número de clústeres que engloba la validez de la asignación de todos los individuos en conjunto. Si se representa este valor frente al número de clústeres, el número óptimo será aquel para el que el índice global sea máximo.

3.2.6. Análisis de la estacionalidad y de las tendencias

Para la caracterización de la estacionalidad y de las tendencias es necesario disponer de series temporales con una longitud suficiente. En el caso de las variables oceanográficas y ambientales se considera generalmente que la longitud mínima de la serie debe ser 10 años. Por ello, para este análisis sólo se emplearán los datos de las 9 estaciones que se han muestreado desde el comienzo del proyecto ECOMÁLAGA: P1, P2, P3, M1, M2, M3, V1, V2 y V3 (ver Figura 3.2).

Respecto a la caracterización de la estacionalidad, lo deseable sería disponer de datos recogidos mensualmente. Sin embargo, la mayoría de variables medidas en las campañas oceanográficas se recogieron trimestralmente, y por tanto la estacionalidad sólo pudo ser definida mediante promedios estacionales. Para esto se calcularon los cuartiles del año empezando en el mes de enero ($Q1=\{\text{Enero; Febrero; Marzo}\}$; $Q2=\{\text{Abril; Mayo; Junio}\}$; $Q3=\{\text{Julio; Agosto; Septiembre}\}$; $Q4=\{\text{Octubre, Noviembre; Diciembre}\}$). Para las variables ambientales y meteorológicas sí pudieron calcularse promedios mensuales. En todo caso, la significancia estadística de las diferencias entre los cuartiles dentro de cada UEE se determinó mediante el test de Kruskal-Wallis (Kruskal y Wallis, 1952). El mismo test se utilizó para determinar las diferencias entre las UEE en cada época del año.

En el caso particular de la concentración de la clorofila a , se reconstruyó el ciclo mensual en cada UEE a partir del centroide normalizado del clúster correspondiente. Dado que el centroide mantiene las proporciones relativas entre los valores promedio mensuales, se puede calcular el promedio mensual de los meses para los que no se dispone de datos *in situ* a partir de la relación lineal obtenida del ajuste entre los valores

del centroide normalizado y los promedios mensuales calculados con los datos clorofila *in situ* disponibles, (esto es para los meses de los que sí se dispone de datos) según la siguiente expresión:

$$X_k = a + b X_i \quad \forall i = k = [1,12] \quad (ec. 3.15)$$

Se asume así que el promedio mensual del centroide normalizado debe mantener una relación lineal con los promedios mensuales de la concentración de clorofila *in situ* de ese clúster. Debe notarse que estos valores no están en principio afectados por la sobreestimación sistemática y progresiva de la clorofila *a* de satélite producida por el algoritmo OC3M en el mar Alborán (que será descrita en el Capítulo IV).

Para el cálculo de las series desestacionalizadas o anomalías de cada variable, se sustrajo el ciclo estacional a la serie de datos original. El análisis de la tendencia lineal se llevó a cabo sobre la serie de las anomalías obtenidas de esta forma. Para calcular la pendiente lineal de la serie desestacionalizada se utilizó el método no paramétrico de *Sen* (Sen, 1968; Theil, 1950). Adicionalmente se obtuvo el valor de la pendiente mediante regresión lineal, siguiendo el método de los mínimos cuadrados. El método no paramétrico de *Sen* se basa en la estimación de la mediana de todas las pendientes calculadas entre cada pareja de puntos de la serie temporal, lo que minimiza el efecto de los valores extremos en la estimación de la pendiente. Ambas estimaciones de la pendiente lineal son por lo general muy similares, excepto para series de anomalías con valores extremos al inicio y/o al final. La significancia estadística de las tendencias obtenidas se determinó mediante el test no paramétrico Tau-b de Mann-Kendall (Mann, 1945; Kendall, 1975; Gilbert, 1987). El test de Tau-b se basa en el cómputo del número relativo de signos opuestos entre cada par de valores consecutivos, donde un signo positivo es un tramo creciente y un signo negativo decreciente. El estimador de la

pendiente de *Sen* está matemáticamente relacionado con el coeficiente de correlación Tau-b de Mann-Kendall, y se suelen emplear conjuntamente en la estimación de pendientes y en la determinación de tendencias de series temporales de datos ambientales (Hirsch, 1982, 1991).

3.3. Resultados

3.3.1. Agrupación espacial

El análisis clúster se ensayó pre-definiendo diferente número de clústeres desde 2 a 8. En la Figura 3.7(a-d) se muestran los resultados de la zonación obtenida para 2 a 6 clústeres. En la Figura 3.7(f) se han representado los índices *RS* y de Silhouette frente al número de clústeres, que permiten concluir que el número óptimo de clústeres para la zona es de 5, que explican un 82% de la variabilidad total. Debe notarse además que el índice de Silhouette desciende monótonamente a partir de $k=4$. El resultado del análisis para $k=6$, es similar al obtenido para $k=5$ salvo por una pequeña diferencia en el patrón del clúster 1, donde emerge una zona de transición entre la costa y el clúster 2 (Figura 3.7(d)). Nótese también cómo el clúster costero localizado al este (de color azul en la figura) no experimenta modificación en los análisis llevados a cabo con k mayor a 2. El clúster localizado entre las zonas costeras y la más alejada de costa (de color magenta en la figura) aparece bien definido en el análisis realizado para $k=4$.

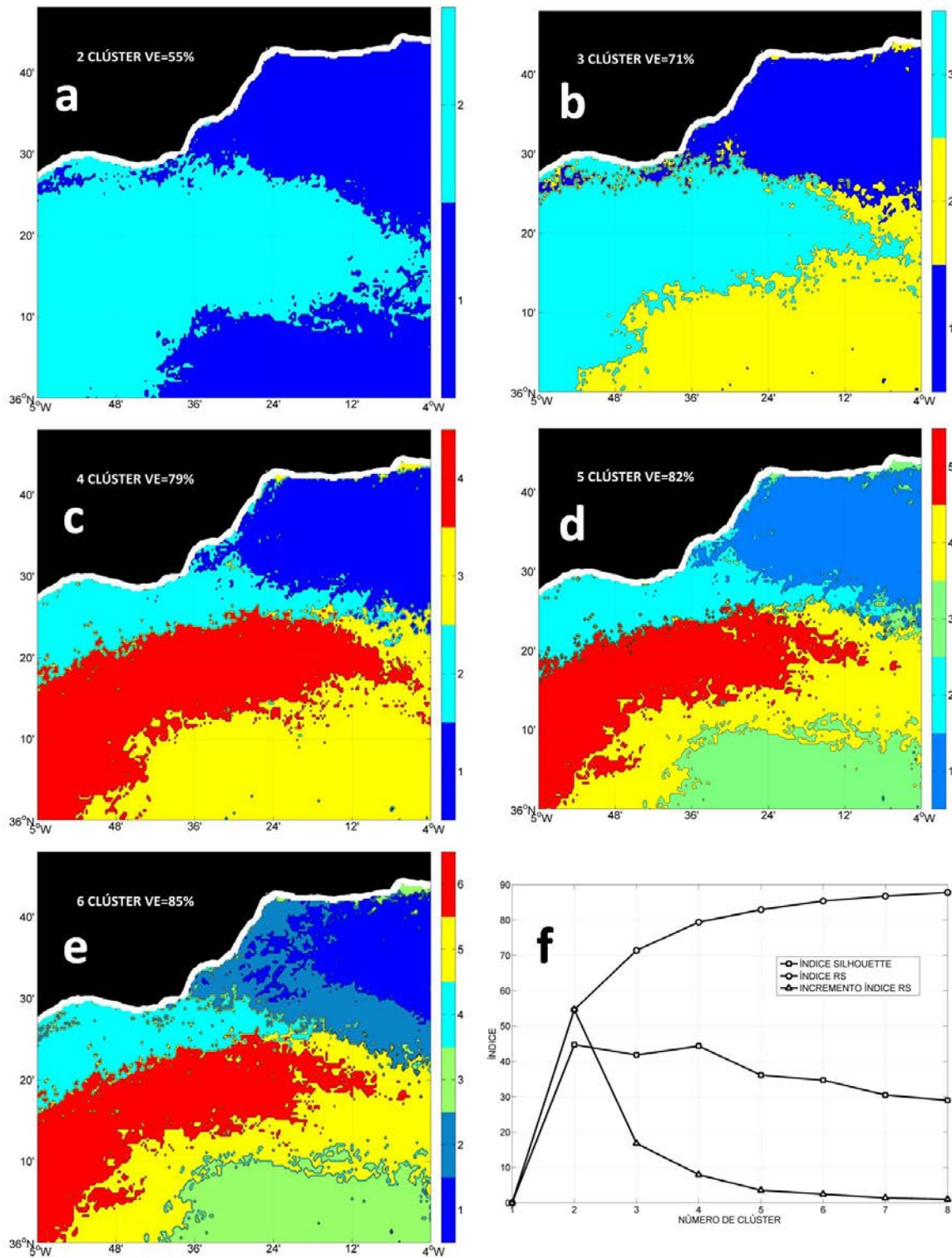


Figura 3.7. Mapas de distribución de clústeres para diferente K (de 2 a 6; a-e). Índices RS y Silhouette frente al número de clústeres de 1 a 8 (f).

La posición de las estaciones de muestreo ECOMÁLAGA se ha proyectado sobre la distribución de los clústeres obtenidos, con objeto de agruparlas en función del

modo de variación de su ciclo estacional de clorofila (Figura 3.8). La mayoría de las estaciones de muestreo resultaron agrupadas dentro de dos de los 5 clústeres obtenidos, principalmente el clúster localizado en las zonas más próximas a la costa de la mitad occidental (clúster 1 en color azul claro en la Figura 3.8) y oriental (clúster 2 de color azul oscuro en la Figura 3.8). Los dos clústeres más alejados de costa (en verde y amarillo en la Figura 3.8) no podrán ser evaluados, pues no se cuenta con datos de muestreos para esas zonas. Debe notarse que estas últimas probablemente corresponden con zonas influenciadas por el giro anticiclónico occidental de Alborán y el jet atlántico.

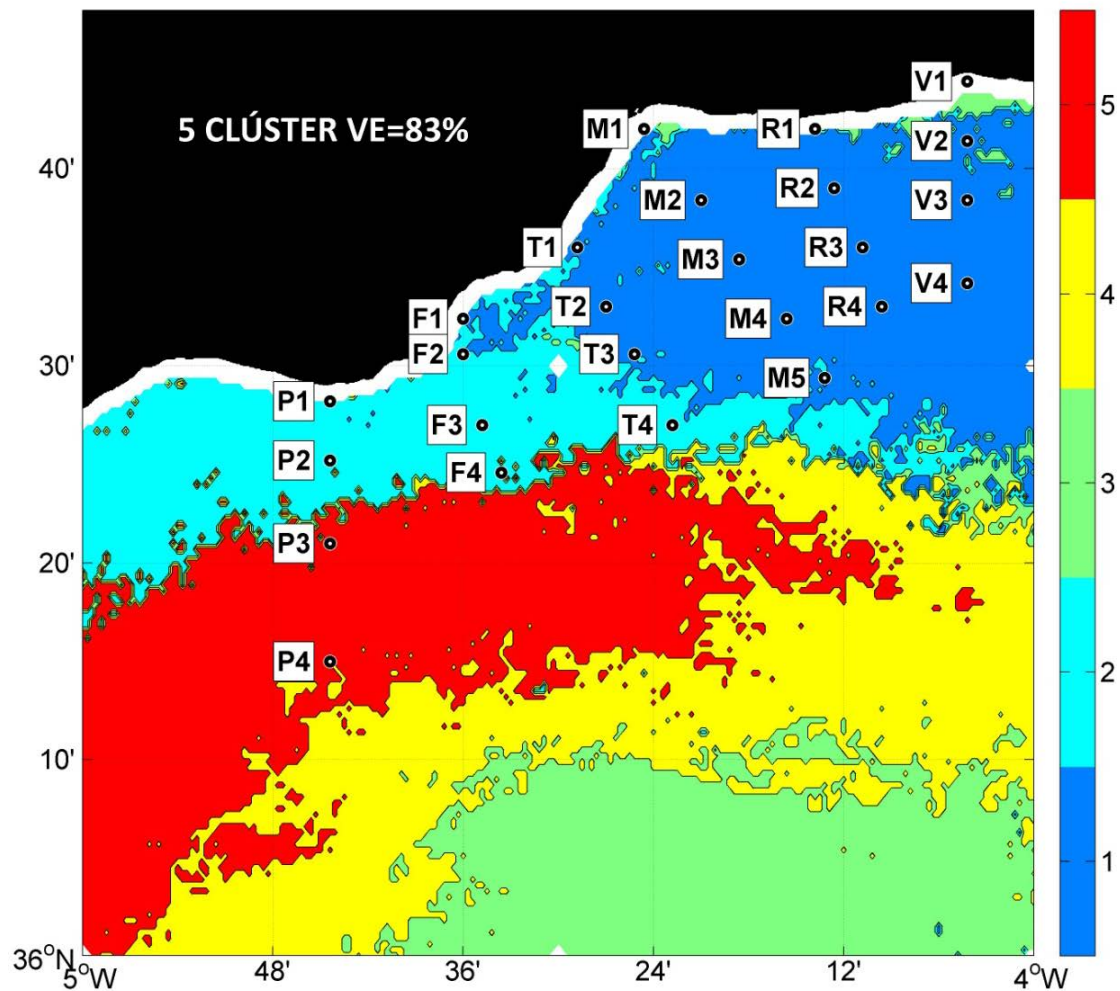


Figura 3.8. Distribución de 5 clúster (versión normalizada) para la clorofila-a en el área seleccionada. Distribución de las estaciones de muestreo ECOMÁLAGA.

Las estaciones costeras M1 y V1 estuvieron muy próximas a costa, por tanto su posición estuvo fuera del dominio de las imágenes de satélite. Por este motivo se ha optado por analizarlas separadamente (ver Tabla 3.5).

Tabla 3.5. Agrupación de las estaciones de muestreo ECOMÁLAGA, según el análisis clúster de imágenes de satélite.

UEE	CLÚSTER	ESTACIONES HISTÓRICAS	ESTACIONES NO HISTÓRICAS
1	1	M2, M3, V2 y V3	M4, V4, R2, R3, R4
2	2	P1, P2	F3
3	5	P3	P4
4	-	M1	
5	-	V1	

Por otro lado se ha optado por no incluir en los análisis de series temporales las estaciones localizadas próximas al límite entre dos clústeres (F2, F4, T2, T3, T4 y M5), así como las estaciones costeras F1, T1 y R1 que se muestrearon durante un periodo muy corto.

Con el fin de evaluar la compacidad del agrupamiento obtenido se llevó a cabo un análisis de las correlaciones lineales entre las series temporales de clorofila *a in situ* de las estaciones seleccionadas (Tabla 3.6). En principio cabe esperar que las correlaciones entre las series de clorofila para las estaciones clasificadas dentro del mismo grupo sean significativas.

Tabla 3.6. Coeficientes de determinación (R^2) de las correlaciones entre series temporales de la concentración superficial de clorofila a de las estaciones históricas ECOMÁLAGA. Se han sombreado las casillas con un coeficiente de determinación mayor a 0.4. (n.s.=no significativa; =95%; *=99%; **=99.9%)

EST	P1	P2	P3	M1	M2	M3	V1	V2	V3
P1	X								
P2	0.45 **	X							
P3	n.s.	0.13 *	X						
M1	0.38 **	0.13 *	n.s.	X					
M2	0.34 **	0.10	n.s.	0.29 **	X				
M3	0.19 **	0.14 *	n.s.	0.07	0.58 **	X			
V1	n.s.	n.s.	n.s.	0.31 **	0.33 **	0.09 *	X		
V2	0.10	n.s.	n.s.	0.19 **	0.42 **	0.42 **	0.19 **	X	
V3	0.14 *	n.s.	n.s.	n.s.	0.41 **	0.45 **	n.s.	0.49 **	X

El resultado más destacable es que la serie temporal para la estación P3 (clúster 5) sólo correlacionó significativamente (aunque de forma débil) con la estación P2. Todas las estaciones agrupadas dentro del clúster 1 estuvieron correlacionadas entre sí, al igual que las estaciones agrupadas dentro del clúster 2. No obstante, el coeficiente de correlación entre las estaciones M y V del clúster 1 fue algo menor que entre las estaciones de la propia radial, lo que puede deberse parcialmente a que normalmente los muestreos en ambas radiales se efectuaron en días diferentes (Mercado et al., 2007: Tabla 3.1). M1 estuvo correlacionada significativamente con P1 y V1, aunque las correlaciones fueron débiles (R^2 fue menor a 0.4). Sin embargo, la estación P1 estuvo correlacionada con la P2, por lo que se optará por agregar ambas estaciones para los análisis de series temporales.

Las estaciones históricas pertenecientes al clúster 1 (M2, M3, V2 y V3) estuvieron correlacionadas entre sí. Nótese también que la agrupación realizada mediante el análisis clúster tiene en cuenta los promedios mensuales de la clorofila de satélite de todos los meses del año, mientras que los datos de concentración de la clorofila *a in situ* no cubren bien todos los meses del año, lo que refuerza el resultado del agrupamiento.

La compacidad del agrupamiento se ha testado también comparando los promedios estacionales de clorofila *a* (Q_i) de las estaciones dentro de cada clúster (datos no mostrados). Las medias estacionales para las estaciones agrupadas en el clúster 1 (M2, M3, V2 y V3) por un lado, y en el clúster 2 (P1 y P2) por otro, no presentaron diferencias significativas entre sí. Los mismos test realizados sobre el resto de variables oceanográficas (nutrientes, temperatura, salinidad y derivadas) indican también que no hubo diferencias significativas, exceptuando las estaciones P1 y P2 agrupadas en el clúster 2, que presentaron diferencias significativas para la salinidad superficial, la profundidad de la picnoclina (PICNO) y el gradiente de densidades en la picnoclina (SIPIC). Estas diferencias son atribuibles a la diferente profundidad y distancia a costa de ambas estaciones, que sin embargo no se han reflejado en diferencias significativas en las concentraciones de la clorofila *a* ni de nutrientes.

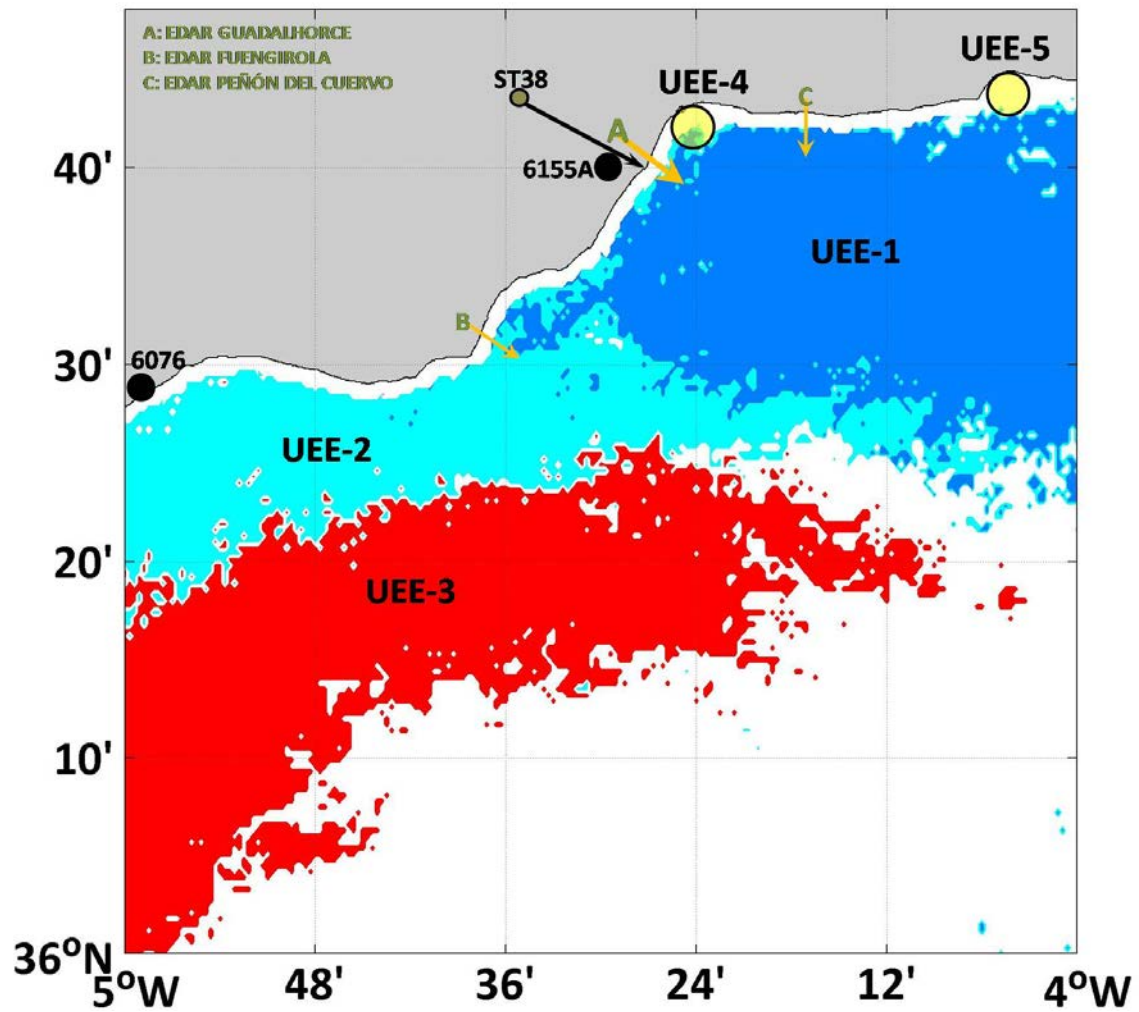


Figura 3.9. Localización de las estaciones meteorológicas (puntos negros), emisarios de las EDAR (flechas naranjas), y el curso aproximado del río Guadalhorce (flecha negra), indicando la estación de medida del nivel (st38) en un extremo y su desembocadura en el otro). La boya de oleaje de Málaga está situada en el centro del círculo mostrado en el área UEE-4. Por comparación, se presentan también las tres zonas en que ha resultado dividida el área ECOMALAGA, que serán analizadas en este capítulo.

3.3.2. Concentración de la clorofila *a*

Tabla 3.7. Estacionalidad de la concentración superficial de clorofila *a* (mg m^{-3}). Leyenda: UEE, unidad de evaluación de la eutrofización; Q_i , cuartiles del año comenzando en enero. Las diferencias significativas entre épocas del año (Q_i) se denotarán con letras { a =invierno(Q_1); b =primavera(Q_2); c =verano(Q_3); d =otoño(Q_4)}, mientras que las diferencias entre grupos se denotarán mediante números (1-5). Se incluye un superíndice en función del grado de la significancia obtenido (>95%; *>99%; **>99.9%).

UEE	Q1	Q2*	Q3*	Q4*
1*	0.92±0.39 (c)	0.99±1.00 (2)	0.49±0.48 (a-4)	0.64±0.44 (4)
2*	1.10±0.87	1.65±0.86 (cd-1)	0.85±0.54 (b)	1.06±1.06 (b)
3	1.04±1.07	1.11±0.79	1.03±0.73	0.77±0.36
4	0.96±0.75	1.22±0.65	1.13±0.78 (1)	1.36±0.97 (1)
5	0.79±0.48	0.88±0.50	1.11±1.50	0.79±0.48

El test de Kruskal-Wallis muestra que la concentración superficial (0-20 m) de clorofila *a* presentó algunas diferencias significativas entre épocas del año y entre UEE (Tabla 3.7).

El área UEE-2 presentó una concentración significativamente mayor en primavera (1.65 mg m^{-3}) respecto a verano y otoño. Sin embargo, UEE-1 presentó diferencias significativas entre invierno (Q_1) y verano (Q_3), siendo su promedio de verano el menor registrado en toda el área (0.49 mg m^{-3}). En contraste, las mayores concentraciones promediadas se obtuvieron en UEE-4 en otoño, y en verano en UEE-5.

Las zonas UEE-3 y UEE-5 no presentaron diferencias estacionales significativas. En el caso de UEE-3 resulta llamativa la elevada concentración superficial de clorofila *a* de verano, teniendo en cuenta que es una zona no próxima a la costa. El área UEE-5 por su lado, también presentó la mayor concentración promedio en verano, aunque esta se redujo en otoño. Sin embargo, UEE-4 presentó su valor máximo promedio en otoño.

Los valores promedio estacionales son mayores en UEE-2 que en el resto de áreas en invierno y primavera. En primavera (Q2) las diferencias entre UEE-2 y UEE-1 fueron significativas estadísticamente.

En la Figura 3.10 se presentan los promedios mensuales de la concentración de clorofila *a* para UEE-1, UEE-2 y UEE-3 obtenidos mediante el ajuste de los centroides normalizados, así como los promedios de la concentración de la clorofila *a in situ* para aquellos meses con un número representativo de datos ($n > 8$) para todas las UEE.

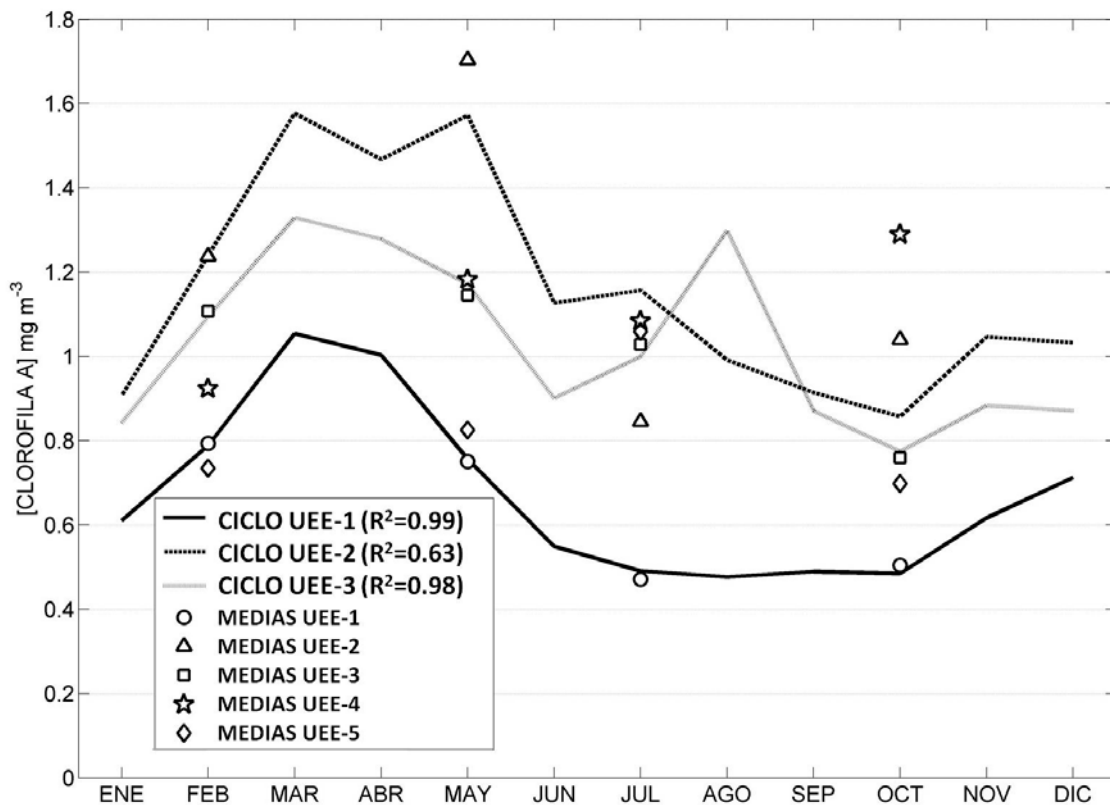


Figura 3.10. Promedios mensuales representativos y el ciclo ajustado de la concentración superficial de clorofila *a* para cada UEE.

Los promedios mensuales en UEE-2 fueron mucho mayores a los del resto de áreas, excepto el máximo de agosto que caracterizó el área UEE-3 (1.4 mg m^{-3}). La diferencia de concentración entre los ciclos ajustados de la clorofila de UEE-1 y UEE-2 es de 0.48 mg m^{-3} en promedio anual.

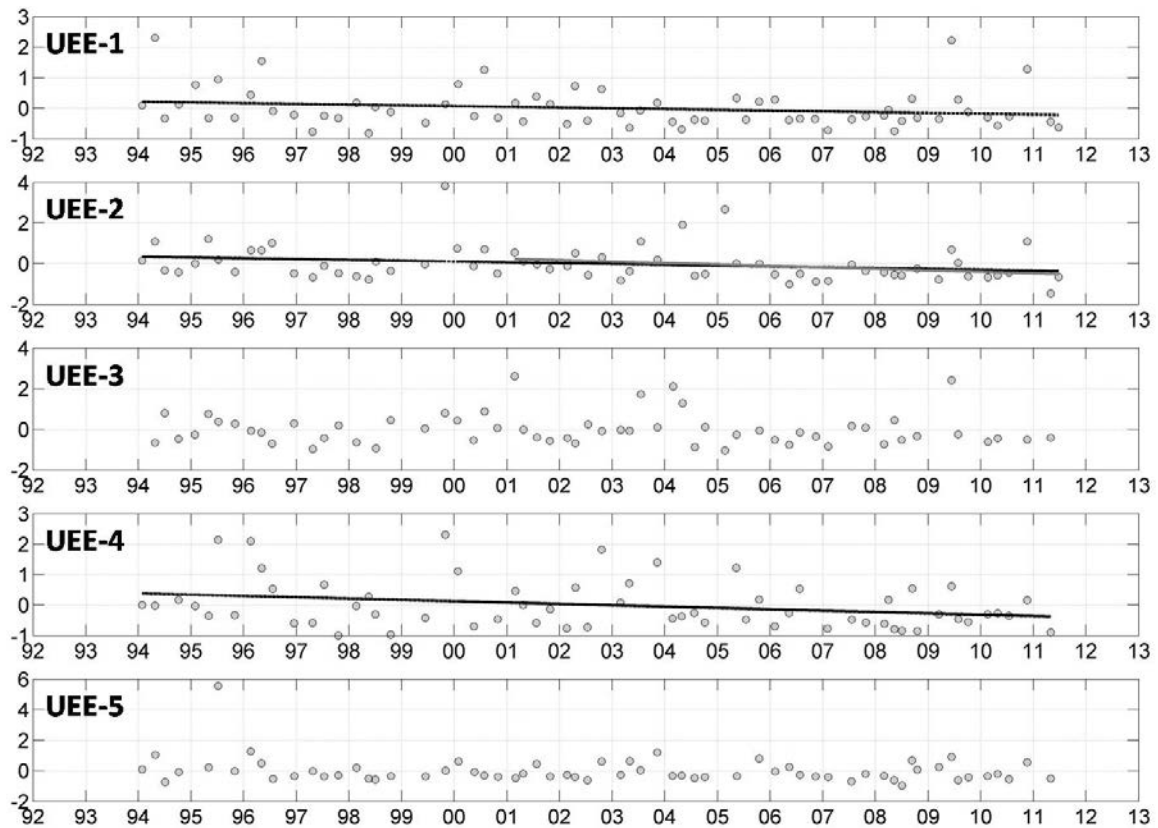


Figura 3.11. Serie temporal de anomalías de la concentración de clorofila a superficial (mg m^{-3}). Las líneas indican las tendencias temporales que fueron significativas estadísticamente

La Figura 3.11 muestra la serie temporal desestacionalizada de concentración superficial de clorofila *a in situ* para cada UEE. En el caso de las áreas UEE-1, UEE-2 y UEE-3, las anomalías se han obtenido sustrayendo a la serie original el ciclo anual ajustado correspondiente de promedios mensuales (Figura 3.10). Para UEE-4 y UEE-5 se han sustraído los promedios estacionales.

Tabla 3.8. Tendencias calculadas para diferentes periodos de tiempo de la concentración superficial de clorofila *a* ($\text{mg m}^{-3} \text{año}^{-1}$). Leyenda: T INI y T FIN : representan el periodo completo cubierto por la serie temporal en formato AAAA MM. NT es el número total de valores de la serie temporal, A es el periodo de tiempo cubierto por la serie temporal en años, y DT es el intervalo temporal medio entre observaciones expresado en días.

UEE	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P
1*	1994 1	2011 6	67	17	95	-0.0250	-0.0192	0.05
	1994 1	2006 11	48	13	97	-0.0476	-0.0286	0.12
	2000 1	2011 6	46	11	91	-0.0181	-0.0229	0.18
2*	1994 1	2011 6	64	17	99	-0.0396	-0.0373	0.01
	1994 1	2006 11	47	13	99	-0.0162	-0.0282	0.28
	2000 1	2011 6	43	11	97	-0.0656	-0.0772	0.02
3	1994 4	2011 5	59	17	105	-0.0084	-0.0190	0.26
	1994 1	2006 11	46	13	99	0.0015	-0.0177	0.54
	2000 1	2011 5	40	11	103	-0.0541	0.0428	0.12
4*	1994 1	2011 5	62	17	102	-0.0434	-0.0305	0.04
	1994 1	2006 11	44	12	104	-0.0234	-0.0203	0.54
	2000 1	2011 5	42	11	98	-0.0541	-0.0329	0.17
5	1994 1	2011 5	63	17	100	-0.0384	-0.0151	0.17
	1994 1	2006 11	46	13	102	-0.0523	-0.0094	0.56
	2000 1	2011 5	43	11	96	-0.0138	-0.0146	0.36

En general, todas las series de clorofila superficial mostraron pendientes negativas aunque no todas fueron significativas (Tabla 3.8). Este resultado indica que la concentración superficial de clorofila *a* en todo el área ECOMÁLAGA tendió a disminuir en el periodo investigado. Las tendencias para el periodo 1994-2011 fueron significativas para UEE-1, UEE-2 y UEE-4. La pendiente estimada mediante el método de *Sen* fue inferior en el caso de UEE-1 ($-0.0192 \text{ mg m}^{-3} \text{ año}^{-1}$), frente a las registradas en las UEE-2 ($-0.0373 \text{ mg m}^{-3} \text{ año}^{-1}$) y UEE-4 ($-0.0305 \text{ mg m}^{-3} \text{ año}^{-1}$). Además, la UEE-2 presentó una importante tendencia negativa en el periodo 2000-2011 ($-0.0772 \text{ mg m}^{-3} \text{ año}^{-1}$). Por el contrario, en el periodo 1994-2006 no presentó tendencias significativas, indicando un cambio de tendencia, que tampoco se produjo en UEE-1.

Los promedios estacionales y los resultados de las comparaciones estadísticas entre período del año y área de agregación de las variables que se presentan a

continuación, se detallan en el Anexo 1. En el mismo Anexo se recogen los resultados del análisis de tendencias temporales

3.3.3. Nutrientes inorgánicos disueltos

La mayor concentración promediada estacionalmente de nitrato (Anexo I, Tabla 8.1) se obtuvo en primavera en el área UEE-5 (1.63 μM), seguida por la obtenida en UEE-2 y UEE-5 en invierno (1.53 μM). En el otro extremo, el menor valor promedio se obtuvo en UEE-1 en verano (0.29 μM). En invierno y primavera las concentraciones de nitrato tendieron a ser mayores que en las otras épocas del año. Particularmente, la mayor concentración estacional de nitrato en UEE-1 se obtuvo en invierno. En contraste, la concentración promediada en verano fue significativamente menor que en invierno en todas las áreas excepto UEE-3. En esta área, las concentraciones de nitrato registradas en verano y otoño fueron significativamente mayores respecto a las registradas en UEE 1. En verano también fueron significativamente mayores a las obtenidas en UEE-5.

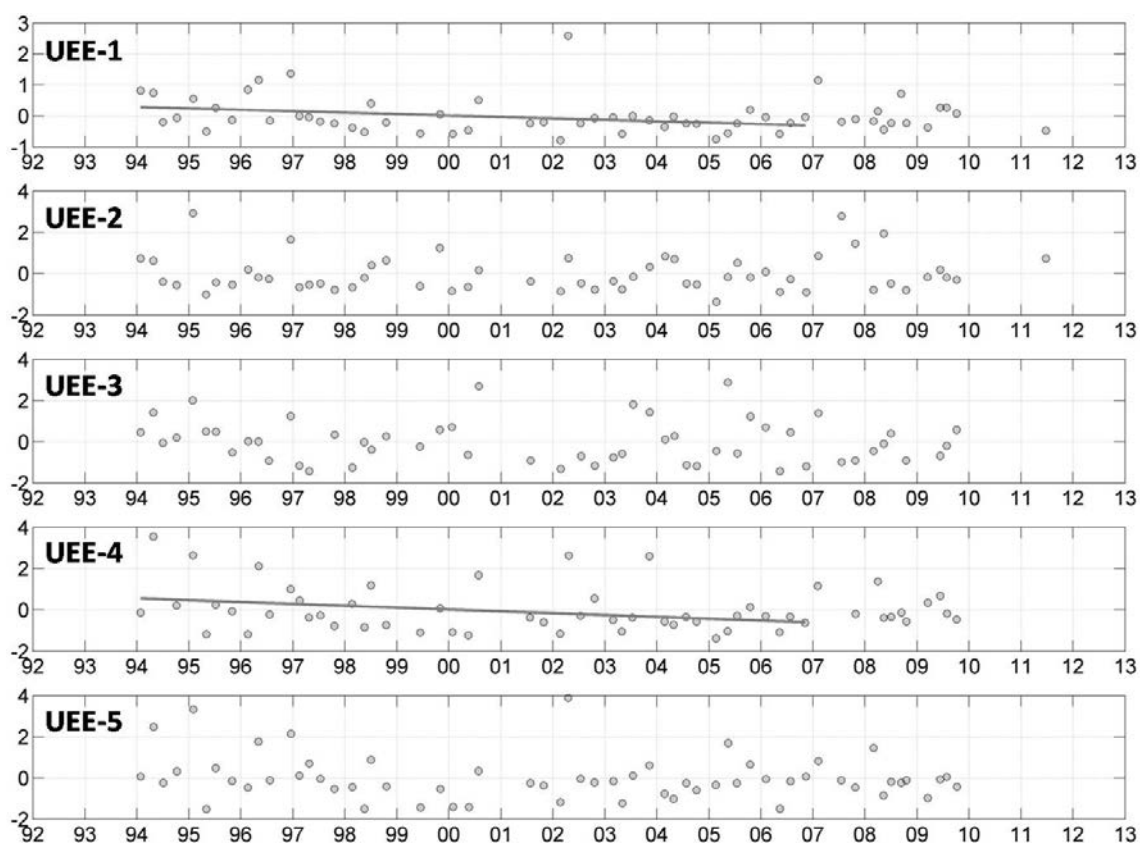


Figura 3.12. Serie temporal de anomalías de la concentración superficial de nitrato (μM). Las líneas indican las tendencias temporales que fueron significativas estadísticamente. Los resultados completos del análisis se muestran en la Tabla 8.2. (Anexo I).

No se detectaron tendencias significativas en la concentración de nitrato en el periodo 1994-2009/2011 (Anexo I, Tabla 8.2), aunque los valores de las pendientes (que variaron entre -0.01 y $-0.03 \mu\text{M año}^{-1}$) fueron en general negativos (excepto para UEE-2) y dentro del rango encontrado por Mercado et al. (2012; desde -0.01 a $-0.08 \mu\text{M año}^{-1}$). Si se reduce el periodo análisis a 1994-2006, las tendencias fueron significativas en UEE-1 ($-0.034 \mu\text{M año}^{-1}$) y UEE-4 ($-0.059 \mu\text{M año}^{-1}$). Por el contrario, para el periodo 2000-2009 no se obtuvieron tendencias significativas, e incluso las pendientes obtenidas fueron positivas.

El rango de variabilidad de los promedios estacionales de la concentración de fosfato fue comparativamente menor que el de nitrato, con un valor máximo obtenido en invierno en UEE-4 ($0.27 \mu\text{M}$) y mínimos de $0.10 \mu\text{M}$ obtenidos durante casi todo el

ciclo anual en UEE-1 (Anexo I, Tabla 8.3). En esta área, las concentraciones de otoño fueron significativamente menores a las de invierno. Para las otras áreas, no se obtuvo ningún patrón estacional reseñable.

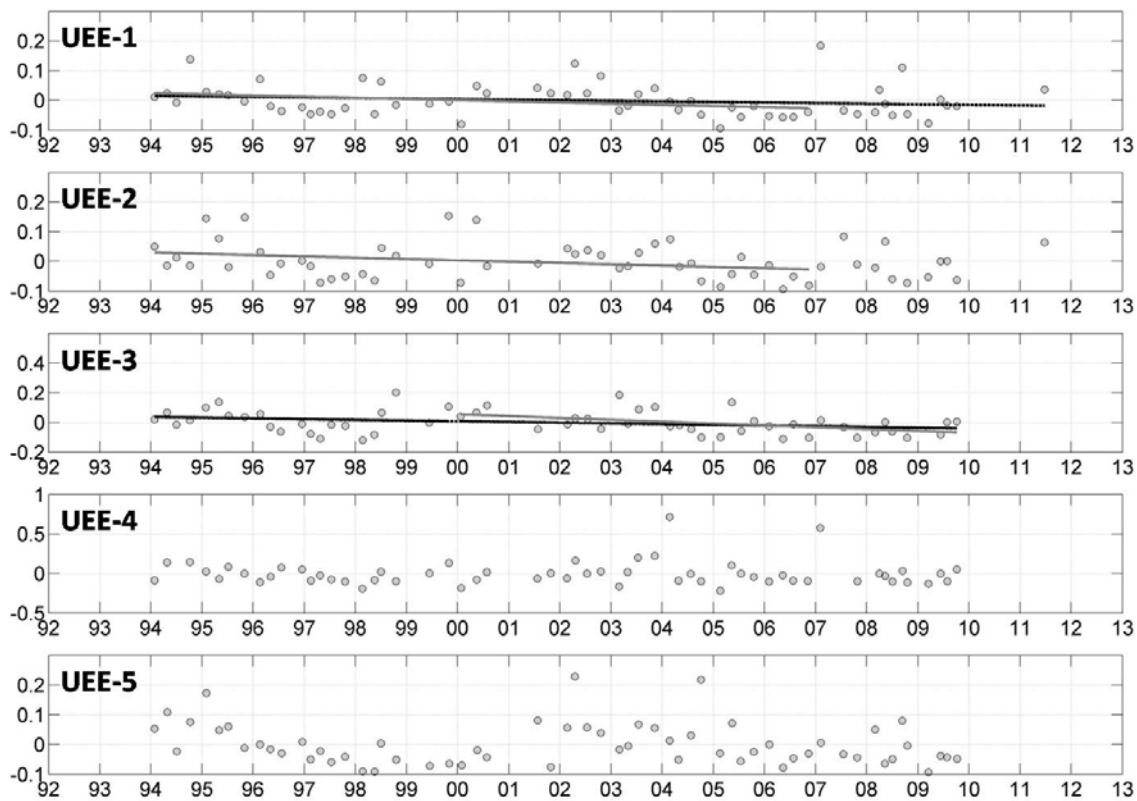


Figura 3.13. Series temporales de anomalías de la concentración superficial de fosfato (μM). Las líneas indican las tendencias temporales que fueron significativas estadísticamente. Los resultados completos del análisis se muestran en la Tabla 8.4. (Anexo I).

Las pendientes de la serie temporal desestacionalizada de la concentración de fosfato fueron negativas para todas las UEE y periodos de tiempo evaluados. Las tendencias fueron significativas para el periodo 1994-2011 en UEE-1 ($-0.0026 \mu\text{M año}^{-1}$) y UEE-3 ($-0.0048 \mu\text{M año}^{-1}$). Para el periodo 1994-2006, se obtuvieron pendientes significativas para UEE-1 ($-0.0042 \mu\text{M año}^{-1}$) y UEE-2 ($-0.0043 \mu\text{M año}^{-1}$). Sin embargo, para estas UEE no se obtuvieron tendencias significativas en el periodo 2000-2011. Por otro lado, la UEE-3 presentó una tendencia significativa para este último periodo, con una pendiente notablemente alta de $-0.012 \mu\text{M año}^{-1}$. Las series temporales

de concentración de fosfato en UEE 4 y 5 no presentaron tendencias significativas para ninguno de los periodos evaluados.

Los promedios estacionales más elevados de silicato fueron registrados en UEE 4 y 5 ($1.73 \mu\text{M}$), seguidas por UEE-2 ($1.64 \mu\text{M}$) (Anexo I, Tabla 8.5). Todos estos máximos se obtuvieron en invierno. En el otro extremo, el valor promediado más bajo se registró en primavera en UEE-1 ($0.72 \mu\text{M}$), que también presentó los valores menores en verano y otoño. La concentración de silicato en las áreas UEE 1 y 2 presentó un ciclo estacional con valores mayores en invierno respecto a verano y primavera (esto último sólo en UEE-1). Por el contrario, no se obtuvo un ciclo estacional claro en UEE-3, UEE-4 y UEE-5.

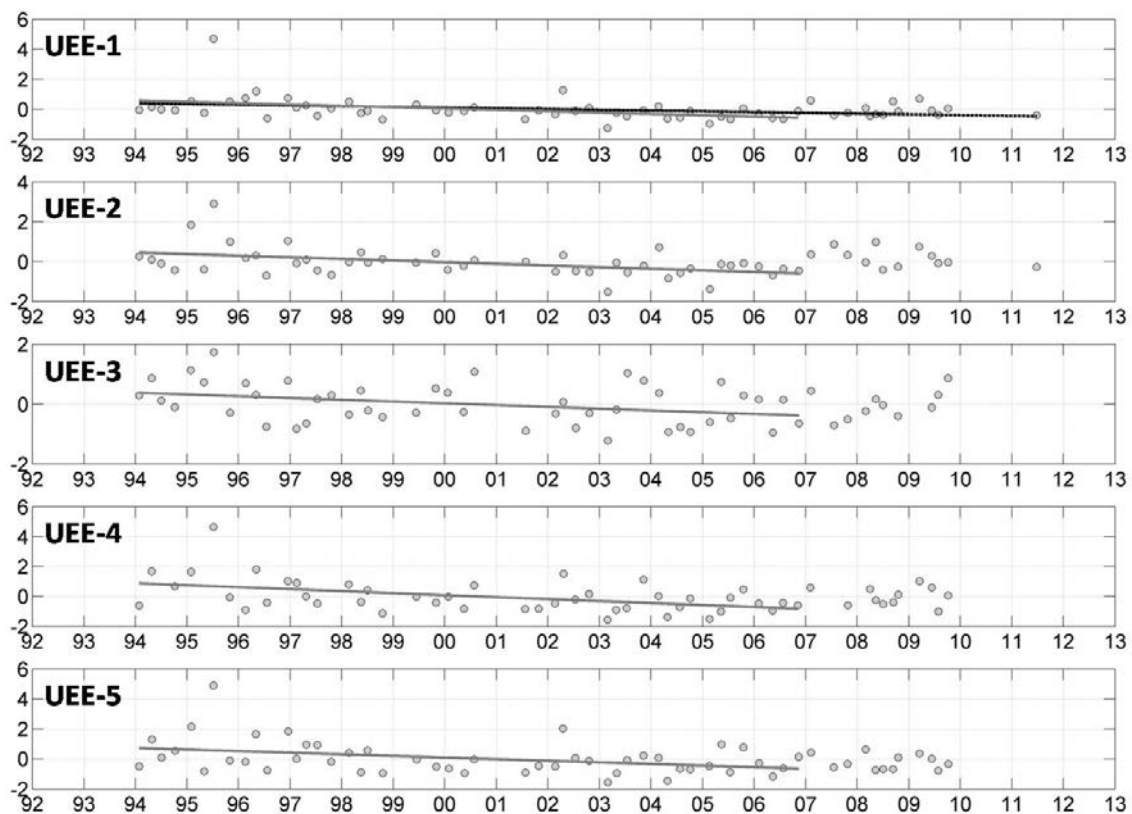


Figura 3.14. Serie temporal de anomalías y tendencias de la concentración superficial de silicato (μM). Las líneas indican las tendencias temporales que fueron significativas estadísticamente. Los resultados completos del análisis se muestran en la Tabla 8.6. (Anexo I).

La concentración de silicato tendió a disminuir en las cinco áreas evaluadas para el periodo 1994-2006. Para ese periodo, la pendiente obtenida para las series temporales de UEE 1, 2 y 3 varió entre -0.05 y -0.06 $\mu\text{M año}^{-1}$. Las pendientes fueron más acusadas para UEE-4 y 5 (-0.105 y -0.077 $\mu\text{M año}^{-1}$ respectivamente). Si se considera el periodo completo para el cálculo de la pendiente (1994-2011), esta fue sólo significativa en UEE-1 (-0.028 $\mu\text{M año}^{-1}$). Es de notar que este cambio de tendencia en la serie de silicato es similar al obtenido para el nitrato.

3.3.4. Temperatura y salinidad superficiales

La mayor amplitud del ciclo anual de temperatura se obtuvo en las zonas costeras UEE 4 y 5 (Anexo I, Tabla 8.7). La estacionalidad de la temperatura se caracterizó por los valores más altos obtenidos en el periodo verano-otoño frente a los valores comparativamente más bajos obtenidos en invierno-primavera.

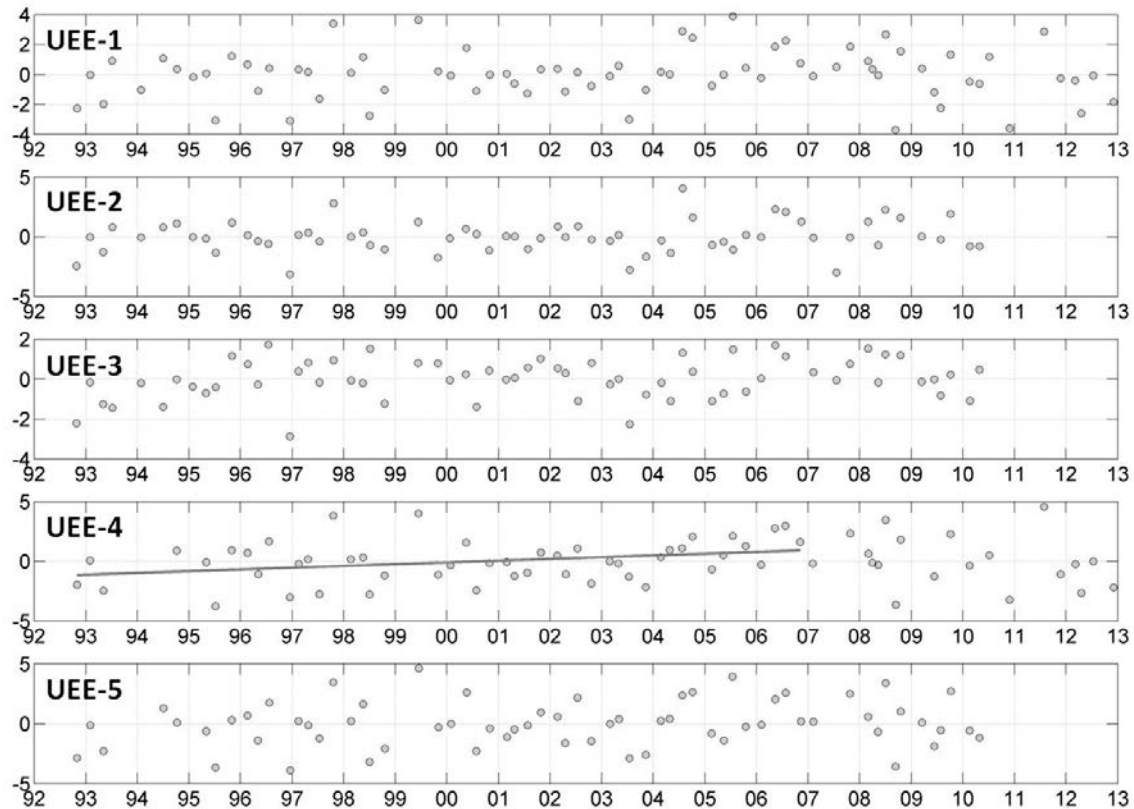


Figura 3.15. Serie temporal de anomalías y tendencias de la temperatura superficial (°C). Las líneas indican las tendencias temporales que fueron significativas estadísticamente. Los resultados completos del análisis se muestran en la Tabla 8.8. (Anexo I).

La serie temporal de anomalías de temperatura presentó pendientes positivas para el período completo analizado (1992-2010/2012) en todas las áreas, con un valor que varió entre +0.01 y los +0.06 °C año⁻¹. Sin embargo, las tendencias no fueron significativas estadísticamente. Para el periodo 1992-2006, sólo el área UEE-4 presentó una tendencia significativa con una pendiente de +0.15 °C año⁻¹. Para el periodo 2000-2012 no se registraron tendencias en la temperatura.

En general, en todas las áreas la salinidad fue menor en verano y mayor en primavera (Anexo I, Tabla 8.9). La menor salinidad superficial se obtuvo en otoño en UEE-3 (36.6). En este área, la salinidad en primavera y verano fue también menor que en las otras zonas. Este hecho sugiere la presencia de aguas atlánticas superficiales en la

UEE-3. En contraste, las mayores salinidades promedio aparecieron durante todo el año en las zonas costeras UEE 4 y 5 (37.4).

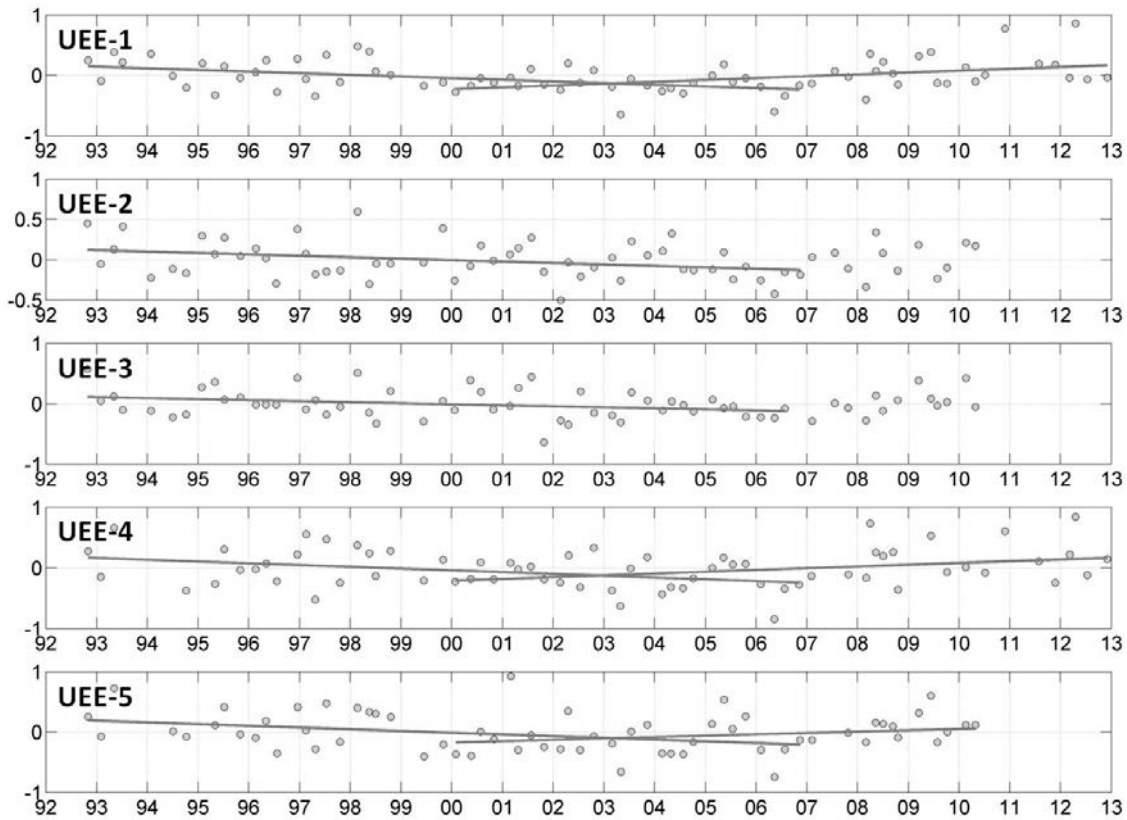


Figura 3.16. Serie temporal de anomalías y tendencias significativas de la salinidad superficial. Las líneas indican las tendencias temporales que fueron significativas estadísticamente. Los resultados completos del análisis se muestran en la Tabla 8.10. (Anexo I).

Para el periodo completo de estudio (1992-2010/2012), la salinidad no presentó tendencias significativas. Sin embargo, durante el periodo 1992-2006 se registraron tendencias significativas y negativas en todas las áreas. En UEE-1, 4 y 5, las pendientes variaron entre -0.027 y -0.029 año⁻¹ mientras que en UEE 2 y 3 estas fueron menores (-0.015 y -0.017 año⁻¹, respectivamente). Debe notarse que las tendencias negativas de la salinidad obtenidas por Mercado et al. (2012) y Vargas-Yáñez et al. (2010b) para el período 1992-2008 fueron similares (entre -0.015 y -0.024 año⁻¹). Mercado et al. (2007) también registraron una tendencia negativa y significativa en la salinidad superficial en el periodo 1992 y 2002. En contraste, en el presente trabajo, las tendencias fueron

significativas y positivas para el periodo 2000-2012 en UEE 1, 4 y 5 (zona de bahía de Málaga), presentando pendientes entre +0.02 y +0.03 año⁻¹.

3.3.5. Componente geostrófica zonal de la corriente costera superficial

Se ha obtenido la corriente geostrófica entre estaciones de las áreas UEE-1 (V2-V3) y UEE-2 (P2-P3) lo que dispone de una estimación de la componente paralela a la costa de la corriente. Para las zonas UEE-4 (M1) y UEE-5 (V1) las velocidades calculadas entre V2 y V3 pueden considerarse representativas. Sin embargo, para el área UEE-3 no es posible calcular la velocidad de la corriente; no obstante en esta área las corrientes zonales deben estar muy ligadas a la dinámica del jet y desligadas de la dinámica costera (Cano y García-Lafuente, 1991).

La velocidad zonal superficial de la corriente geostrófica en UEE-2 resultó significativamente menor en otoño que en invierno y primavera (Anexo I, Tabla 8.11). Sin embargo, en UEE-1 la corriente en verano fue significativamente menor respecto a invierno. El sentido medio de la corriente en el área fue oeste-este (positiva), excepto en verano en UEE-1, donde pasó a ser este-oeste (negativa). Las mayores velocidades promedio se registraron en primavera e invierno, tanto en UEE-1 como en UEE-2.

Generalmente las velocidades promedio en UEE-2 fueron mayores que en UEE-1, excepto en otoño.

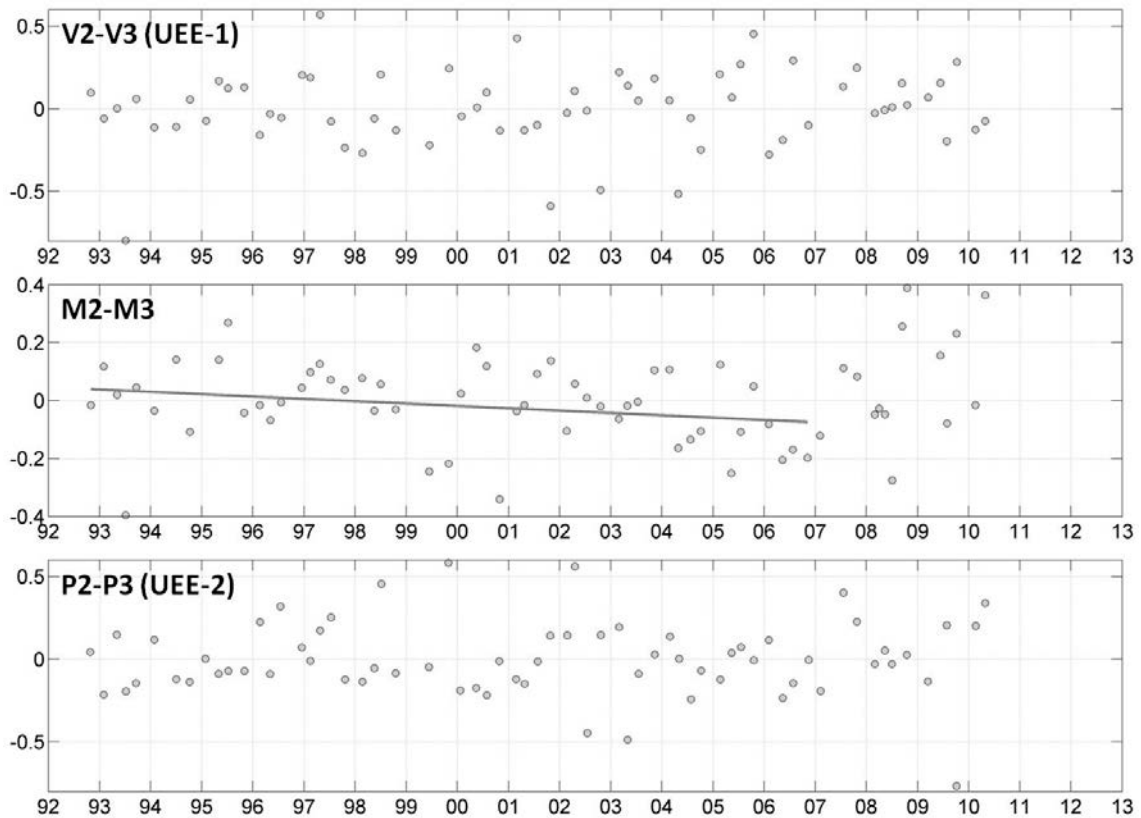


Figura 3.17. Serie temporal de anomalías de la velocidad superficial de la corriente geostrófica ($m s^{-1}$). La línea indica la tendencia temporal significativa estadísticamente. Los resultados completos del análisis se muestran en la Tabla 8.12. (Anexo I).

Solo se obtuvieron tendencias significativas en la velocidad geostrófica entre las estaciones M2-M3 para el periodo 1992-2006, indicando una tendencia relativa de descenso de la corriente hacia el este. La velocidad entre estas dos estaciones no es zonal, aunque se ha optado por incluirla para mostrar la elevada variabilidad de la corriente geostrófica existente dentro de una misma unidad (UEE-1).

3.3.6. Velocidad y distancia a la costa del jet atlántico

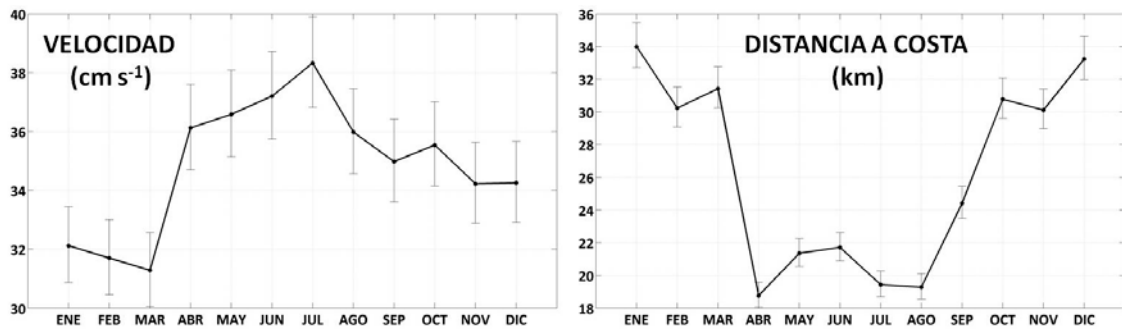


Figura 3.18. Estacionalidad del jet atlántico a su entrada en el mar Alborán a través del estrecho de Gibraltar. La distancia a costa se ha estimado a partir del ángulo del jet en el estrecho de Gibraltar siguiendo a Sarhan et al. (2000).

La máxima velocidad superficial promediada mensualmente se obtuvo entre abril y agosto, con un máximo en el mes de julio (38 cm s^{-1}) (Anexo I, Tabla 8.13). Por contra, las menores velocidades ($31\text{-}32 \text{ cm s}^{-1}$) se obtuvieron en invierno, con el valor mínimo en marzo. Las estaciones del año en las que más alejado estuvo el chorro de la costa en promedio ($30\text{-}34 \text{ km}$) fueron invierno y otoño. El jet se situaría más próximo a la costa desde abril hasta agosto, encontrando la mínima distancia promedio en el mes de abril (18.7 km).

Las mayores velocidades de la corriente se registraron en primavera y verano (36.6 cm s^{-1}). Las diferencias en el módulo de la velocidad y en el ángulo del jet entre los periodos primavera-verano y otoño-invierno fueron significativas estadísticamente, indicando que hubo dos periodos anuales muy claramente diferenciados. Así mismo, los valores del módulo de la velocidad en invierno y otoño fueron significativamente distintos entre sí, algo que no se obtiene para la distancia a la costa.

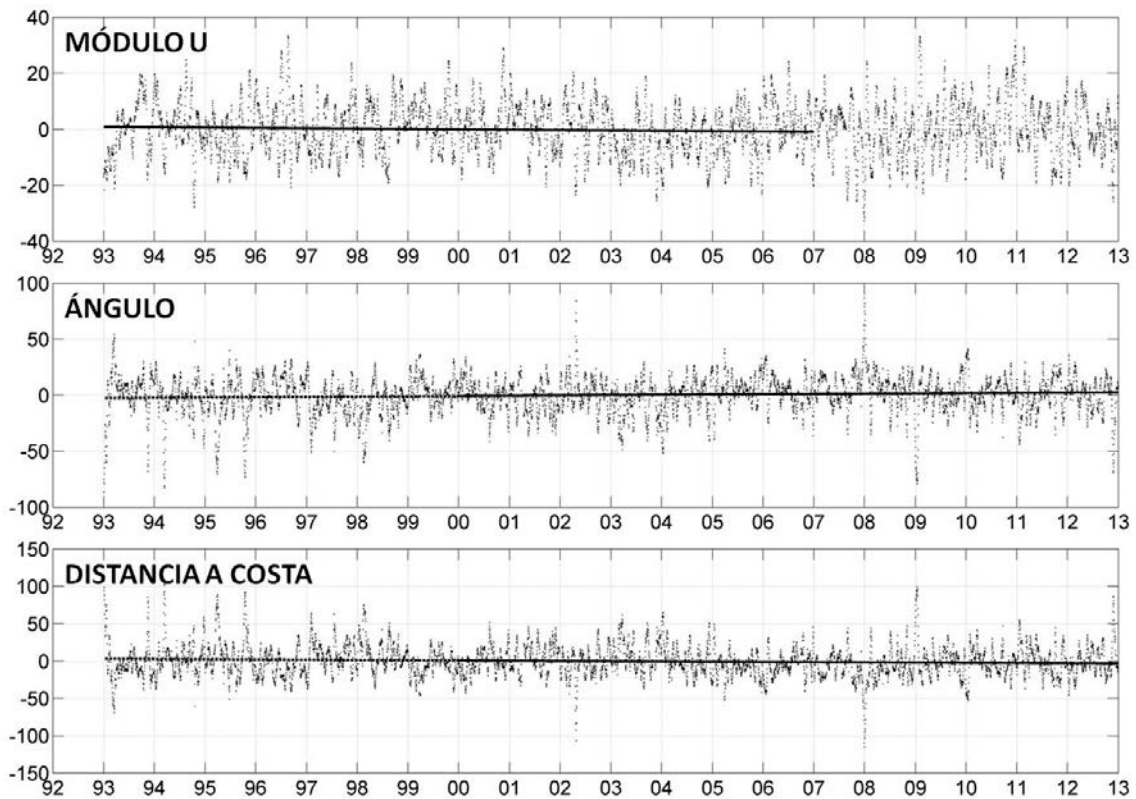


Figura 3.19. Serie temporal de anomalías de las propiedades del jet atlántico a su entrada en el mar Alborán. El módulo de la velocidad se expresa en cm s^{-1} , el ángulo de entrada en grados y la distancia a la costa en km. Las líneas indican las tendencias temporales que fueron significativas estadísticamente. Los resultados completos del análisis se muestran en la Tabla 8.14. (Anexo I).

El módulo de la velocidad del jet atlántico presentó una tendencia negativa durante el periodo 1993-2006 ($-0.12 \text{ cm s}^{-1} \text{ año}^{-1}$), estimándose una disminución promedio del 3% en 10 años. Por contrario, no presentó tendencia a partir del año 2000. Por su lado, el ángulo de entrada del jet en Alborán presentó una tendencia significativa positiva de 2000 a 2012 ($+0.3 \text{ grados año}^{-1}$), indicando que el chorro tendió a aproximarse a la costa noroccidental del mar Alborán a partir del año 2000 ($-0.36 \text{ km año}^{-1}$), lo que representa para un periodo de 10 años una disminución de la distancia a costa de 14% en promedio.

3.3.7. Espesor de la capa de mezcla y profundidad de la piconoclina permanente

Los valores promedio de la profundidad de la capa de mezcla (MLD) y de la profundidad de la piconoclina (PICNO) siguieron un mismo patrón, aunque la profundidad de la piconoclina fue normalmente mayor que MLD (Anexo I, Tabla 8.15). Los mayores valores promediados de PICNO y MLD se obtuvieron en invierno para UEE-3. En esta época del año, el grosor de la capa de mezcla fue la mayor de todas las áreas. De hecho, en UEE-1 y UEE-2, los valores promediados para invierno fueron significativamente mayores a los de primavera y verano, y los valores de verano también fueron significativamente distintos a los de otoño. En general la profundidad de la capa de mezcla fue menor en verano en todas las áreas. En UEE 4 y 5 las diferencias entre épocas del año no fueron significativas por tratarse de estaciones muy someras.

La profundidad de la capa de mezcla fue mayor en promedio en UEE-3 que en las otras áreas durante todo el ciclo estacional, excepto en otoño, cuando esta fue mayor en UEE-1.

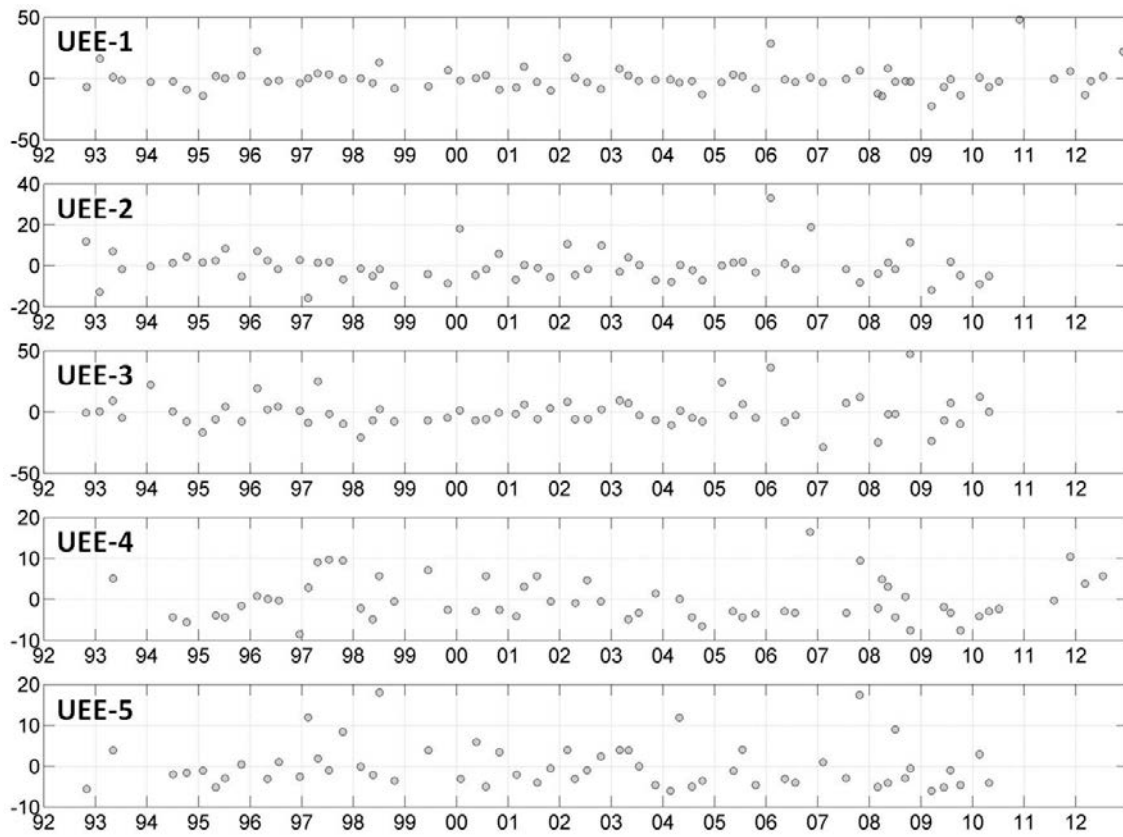


Figura 3.20. Serie temporal de anomalías en la profundidad de la capa mezclada, MLD (m). Los resultados completos del análisis se muestran en la Tabla 8.16. (Anexo I).

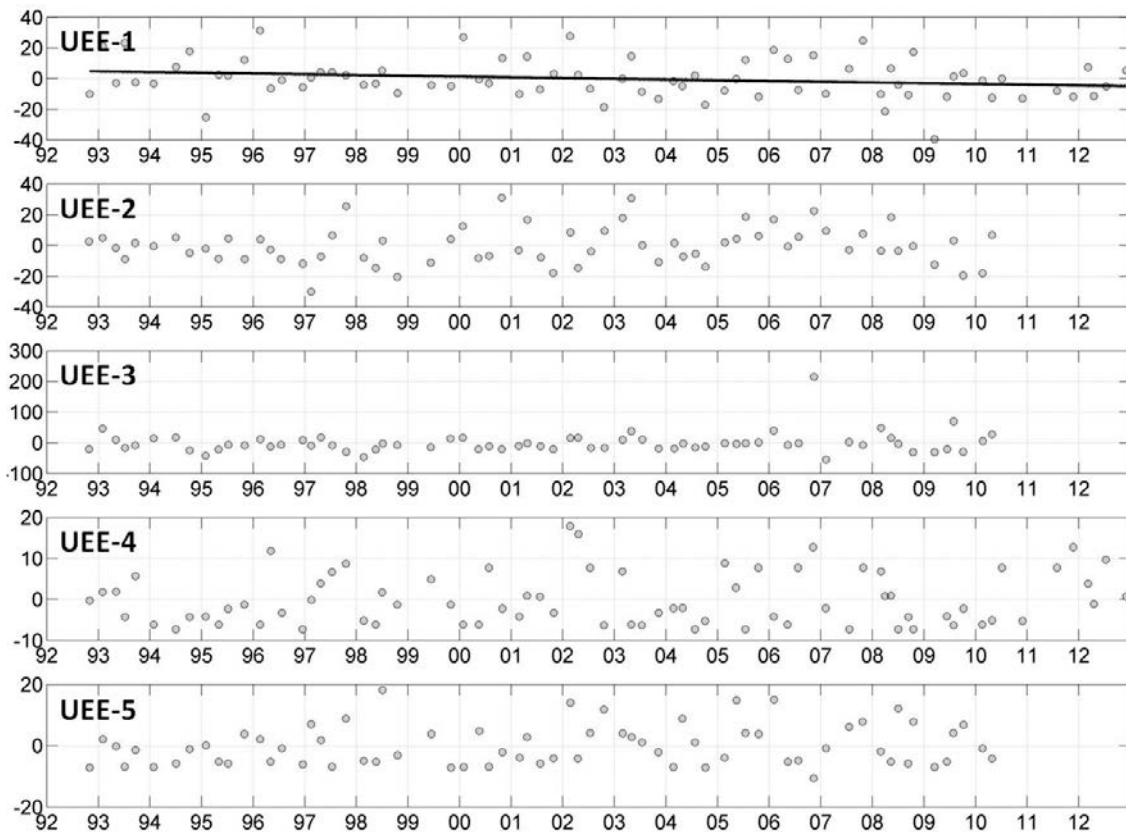


Figura 3.21. Serie temporal de anomalías y tendencias significativas en la profundidad de la picnoclina permanente, PICNO (m). La línea indica la tendencia temporal significativa estadísticamente. Los resultados completos del análisis se muestran en la Tabla 8.17. (Anexo I).

La profundidad de la capa de mezcla (MLD) no mostró tendencia alguna para los periodos de tiempo analizados. Únicamente la profundidad de la picnoclina (PICNO) en el área UEE-1 presentó una tendencia significativa (-0.47 m año^{-1}) para el periodo 1992 y 2012. La tendencia indicaría una disminución significativa en la eficiencia de la mezcla vertical para este periodo.

3.3.8. Gradiente de densidad en la picnoclina (SIPIC)

Los menores valores de SIPIC se obtuvieron para las áreas costeras UEE-4 y 5 en invierno ($0.016 \text{ Kg m}^{-3} \text{ m}^{-1}$ y $0.018 \text{ Kg m}^{-3} \text{ m}^{-1}$ respectivamente) (Anexo I, Tabla 8.18). En general, los valores promedio de SIPIC en UEE-1 fueron mayores que en UEE-2, excepto en primavera cuando fueron similares. Los mayores valores de SIPIC

fueron registrados en verano en todas las áreas, aunque las diferencias entre esta época del año y el resto sólo fueron significativas en UEE-1. En contra, para UEE-2 destacó significativamente el valor mínimo registrado en invierno.

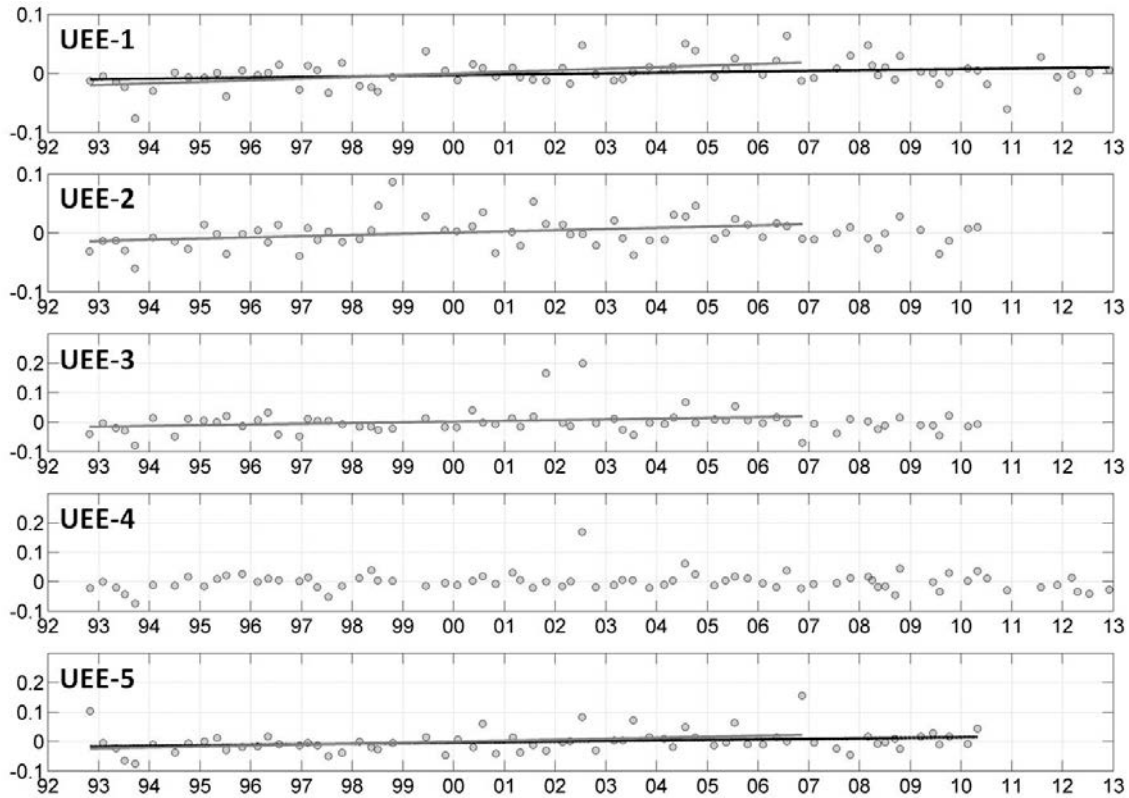


Figura 3.22. Serie temporal de anomalías del SIPIC ($\text{kg m}^{-3} \text{año}^{-1}$). Las líneas indican las tendencias temporales que fueron significativas estadísticamente. Los resultados completos del análisis se muestran en la Tabla 8.19. (Anexo I).

Las tendencias en SIPIC para el periodo 1992-2010/2012 fueron significativas y de signo positivo en UEE 1 y 5. Para el periodo 1992-2006 las tendencias fueron significativas para las áreas UEE 1, 2 y 5, con valores de pendiente de 0.0023, 0.0021 y 0.0027 $\text{Kg m}^{-3} \text{m}^{-1} \text{año}^{-1}$ respectivamente. En contraste, para el periodo 2000-2012 no se encontraron tendencias significativas.

3.3.9. Interfaz Atlántico-Mediterránea (IAM)

La profundidad de la IAM no se pudo evaluar en las unidades costeras (UEE-4 y UEE-5) debido a que son muy someras, y no siempre fue posible encontrar la isohalina de 37.5 en la columna de agua.

En las áreas UEE 1 y 2, la IAM se situó a menor profundidad en primavera (29-35 m), y a mayor profundidad (62-58 m) en otoño-invierno, respectivamente (Anexo I, Tabla 8.20). Sin embargo, para UEE-3, la mayor profundidad de la IAM se obtuvo en verano (69 m), siendo significativa esta diferencia respecto a la obtenida en UEE-1. Esta característica es atribuible al mayor flujo de entrada de agua atlántica a través del jet en esta época del año.

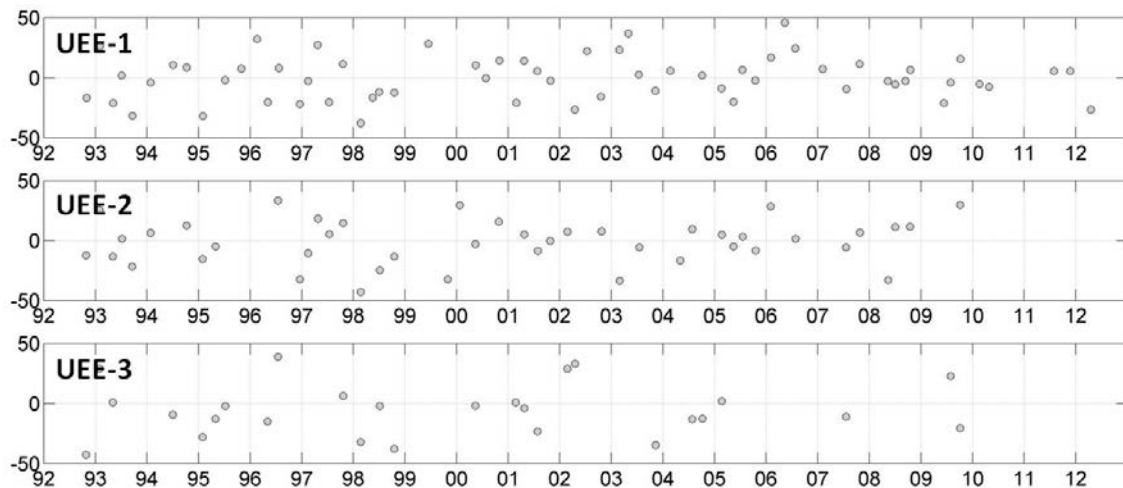


Figura 3.23. Serie temporal de anomalías de la profundidad de la IAM (m). Los resultados completos del análisis se muestran en la Tabla 8.21. (Anexo I).

No se obtuvieron tendencias significativas en la profundidad del IAM para ninguno de los periodos ni áreas investigadas.

3.3.10. Profundidad del máximo sub-superficial de fluorescencia (MSF)

La mayor profundidad del MSF ocurrió en verano en UEE-1 (36.8 m) cuando esta fue mayor respecto a invierno (21.5 m). Solo en UEE-5 se obtuvieron diferencias estacionales significativas entre verano y primavera (Anexo I, Tabla 8.22). En UEE-3 el MSF se localizó a mayor profundidad en otoño (42.4 m). Es de destacar que el MSF en las áreas UEE 1 y 3 se localizó durante casi todo el año por debajo de los 20 metros (excepto en invierno) mientras que en UEE-2 se localizó en torno a esa profundidad.

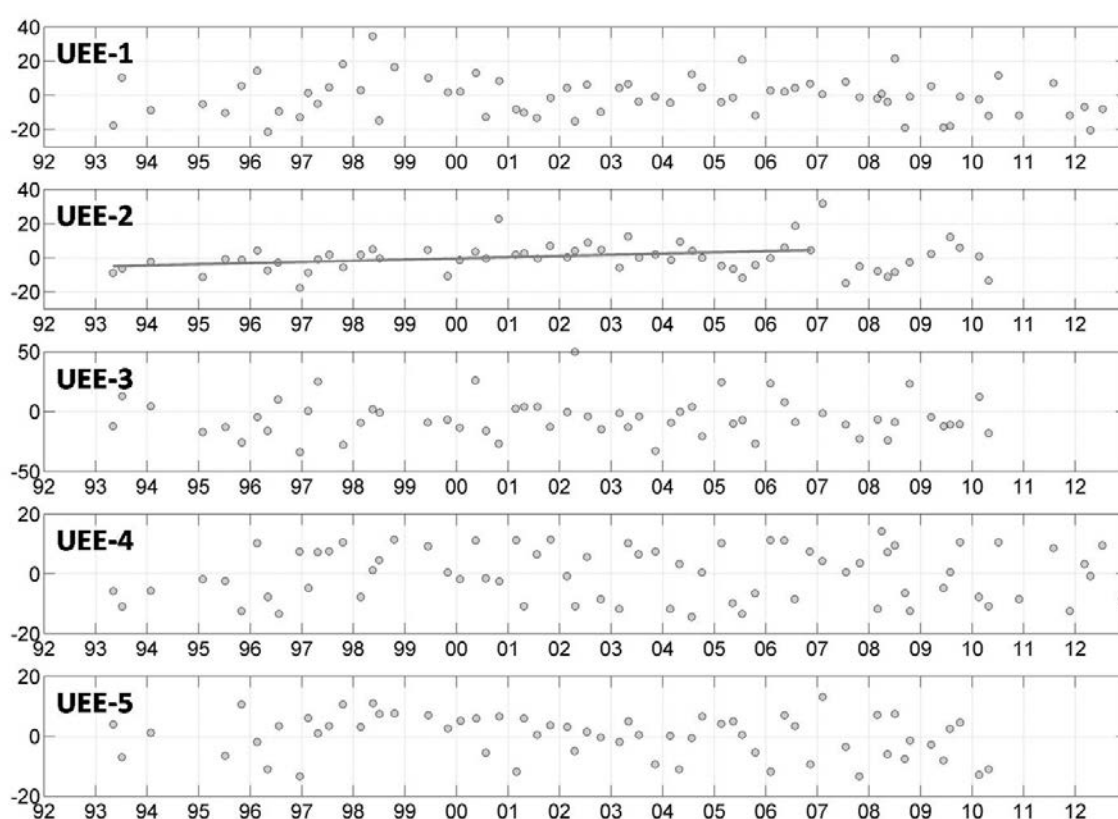


Figura 3.24. Serie temporal de anomalías de la profundidad del máximo sub-superficial de la fluorescencia de la clorofila *a*, MSF (m). La línea indica la tendencia temporal que fue significativa estadísticamente. Los resultados completos del análisis se muestran en la Tabla 8.23. (Anexo I).

Para el periodo 1992-2012 no se obtuvieron tendencias significativas en la profundidad del MSF. Analizando el periodo 1993-2006 únicamente, el máximo de MSF en UEE-2 presentó una tendencia significativa y positiva, que se tradujo en un

hundimiento promedio de 64 cm año⁻¹. Durante el periodo 2000-2010/2012 las pendientes fueron negativas, aunque no significativas estadísticamente.

3.3.11. El viento

Tabla 3.9. Componentes principales del vector del viento (1990-2012) en las estaciones meteorológicas 6155A y 6076O/X (ver Figura 3.9). N=Número de días, CP=Ángulo de la componente principal medido desde el este en contra del sentido de las agujas del reloj, VE=Variabilidad explicada por la componente principal.

UEE	ESTACIÓN AEMET	N	CP (grados)	VE (%)
1,4,5	6155A	8252	-36.6	93
2,3	6076O/X	7577	+15.7	82

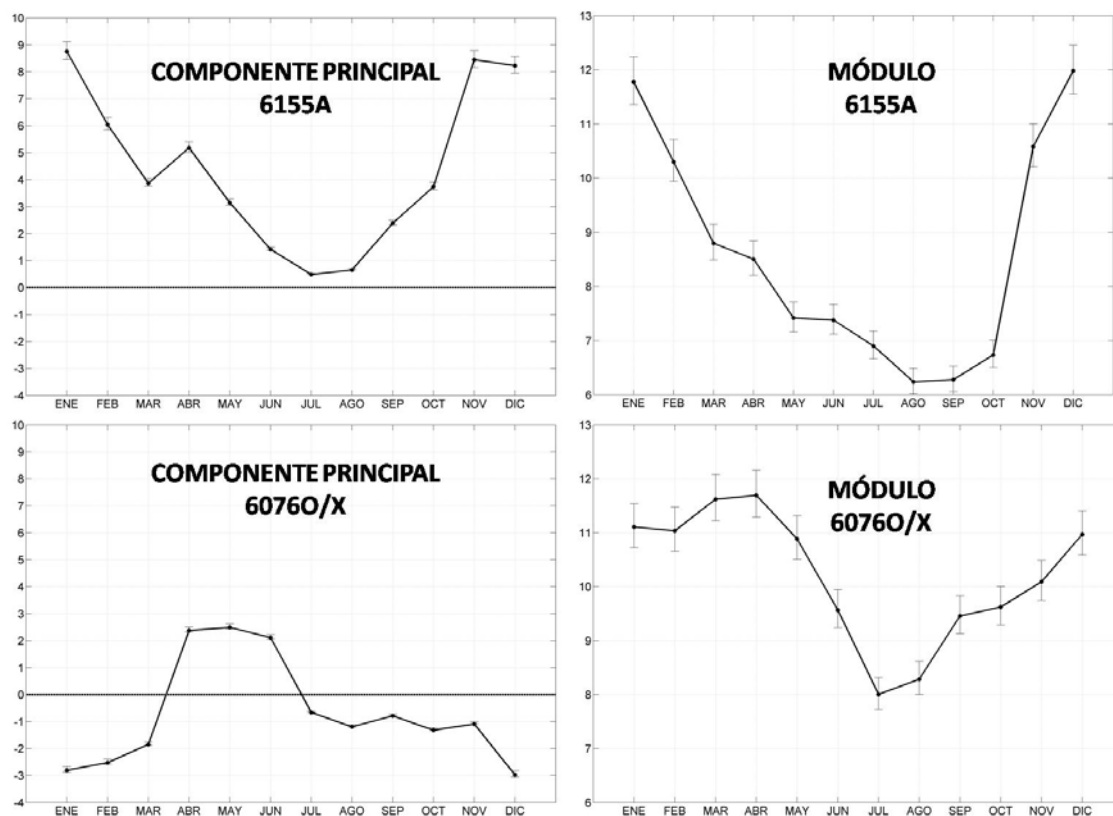


Figura 3.25. Estacionalidad mensual del módulo y de la componente principal del viento de las estaciones 6155A y 6076 (m s⁻¹). Las barras verticales indican ± 1 desviación estándar.

El viento presentó comportamientos diferenciados en las estaciones 6155A (UEE-1, UEE-4 y UEE-5) y 6076O/X (UEE-2 y UEE-3) (Figura 3.25). Mientras en la

estación del aeropuerto de Málaga (6155A) predominó la componente oeste (poniente) en promedio, con valores máximos de noviembre a enero ($+8.5 \text{ m s}^{-1}$), en la estación de Marbella (6076) hubo una alternancia predominando en primavera los vientos de componente oeste (ponientes: $+2.4 \text{ m s}^{-1}$) y en invierno los de componente este (levantes: -2.4 m s^{-1}). Nótese que el ciclo estacional en la estación de Marbella muestra similitudes con el de la concentración superficial de clorofila *a* en UEE-2, aunque presentó valores máximos de abril a junio, en lugar de marzo a mayo. El módulo de la velocidad del viento en esta estación también mostró diferencias estacionales, presentando los valores mayores en primavera (11.6 m s^{-1}). En la estación del aeropuerto de Málaga los vientos fueron más intensos de otoño a invierno (10.5 m s^{-1}).

Al analizar los promedios estacionales en ambas estaciones meteorológicas (Anexo I, Tabla 8.24) se puede concluir que los valores promedio estacionales mínimos del módulo de la velocidad del viento ocurrieron en verano, y los máximos en invierno, siendo en ambos distintos significativamente respecto al resto de épocas del año. Para la estación del aeropuerto de Málaga todos los valores promedio estacionales del módulo del viento fueron significativamente distintos entre sí, lo que indica una gran variabilidad estacional en la intensidad de los vientos en la bahía de Málaga.

En primavera, la componente principal del viento en la estación de Marbella fue significativamente mayor y de signo contrario en comparación con el resto de épocas del año. En la estación del aeropuerto de Málaga la componente principal del viento en primavera y verano fue también significativamente diferente respecto al resto del ciclo estacional.

Comparando las dos estaciones, los promedios estacionales del módulo de la velocidad del viento en la estación de Marbella fueron significativamente mayores a los

registrados en el Aeropuerto de Málaga. Los valores estacionales de la componente principal del viento fueron también significativamente distintos entre las dos estaciones meteorológicas, excepto en primavera.

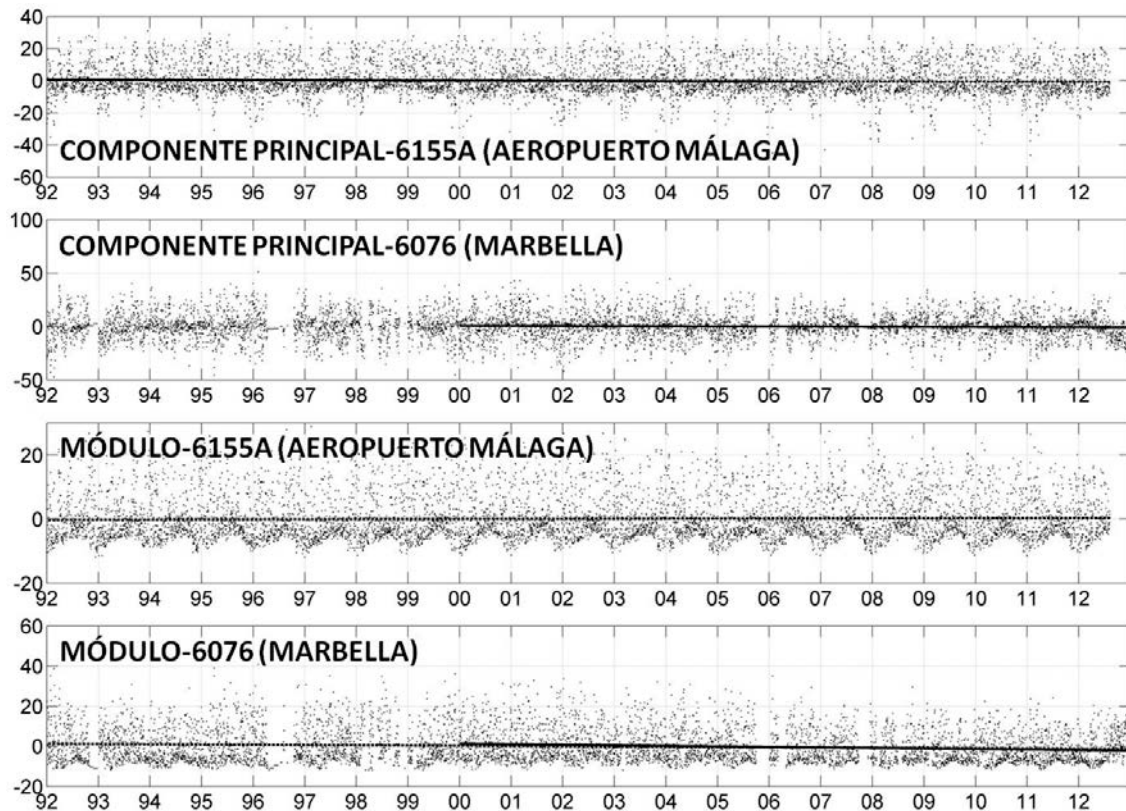


Figura 3.26. Serie temporal de anomalías y de la velocidad del viento en las estaciones del aeropuerto de Málaga y de Marbella ($m s^{-1}$). Las líneas indican las tendencias temporales que fueron significativas estadísticamente. Los resultados completos del análisis se muestran en la Tabla 8.25. (Anexo I).

La componente principal del vector del viento en la estación del aeropuerto de Málaga registró una tendencia negativa ($-0.079 m s^{-1} año^{-1}$) entre los años 1992 y 2006 no experimentó tendencias significativas en el periodo 2000-2012. En contraste la componente principal del viento en la estación de Marbella presentó una tendencia significativa ($-0.11 m s^{-1} año^{-1}$) para este último periodo (2000-2012).

Similarmente, el módulo de la velocidad del viento para el periodo 1992-2012 presentó comportamientos diferenciados entre ambas estaciones meteorológicas. Así, mientras en la estación del aeropuerto de Málaga la tendencia fue positiva ($+0.038 m s^{-1}$

año⁻¹), en la estación de Marbella esta fue negativa (-0.078 m s⁻¹ año⁻¹). Además, el módulo de la velocidad del viento presentó tendencia significativa y negativa para el periodo 2000-2012 en la estación de Marbella (-0.18 m s⁻¹ año⁻¹).

3.3.12. Altura significativa del oleaje

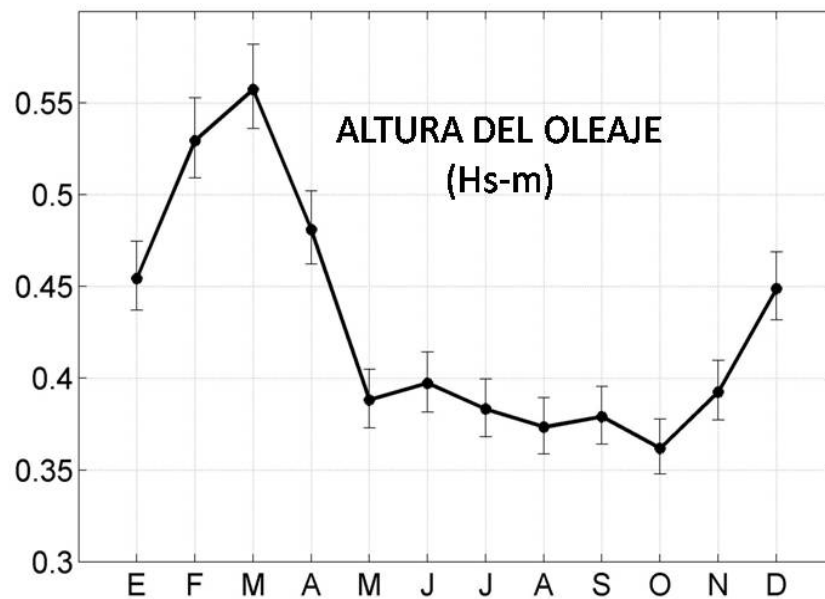


Figura 3.27. Estacionalidad mensual de la altura significativa del oleaje en la bahía de Málaga (m). Las barras verticales indican ± 1 desviación estándar.

El máximo valor de la altura del oleaje en la estación analizada (localizada en la bahía de Málaga) se registró en marzo, aunque de diciembre a abril la altura del oleaje fue mayor que en el resto del ciclo estacional cuando en promedio esta no excedió de 0.4 metros.

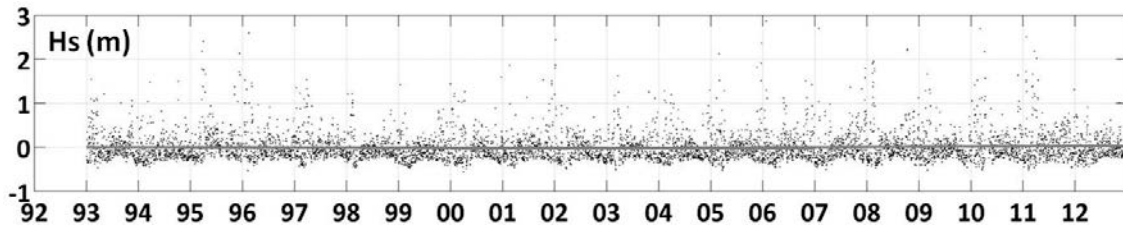


Figura 3.28. Serie temporal de anomalías de la altura significativa del oleaje en la bahía de Málaga. La línea horizontal indica la tendencia temporal que fue significativa estadísticamente. Las anomalías no presentan homocedasticidad, y la variabilidad en invierno y otoño es más elevada por la aparición de valores extremos en estas épocas del año, dando una falsa percepción de estacionalidad residual en la serie de anomalías. Los resultados completos del análisis se muestran en la Tabla 8.27. (Anexo I).

La altura significativa del oleaje se caracterizó por presentar tendencias significativas y de signo contrario en los dos periodos de tiempo evaluados, $-0.0018 \text{ m año}^{-1}$ para el periodo 1993-2006 y $+0.0038 \text{ m año}^{-1}$ para el periodo 2000-2012. Estas tendencias no son totalmente coincidentes con las encontradas para el módulo de la velocidad del viento en la estación del aeropuerto de Málaga, ya comentadas en el apartado anterior.

3.3.13. Otras variables meteorológicas y ambientales

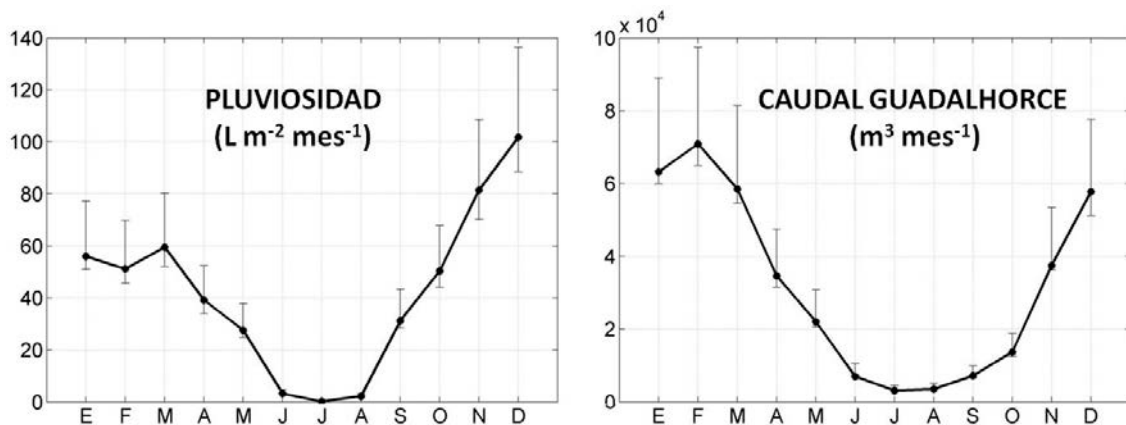


Figura 3.29. Estacionalidad mensual acumulada de la pluviosidad (IFAPA-CHURRIANA) y del caudal del río Guadalquivir (CÁRTAMA). Las barras verticales indican ± 1 desviación estándar de las anomalías positivas y negativas por separado.

El desfase existente entre el máximo de la pluviosidad (diciembre; 100 L m^{-2}) y el caudal del río Guadalhorce (febrero), da cuenta del efecto de retardo entre las precipitaciones y los aportes superficiales al mar debido a la elevada permeabilidad del suelo tras el largo periodo estival, además del efecto del embalsamiento. Por ello, la entrada superficial de agua continental al medio marino podría ser mejor estimada a partir del caudal del río en su curso bajo que a partir de la pluviometría

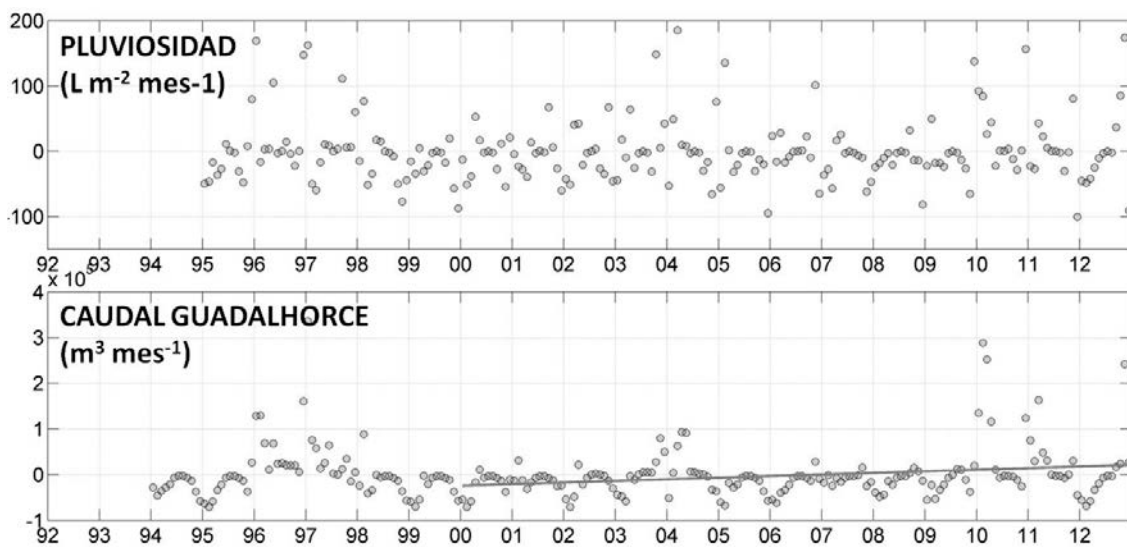


Figura 3.30. Serie temporal de anomalías y tendencias significativas (línea continua) de la pluviosidad ($\text{L m}^{-2} \text{ mes}^{-1}$) y del caudal estimado del río Guadalhorce ($\text{m}^3 \text{ mes}^{-1}$). Los resultados completos del análisis se muestran en la Tabla 8.29. (Anexo I).

Los valores mensuales (acumulados) del caudal del río Guadalhorce únicamente presentaron tendencias positivas para el periodo 2000-2012. La pluviosidad mensual acumulada no mostró tendencia alguna en ninguno de los periodos evaluados, comenzando en el año 1995.

A continuación se resumen los principales patrones estacionales e interanuales de variación de todas las variables analizadas para cada una de las áreas.

3.3.14. Resumen de las características del área UEE-1

Tabla 3.10. Sinopsis de los resultados obtenidos para el área UEE-1. Para cada variable, se indica mediante un guión qué estaciones del año difirieron significativamente. Cuando es una única estación la que difiriere significativamente del resto se indica mediante corchetes. Las flechas indican que las tendencias fueron significativas (positivas si la flecha es hacia arriba o negativa cuando es hacia abajo) para el periodo evaluado.

UEE-1	ESTACIONALIDAD	92-12	92-06	00-12
Clorofila <i>a</i>	<i>Q1-Q3</i>	▼		
Nitrato	[<i>Q1</i>]		▼	
Fosfato	<i>Q1-Q4</i>	▼	▼	
Silicato	<i>Q1-Q2, Q1-Q3</i>	▼	▼	
Temperatura	<i>Q1-Q3, Q4, Q3-Q2</i>			
Salinidad	[<i>Q4</i>]		▼	▲
Corriente (V2V3)	<i>Q1-Q3</i>			
MLD	<i>Q1-Q2, Q3, Q3-Q4</i>			
PICNO	<i>Q1-Q2, Q3, Q4-Q2, Q3</i>	▼		
SIPIC	<i>Q1-Q3, Q4, [Q3]</i>	▲	▲	
IAM	<i>Q2-Q1, Q3, Q4, Q3-Q4</i>			
MSF	<i>Q1-Q3</i>			
Modulo Viento	[<i>Q1</i>],[<i>Q2</i>],[<i>Q3</i>],[<i>Q4</i>]	▲		
CP Viento	[<i>Q2</i>],[<i>Q3</i>]	▼	▼	
Oleaje	[<i>Q3</i>],[<i>Q4</i>]		▼	▲
Pluviosidad	[<i>Q2</i>],[<i>Q3</i>]			
Caudal	[<i>Q3</i>],[<i>Q1-Q2</i>]			▲

El área UEE-1 se caracterizó por presentar una tendencia negativa significativa (-0.019 mg m^{-3}) en la concentración superficial de la clorofila *a* para todo el periodo analizado (1994 y 2012). Sin embargo, en 1992-2006 no se registraron tendencias significativas en la concentración superficial de clorofila *a* aunque sí en las variables bioquímicas e hidrológicas ya que las concentraciones superficiales de todos los nutrientes experimentaron tendencias negativas y significativas, en buena concordancia con la salinidad (aunque el incremento de la temperatura superficial del agua de mar no resultó significativo). El gradiente de densidad en la picnoclina también experimentó un aumento en este periodo. En paralelo, la componente principal del viento en la estación del aeropuerto de Málaga presentó una tendencia negativa. La tendencia de disminución

de la altura del oleaje, viene a confirmar un progresivo descenso en la eficacia de la mezcla vertical y del afloramiento de aguas intermedias mediterráneas.

En el periodo 2000-2012, la concentración de la clorofila *a* superficial no mostró tendencias significativas, al igual que las concentraciones de nutrientes. En contraste, la salinidad superficial tendió a aumentar, al contrario de lo ocurrido en el periodo anterior. El resto de variables ambientales no presentaron tendencias significativas, a excepción del caudal del río Guadalhorce y la altura del oleaje, que tendieron a aumentar.

El comportamiento registrado en este periodo para todas las variables refleja un claro cambio de tendencia respecto al periodo 1992-2006, como se muestra a modo de ejemplo en la Figura 3.31 en que se recoge la variación de la tendencia calculada para periodos de cinco años a partir de la series desestacionalizadas de la salinidad superficial y de la componente principal del viento en la estación meteorológica del aeropuerto de Málaga.

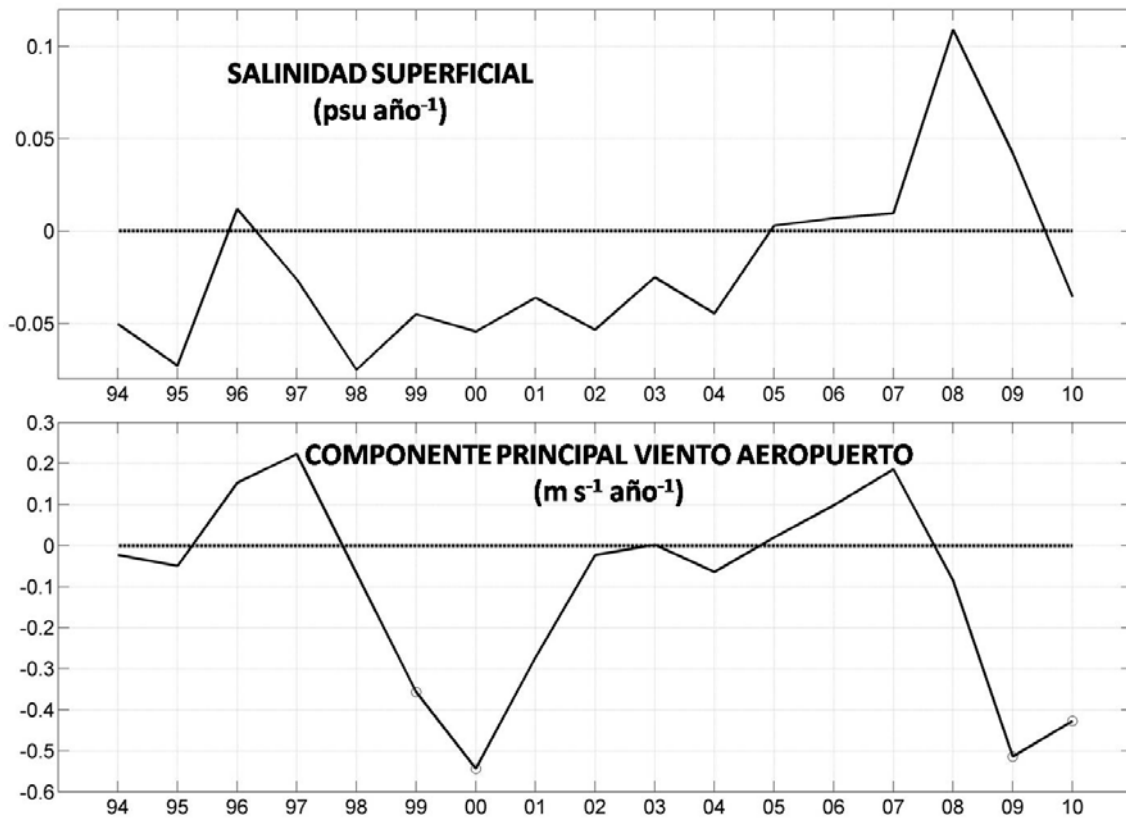


Figura 3.31. Evolución de la pendiente de la salinidad superficial en UEE-1 y la componente principal del viento en la estación meteorológica del aeropuerto de Málaga, ambas series evaluadas en tramos de 5 años entre 1994 y 2010. Se representa el valor de la pendiente sobre el año central (las pendientes significativas se indican con un círculo).

Como se muestra en la Figura 3.31, las pendientes en la salinidad superficial fueron descendentes desde 1992 hasta 2006 (-0.026 año^{-1}), a excepción del periodo 1994-1998 cuando fue prácticamente nula. Sin embargo, a partir del año 2006 hubo un cambio en el signo de las tendencias por tramos, que fue máxima para el periodo 2006-2010 ($>0.1 \text{ año}^{-1}$). La componente principal del viento en la bahía de Málaga presentó un comportamiento similar, registrando pendientes negativas desde 1997 a 2003.

3.3.15 Caracterización del área UEE-2

Tabla 3.11. Sinopsis de los resultados obtenidos para el área UEE-2. Para cada variable, se indica mediante un guión qué estaciones del año difirieron significativamente. Cuando es una única estación la que difiriere significativamente del resto se indica mediante corchetes. Las flechas muestran las tendencias que fueron significativas (positivas si la flecha es hacia arriba o negativas cuando es hacia abajo) durante el periodo evaluado.

UEE-2	EST	92-12	92-06	00-12
Clorofila <i>a</i>	<i>Q2-Q3, Q2-Q4</i>	▼		▼
Nitrato	<i>Q3-Q1, Q2-Q1</i>			
Fosfato			▼	
Silicato	<i>Q1-Q3</i>		▼	
Temperatura	<i>Q1Q2-Q3Q4</i>			
Salinidad	<i>Q2-Q3Q4</i>		▼	
Corriente (P2P3)	<i>Q4-Q1Q2</i>			
Intensidad Jet	<i>[Q1],[Q4]</i>		▼	
Distancia Jet	<i>Q1Q4-Q2Q3</i>	▼		▼
MLD	<i>Q1-Q2Q3, Q3-Q4</i>			
PICNO	<i>Q1-Q2Q3, Q3-Q4</i>			
SIPIC	<i>[Q1]</i>		▲	
IAM	<i>Q3-Q4</i>			
MSF			▲	
Modulo Viento	<i>[Q2],[Q3]</i>	▼		▼
CP Viento	<i>[Q3]</i>			▼
Oleaje	<i>[Q3],[Q4]</i>		▼	▲
Pluviosidad	<i>[Q2],[Q3]</i>			
Caudal	<i>[Q3], Q1-Q2</i>			▲

El área UEE-2 se caracterizó por presentar una tendencia negativa en la concentración superficial de la clorofila *a* (-0.037 mg m^{-3}) en el periodo completo evaluado (1992-2010). No obstante, no registró tendencia en 1992-2006. En este último periodo, sólo las concentraciones de fosfatos y silicatos mostraron tendencias negativas, al igual que la salinidad. La concentración superficial de nitrato también presentó una pendiente negativa ($-0.021 \text{ } \mu\text{M año}^{-1}$) aunque no fue significativa estadísticamente. Además se registraron tendencias positivas en el gradiente de la densidad en la piconclina, aunque no en la profundidad de la IAM. El viento, al contrario que lo obtenido para el área UEE-1, no registró tendencias significativas. La intensidad del jet atlántico, sí mostró tendencias significativas negativas en el módulo de la corriente a su

entrada en el mar Alborán, aunque dicho debilitamiento supondría únicamente una reducción del 3% en su valor promedio dentro de este intervalo de tiempo.

La concentración superficial de la clorofila *a* en 2000-2012 experimentó un intenso descenso, con una tendencia negativa de $-0.077 \text{ mg m}^{-3} \text{ año}^{-1}$. En este periodo, las concentraciones superficiales de los nutrientes no mostraron tendencias, aunque tanto el módulo como la componente principal del viento en Marbella registraron importantes tendencias negativas. El ángulo de entrada del jet atlántico también mostró una notable tendencia a aumentar, mucho mayor que en el periodo anterior. Con objeto de evaluar la posible relación entre los cambios tendenciales en clorofila y velocidad y posición del jet, en la Figura 3.32 se presentan las tendencias calculadas para cada 5 años de estas variables.

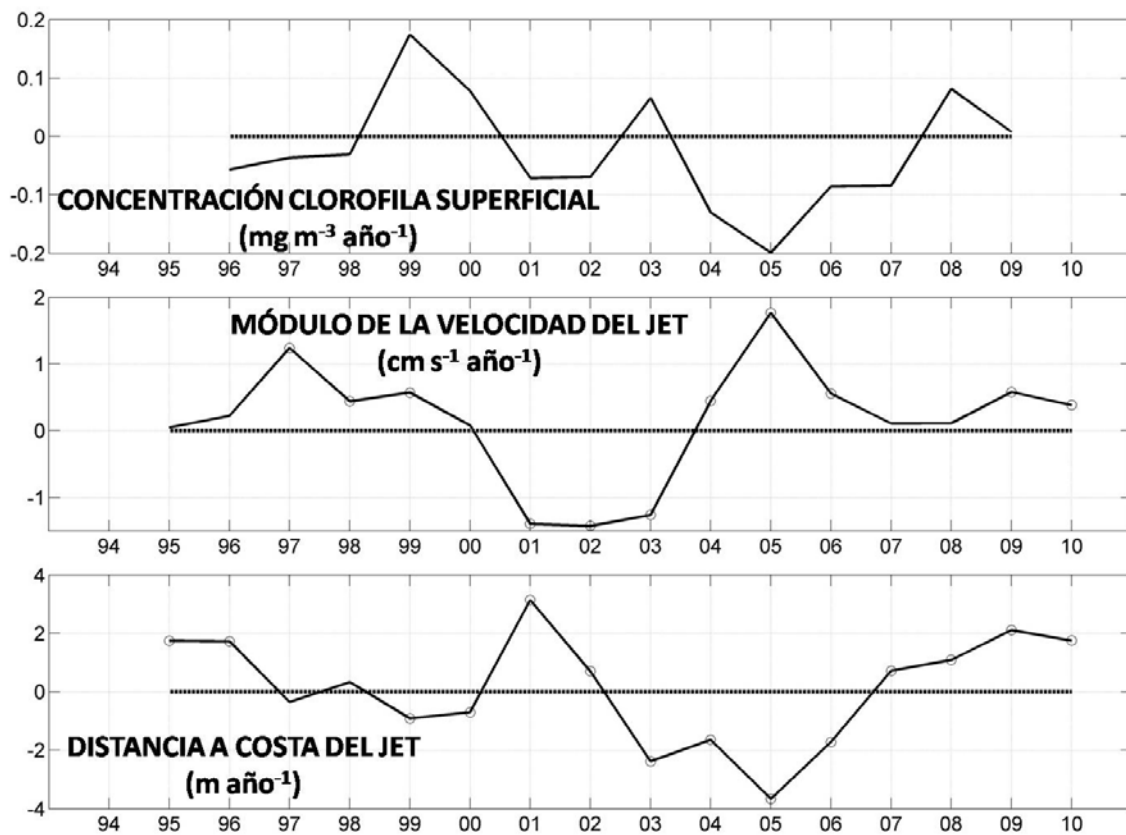


Figura 3.32. Evolución de la pendiente de la concentración de la clorofila superficial, el módulo de la velocidad y la distancia a costa del jet atlántico, evaluadas en tramos de 5 años entre 1994 y 2010. Se representa el valor de la pendiente sobre el año central (las pendientes significativas estadísticamente se indican con un círculo).

La clorofila *a* presentó pendientes negativas para todos los tramos de 5 años evaluados entre 2002 y 2009 (Figura 3.32). La máxima pendiente, aunque no significativa se encontró centrada en el año 2005 (periodo 2003-2007), coincidiendo con la máxima tendencia en el módulo de la velocidad del jet y la mínima tendencia en la distancia a costa (Figura 3.32).

3.3.16. Caracterización del área UEE-3

Tabla 3.12. Sinopsis de los resultados obtenidos para el área UEE-3. Para cada variable, se indica mediante un guión qué estaciones del año difirieron significativamente. Cuando es una única estación la que difiere significativamente del resto se indica mediante corchetes. Las flechas muestran las tendencias que fueron significativas (positivas si la flecha es hacia arriba o negativas cuando es hacia abajo) durante el periodo evaluado.

UEE-3	ESTACIONALIDAD	92-12	92-06	00-12
Clorofila <i>a</i>				
Nitrato				
Fosfato		▼		▼
Silicato			▼	
Temperatura	<i>Q1Q2-Q3Q4</i>			
Salinidad			▼	
MLD	<i>[Q1]</i>			
PICNO	<i>[Q1]</i>			
SIPIC	<i>Q1-Q3Q4,Q2-Q3</i>			
IAM				
MSF				
Modulo Viento	<i>[Q2],[Q3]</i>	▼		▼
CP Viento	<i>[Q3]</i>			▼
Oleaje	<i>[Q3],[Q4]</i>		▼	▲
Pluviosidad	<i>[Q2],[Q3]</i>			
Caudal	<i>[Q3],Q1-Q2</i>			▲

La concentración de clorofila *a* no presentó tendencias significativas para ningún periodo evaluado. Sin embargo, la concentración superficial de silicato tendió a disminuir, al igual que la salinidad durante el periodo 1992-2006, siguiendo el mismo comportamiento que en las otras áreas evaluadas. Sin embargo, el índice SIPIC no presentó tendencias significativas en este periodo. Una característica propia de esta área

fue que la concentración superficial de los fosfatos presentó una tendencia negativa en el periodo 2000-2010, y que probablemente se deba a cambios en las variables ambientales y meteorológicas en la zona de origen de sus masas de aguas.

3.3.17. Caracterización del área UEE-4

Tabla 3.13. Sinopsis de los resultados obtenidos para el área UEE-4. Para cada variable, se indica mediante un guión qué estaciones del año difirieron significativamente. Cuando es una única estación la que difiriere significativamente del resto se indica mediante corchetes. Las flechas muestran las tendencias que fueron significativas (positivas si la flecha es hacia arriba o negativas cuando es hacia abajo) durante el periodo evaluado.

UEE-4	ESTACIONALIDAD	92-12	92-06	00-12
Clorofila <i>a</i>		▼		
Nitrato	<i>Q1-Q3</i>		▼	
Fosfato				
Silicato			▼	
Temperatura	<i>Q1-Q3Q4,Q3-Q2</i>		▲	
Salinidad	<i>Q2-Q4</i>		▼	▲
Corriente (V2V3)	<i>Q1-Q3</i>			
MLD				
PICNO				
SIPIC	<i>Q1-Q2Q3,Q3-Q4</i>			
MSF				
Modulo Viento	<i>[Q1],[Q2],[Q3],[Q4]</i>	▲		
CP Viento	<i>[Q2],[Q3]</i>	▼	▼	
Oleaje	<i>[Q3],[Q4]</i>		▼	▲
Pluviosidad	<i>[Q2],[Q3]</i>			
Caudal	<i>[Q3],Q1-Q2</i>			▲

La concentración de clorofila disminuyó a lo largo de todo el periodo analizado, con una pendiente de -0.03 mg m^{-3} . En el periodo 1992-2006 se produjo un descenso de la concentración de nitrato y silicato. Es de destacar que la concentración superficial de fosfato en este área fue muy alta durante todo el año. La salinidad también presentó una tendencia negativa, de signo opuesto a la obtenida para la temperatura (debe notarse que esta es la única área en la que se ha registrado una tendencia significativa de la temperatura). Tanto la componente principal del viento como la altura del oleaje presentaron tendencias negativas para este periodo.

En 2000-2012 solo se detectaron tendencias positivas para la la salinidad , la altura del oleaje y el caudal del río Guadalhorce.

3.3.18. Caracterización del área UEE-5

Tabla 3.14. Sinopsis de los resultados obtenidos para el área UEE-5. Para cada variable, se indica mediante un guión qué estaciones del año difirieron significativamente. Cuando es una única estación la que difiriere significativamente del resto se indica mediante corchetes. Las flechas muestran las tendencias que fueron significativas (positivas si la flecha es hacia arriba o negativas cuando es hacia abajo) durante el periodo evaluado.

UEE-5	ESTACIONALIDAD	92-12	92-06	00-12
Clorofila <i>a</i>				
Nitrato	<i>Q3-Q1Q2</i>			
Fosfato				
Silicato			▼	
Temperatura	<i>Q1Q2-Q3Q4</i>			
Salinidad	<i>Q2-Q4</i>		▼	▲
Corriente (V2V3)	<i>Q1-Q3</i>			
MLD				
PICNO				
SIPIC	<i>[Q1]</i>	▲	▲	
MSF	<i>Q2-Q3</i>			
Modulo Viento	<i>[Q1],[Q2],[Q3],[Q4]</i>	▲		
CP Viento	<i>[Q2],[Q3]</i>	▼	▼	
Oleaje	<i>[Q3],[Q4]</i>		▼	▲
Pluviosidad	<i>[Q2],[Q3]</i>			
Caudal	<i>[Q3],Q1-Q2</i>			▲

Durante el periodo 1992-2006 se registró una tendencia negativa de la concentración de silicato y la salinidad. En este periodo, se produjo también una tendencia descendente en el módulo y la componente principal del viento, y la altura del oleaje. Sin embargo, estos cambios no afectaron aparentemente a la concentración de clorofila *a*.

En 2000-2012 hubo una tendencia positiva en la salinidad, aunque ni la concentración de nutrientes ni la de clorofila *a* mostraron tendencias significativas.

3.4. Discusión

3.4.1. Unidades de Evaluación de la Eutrofización (UEE) y sus ciclos de productividad característicos

La agrupación geoespacial obtenida mediante el análisis clúster, basada en los promedios mensuales de la concentración de clorofila de satélite de cada píxel, permitió identificar 5 zonas de productividad contrastante en el área ECOMÁLAGA. La compactación de las áreas identificadas se validó mediante la comparación de los datos de la concentración de clorofila *a in situ* procedentes de las diferentes estaciones de muestreo, que fueron asignadas a las Unidades de Evaluación de la Eutrofización (UEE) 1, 2 y 3. Para las otras dos zonas no se dispuso de datos ya que ninguna de las estaciones de muestreo se encontró localizada en ellas. El análisis de correlación llevado a cabo entre las series temporales de clorofila *a in situ* entre todas las estaciones históricamente muestreadas en el IEO que fueron clasificadas dentro de algunas de las tres áreas arriba enumeradas, indica claramente que la zonación realizada (basada en imágenes de satélite) responde a diferencias en los patrones temporales de variabilidad de la concentración superficial de la clorofila *a*. Los datos disponibles y los presentados permiten además asegurar que dichas diferencias están relacionadas con los mecanismos subyacentes que controlan la productividad en cada una de las áreas. Así por ejemplo, la serie temporal de clorofila *a* para la estación P3 (clúster 5) no correlacionó con ninguna otra estación excepto la más próxima (P2), que por otro lado se situó prácticamente en el límite entre los clústeres 2 y 5 (Figura 3.8).

La zona UEE-3 (clúster 5) presentó un ciclo anual de clorofila *a* diferenciado respecto al de las otras dos áreas, con un singular máximo local en el mes de agosto, cuyo valor resultó incluso mayor que el obtenido para el área de agrupamiento contigua

UEE-2 (1.4 mg m^{-3} vs 1 mg m^{-3}), caracterizada generalmente por presentar las mayores concentraciones en toda la zona (excepto en agosto). El ciclo de productividad del área UEE-3 podría ser explicado por la advección de aguas enriquecidas en nutrientes, originadas en afloramientos en el estrecho de Gibraltar (Gil y Gomis, 1994; Baldaci et al., 2001; Ruíz et al., 2001; García-Górriz y Carr, 2001; Cortés et al., 2012; Mercado et al., 2015), que son transportadas hacia el interior del mar Alborán por el jet atlántico. Este mecanismo produciría un aumento de la productividad en el borde septentrional del giro anticiclónico occidental (Minas et al., 1991; García-Górriz y Carr, 1999 y 2001; Baldaci et al., 2001). Este filamento de agua aflorada en el Estrecho permanece generalmente despegado de la costa a la altura de cabo Pino, a una distancia que oscilaría entre los 13 y los 30 Km según los límites del clúster 5, confinado entre las aguas costeras (UEE-2) y el propio núcleo del chorro de agua Atlántica.

El clúster 4 representa una zona de transición entre el núcleo del giro anticiclónico al sur (clúster 3) y la zona de influencia del filamento arriba mencionado al norte (clúster 5). Es de esperar que este área esté afectada por la variabilidad irregular en el ángulo de entrada e intensidad del chorro de agua atlántica a su entrada en Alborán, así como por las variaciones en la formación de la masa de agua advectada. Para una configuración de 4 clústeres (esto es, $k=4$ según la terminología empleada anteriormente, que es por otro lado la que produce un valor máximo del índice de Silhouette), se obtiene prácticamente la misma distribución espacial que para 5 clústeres, con la única diferencia de que el clúster 4 quedaría integrado en el clúster 5. La mayor productividad asociada al filamento de agua procedente del estrecho de Gibraltar, que determina los altos valores de clorofila en el clúster 5 en verano, se ilustra en la Figura 3.33 donde se aprecia su elevada variabilidad.

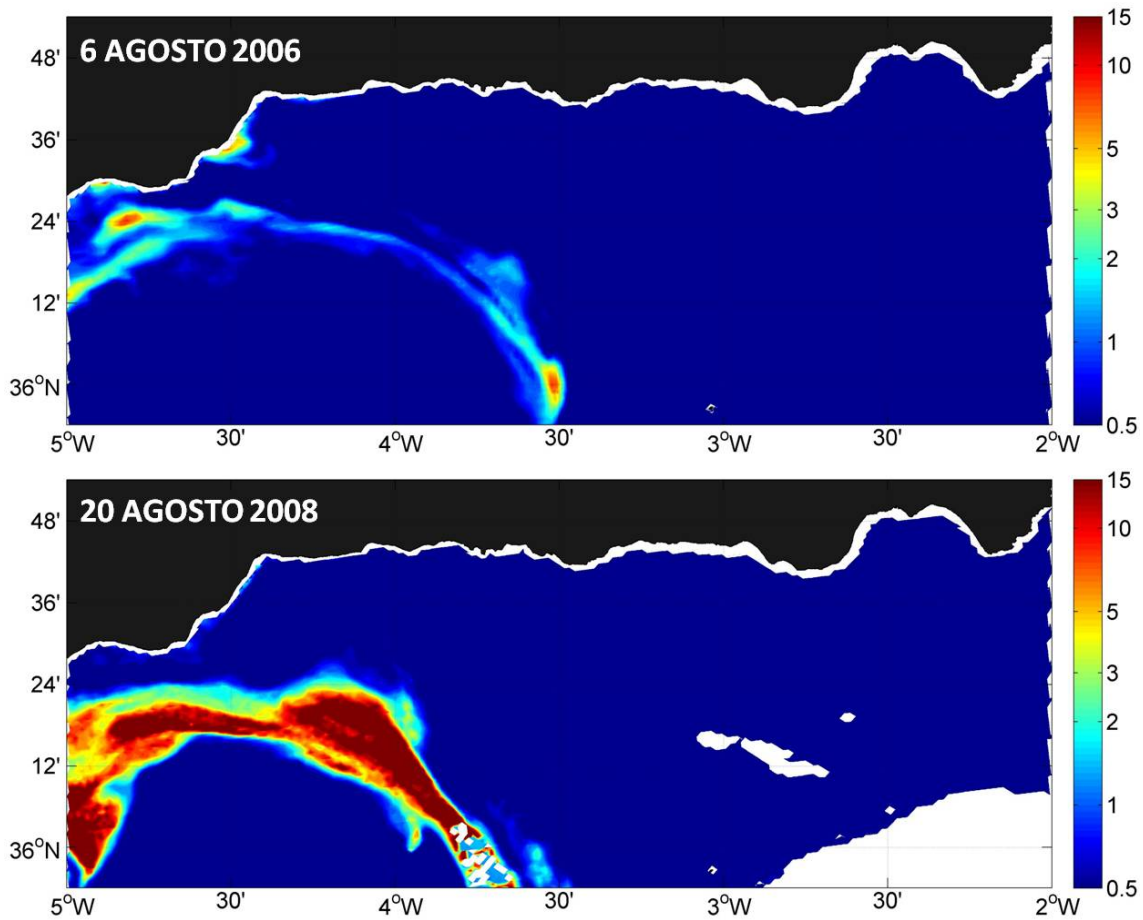


Figura 3.33. Ejemplo de la presencia de un filamento de agua más productiva en verano localizado en UEE-3. Escenas de concentración de clorofila a seleccionadas del satélite MODIS-Aqua correspondientes al 6 de agosto de 2006 y al 20 de agosto de 2008.

Por otro lado, la concentración de clorofila *a* fue mayor en la zona UEE-2 respecto a UEE-1, particularmente en primavera cuando se produce el mayor valor promediado estacionalmente de toda la zona de estudio (1.65 mg m^{-3}). En contraste, los promedios de invierno y primavera en UEE-1 fueron similares entre sí (respectivamente de 0.92 y 0.99 mg m^{-3}). De acuerdo con el ciclo mensual de clorofila reconstruido, el área UEE-2 presenta un amplio periodo de intenso *bloom* de marzo a mayo ($>1.47 \text{ mg m}^{-3}$), mientras que en UEE-1 el máximo anual se produce en marzo (1.05 mg m^{-3}), siendo además menos intenso que en UEE-2 (1.57 mg m^{-3}). Estas diferencias en el ciclo anual de la concentración superficial de la clorofila *a* entre UEE-1 y UEE-2 se ilustran en la Figura 3.34. En la imagen del mes de marzo, las mayores concentraciones de

clorofila aparecen asociadas a UEE-1, y menos claramente a la parte más costera de UEE-2. En contraste, en la imagen del mes de mayo, las mayores concentraciones de clorofila se asocian con UEE-2. Las diferencias de productividad registradas entre estas dos zonas ya fueron apuntadas por Baldaci et al. (2001) a partir del análisis de funciones ortogonales empíricas (EOF) realizado con imágenes de satélite de clorofila (SeaWiFS) y SST (AVHRR) de un solo año (1997-1998). Por su parte, Muñoz et al. (2015) también discriminaron las dos áreas aplicando un análisis EOF a los datos de satélite de 5 años (2005-2009) de temperatura (MODIS) y de clorofila superficiales (SeaWiFS). Así mismo, Barale et al. (2008) emplearon los datos de clorofila de 6 años (1998-2003) procedentes de la plataforma SeaWiFS para obtener las anomalías de la concentración de la clorofila *a*, mostrando también diferencias entre ambas áreas.

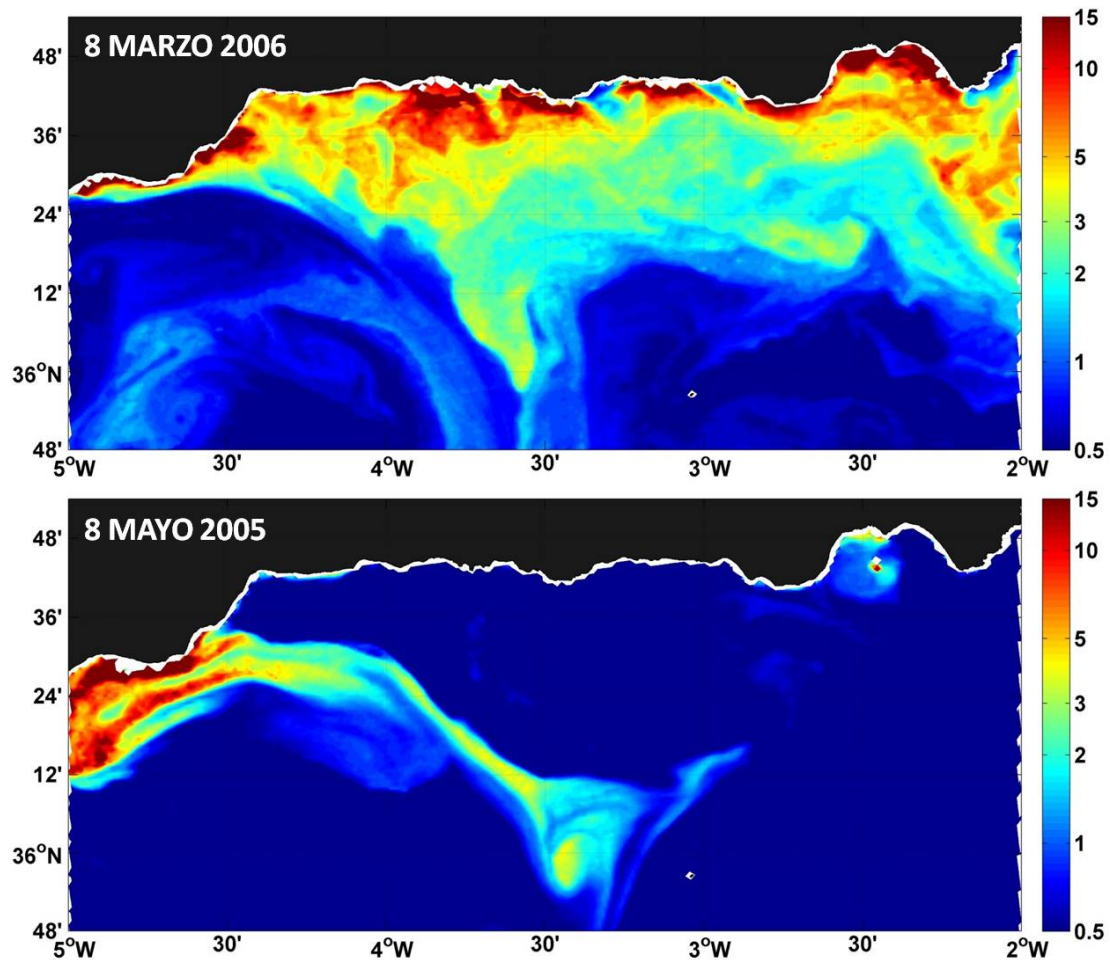


Figura 3.34. Ejemplos de los dos modos característicos de floración en el norte del mar Alborán. Concentración de clorofila *a* de MODIS-Aqua (mg m^{-3}) según imágenes obtenidas el 8 de marzo de 2006 y el 8 de mayo de 2005.

La hipótesis de que la zonación realizada refleja diferencias en los mecanismos que regulan el ciclo anual de la clorofila en cada una de las tres UEE descritas es reforzada por el hecho de que las tendencias de las series desestacionalizadas de la concentración superficial de la clorofila *a* fueron diferentes en las tres áreas. En UEE-1 y UEE-2 las tendencias fueron negativas, en contraste con lo ocurrido en UEE-3. Adicionalmente, la pendiente obtenida en UEE-2 fue más intensa (-0.037 mg m^{-3} ; $P > 99\%$), acentuándose en el periodo 2000-2011 (-0.077 mg m^{-3} ; $P > 98\%$), mientras que el valor de la pendiente en UEE-1 fue comparativamente menor (-0.019 mg m^{-3}), y para el periodo 2000-2011 esta no fue significativa. Las diferencias en las pendientes entre

EEU-1 y EEU-2 en casi un factor de 2, son atribuibles a diferencias entre los mecanismos que modulan la productividad en ambas zonas. Los datos analizados demuestran que el jet atlántico tendió a aproximarse más a la costa durante el periodo 2000-2012. Para el mismo periodo se registró una notable tendencia negativa en la componente principal ($-0.11 \text{ m s}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y en el módulo del viento ($-0.18 \text{ m s}^{-1} \text{ año}^{-1}$) en la estación meteorológica de Marbella, precisamente cuando la tendencia descendente en la concentración de la clorofila *a* fue mayor. El análisis pormenorizado de la implicación de ambos mecanismos en la regulación de la clorofila se evaluará en el siguiente capítulo.

Las estaciones más costeras muestreadas históricamente en la bahía de Málaga (M1 y V1) quedaron fuera del dominio de las imágenes de satélite. Sin embargo, la comparación de su productividad con la del área marina adyacente (UEE-1) permite investigar si la variabilidad en la clorofila puede ser explicada por los mismos mecanismos. La serie temporal de clorofila *a* en las estaciones costeras M1 (UEE-4) y V1 (UEE-5) estuvieron correlacionadas significativamente con 3 de las 4 series temporales de las estaciones de muestreo integradas en UEE-1 (Tabla 3.6). Sin embargo, M1 presenta concentraciones superficiales de clorofila *a in situ* en verano y otoño significativamente mayores a los obtenidos en UEE-1; adicionalmente el máximo estacional en V1 ocurrió también en verano. Estos resultados indican que la concentración de clorofila *a* en M1 y V1 está condicionada por factores adicionales a los que modulan el ciclo estacional en UEE-1. También se observaron diferencias entre M1 y V1. En primer lugar, los valores promedio de la concentración de la clorofila *a* en M1 fueron mayores a los registrados en V1 ($1.36 \text{ vs } 0.79 \text{ mg m}^{-3}$), y su máximo se registró en otoño en lugar de en verano, presumiblemente por la influencia del río Guadalhorce. En cuanto a la evolución temporal de las dos estaciones costeras, la

concentración superficial de clorofila *a* en M1 presentó una tendencia negativa significativa para el periodo 1994-2011 (también detectada por Mercado et al. (2012)), a diferencia de V1, denotando también diferencias en la evolución temporal de los mecanismos que regulan la productividad en ambas estaciones. Todo ello justifica que las dos estaciones costeras hayan sido analizadas en este capítulo como unidades de evaluación diferenciadas.

3.4.2. Mecanismos que regulan la productividad en las diferentes áreas

Comparación entre UEE-1 y UEE-2

En principio, la disminución tendencial de la concentración de clorofila *a* registrada tanto en UEE-1 como en UEE-2 durante el periodo 1994-2006 podría ser atribuida al descenso de la concentración de nutrientes. Sin embargo, durante el periodo 2000-2010 también se produjo una acentuada disminución de la concentración de clorofila *a* en UEE-2 aunque la concentración de nutrientes no varió significativamente.

En el periodo 1994-2006, la concentración de fosfato disminuyó tanto en UEE-1 como en UEE-2 con tendencias negativas significativas casi idénticas (-0.0042 vs $-0.0043 \mu\text{M año}^{-1}$), al igual que la concentración de silicato. Sin embargo, la concentración de nitrato presentó una tendencia negativa únicamente en UEE-1. Por otro lado, la concentración de nitrato y de clorofila *a* estuvieron linealmente correlacionadas en UEE-1 (Tabla 3.15), algo que no ocurrió en UEE-2. Estos resultados indican que en UEE-1 la concentración de clorofila es controlada principalmente por la disponibilidad de nitrato, que de hecho es a menudo el nutriente limitante de la producción primaria en Alborán según los estudios disponibles (véase por ejemplo Mercado et al., 2007). Sin embargo, los mecanismos que controlan la clorofila en UEE-

2 parecen ser diferentes, probablemente condicionados por factores adicionales a la disponibilidad de nitrato. Esta conclusión es reforzada por el hecho de que la concentración de clorofila continuó disminuyendo en UEE-2 a pesar de que las concentraciones de nutrientes no experimentaron tendencias significativas. Si esta hipótesis es correcta, es de esperar que la susceptibilidad de las dos áreas (UEE-1 y EUU-2) a la contaminación por nutrientes sea diferente, lo que justifica que sean consideradas como dos áreas diferenciadas de gestión.

Tabla 3.15. Coeficiente de correlación (Rho=Spearman; R=Pearson) de la concentración superficial de clorofila a frente a la concentración superficial de nitrato.

Clorofila vs Nitrato					
UEE	n	Rho	p	R	p
1	298	0.57	<0.001	0.38	<0.001
2	114	0.34	<0.001	0.16	n.s.

Entre estos factores adicionales que condicionan diferencialmente la evolución temporal de la clorofila en UEE-1 y UEE-2 probablemente se encuentren diferencias hidrodinámicas dado que las tendencias decrecientes de la salinidad en ambas áreas presentaron diferente intensidad (-0.026 año^{-1} en UEE-1 frente a -0.017 año^{-1} en UEE-2) quizás asociadas a las diferencias en la intensidad de la corriente.

El viento presentó también una evolución temporal diferenciada en UEE-1 y UEE-2. Así, el módulo del viento es significativamente mayor en UEE-2 durante casi todo el año (al igual que la clorofila). Además, la componente principal de los vientos locales fue mayor de marzo a mayo en UEE-2 (estación de Marbella), al igual que los máximos anuales de la concentración superficial de clorofila *a*. Por otro lado, la componente principal del viento en el aeropuerto de Málaga registró una tendencia negativa en 1992-2006, que explicaría el aumento de la estratificación ocurrido en ese periodo en UEE-1. Sin embargo, en Marbella la tendencia negativa tanto del módulo como de la componente principal se registró en el periodo 2000-2010, pudiendo ser la

causa total o parcial de la tendencia registrada en la concentración superficial de la clorofila *a* en UEE-2.

La mayor influencia del jet atlántico sobre la hidrodinámica en el área UEE-2 también podría explicar la tendencia negativa de la clorofila en el periodo 2000-2010, dado que durante ese periodo el jet tendió a acercarse más a la costa, lo que en principio podría disminuir la superficie potencialmente afectada por afloramientos asociados al viento. Según Sarhan et al. (2000), los episodios de alejamiento del jet respecto de la costa permitirían un aumento de la productividad en la costa noroccidental del mar Alborán, lo que podría tener una importancia relativa en términos de productividad de esa área similar a la de los afloramientos debidos a vientos locales. Este es el mecanismo que según Sarhan et al. (2000) podría explicar altos valores de clorofila en condiciones de salinidad superficial relativamente baja (esto es, en condiciones de no afloramiento).

El área *UEE-3*

UEE-3 se caracterizó por presentar altos valores de concentración de clorofila *a* en el mes de agosto, coincidiendo con el periodo en que se suelen registrar los mínimos de clorofila en la mayor parte del área de estudiada en este capítulo, y que se puede atribuir al agotamiento de los nutrientes en la capa superficial y a la estratificación. La concentración superficial de nitrato en UEE-3 también es mayor que en UEE-1 y UEE-2 en esa época del año (verano), cuando las concentraciones de fosfato y silicato también fueron altas. Paradójicamente, la salinidad superficial registrada en UEE-3 fue menor que en las otras épocas del año, e inferior significativamente a la registrada en UEE-1. En UEE-3, MLD y profundidad del AMI y SIPIC también fueron máximas en verano lo que puede ser debido a la mezcla de la capa de agua Atlántica Superficial que forma el

jet atlántico con las aguas afloradas en verano en el mismo estrecho de Gibraltar. No obstante, este mecanismo requiere un estudio posterior más detallado.

Unidades costeras (UEE-4 y UEE-5) en comparación con UEE-1

Las series temporales de clorofila *a* para las áreas UEE-4 y UEE-5 muestran patrones de variabilidad diferentes respecto a UEE-1. Así, las unidades costeras presentan los máximos valores estacionales de clorofila en verano u otoño, en lugar de en primavera. Este comportamiento podría deberse a la influencia de los aportes continentales de nutrientes en verano probablemente debido a los vertidos de aguas residuales, e incluso en otoño a través de la escorrentía superficial o del caudal del río.

Por otro lado, los procesos de afloramiento impulsados por el viento pueden resultar más importantes en las unidades costeras. Prueba de ello es que las salinidades estacionales promedio en las unidades costeras son mayores a las obtenidas en UEE-1. En este sentido, la concentración superficial de nitrato en invierno y primavera fue mayor en UEE-5 que en UEE-4, quizás por su mayor exposición a los vientos de poniente. No obstante, la concentración promedio de fosfato en UEE-4 fue mayor que en UEE-5 durante todo el ciclo anual, lo que en principio no puede ser atribuido a diferencias en las variables hidrológicas. A esto se añade el hecho de que las concentraciones de silicatos promediadas estacionalmente en las dos estaciones costeras fueron similares entre sí, y mayores a las de las otras áreas, lo que sugiere que la mayor concentración de fosfatos frente a la ciudad de Málaga podría estar relacionado con los aportes antropogénicos, aunque no es descartable que estos procedan por resuspensión del sedimento dada la intensidad de los procesos de mezcla vertical por la acción del oleaje en estas estaciones.

3.4.3. El *stock* de nutrientes de las aguas intermedias

En todo el área de estudio, se ha puesto de manifiesto que los principales procesos que controlan la productividad están relacionados con el ascenso de las aguas intermedias (mediterráneas) hacia la capa eufótica. Entre los mecanismos que favorecen este ascenso se incluyen los afloramientos inducidos por los vientos de poniente, la mezcla vertical por el oleaje, y la influencia del jet atlántico en la costa noroccidental. En este sentido, es posible que los cambios en la concentración de nutrientes en la capa eufótica se deban no sólo a cambios en la intensidad de los mecanismos que favorecen el afloramiento, sino también a cambios en la concentración de nutrientes de la propia agua que aflora. En la Figura 3.35, se muestra la serie temporal de nitrato y fosfato a 300 m de profundidad que puede considerarse ocupada típicamente por Agua Levantina Intermedia (300 m). Los datos analizados en esta figura proceden de la estación V3 (Figura 3.35).

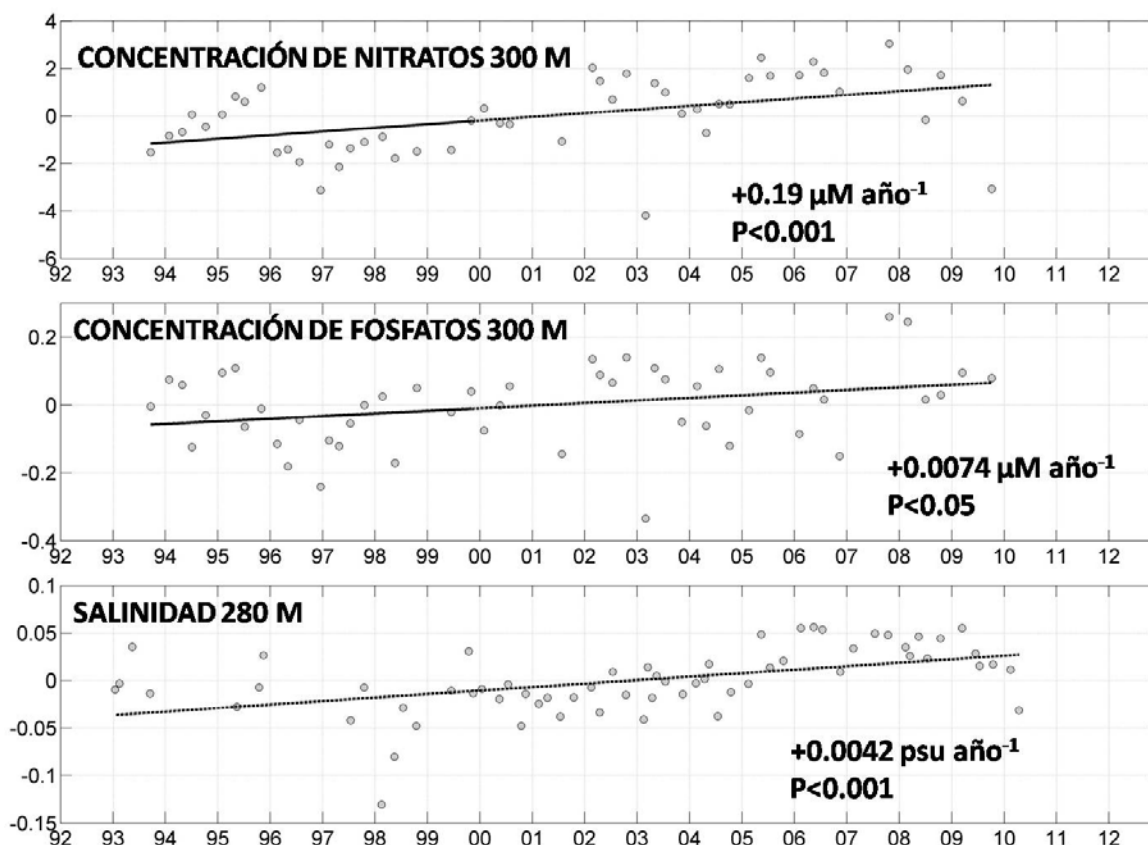


Figura 3.35. Serie temporal de anomalías de la concentración de nitrato y fosfato a 300 metros de profundidad y para la salinidad a 280 metros de profundidad (estación V3). Las líneas indican las tendencias temporales que fueron significativas estadísticamente.

Como se constata en la figura, para el periodo 1993-2010 las concentraciones de nitratos y fosfatos a profundidades intermedias (300 m) presentaron un incremento significativo, así como la salinidad (100-280 m; Figura 3.36). La tendencia registrada representa un incremento de las concentraciones promedio de aproximadamente el 30% en todo el periodo (16 años; Tabla 3.16).

Tabla 3.16. Aumento de la concentración de nitrato y fosfato a 300 metros de profundidad entre los años 1994 y 2009 (estación V3).

V3	TENDENCIA ANUAL	AUMENTO 16 AÑOS	VALOR PROMEDIO	% INCREMENTO
<i>nitra300</i>	0.19	3.04	7.88	39
<i>fos300</i>	0.0074	0.12	0.41	29

Debe notarse que para el mismo periodo la eficiencia de la mezcla vertical de la columna de agua y/o la intensidad de los afloramientos inducidos por el viento disminuyó en promedio significativamente en el mar Alborán lo que podría implicar una disminución de la ventilación de las masas de agua intermedias con el consiguiente aumento de la concentración de nutrientes. Sin embargo, este cambio en la composición de nutrientes de la capa de agua intermedia también podría estar relacionado con procesos a mayor escala, quizás derivados del cambio climático como puede ser el cambio en los patrones de circulación que modificarían el tiempo de residencia de estas masas de agua. En todo caso, una mayor concentración de nutrientes en las aguas intermedias podría traducirse en un mayor aporte de nutrientes a las aguas superficiales si fuera acompañado de una intensificación de los mecanismos que favorecen su afloramiento.

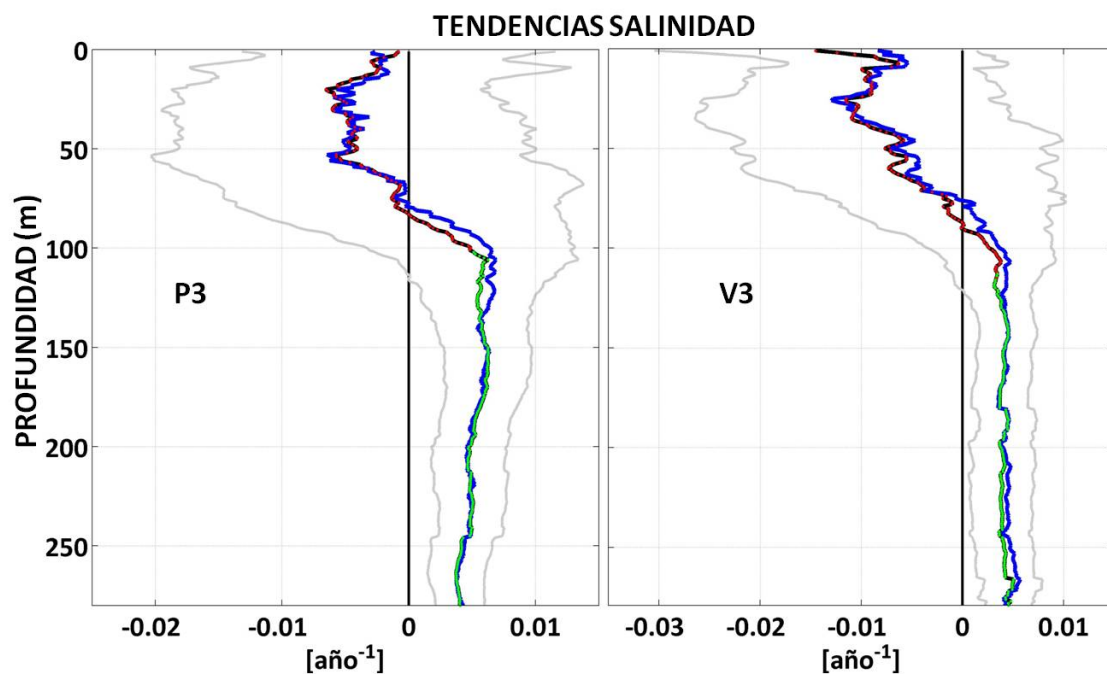


Figura 3.36. Perfil vertical de las tendencias en la salinidad para P3 y V3 (1992-2010). La línea azul representa la tendencia obtenida por regresión lineal y la negra la obtenida por el método de Sen, los puntos verdes indican que la tendencia es significativa.

4. CAPITULO III: Una aproximación al estudio integrado de la eutrofización en el norte del mar Alborán. Parte II: Modelado de la concentración de la clorofila *a*.

4.1. Introducción

Como se ha comentado previamente, en el mar Alborán, sobre todo en su costa norte, se han descrito al menos cinco mecanismos fertilizadores que pueden actuar inyectando nutrientes a las aguas superficiales: los afloramientos costeros inducidos por el viento de poniente (1), el efecto de las corrientes de chorro como el jet atlántico (2), la formación de estructuras mesoescalares de circulación ciclónica (3), la advección desde el Estrecho de masas de agua ricas en nutrientes (4) y el flujo vertical ascendente asociado a los bordes de los frentes oceanográficos (5). La productividad primaria en el mar de Alborán depende fuertemente del efecto de estos mecanismos que finalmente determinan la disponibilidad de nutrientes. De hecho, Mercado et al. (2007) encontraron correlaciones significativas entre la concentración de clorofila y la concentración de nitrato (el nutriente considerado como limitante en el mar Alborán) en las aguas superficiales de la bahía de Málaga. Sin embargo, los resultados descritos en el capítulo anterior evidencian que la relación entre concentración de nitrato en la columna de agua y clorofila *a* no es siempre fácilmente deducible a partir de la simple comparación de los patrones de variabilidad de ambas variables. Por ejemplo, según el momento en que se realice el muestreo en relación con la etapa en que se encuentre el pulso de fertilización y el propio efecto de los mecanismos moduladores que actúen en ese momento, la relación entre concentración de nitrato y clorofila puede variar. Por otro lado, las concentraciones de fosfato y silicato también están sujetas a una elevada

variabilidad que en principio podría no estar relacionada con la variabilidad en la concentración de clorofila *a*. A esto hay que sumar el posible impacto de aportes externos de nutrientes que alteran su concentración en la columna de agua, y que en principio actúan independientemente de los mecanismos de fertilización que a su vez son modulados por factores oceanográficos, meteorológicos y ambientales.

Entre las variables oceanográficas indicadoras de los episodios de afloramiento de aguas intermedias en el mar Alborán, el aumento de la salinidad de las aguas superficiales es el más utilizado. Sin embargo, y como se ha comentado en el capítulo anterior, se han registrado episodios de elevada concentración de clorofila coincidente con relativamente bajos valores de salinidad en la costa noroccidental (Sarhan et al., 2000). Hay que señalar que el papel regulador de la temperatura y de la intensidad lumínica se considera poco relevante en la zona noroccidental de Alborán en comparación con lo descrito para áreas oceánicas de otras latitudes (Reul et al., 2005). Otro factor regulador podría ser el efecto de las corrientes de superficie, que actuarían en el transporte horizontal de masas de agua favoreciendo la dispersión o acumulación de nutrientes y fitoplancton.

El objetivo principal de este capítulo es investigar cuáles son las variables principales que controlan la concentración superficial de clorofila *a* en las áreas de productividad contrastante identificadas previamente. Para esto se emplearán modelos aditivos generalizados (GAM) que permitirán investigar los efectos de los mecanismos fertilizadores y moduladores (variables explicativas) sobre la concentración superficial de la clorofila *a* (variable respuesta) de un modo integrado. La ventaja de estos modelos es que no requieren que se predefina ninguna función analítica para cada variable, sino que se trata de modelos flexibles capaces de determinar la función de contribución que mejor se ajusta a cada situación y/o área de estudio.

4.2. Material y métodos

Para el desarrollo de los modelos, se utilizarán las variables oceanográficas promediadas para la capa de 0 a 20 metros de profundidad, por lo que se emplearán las bases de datos descritas en el capítulo 2, aunque incluyendo también los datos de las estaciones *no históricas* (Tabla 3.5) con objeto de incrementar el número de registros disponibles.

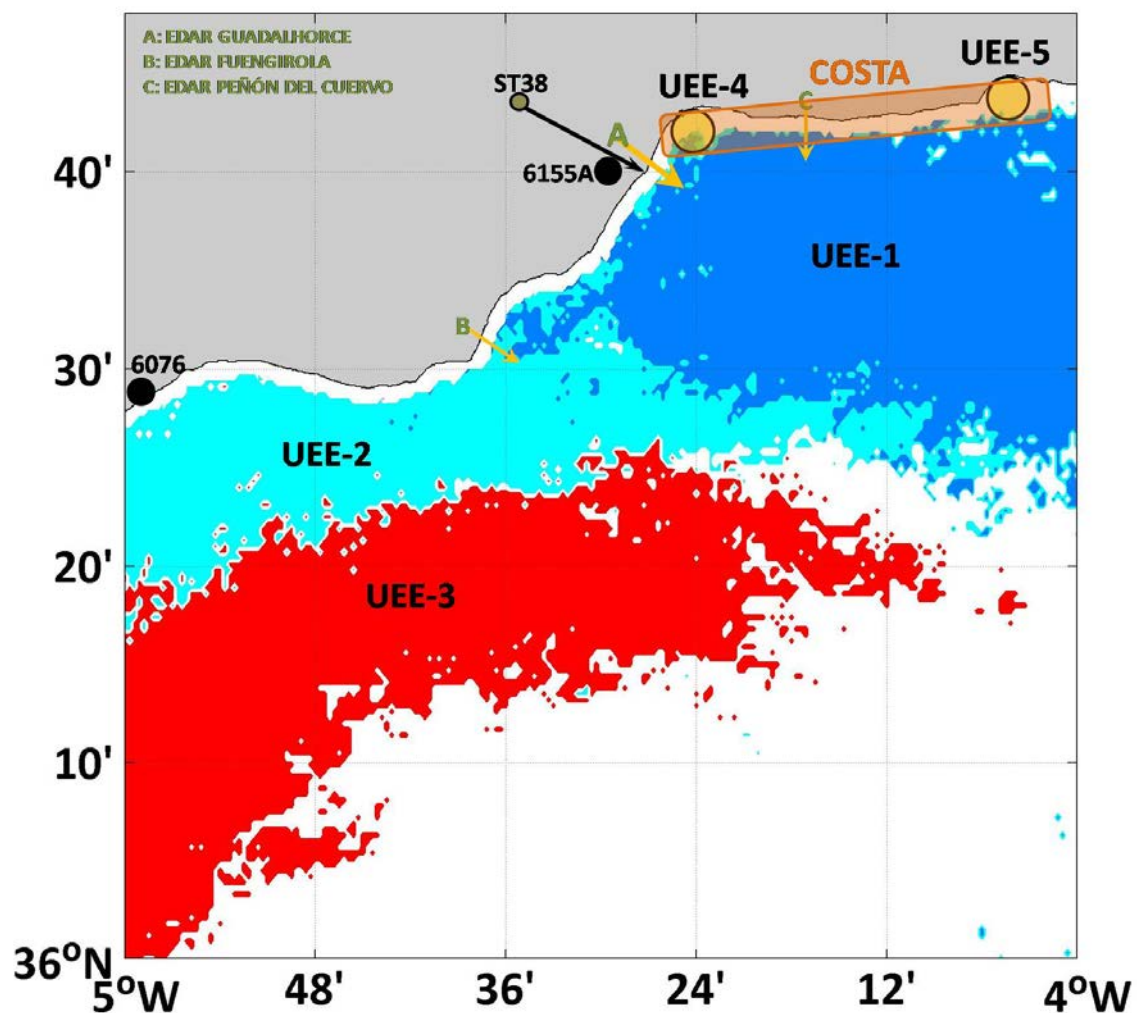


Figura 4.1. Como la Figura 3.9, aunque se ha añadido la unidad UEE-COSTA mediante un rectángulo naranja.

El objetivo de los modelos será describir la concentración superficial de la clorofila *a* en cada UEE. El modelado GAM requiere de un número mínimo de registros en cada área para asegurar la fiabilidad de los resultados, que será proporcional al número de variables incluidas en el modelo y a los grados de libertad (complejidad) de las funciones que las describen. Además, la distribución de los valores de cada variable empleada en el modelo debe cubrir adecuadamente todo su rango de variabilidad. Por este motivo no se realizará el modelado del área UEE-3, ya que para esta área sólo se dispone de datos procedentes de una única estación de muestreo (P3).

Por otro lado, se ha optado por agrupar las estaciones costeras de la bahía de Málaga (M1, R1 y V1) en una única área de estudio (en adelante COSTA; ver Figura 4.1), ya que en su conjunto presentan características comunes diferenciadas respecto a las estaciones adyacentes más alejadas de costa, como la menor velocidad de las corrientes costeras y la influencia de aportes directos de río (principalmente el Guadalhorce y de otros cauces menores), así como la presencia cercana del emisario submarino de la depuradora del Guadalhorce (sobre todo en UEE-4) y de numerosos efluentes urbanos menores repartidos a lo largo de la costa. Estas características comunes hacen que se trate de una zona interesante para la evaluación de la eutrofización.

Para obtener un modelo bien ajustado resulta necesario eliminar los registros de cada variable que representen valores visiblemente alejados del rango mejor muestreado, los cuales podrían introducir sesgos en los resultados. Nótese que el modelo ajusta el efecto conjunto de todas las variables explicativas.

El modelado GAM permite definir la forma en que influyen las variables explicativas sobre la variable respuesta (Hastie, 1990; Hastie y Tibshirani, 1991; Venables, 2002). El modelo se define según la ecuación genérica:

$$g(E(Y)) = \beta_0 + f_1(x_1) + f_2(x_2) + \dots + f_n(x_n) \quad (\text{ec.4.1})$$

Donde Y es la variable respuesta y x_i son las n variables explicativas. El modelo asume que una variable respuesta se puede modelar a partir de la suma de sucesivos términos, dependientes de las variables explicativas que queramos incluir. A la variable respuesta se le asigna una distribución estadística y una función de unión o transformación g , que en nuestro caso serán la distribución normal y la identidad respectivamente. A las variables explicativas se les asocia una función f_i , que puede ser lineal, como en el caso de los modelos lineales generalizados (GLM) o funciones interpolantes polinómicas (*splines*, en inglés). Las funciones interpolantes no son más que curvas diferenciables en porciones a partir de polinomios. En nuestro caso se trata de *splines* cuyos nodos serán coincidentes con los valores presentes por cada variable en cuestión.

El modelado GAM es un proceso iterativo donde los valores de cada función f_i se van ajustando en sucesivas iteraciones, de manera que se mejora progresivamente la respuesta del conjunto. Como función por defecto se emplearán *splines* en los modelos de entrada, y por tanto el proceso devolverá la curva que mejor se ajusta a la contribución de cada variable explicativa a la variable respuesta (concentración superficial de la clorofila a).

Para facilitar la búsqueda del mejor modelo, reduciendo en lo posible su complejidad, emplearemos el método *stepwise*, que permite ensayar todas las combinaciones posibles entre varios modelos propuestos, y seleccionar el más adecuado

en función de un criterio estadístico. En nuestro caso, para modelar la contribución de cada variable a la clorofila se ensayarán 3 tipos de respuesta: la función *spline*, una función lineal y la ausencia de la variable. Esta última opción permite la eliminación de variables del modelo si no presentan una contribución significativa. En cuanto a las estrategias de optimización del modelo es posible realizar las sucesivas pruebas desde el modelo más complejo hacia el más simple, linealizando o quitando términos (esquema “*backward*”, en inglés), o desde el modelo más simple al más complejo añadiendo términos (esquema “*forward*”). En este caso se emplearon ambas estrategias simultáneamente. De esta forma se consigue eliminar variables del modelo que por sí solas aportan la misma información que otras ya incluidas, o que simplemente no aportan suficiente información por sí mismas.

Como criterio estadístico para determinar el modelo más adecuado se utilizará el criterio de información de Akaike (Akaike, 1973, 1974). (AIC: “*Akaike Information Criterion*”, en inglés), que es menor cuanto mejor es el modelo:

$$AIC = 2k - 2 \ln(L) \quad (\text{ec.4.2})$$

Donde k representa el número de parámetros estimados y L es el máximo valor de la función de verosimilitud para el modelo. El aumento en la complejidad del modelo ensayado, que aumenta al incrementar el número de variables y/o el grado de libertad asociado a la expresión empleada, aumenta el valor de k . AIC es un índice comparativo entre varios modelos que se emplea para su optimización, pero no ofrece información sobre la precisión del modelo en la estimación de la variable respuesta. Para estimar la precisión (bondad estadística) del modelo se cuantificará la diferencia entre el valor observado y el estimado mediante los estadísticos estándar de cuantificación del error mostrados en la *Tabla 4.1*.

Tabla 4.1. Estadísticos empleados para la evaluación de los modelos. y_i e \hat{y}_i representan los valores observados y estimados, respectivamente. \bar{y}_i representa la media aritmética.

Medidas del Error	Fórmula
Coefficiente de determinación (R^2)	$1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$
Raíz del error cuadrático medio (RMSE)	$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}}$
Suma de cuadrados del error (SSE)	$\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2$

Como resultado del modelado, se podrá determinar la importancia relativa de cada variable sobre la variable respuesta, así como comparar el efecto relativo de cada variable en las distintas áreas.

Una vez definido el modelo, se estimarán los residuos restando los valores modelados a los observados. Su análisis dará información de la estacionalidad y las tendencias de las variables que no han sido incluidas en el modelado, como pudiera ser el caso de los aportes de nutrientes desde fuentes alóctonas. Además, en base a los modelos, se podrán realizar predicciones de la evolución de la concentración esperable de la clorofila ante diferentes escenarios.

4.2.1. Selección de las variables

Se han seleccionado las variables meteorológicas, hidrológicas y químicas comunes a todas las zonas (Tabla 4.2) y que derivan directamente de las variables analizadas en el capítulo anterior. Además, para el área UEE-2 se han incluido variables locales relacionadas con la intensidad y posición del jet atlántico.

Tabla 4.2. Abreviaturas de las variables empleadas en los modelos y que derivan directamente de las variables evaluadas en el capítulo 2.

Abreviatura	Descripción	Unidades
<i>nitra20</i>	Concentración de nitrato (promedio 0 a 20 metros)	μM
<i>fos20</i>	Concentración de fosfato (promedio 0 a 20 metros)	μM
<i>sil20</i>	Concentración de silicato (promedio 0 a 20 metros)	μM
<i>tem20</i>	Temperatura del agua de mar (promedio 0 a 20 metros)	$^{\circ}C$
<i>sal20</i>	Salinidad del agua de mar (promedio 0 a 20 metros)	-
<i>sipic</i>	Gradiente máximo de densidad (de la columna de agua)	$Kg\ m^{-3}\ m^{-1}$
<i>msf</i>	Profundidad del máximo subs superficial de la fluorescencia	m
<i>wt(i)_2**</i>	Módulo de la velocidad del viento (1 día atrás*)	$m\ s^{-1}$
<i>cw(i)_2**</i>	Velocidad del viento en la dirección de máxima variabilidad (1 días atrás*)	$m\ s^{-1}$
<i>ola2</i>	Altura significativa del oleaje (1 día atrás*)	m
<i>vc(i)**</i>	Velocidad zonal de la corriente Geostrófica (promedio 0 a 20 metros)	$cm\ s^{-1}$
<i>cau3</i>	Caudal del río Guadalhorce (2 días atrás*)	$m^3@3\ días$
<i>jetU3</i>	Módulo de la velocidad del jet atlántico (3 días atrás*)	$m\ s^{-1}$
<i>jet_dis3</i>	Distancia a la costa del jet atlántico (3 días atrás*)	Km
<i>jet_inc_dis3</i>	Incremento de distancia a la costa del jet atlántico (respecto 3 días antes)	Km

* Promedio temporal empleado, se justifica en el siguiente apartado.

** Índice "i" según a la zona que corresponda (1 y 2).

La pluviosidad también fue eliminada de los modelos debido a la irregularidad de la serie temporal.

4.2.2. Desfase temporal de las variables ambientales

Para evaluar el efecto acumulativo y de retardo de algunas de las variables meteorológicas y ambientales sobre la concentración superficial de la clorofila *a*

registrada el día de muestreo, se han empleado valores promedio o acumulados de dichas variables calculados a partir de los valores obtenidos los días previos al muestreo. El periodo de tiempo previo al muestreo que se ha considerado para cada variable se ha determinado a partir de correlaciones cruzadas móviles (coeficiente de Spearman) entre el valor de la concentración superficial de la clorofila *a* el día del muestreo y el valor promedio o acumulado añadiendo días hacia atrás en el tiempo de la variable ambiental en cuestión. El periodo previo relevante se ha establecido como aquel para el cual se encontró una correlación significativa positiva. De no encontrarse una correlación significativa, se ha empleado un periodo corto de tiempo de integración, relacionado con las escalas temporales promedio del mecanismo físico o ambiental descrito por la variable a incluir en el modelo.

En cuanto a la velocidad del viento, tanto en el módulo como en la componente principal, existen correlaciones significativas con la concentración superficial de la clorofila *a* para $t=-1$ día, que es el promedio del valor calculado con los valores obtenidos el mismo día del muestreo y el día anterior (Figura 4.2.). Este mismo desfase se ha encontrado también entre el viento y su efecto sobre la salinidad (Figura 4.3).

El oleaje en los días previos al muestreo no correlacionó significativamente con la clorofila *a*, aunque para los modelos se utilizará el promedio para $t=-1$ al igual que el utilizado para el viento, por ser un mecanismo rápido de mezcla con un efecto que debe producir efectos en tiempos similares a los del viento.

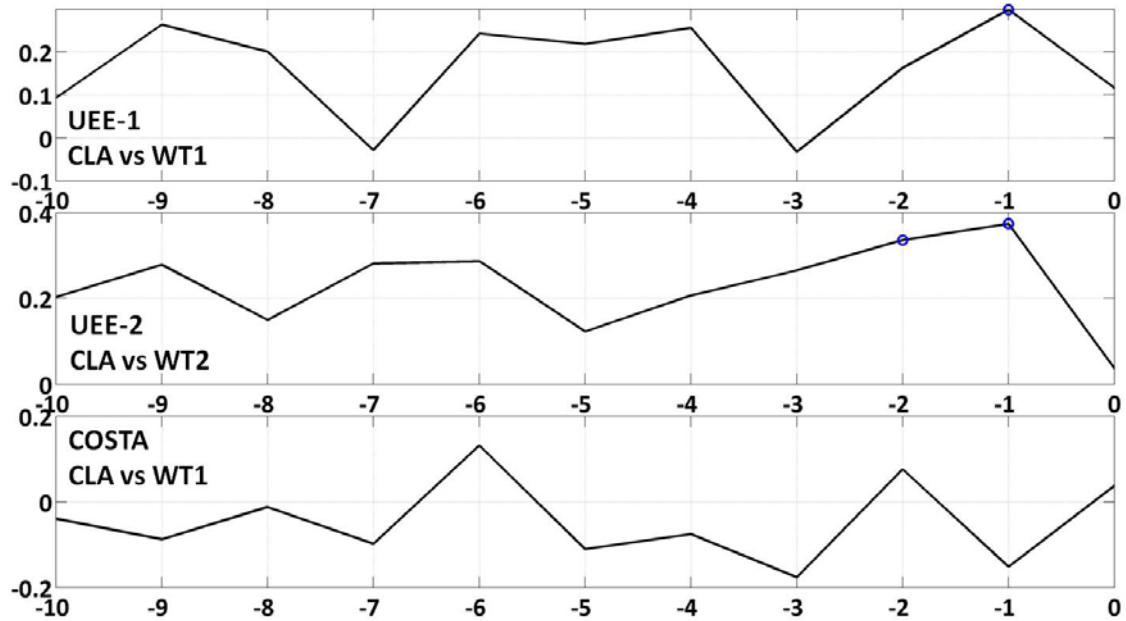


Figura 4.2. Coeficientes de determinación de las correlaciones cruzadas llevadas a cabo con la serie temporal de la concentración superficial de clorofila a frente al módulo del viento medido sobre el promedio temporal de días atrás incluido el día de muestreo. Los círculos azules indican las correlaciones que fueron significativas estadísticamente.

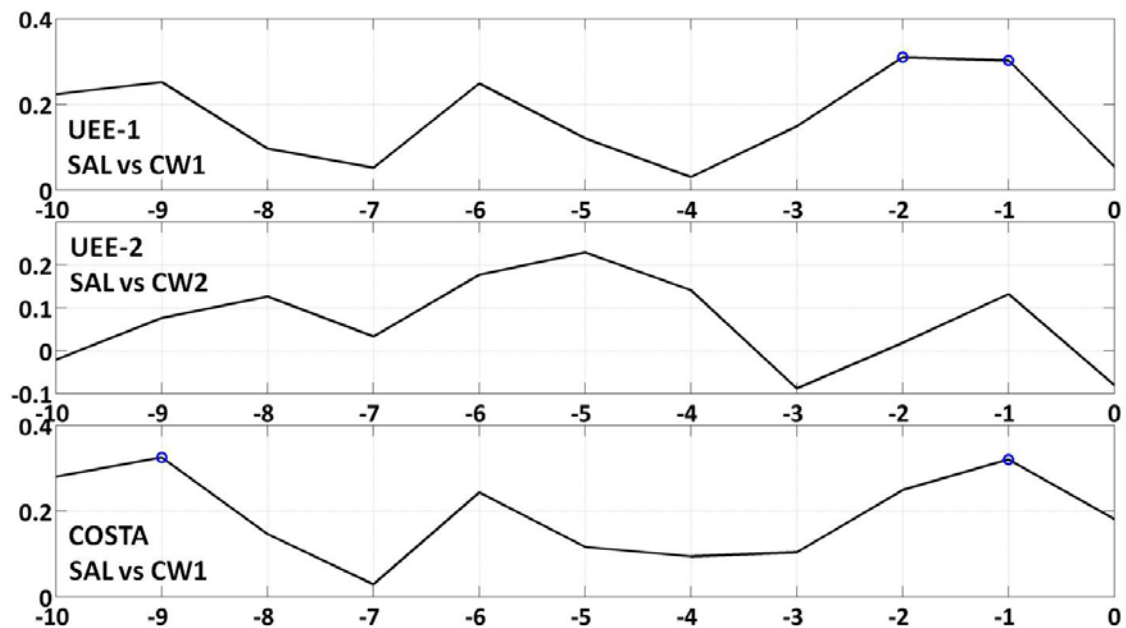


Figura 4.3. Coeficientes de determinación de las correlaciones cruzadas de la serie temporal de salinidad superficial frente a la componente principal del viento medida sobre el promedio temporal de días atrás incluido el día de muestreo. Los círculos azules indican las correlaciones que fueron significativas estadísticamente.

La serie temporal del caudal en los días previos al muestreo no estuvo correlacionada significativamente con la concentración superficial de la clorofila *a*, en

contraste con, la pluviosidad para la zona UEE-1 (Figura 4.4). En la unidad COSTA, la serie temporal de pluviosidad obtenida el mismo día de muestreo y la clorofila *a* estuvieron correlacionadas negativamente. Por ello, se empleó el promedio de $t=0$ a -2 días para el caudal, asumiendo que existen procesos de dispersión en el agua y de remineralización de los nutrientes aportados por el río que pueden retrasar su efecto en el medio marino.

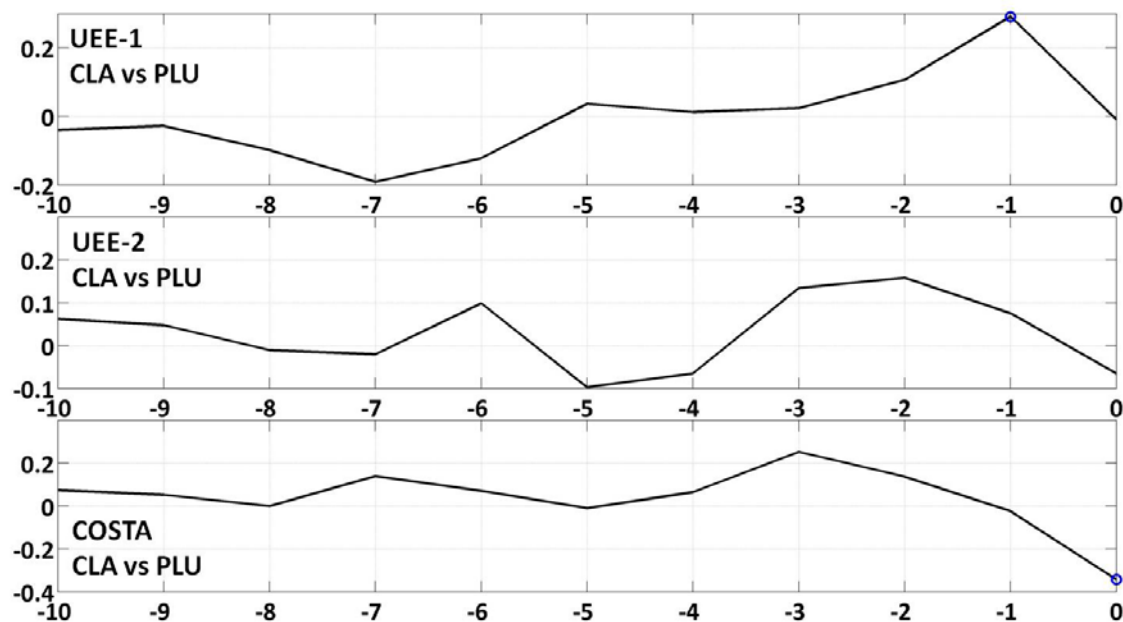


Figura 4.4. Coeficientes de determinación de las correlaciones cruzadas entre la serie temporal de la concentración superficial de clorofila a frente a la pluviosidad medida sobre el valor acumulado de los días atrás incluido el día de muestreo. Los círculos azules indican las correlaciones que fueron significativas estadísticamente.

La serie temporal de la distancia del jet a la costa y la concentración superficial de la clorofila *a*, presentó una correlación positiva para un desfase de $t=-3$ días (Figura 4.5). Si tenemos en cuenta el rango de velocidades del chorro y la distancia desde el estrecho de Gibraltar hasta cabo Pino, obtenemos periodos de entre 2 y 3 días, lo cual resulta consistente con este resultado. En cuanto al módulo de la velocidad, aunque no ha presentado correlaciones significativas, se le ha asignado también el desfase de $t=-3$ días. Por último, según Sarhan et al. (2000) el mecanismo de fertilización del jet tiene

lugar por los desplazamientos del jet al alejarse de la costa. Por ello, se ha incluido una nueva variable que mide la diferencia de distancia a la costa del jet entre dos instantes de tiempo “*jet_dis_inc3*”, 3 días antes y el mismo día del muestreo, de modo que quede registrada la variación de la distancia anterior al muestreo. Este intervalo se ha escogido al realizar ensayos sobre el propio modelo fijando el resto de variables, y probando intervalos desde 2 a 7 días, comprobando que el intervalo de 3 días ofrecía un mejor ajuste del modelo a los datos reales (R^2), y un mejor índice de AIC. Es importante destacar que el coeficiente de determinación entre “*jet_dis_inc3*” y el resto de intervalos ensayados (“*jet_dis_inc(i)*” para $i=[2 \text{ a } 7]$) fue superior a 0.7.

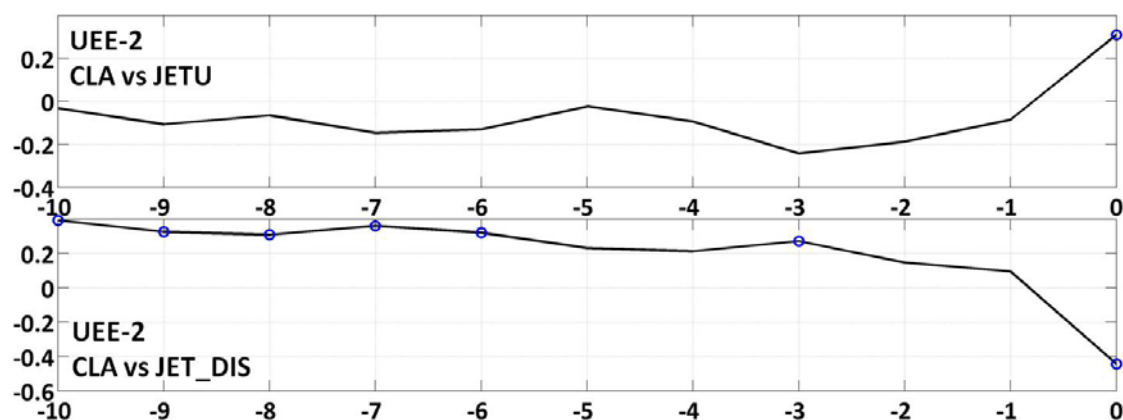


Figura 4.5. Coeficientes de determinación de las correlaciones cruzadas entre la serie temporal de la concentración superficial de clorofila a y el módulo de la velocidad y la distancia a la costa del jet medidos sobre el promedio temporal de días atrás incluido el día de muestreo. Los círculos azules indican las correlaciones que fueron significativas estadísticamente.

Con el fin de no incluir en el proceso de modelado variables fuertemente correlacionadas que podrían absorber gran parte de la variabilidad explicada por el modelo resultante (reduciendo así su utilidad), se valoró el coeficiente de correlación entre todas las variables pre-seleccionadas para cada área de estudio. Para las unidades UEE-1 y COSTA sólo se encontró un coeficiente de determinación mayor de 0.5 para la correlación entre el módulo “*wt1_2*” y la componente principal de la velocidad del viento “*cw1_2*” (R^2 fue 0.63 y 0.68, respectivamente). Sin embargo, en el área UEE-2

ambas variables no estuvieron correlacionadas significativamente, por lo que se optó por incluir las dos en los análisis de modelado para todas las áreas. Por otro lado, la correlación entre la temperatura superficial “*tem20*” y el máximo gradiente vertical de densidades “*sipic*” fue también significativa aunque más débil en el área UEE-1 ($R^2=0.42$).

Las correlaciones entre la concentración de nitrato frente a la de fosfato y la de silicato, fueron significativas en la unidad UEE-2, con coeficientes de determinación de 0.36 y 0.40, respectivamente. Similarmente, en la unidad COSTA las concentraciones de nitrato y silicato estuvieron significativamente correlacionadas ($R^2=0.43$). Del mismo modo, la correlación entre la concentración de nitrato y la temperatura superficial fue significativa en esta área ($R^2=0.30$).

4.3. Resultados

4.3.1. Modelo para UEE-1

El área UEE-1, que se corresponde con la bahía de Málaga entre Fuengirola y la Caleta de Vélez, es la unidad para la que se cuenta con más registros por incluir el mayor número de estaciones de muestreo (M2, M3, M4, R2, R3, R4, V2, V3, V4), de las cuales 4 han sido históricamente muestreadas. En total se han recopilado 257 registros para esta área que cubren el periodo entre 1995 y 2009. Los registros incluyen valores de todas las variables utilizadas en el modelado. El modelo general planteado inicialmente para UEE-1 es el siguiente:

$$cla20 = C0 + C1 * s(nitra20) + C2 * s(fos20) + C3 * s(sil20) + C4 * s(tem20) + C5 * s(sal20) + C6 * s(sipic) + C7 * s(msf) + C8 * s(wt1_2) + C9 * s(cw1_2) + C10 * s(vc1) + C11 * s(cau3) + C12 * s(ola2) \quad (ec.4.3)$$

La aplicación del método de evaluación del modelo por pasos (o *stepwise*), eliminó la variable *vc1* (velocidad superficial geostrofica zonal costera). La función de modelado fue lineal para la concentración de fosfato *fos20*, el gradiente de la densidad en la picnoclina *sipic* y el módulo de la velocidad del viento *wt1_2* (ec.4.4., términos en **negrita**). El modelo simplificado explica un 66% de la variabilidad observada de la concentración superficial de la clorofila *a*. El modelo simplificado propuesto queda como sigue:

$$cla20 = C0 + C1 * s(nitra20) + C2 * \mathbf{fos20} + C3 * s(sil20) + C4 * s(tem20) + C5 * s(sal20) + C6 * \mathbf{sipic} + C7 * s(msf) + C8 * \mathbf{wt1_2} + C9 * s(cw1_2) + C11 * s(cau3) + C12 * s(ola2) \quad (\text{ec.4.4})$$

Tabla 4.3. Resultado del modelo propuesto para UEE-1. Leyenda: NP es el número de variables empleadas, N es el número de registros, AIC es el índice del criterio de información de Akaike, R es el coeficiente de correlación lineal. R², RMSE y SSE son medidas de la bondad del modelo (Tabla 4.1).

MODELO	NP	N	AIC	R	R ²	RMSE	SSE
UEE-1	11	257	379	0.81	0.66	0.34	28.9

Tabla 4.4. Contribución parcial de cada variable al modelo propuesto para UEE-1. El valor de la ordenada en el origen (C0) fue 0.81 mg m⁻³. Abreviaturas: min, max y rango: valores extremos y rango de variación de cada variable en las unidades correspondientes (Tabla 4.2.); minR, maxR y rangoR: valores extremos y rango de variación de la respuesta parcial de cada variable en el modelo expresados en unidades de concentración de la clorofila *a* (mg m⁻³). CM y CO: contribución parcial respecto a la variabilidad total del modelo y respecto a la variabilidad total de los valores observados, respectivamente.

Var	min	max	Rango	minR	maxR	rangoR	CM	CO
<i>nitra20</i>	0.05	3.21	3.16	0.40	1.05	0.64	4.79	2.46
<i>fos20</i>	0.04	0.27	0.23	0.32	1.64	1.32	2.30	1.07
<i>sil20</i>	0.10	5.48	5.38	0.25	1.61	1.36	5.78	5.58
<i>tem20</i>	14.20	23.72	9.52	0.66	1.33	0.67	7.39	4.17
<i>sal20</i>	36.31	37.82	1.51	0.58	1.69	1.11	14.02	8.71
<i>sipic</i>	0.01	0.24	0.22	0.56	0.91	0.35	1.23	0.43
<i>msf</i>	4.00	117.00	113.00	0.23	1.39	1.16	28.66	16.65
<i>wt1_2</i>	1.22	19.43	18.21	0.57	1.40	0.82	9.96	6.82
<i>cw1_2</i>	-8.92	19.40	28.32	-0.72	0.84	1.56	31.53	20.92
<i>cau3</i>	0.00	27723.88	27723.88	0.61	1.29	0.68	2.70	2.29
<i>ola2</i>	0.10	1.27	1.17	0.38	1.09	0.71	6.21	4.90

La componente principal del viento ($cw1_2$) en la estación del aeropuerto de Málaga, es la variable con una mayor contribución al modelo. El máximo subsuperficial de la fluorescencia (msf) y la salinidad superficial ($sal20$) contribuyeron un 29% y 14%, respectivamente. El módulo de la velocidad del viento ($wt1_2$) también tuvo un papel relevante (10% de la variabilidad).

Descripción de las contribuciones parciales en UEE-1

El análisis de las funciones de contribución de cada variable a la variabilidad de la clorofila a según el modelo obtenido permite evaluar el mecanismo regulador subyacente. Con este fin, se representará la variación de la variable en cuestión frente a su contribución parcial a la concentración de clorofila a calculada según el modelo una vez consideradas constantes el resto de variables. Para este ejercicio, se utilizó el valor promedio de todas las variables excepto el de la variable a examen. Existen variables incluidas en el modelo que están relacionadas con una o más de una de las otras variables, por tanto se debe ser cuidadoso con las interpretaciones realizadas únicamente a partir de la función de contribución parcial de una sola variable.

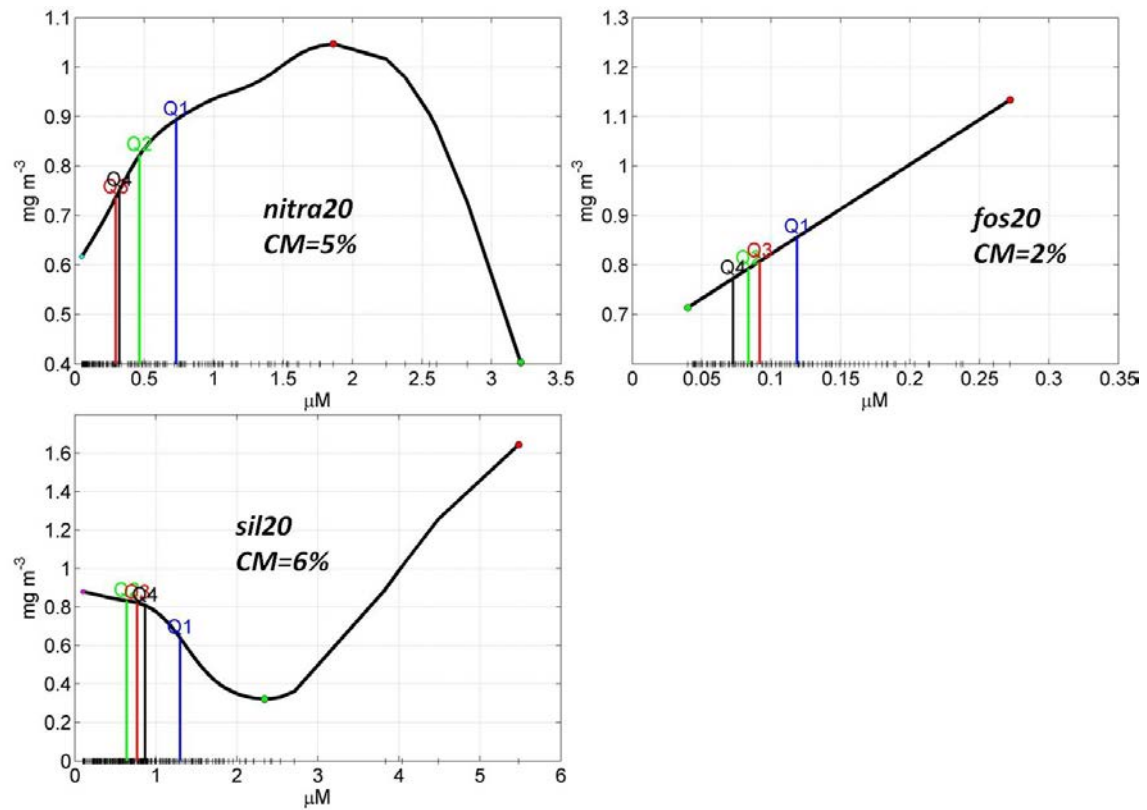


Figura 4.6. Contribución parcial en términos de concentración de clorofila (mg m^{-3}) de las concentraciones de los nutrientes en el modelo propuesto para UEE-1. Se han insertado en las curvas los valores promedios estacionales (Q_i) de cada variable explicativa.

Nitrato y silicato contribuyeron de manera desigual a la clorofila *a*. Además, esta contribución dependió de la concentración, mientras que la máxima contribución del silicato se produjo a las mayores concentraciones ensayadas, la máxima contribución del nitrato se produjo a concentraciones intermedias. La contribución de la concentración de fosfato fue lineal con una pendiente positiva de $1.81 \text{ mg m}^{-3} \mu\text{M}^{-1}$.

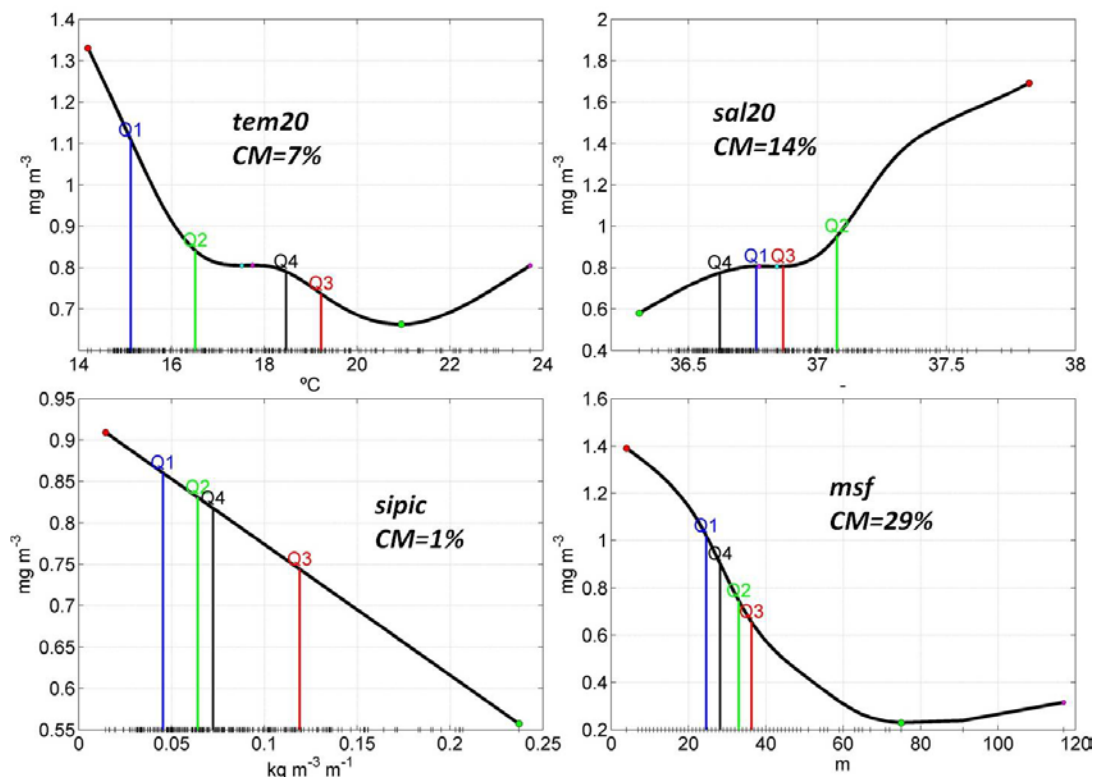


Figura 4.7. Contribución parcial de las variables hidrológicas y de la “msf” en el modelo propuesto para la UEE-1 en términos de concentración de clorofila.

La menor contribución de la temperatura superficial se produjo a 20.95°C, que es próxima a la temperatura media de verano. La contribución de la salinidad superficial es creciente y positiva en todo el rango de variación ensayado. El valor promedio de primavera se situó en la zona de máxima pendiente de la curva, coincidiendo con la mayor salinidad registrada normalmente durante este periodo. La estratificación, representada en el modelo por el gradiente de densidades en la pycnoclina presentó una relación lineal negativa con la concentración de la clorofila *a* ($-1.58 \text{ mg m}^{-3} / \text{Kg m}^{-3} \text{ m}^{-1}$), indicando una menor contribución cuanto más estratificada está la columna de agua. La contribución de la posición del máximo sub-superficial de la fluorescencia (*msf*) a la clorofila *a* disminuyó conforme aumenta su profundidad. Los valores promedio estacionales de *msf* estuvieron comprendidos entre los 20 y 40 metros de profundidad, cuando la pendiente de la curva fue máxima.

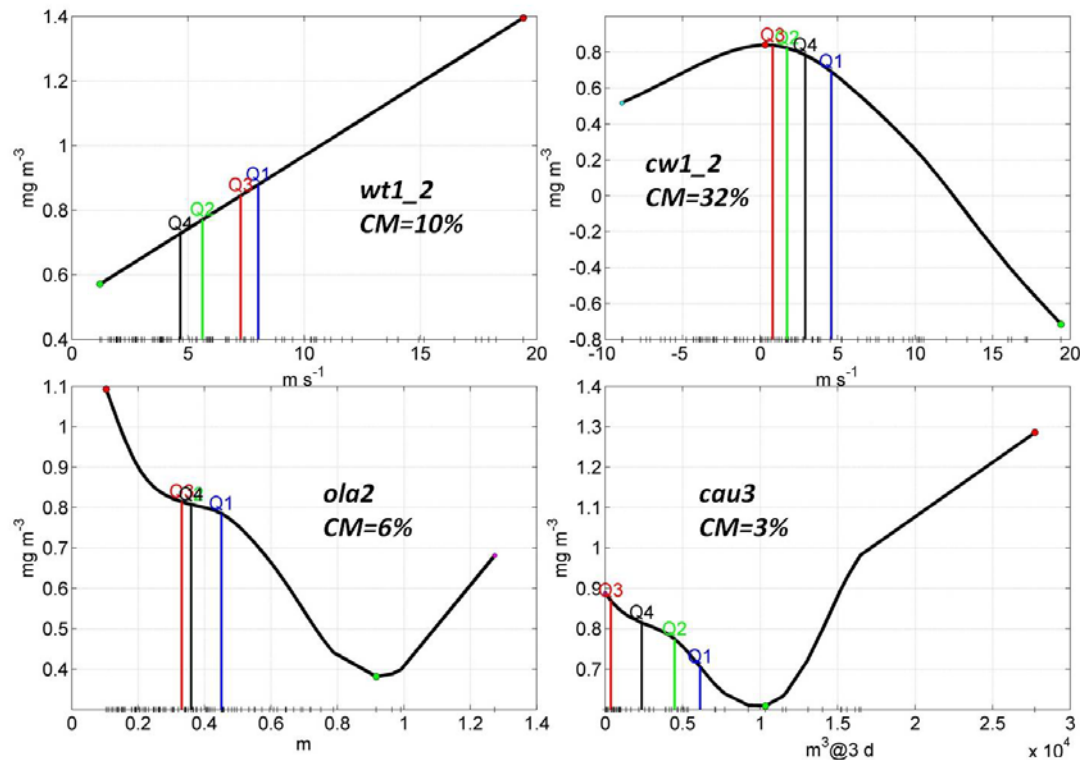


Figura 4.8. Contribución parcial de las variables en el modelo propuesto para UEE-1 en términos de concentración de clorofila.

La contribución parcial de la componente principal del viento en UEE-1 presentó un máximo para el valor de 0.32 m s^{-1} , muy próximo a 0, y descendió hacia valores tanto positivos (ponientes) como negativos (levantes). La mayor contribución fue en verano, cuando por lo general la velocidad del viento fue menor. La pendiente de la curva entre los valores promedio estacionales es de $-0.04 \text{ mg m}^{-3} / \text{m s}^{-1}$. Sin embargo, el módulo del viento presentó una contribución positiva y lineal en todo el dominio de la variable ($0.045 \text{ mg m}^{-3} / \text{m s}^{-1}$), lo que implica que para el rango de valores dentro de los promedios estacionales (ponientes) la contribución neta del viento fue positiva. La pendiente calculada para valores mayores al obtenido correspondiente a invierno ($>4.6 \text{ m s}^{-1}$) es -0.095 lo que indicaría una contribución menor del viento en términos relativos al aumentar la intensidad de los ponientes. La contribución de la altura de las olas fue también desigual según el valor de la misma, con una disminución

progresiva conforme aumenta la altura hasta 0.92 m, a partir de la cual la contribución es positiva. Respecto al caudal del río Guadalhorce, la contribución a la clorofila disminuyó linealmente. Sin embargo, la tendencia se invirtió a partir de un caudal de 10.346 m^3 .

Análisis temporal del modelo propuesto para UEE-1

Tabla 4.5. Promedios estacionales de la concentración de la clorofila (Q_i , mg m^{-3}) y pendientes registradas para el periodo 1995-2009 ($\text{mg m}^{-3} \text{ año}^{-1}$) en UEE-1. Las diferencias significativas entre estaciones del año se han indicado mediante letras.

UEE-1	Q1	Q2	Q3	Q4	pend	sen	p
Observado	0.87 ± 0.44 (cd)	1.03 ± 1.13 (c)	0.51 ± 0.67 (abd)	0.59 ± 0.46 (ac)	-0.02	-0.02	0.02
Modelo	0.95 ± 0.38 (cd)	0.98 ± 0.80 (c)	0.52 ± 0.48 (ab)	0.55 ± 0.39 (a)	-0.015	-0.02	0.01
Residuo	-0.08 ± 0.32	0.04 ± 0.62	-0.01 ± 0.42	0.04 ± 0.34	-	-	ns

La comparación entre las concentraciones superficiales de clorofila *a* promediadas estacionalmente y las calculadas a partir del modelo (Tabla 4.4) indica que este último reprodujo bien la estacionalidad de la clorofila *a*. De hecho, las diferencias entre los promedios estacionales calculados a partir del modelo reprodujeron el mismo patrón de significancia estadística que los valores medidos, excepto para la diferencia entre verano y otoño.

Similarmente, el modelo reprodujo la tendencia de la clorofila que se estimó a partir de los valores observados. Nótese que el residuo no presentó tendencias.

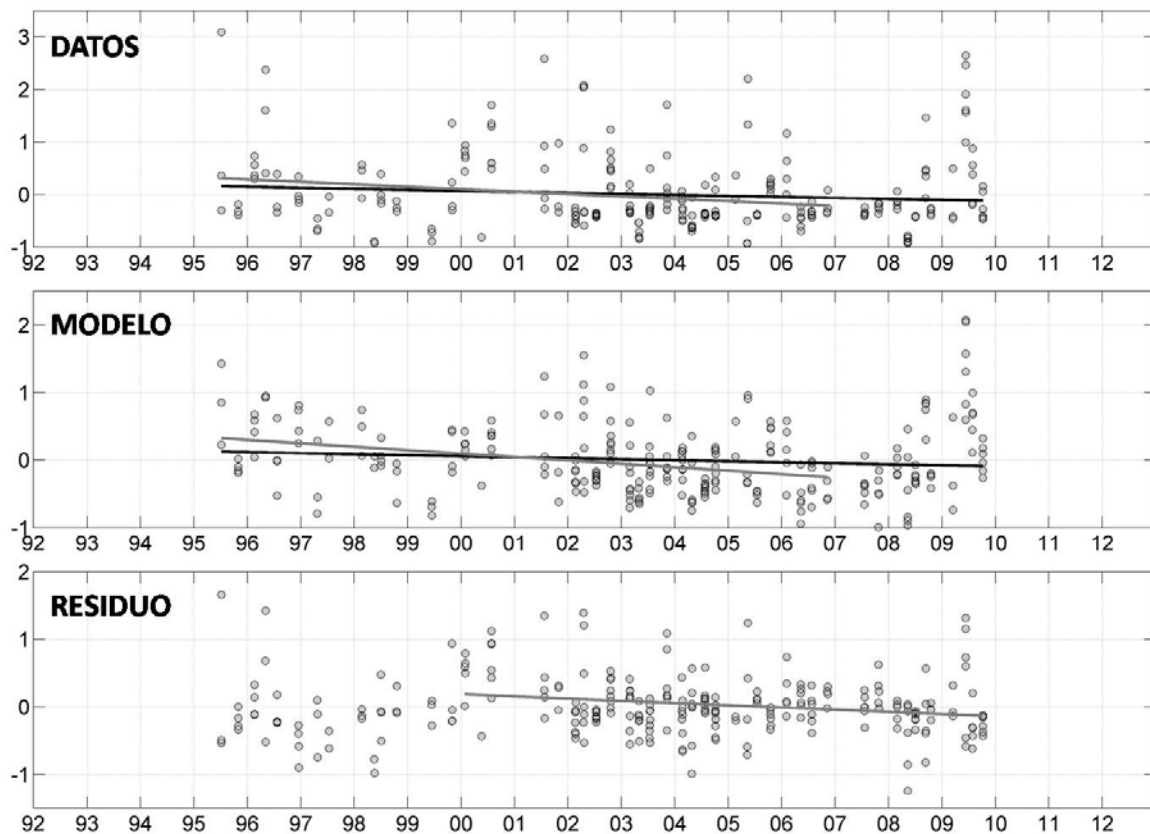


Figura 4.9. Serie temporal de anomalías de los datos observados, del modelo propuesto para UEE-1 y de los residuos (mg m^{-3}). Las líneas continuas indican las pendientes que fueron significativas estadísticamente.

Tabla 4.6. Análisis de las tendencias por tramos ($\text{mg m}^{-3} \text{ año}^{-1}$).

	95-09		95-06		00-09	
Var	sen	p	sen	p	sen	p
<i>observado</i>	-0.014	0.02	-0.028	<0.01	-	ns
<i>modelo</i>	-0.022	0.01	-0.054	<0.001	-	ns
<i>residuo</i>	-	ns	-	ns	-0.029	<0.01

El modelo también reprodujo las tendencias por tramos (Figura 4.9 y Tabla 4.6), destacando al igual que lo calculado a partir de los valores medidos, que la pendiente decreciente fue mayor y significativa en el periodo 1995-2006. No obstante, es interesante señalar que la serie de los residuos calculados a partir del modelo presentó una tendencia significativa para el periodo 2000-2009. Esta tendencia podría deberse a mecanismos que no estamos teniendo en cuenta en el modelo, como por ejemplo variaciones en los aportes de aguas residuales urbanas. En este sentido, debe notarse que

el modelo solo explica el 66% de la variabilidad observada, y que queda un 33% de variabilidad sin explicar.

Con el fin de identificar cuáles fueron las variables responsables de las tendencias de la clorofila *a* obtenidas con el modelo, se generaron series temporales de clorofila *a* a partir del modelo manteniendo constante una de las variables. Para generar estas series, se sustituyó la variable a estudio por su valor medio constante. En principio, si la serie resultante por aplicación del modelo con la variable a estudio tomada como constante no presenta tendencia significativa, se puede concluir que esa variable contribuye significativamente a la tendencia obtenida por aplicación del modelo completo. Para el área UEE-1, las series temporales para el periodo 95-09 obtenidas manteniendo constantes *fos20* y *cw1_2* no presentaron tendencias lineales significativas, indicando que estas dos variables explican la tendencia obtenida por el modelo en este periodo. Sin embargo, para el periodo 1995-2006 ninguna de las series obtenidas al hacer constante un solo parámetro ha sido capaz de eliminar la tendencia registrada, lo que nos informa de que el efecto en la tendencia se debe la acción conjunta de varias variables.

4.3.2. Modelo para UEE-2

Los datos utilizados para el modelado de la unidad UEE-2 proceden de dos estaciones *históricas* (P1 y P2) y una *no histórica* (F3), incluyendo en total 84 registros válidos. El modelo de partida se ha construido con las mismas variables que las empleadas para UEE-1, aunque en este caso los datos de viento fueron los procedentes de la estación meteorológica de Marbella (*wt2_2* y *cw2_2*). Además se ha incluido en el modelado la corriente geostrófica entre P2 y P3 (*vc2*) y la contribución del módulo

(*jetU3*) y distancia a la costa (*jet_dis3*) del jet atlántico. Así mismo, se ha incluido otra variable para recoger los movimientos del jet (*jet_dis_inc3*). El modelo inicial quedaría como sigue:

$$\begin{aligned}
 cla20 = & C0 + C1 * s(nitra20) + C2 * s(fos20) + C3 * s(sil20) + C4 * s(tem20) + \\
 & C5 * s(sal20) + C6 * s(sipic) + C7 * s(msf) + C8 * s(wt2_2) + C9 * s(cw2_2) + \\
 & C10 * s(vc2) + C11 * s(cau3) + C12 * s(ola2) + C13 * s(jetU3) + C14 * \\
 & s(jet_dis3) + C15 * s(jet_dis_inc3) \quad (ec.4.5)
 \end{aligned}$$

El proceso de ensayo automatizado *stepwise* eliminó 4 variables del modelo original: la concentración de fosfato (*fos20*), el gradiente de densidades en la picnoclina (*sipic*), el caudal del río (*cau3*) y la distancia del jet a la costa (*jet_dis3*). Es interesante notar que, a diferencia de lo obtenido para UEE-1, en UEE-2 la concentración superficial de fosfato (*fos20*) no contribuyó significativamente a la variabilidad de la concentración superficial de clorofila *a*. Las contribuciones parciales al modelo de la concentración superficial de nitrato (*nitra20*), el módulo de la velocidad del viento (*wt2_2*) y la velocidad superficial de la corriente (*vc2*) han sido modeladas mediante una expresión lineal (ec.4.6., en **negrita**). Tras estas simplificaciones, el modelo propuesto para UEE-2 quedaría como sigue:

$$\begin{aligned}
 cla20 = & C0 + C2 * \mathbf{nitra20} + C3 * s(sil20) + C4 * s(tem20) + C5 * s(sal20) + \\
 & C6 * s(msf) + C8 * \mathbf{wt2_2} + C9 * s(cw2_2) + C10 * \mathbf{vc2} + s(ola2) + s(jetU3) + \\
 & s(jet_dis_inc3) \quad (ec.4.6)
 \end{aligned}$$

Tabla 4.7. Resultado de los modelos en UEE-2. Leyenda: NP es el número de variables empleadas, N es el número de registros, AIC es el índice del criterio de información de Akaike, R es el coeficiente de correlación lineal. R², RMSE y SSE son medidas de la bondad del modelo (Tabla 4.1).

UEE-2	NP	N	AIC	Rho	R ²	RMSE	SSE
PROPUESTO	11	84	168	0.92	0.84	0.36	10.35

El modelo propuesto explica hasta un 84% de la variabilidad de la clorofila *a* (sólo un 2% menos que la variabilidad explicada por el modelo no simplificado). Destaca también que el parámetro AIC resultó relativamente bajo teniendo en cuenta el alto número de variables incluidas.

Tabla 4.8. Contribución de cada variable al modelo propuesto para UEE-2. El valor de la ordenada en el origen (C0) fue 0.96 mg m⁻³. Leyenda como en la Tabla 4.3.

Var	min	Max	Rango	minR	maxR	rangoR	CM	CR
nitra20	0.05	5.03	4.98	0.06	1.13	1.07	4.77	4.73
sil20	0.14	4.09	3.95	-0.48	0.99	1.47	9.05	8.39
tem20	13.98	23.56	9.58	0.48	2.69	2.20	33.75	26.21
sal20	36.37	37.70	1.34	0.50	1.60	1.10	9.30	7.33
msf	4.00	53.00	49.00	0.66	1.65	1.00	2.47	3.03
wt2_2	0.00	25.29	25.29	0.66	1.68	1.01	6.97	5.25
cw2_2	-15.11	24.93	40.04	0.09	0.96	0.87	7.13	8.42
vc2	-0.76	0.79	1.55	0.22	1.49	1.28	6.19	3.78
ola2	0.11	0.74	0.63	0.95	4.10	3.15	36.58	30.05
jetU3	15.39	56.76	41.37	0.69	1.28	0.59	5.09	4.01
jet_dis_inc3	-24.68	34.55	59.23	-0.19	1.08	1.27	6.65	6.64

Las dos variables que más contribuyen al modelo son la altura significativa del oleaje (*ola2*) y la temperatura superficial (*tem20*). La contribución de las variables directamente relacionadas con el afloramiento, como la componente principal del viento (*cw2_2*), la salinidad superficial (*sal20*) y la concentración superficial de silicato (*sil20*), es también relevante.

Descripción de las contribuciones parciales en UEE-2

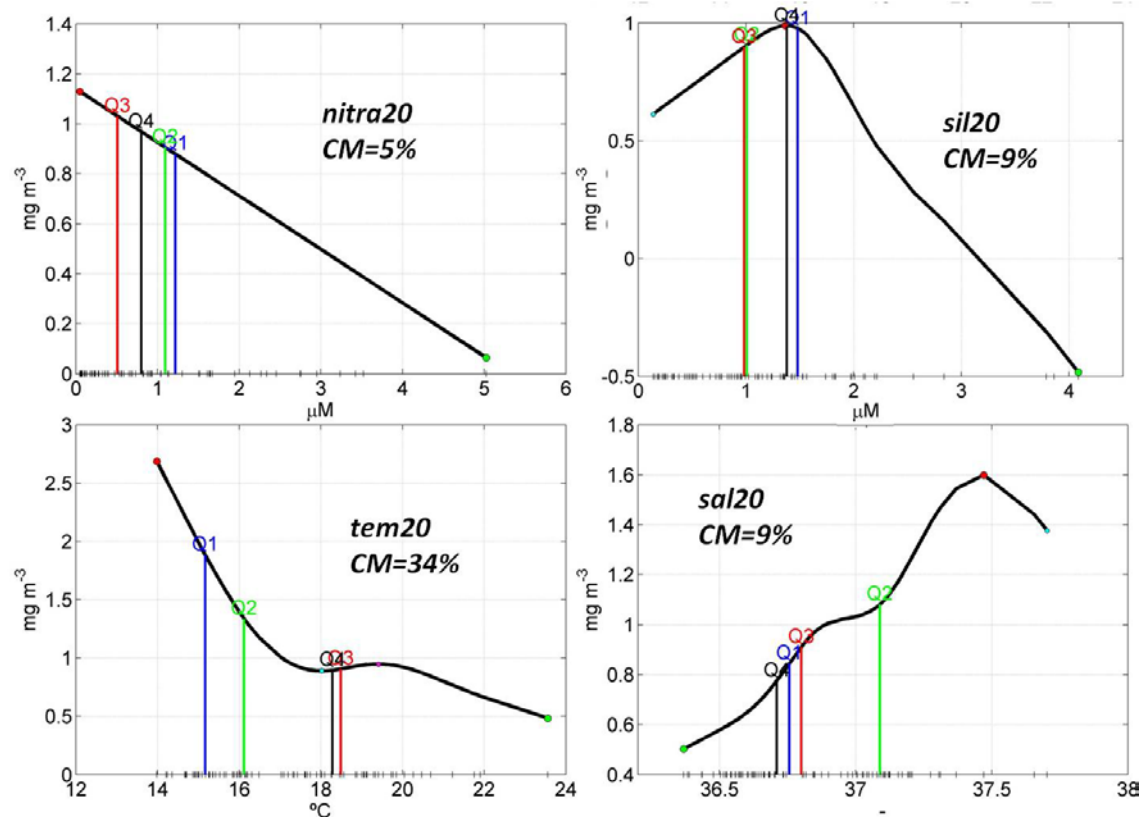


Figura 4.10. Contribución parcial de las concentraciones de los nutrientes y de las variables hidrológicas en el modelo propuesto para UEE-2 en términos de concentración de clorofila.

La concentración de nitrato (*nitra20*) correlacionó linealmente con la clorofila, con una pendiente de $-0.21 \text{ mg m}^{-3} / \mu\text{M NO}_3^{-1}$. Por el contrario, la contribución del silicato superficial (*sil20*) aumentó progresivamente hasta alcanzar un máximo a $1.36 \mu\text{M}$. Por encima de este valor, su contribución disminuyó progresivamente. La contribución de la temperatura superficial (*tem20*), disminuyó a valores relativamente altos de temperatura. Por el contrario, la contribución de la salinidad superficial (*sal20*) aumentó desde 36.37 hasta alcanzar su máximo en torno a 37.5, valor a partir del cual disminuyó.

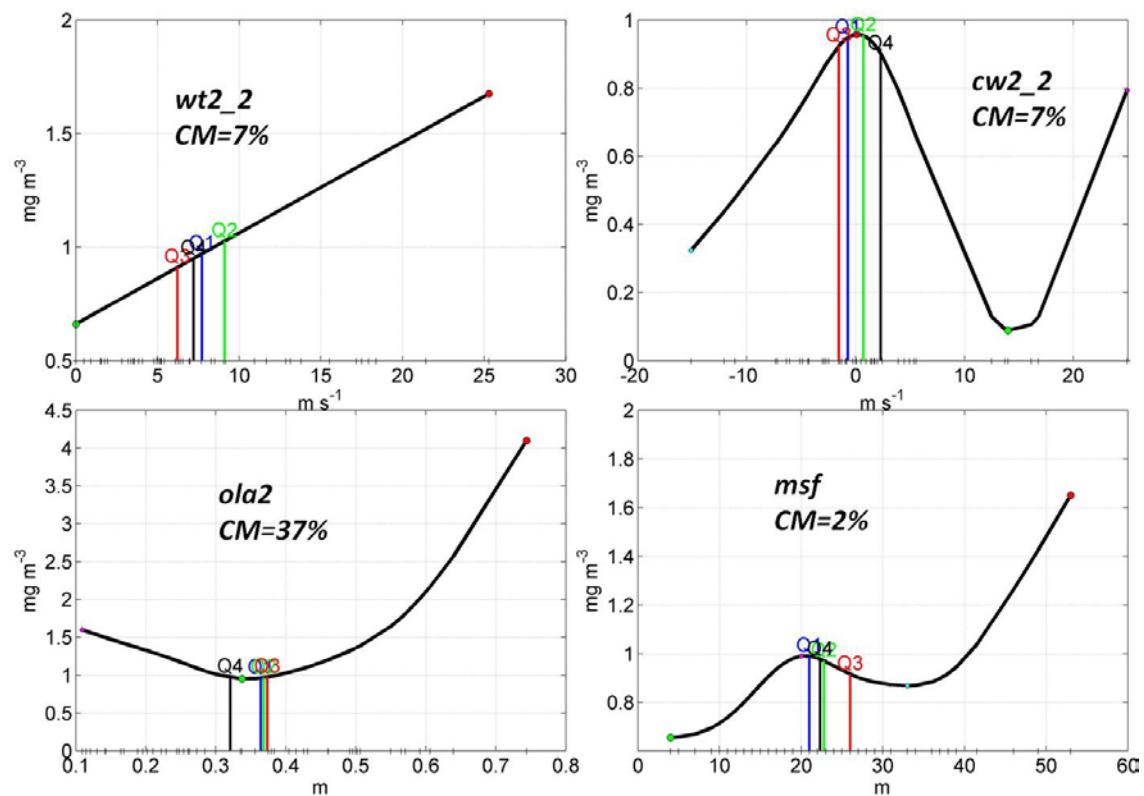


Figura 4.11. Contribución parcial de las variables relacionadas con el viento, el oleaje y la *msf*, en el modelo propuesto para la UEE-2 en términos de concentración de clorofila.

La función de la contribución del módulo del viento (*wt2_2*) presentó una forma lineal con pendiente positiva de $0.04 \text{ mg m}^{-3} / \text{m s}^{-1}$. Debe notarse, que la contribución parcial del componente principal del viento (*cw2_2*) presentó una forma similar a la obtenida para UEE-1, con una contribución máxima en torno al rango de valores coincidentes con los promedios estacionales. Es interesante notar que la contribución de esta variable disminuye al aumentar el componente oeste hasta un mínimo en torno a 14 m s^{-1} , a partir del cual la contribución fue positiva. La contribución parcial de la altura del oleaje (*ola2*) a la variabilidad de la clorofila *a* describe una curva cóncava, con una contribución mínima a 0.34 m, que es cercano al valor promedio estacional durante todo el ciclo anual. Desviaciones en torno a este valor producen un aumento en la contribución parcial, que es no obstante mucho mayor para alturas de ola por encima de 0.55 m. Al contrario que en UEE-1, la contribución de la profundidad del máximo de la

fluorescencia a la concentración de clorofila *a* (*msf*) no fue relevante en UEE-2, no obstante, esta fue máxima a 20 metros de profundidad, disminuyendo conforme el máximo fue más somero y aumentando cuando el máximo se localiza a profundidades por debajo de los 40 metros.

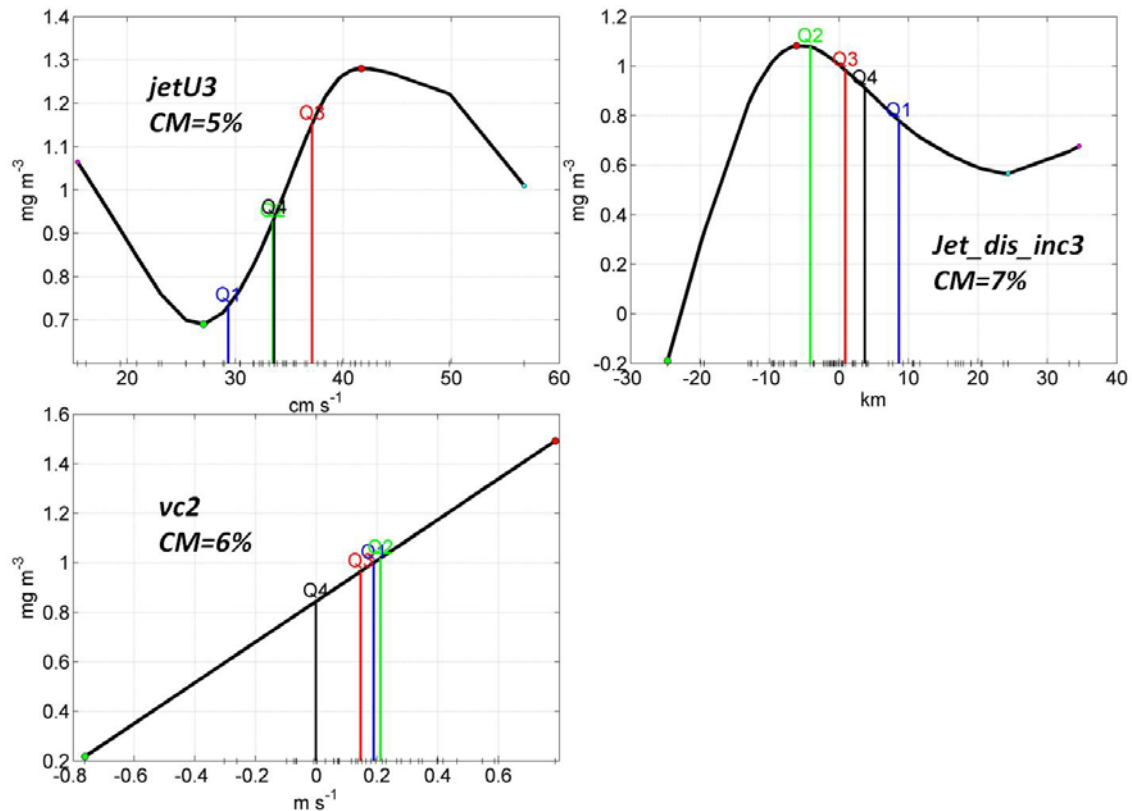


Figura 4.12. Contribución parcial de las variables relacionadas con el jet atlántico y la velocidad zonal de la corriente geostrófica en el modelo propuesto para la UEE-2 en términos de concentración de clorofila.

La función de contribución de la velocidad del jet fue sinusoidal, con tres tramos diferenciados. En el primer tramo hasta 27 cm s^{-1} , la contribución fue disminuyendo ($-0.032 \text{ mg m}^{-3} / \text{cm s}^{-1}$). Entre 27 y 40 cm s^{-1} (que incluiría los valores promediados estacionalmente), la contribución aumentó ($0.054 \text{ mg m}^{-3} / \text{cm s}^{-1}$) hasta un máximo a 41.7 cm s^{-1} . La contribución de la distancia del jet aumentó progresivamente hasta un máximo a -6.14 Km , que es muy próximo al valor promedio de primavera. La velocidad

de la corriente transversal presentó una contribución lineal y positiva, con una pendiente de $0.82 \text{ mg m}^{-3} / \text{m s}^{-1}$.

Análisis temporal del modelo propuesto para UEE-2

Tabla 4.9. Promedios estacionales de la concentración de la clorofila Q_i (mg m^{-3}) y pendientes registradas para el periodo 1995-2009 ($\text{mg m}^{-3} \text{ año}^{-1}$) en UEE-2. Las diferencias significativas entre estaciones del año se han indicado mediante letras.

UEE-2	Q1	Q2	Q3	Q4	pend	sen	p-valor
Observado	1.27 ± 1.14	1.62 ± 1.01 (d)	0.89 ± 0.62	1.12 ± 1.38 (b)	-0.06	-0.05	<0.01
Modelo	1.32 ± 0.74	1.54 ± 0.77 (d)	0.97 ± 0.62	1.04 ± 1.29 (b)	-0.04	-0.04	0.02
Residuo	-0.05 ± 0.63	0.08 ± 0.43	-0.07 ± 0.33	0.08 ± 0.26	-0.02	-0.02	0.03

Los promedios estacionales de clorofila *a* calculados a partir del modelo estuvieron en concordancia con los valores observados.

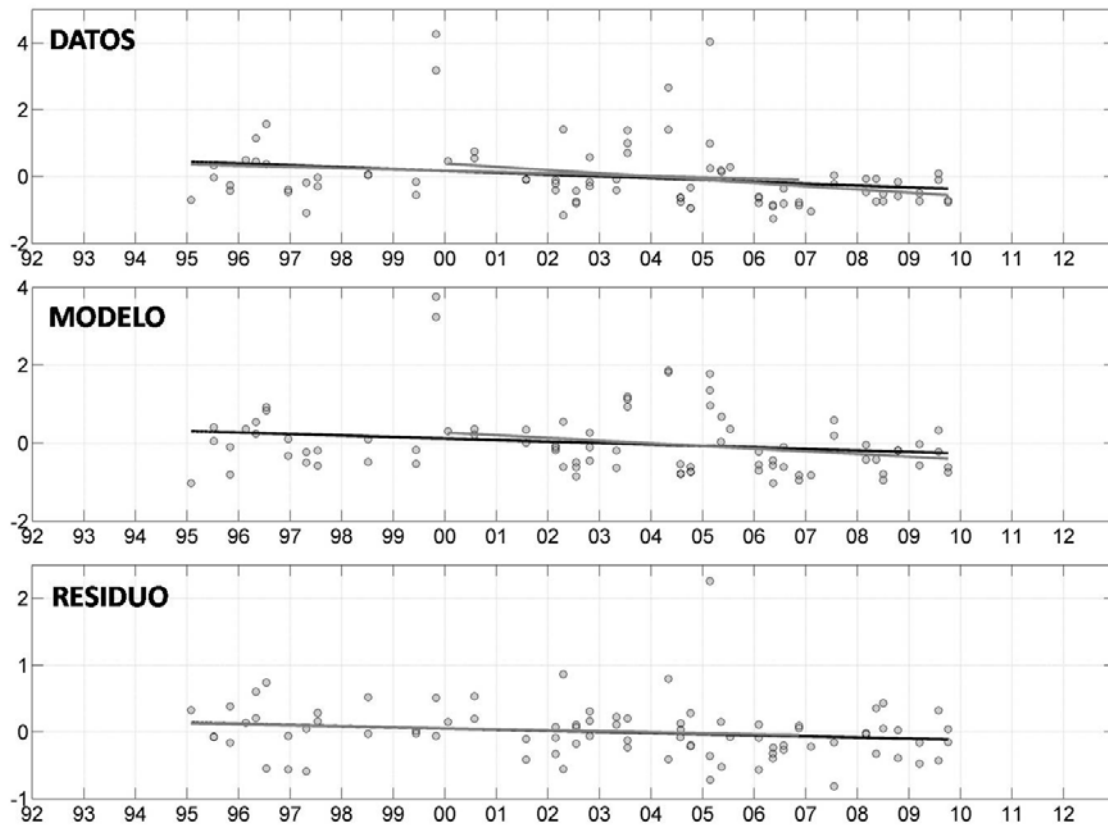


Figura 4.13. Tendencias sobre las anomalías de los datos de campo, resultantes del modelo y de los residuos del mismo.

Tabla 4.10. Análisis de las tendencias por tramos ($\text{mg m}^{-3} \text{año}^{-1}$).

Var	95-09		95-06		00-09	
	sen	p	sen	p	sen	p
<i>observado</i>	-0.049	<0.01	-0.058	0.02	-0.077	0.02
<i>modelo</i>	-0.039	0.02	-	ns	-0.06	0.03
<i>residuo</i>	-0.020	0.03	-0.023	0.04	-	ns

La serie temporal generada por el modelo presentó una tendencia significativa para el periodo 2000-2009, al igual que lo obtenido con la serie temporal de valores medidos. Por el contrario la tendencia en el periodo 1995-2006 para la serie generada desde el modelo no fue significativa, en contraste con lo observado. Sin embargo, la serie de residuos sí presentó una tendencia significativa para el periodo 1995-2006.

Tabla 4.11. Contribución a las tendencias de cada variable incluida en el modelo propuesto para UEE-2.

Var	95-09		95-06		00-09	
	sen	p	sen	p	sen	p
<i>nitra20</i>	-0.041	0.02	-0.057	0.02	-	ns
<i>sil20</i>	-0.051	<0.001	-0.069	<0.01	-0.053	0.05
<i>tem20</i>	-0.036	0.03	-	ns	-0.071	<0.01
<i>sal20</i>	-	ns	-	ns	-0.06	0.01
<i>msf</i>	-0.038	0.02	-	ns	-	ns
<i>wt2_2</i>	-	ns	-	ns	-	ns
<i>cw2_2</i>	-0.045	<0.01	-0.053	0.04	-0.084	<0.01
<i>vc2</i>	-	ns	-	ns	-0.058	0.04
<i>ola2</i>	-	ns	-	ns	-	ns
<i>jetu3</i>	-0.034	0.03	-	ns	-0.057	0.02
<i>jet_dis_inc3</i>	-0.037	0.02	-	ns	-0.070	0.01

El análisis de las series temporales de clorofila *a* obtenidas a partir del modelo manteniendo constante cada una de las variables, indica que la altura significativa del oleaje (*ola2*) y el módulo de la velocidad del viento (*wt1_2*) fueron determinantes en las pendientes de todos los periodos. La salinidad (*sal20*) y la velocidad zonal de la corriente (*vc1*) contribuyeron a la tendencia del periodo 1995-2006. Las variables que más contribuyeron a la tendencia en el periodo 2000-2009 fueron la concentración superficial de nitrato (*nitra20*) y la profundidad del máximo subsuperficial de la fluorescencia (*msf*).

4.3.3. Modelo para el área UEE-COSTA

Para esta zona se reunieron un total de 84 registros. Para el desarrollo del modelo se utilizaron inicialmente las mismas variables que las empleadas para UEE-1 (ec.4.3). El proceso de ensayo automatizado permitió descartar las variables *sipic* (grado de estratificación de la columna de agua) y *sal20*. Por otro lado, la contribución al modelo de *fos20* y *cw1_2* fue lineal (ec.4.7., en negrita). El modelo resultante tras estas simplificaciones es el siguiente:

$$cla20 = C0 + C1 * s(nitra20) + C2 * \mathbf{fos20} + C3 * s(sil20) + C4 * s(tem20) + C7 * s(msf) + C8 * s(wt1_2) + C9 * \mathbf{cw1_2} + C10 * s(vc1) + C11 * s(cau3) + C12 * s(ola2) \quad (\text{ec.4.7})$$

Tabla 4.12. Resultado de los modelos en UEE-COSTA. NP es el número de variables empleadas, N es el número de registros, AIC es el índice del criterio de información de Akaike, R es el coeficiente de correlación lineal y R² es el coeficiente de determinación del modelo.

MODELO	NP	N	AIC	Rho	R ²	RMSE	SSE
PROPUESTO	10	84	133	0.87	0.75	0.27	5.96

Tabla 4.13. Contribución de cada variable al modelo propuesto para UEE-COSTA. El valor de la ordenada en el origen (C0)=1.33 mg m⁻³.

Var	min	max	Rango	minR	maxR	rangoR	CM	CO
<i>nitra20</i>	0.05	3.93	3.88	0.43	1.53	1.10	15.04	14.86
<i>fos20</i>	0.04	0.38	0.34	0.99	2.33	1.34	26.54	15.26
<i>sil20</i>	0.10	3.32	3.21	0.97	2.81	1.83	31.00	22.85
<i>tem20</i>	14.14	23.11	8.97	0.54	1.43	0.89	29.39	21.40
<i>msf</i>	4.00	32.00	28.00	1.03	1.72	0.68	17.60	11.87
<i>wt1_2</i>	1.22	19.43	18.21	0.87	1.78	0.91	22.31	16.61
<i>cw1_2</i>	-8.92	19.40	28.32	0.70	1.76	1.06	15.93	12.24
<i>vc1</i>	0.00	16496.52	16496.52	0.42	1.36	0.94	12.33	8.96
<i>cau3</i>	-0.53	0.67	1.20	1.32	1.96	0.65	8.81	8.04
<i>ola2</i>	0.10	0.99	0.89	0.10	1.68	1.58	18.53	15.13

El modelo simplificado explica un 75% de la variabilidad de los valores observados (tan sólo un 5% menos que el modelo inicial). Las principales variables que contribuyeron al modelo fueron las concentraciones de fosfato (*fos20*) y silicato (*sil20*) así como la temperatura superficial (*tem20*). En segundo término, el módulo de la velocidad del viento (*wt1_2*) y la altura del oleaje (*ola2*) contribuyeron también significativamente.

Descripción de las contribuciones parciales en el área COSTA

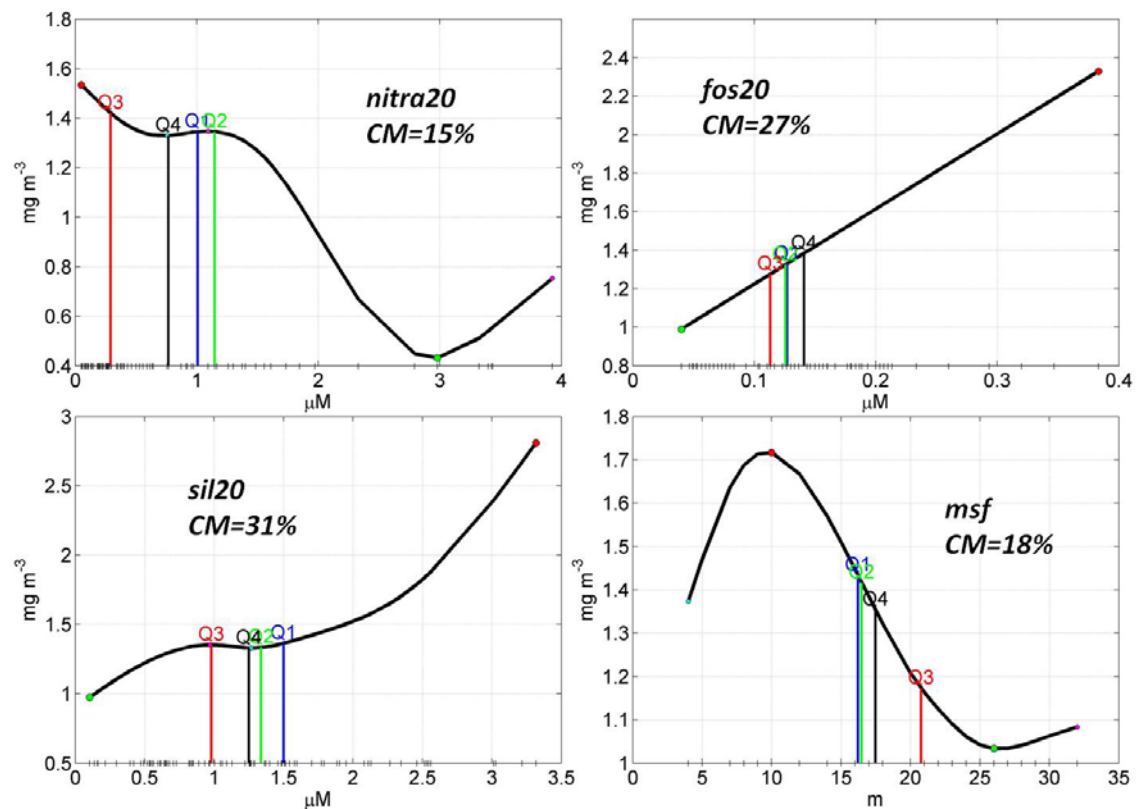


Figura 4.14. Contribución parcial de las variables en el modelo propuesto para COSTA en términos de concentración de clorofila (Panel I).

La contribución parcial del nitrato (*nitra20*) fue prácticamente constante hasta $1.2 \mu\text{M}$, valor a partir del cual desciende bruscamente ($-0.7 \text{ mg m}^{-3} / \mu\text{M}$) hasta su mínimo en torno a $3 \mu\text{M}$. La contribución del fosfato (*fos20*) fue lineal para todo el rango de concentraciones ensayado, con una pendiente positiva de $3.9 \text{ mg m}^{-3} / \mu\text{M}$. Por su parte, la función que describe la contribución parcial del silicato (*sil20*) fue una curva con pendiente positiva, con un tramo entre 1 y $1.5 \mu\text{M}$ para el cual la contribución fue prácticamente constante. La mayor contribución de la profundidad del máximo subsuperficial de la fluorescencia (*msf*) se obtuvo para una profundidad de 10 metros, que es menor a los valores promedio mensuales.

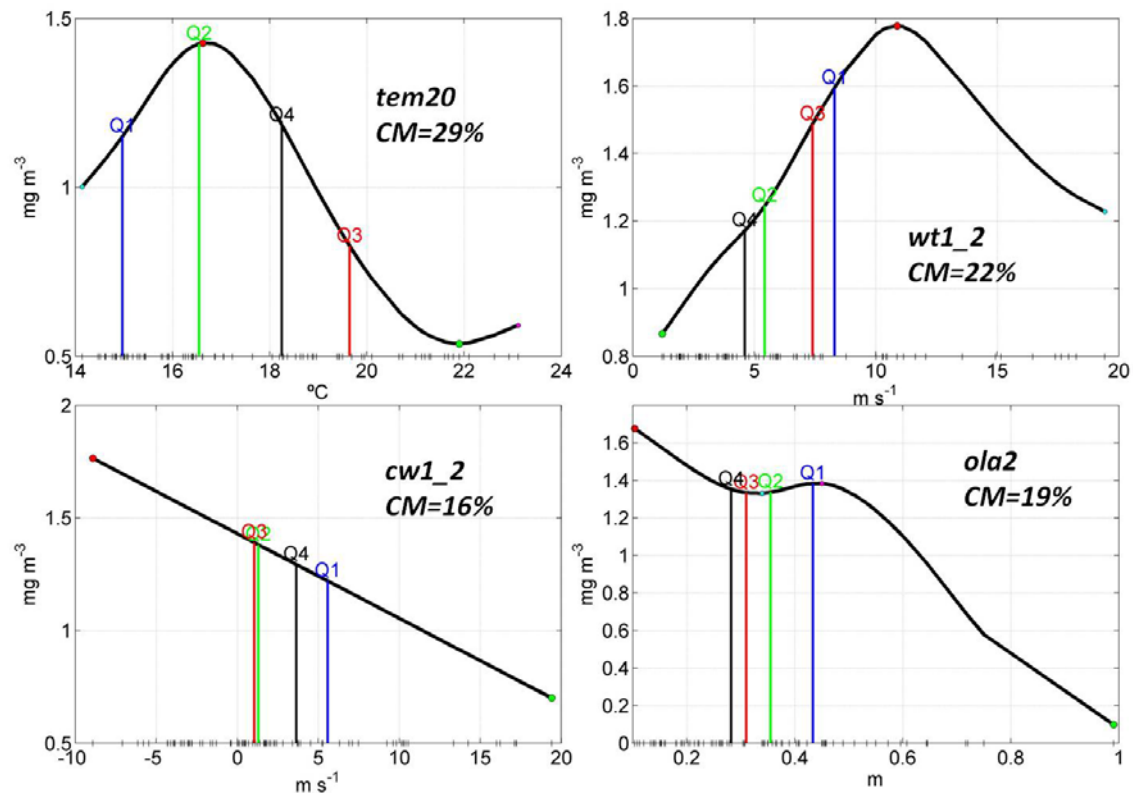


Figura 4.15. Contribución parcial de la temperatura superficial y de las variables relacionadas con el viento y del oleaje, en el modelo propuesto para la unidad COSTA en términos de concentración de clorofila (mg m^{-3}).

La temperatura superficial (*tem20*) presentó una máxima contribución a 16.6°C , coincidiendo con el valor de temperatura de primavera. Fuera de ese valor, la contribución disminuyó a razón de 0.18 y $-0.26 \text{ mg m}^{-3} / ^{\circ}\text{C}$ respectivamente. Adicionalmente, la función presentó un mínimo absoluto a 21.9°C . El módulo de la velocidad del viento (*wt1_2*), que en esta área contribuyó significativamente a explicar la variabilidad de la clorofila, presentó una contribución máxima a 10.9 m s^{-1} . Debe notarse que esta velocidad es mayor a todos los promedios estacionales (Q_i). La función que describe la contribución de la componente principal del viento (*cw1_2*) fue una recta de pendiente negativa ($-0.04 \text{ mg m}^{-3} / \text{m s}^{-1}$). Por otro lado, para alturas del oleaje mayores a 0.45 m , la contribución de esta variable a la clorofila se mantiene más o menos constante. A mayores alturas del oleaje, la contribución disminuye linealmente.

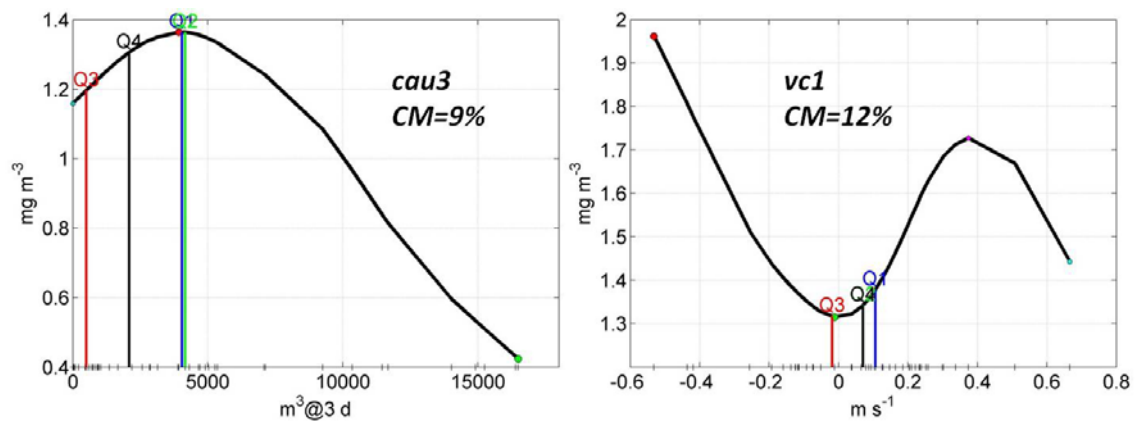


Figura 4.16. Contribución parcial del caudal (acumulado de los 3 días anteriores=@3días) del río Guadalhorce y de la velocidad geostrófica zonal en el modelo propuesto para el área COSTA en términos de concentración de clorofila (mg m^{-3}).

La máxima contribución del caudal del río Guadalhorce se obtuvo para un caudal de $3.922 \text{ m}^3@3\text{días}$, que son aproximadamente los valores promedio estacionales de primavera e invierno. Finalmente, el aumento en la velocidad de la corriente geostrófica superficial zonal (V2-V3) bien sea hacia el oeste o hacia el este contribuyó positivamente al aumento de la clorofila *a*.

Análisis de los residuos del área COSTA

Tabla 4.14. Promedios estacionales de la concentración de la clorofila Q_i (mg m^{-3}) y pendientes registradas para el periodo 1995-2009 ($\text{mg m}^{-3} \text{ año}^{-1}$) en UEE-COSTA. Las diferencias significativas entre estaciones del año se han indicado mediante letras.

	Q1	Q2	Q3	Q4	pend	sen	P
Observado	0.85 ± 0.49	1.12 ± 0.65	0.91 ± 0.52	1.11 ± 0.89	-	-	ns
Modelo	0.95 ± 0.28	1.11 ± 0.52	0.89 ± 0.50	1.08 ± 0.65	-	-	ns
Residuo	-0.10 ± 0.41	0.01 ± 0.30	0.02 ± 0.30	0.03 ± 0.38	-	-	ns

El modelo propuesto para la zona de costa reproduce bien los valores promedio estacionales calculados a partir de las observaciones salvo por la ligera sobreestimación (del 11%) obtenida para los promedios de invierno (al igual que ocurrió en UEE-1).

4.3.4. Proyección para la década 2010-2020

Con el fin de hacer un análisis prospectivo de los posibles cambios en la concentración superficial de la clorofila *a* en los próximos años, se han ejecutado los modelos generados para cada zona utilizando dos escenarios tendenciales diferentes. Para esto, se han seleccionado los registros obtenidos en el periodo 2000-2009, que es considerada la situación inicial en nuestro análisis prospectivo. Los escenarios se han seleccionado teniendo en cuenta las previsiones del IPCC-AR5 (2013) para la década 2010-2020 en que se ha predicho una migración de las borrascas hacia el norte en el hemisferio norte. Esta situación sería continuista respecto a la experimentada entre los años 1991 y 2006, que en Málaga se ha traducido en un aumento de la frecuencia de los levantes (ver capítulo 2, y Recio et al. (2009)). Aunque se ha generado cierta controversia por el debilitamiento del calentamiento registrado a nivel global a partir del año 2000, que podría suponer un ligero cambio de tendencia respecto a lo esperado, la variabilidad a escala decenal de la velocidad del viento parece tener un comportamiento desacoplado al de la temperatura y muy variable según el intervalo de tiempo considerado, por lo que el informe prevé que el escenario tendencial más probable respecto a los vientos para la década 2010-2020 sea similar que el experimentado durante el periodo 1992-2006, aunque quizás el cambio sea algo menos intenso. Por ello como escenario 1 (E1) en esta simulación, se ha considerado que se mantienen las tendencias en las variables que se han mostrado en el capítulo anterior. Como escenario 2 (E2) se han empleado las tendencias inversas a las anteriores, asumiendo que serían las tendencias esperables si el sistema retornara hacia las condiciones anteriores, esto es, previas a las existentes antes del período de cambio comentado. En cualquier caso, el escenario E2 sería más improbable que el escenario E1 según las predicciones. En principio ambos escenarios representarían situaciones extremas de manera que el estado

real del sistema para la década 2010-2020 debería ser intermedio entre los generados por los dos escenarios ensayados aunque tendente a E1.

Proyecciones para UEE-1

En los escenarios propuestos para UEE-1 se contemplan tendencias en 7 de las variables, todas ellas relacionadas con el afloramiento y la mezcla vertical: *nitra20*, *fos20*, *sil20*, *sal20*, *sipic*, *cw1_2* y *ola2*. Nótese que la componente principal del viento y la salinidad superficial han resultado las variables más importantes en el modelo para este área, y en el caso del viento, con una implicación directa en las tendencias registradas en la concentración superficial de la clorofila *a*.

En el anexo II se muestran los valores de los promedios estacionales de cada variable empleada en el modelo, así como las tendencias anuales aplicadas a cada variable para obtener el escenario a evaluar 10 años después.

*Tabla 4.15. Resultado de la simulación de los dos escenarios en el modelo propuesto para UEE-1. Todos los valores son de concentración superficial de la clorofila *a* en mg m^{-3} . Se presenta el resultado del modelo y de los dos escenarios ensayados en diez años de tendencias sostenidas.*

UEE-1	observado	modelo	E1	E2
Q1	0,804	1,325	1,244	1,437
Q2	1,060	0,884	0,683	1,718
Q3	0,472	0,540	0,328	0,760
Q4	0,606	0,667	0,464	0,805

Hay que tener en cuenta que el modelo obtenido para UEE-1 sobreestimó en mucho el valor de clorofila *a* promediado para invierno a partir de los valores obtenidos *in situ* (la sobreestimación fue aproximadamente de un 65%). En el escenario 1, el más probable según las proyecciones actuales, se produciría un descenso moderado de la concentración superficial de la clorofila *a* del orden de 0.2 mg m^{-3} para primavera, verano y otoño, y un descenso algo menos acusado en invierno. Por el contrario, en el

escenario 2 se produciría un aumento de la clorofila *a* mucho más acusado en primavera (0.83 mg m^{-3}), que según estos resultados sería la estación del año más sensible a una posible situación de incremento en la intensidad del afloramiento y de la mezcla vertical, y por lo tanto al aumento en la carga de nutrientes. En ambos escenarios, invierno será la estación del año en que la clorofila se vería menos afectada.

Proyecciones para UEE-2

Para esta unidad se registraron tendencias significativas en *ola2*, *wt2_2*, *cw2_2*, *sil20 sal20* y *msf*. Respecto a *ola2*, la tendencia negativa apareció sólo en el periodo 2000-2009, por tanto se ha incluido la tendencia negativa del oleaje en E1, y la positiva en E2 para ensayar los efectos de situaciones extremas dado que la contribución del oleaje a la clorofila en UEE-2 fue descrita por una función creciente.

*Tabla 4.16. Resultado de la simulación de los dos escenarios en el modelo propuesto para UEE-2. Todos los valores son de concentración superficial de la clorofila *a* en mg m^{-3} . Se presenta el resultado del modelo y de los dos escenarios ensayados en diez años de tendencias sostenidas.*

UEE-2	Observado	modelo	E1	E2
Q1	1,283	1.372	0.770	1.453
Q2	1,648	1.532	1.104	2.111
Q3	0,799	0.864	0.303	1.362
Q4	0,628	0.427	0.170	0.706

Debe tenerse en cuenta que para esta área el modelo reprodujo bien los valores estacionales observados. Para el escenario 1 se prevé un descenso de en torno a 0.5 mg m^{-3} en la clorofila *a* que afecta a todo el ciclo anual excepto otoño (para esta época del año el descenso sería de 0.26 mg m^{-3}). Para el escenario E2 se proyecta un aumento de la concentración de clorofila muy similar en magnitud al descenso experimentado en E1, sin embargo en invierno el cambio previsto sería mucho más limitado (0.08 mg m^{-3}).

Proyecciones para COSTA

En COSTA se registraron tendencias significativas en las concentraciones superficiales de nitrato (*nitra20*) y silicato (*sil20*) así como en la temperatura superficial (*tem20*).

*Tabla 4.17. Resultado de la simulación de los dos escenarios en el modelo propuesto para COSTA. Todos los valores son de concentración superficial de la clorofila *a* en mg m^{-3} . Se presenta el resultado del modelo y de los dos escenarios ensayados en diez años de tendencias sostenidas.*

COSTA	observado	modelo	E1	E2
Q1	0.831	1,621	1,735	1,674
Q2	1.148	1,643	1,191	1,410
Q3	0.872	0,728	0,292	1,064
Q4	1.149	0,841	0,466	1,498

El modelo propuesto para el área COSTA sobreestimó mucho los valores de los promedios estacionales de invierno y primavera, por tanto los resultados de las proyecciones deben tomarse con precaución. No obstante, en el escenario 1 se prevé un descenso de la concentración superficial de la clorofila *a* similar en todas las estaciones del año (0.4 mg m^{-3}), excepto para invierno que de nuevo resultó ser la estación menos afectada (incluso el modelo predice un ligero aumento de 0.1 mg m^{-3}). Por el contrario, bajo el escenario 2 los cambios en la concentración de clorofila difieren estacionalmente por cuanto en invierno el efecto es muy reducido (0.05 mg m^{-3}) pero en otoño se prevé un aumento de 0.7 mg m^{-3} y en primavera un descenso de 0.2 mg m^{-3} .

4.4. Discusión

4.4.1. Modelo de la unidad UEE-1

El proceso de optimización del modelo suprimió la velocidad de la corriente geostrofica zonal ($vc1$) que por tanto no parece tener influencia en la clorofila. Por el contrario, las variables que más contribuyeron a la clorofila fueron la componente principal del viento ($cw1_2$) y la profundidad del máximo subsuperficial de la fluorescencia (msf), mostrando que la variabilidad de la clorofila en esta área está condicionada principalmente por los procesos fertilizadores relacionados con los afloramientos y con variaciones en la distribución vertical de la clorofila. Resulta paradójico que las concentraciones de nutrientes tengan un peso relativamente bajo en la formulación del modelo, lo que sugiere que probablemente las variables indicadoras de los procesos físicos de fertilización son mejores predictoras de la concentración de clorofila que los nutrientes, cuya concentración en el agua depende finalmente del balance entre las tasas de consumo por el fitoplancton y el aporte de nuevos nutrientes desde aquellos mecanismos. En todo caso, ninguna variable aislada explicó la tendencia negativa de la clorofila encontrada entre 1994 y 2006 en esta zona, indicando probablemente que el mecanismo subyacente que explica esta disminución progresiva no está incluido por ninguna de las variables utilizadas en el modelo. En este periodo, la acción del viento, mediante el aumento de la frecuencia de los levantes, produjo un aumento relativo del apilamiento de agua superficial sobre la costa, con el consiguiente incremento de la estratificación, lo que afectó a todas las variables relacionadas como la salinidad o la concentración de los nutrientes (o la profundidad de la pycnoclina). El hecho de que la variabilidad explicada por el modelo sea relativamente baja así como el que sobreestime la clorofila en invierno, indica que hay algunos factores adicionales, no contemplados en el modelo, que modulan la concentración de clorofila especialmente en

esa época del año. El elevado número de registros disponibles en UEE-1, ha permitido realizar reevaluaciones del modelo para varios periodos de tiempo, y los resultados han sido muy similares, indicando que el mal funcionamiento del modelo no es atribuible a una época concreta. Todos estos resultados por tanto refuerzan la hipótesis de que factores adicionales a los considerados en el modelo actúan modulando la clorofila en esta área. Uno de estos factores podría ser la radiación solar. Aunque en general se considera que la intensidad luz no es un factor limitante de la producción primaria en Alborán, en contraste con lo que ocurre en otras latitudes (García-Górriz y Carr, 1999; Reul et al., 2005), algunos trabajos llevados a cabo con la finalidad de describir la producción primaria en el área de estudio indican que el exceso de luz podría ser un factor modulador de la misma debido a procesos de fotoaclimatación y fotoinhibición (Moran y Estrada, 2001).

4.4.2. Modelo de la unidad UEE-2

El modelo reprodujo muy bien los valores observados, indicando que los principales factores que regulan la concentración de clorofila *a* fueron incluidos en el mismo. Es interesante indicar que, de acuerdo con los análisis, la concentración superficial de fosfato no influye en la concentración superficial de clorofila *a* en UEE-2. Así mismo es de destacar que el grado de estratificación de la columna de agua (*sipic*) resultó ser no relevante en el modelo, probablemente debido a que el área se caracteriza por presentar durante todo el año un elevado dinamismo como demuestra la mayor intensidad del viento y de la corriente geostrófica paralela a costa en comparación con el área UEE-1, así como la variabilidad inducida por el propio jet atlántico (Reul et al., 2005). El caudal del río Guadalhorce, empleado como un indicador del aporte fluvial en el área, tampoco parece tener influencia sobre la variabilidad de la clorofila *a*,

probablemente por no existir ríos importantes en esta parte de la costa y también por el elevado dinamismo. El alto nivel de energía característico de UEE-2 condiciona su respuesta ante las presiones, y la hace menos sensible a la contaminación por nutrientes pues la renovación de las aguas de superficie es muy intensa. Por el mismo motivo, este elevado dinamismo hace que sea una zona muy productiva, con un aporte continuo de nutrientes a la superficie durante buena parte del ciclo anual, mostrándose como variable más relevante el oleaje, especialmente a partir de 0.55 m de altura significativa.

Otro factor relevante en la regulación de la clorofila *a* es la temperatura superficial del agua de mar, cuyo aumento estuvo relacionado con una menor concentración de clorofila. Este resultado podría ser consecuencia del efecto fertilizador de los afloramientos costeros dado que estos conducen a una disminución de la temperatura, sin embargo la contribución parcial de la salinidad es más reducida que la de la temperatura (Figura 4.10). El segundo mecanismo podría estar relacionado con la intrusión de agua Atlántica más fría durante los meses cálidos, lo que explicaría las situaciones de elevada productividad con relativamente bajos valores de salinidad encontrados por Sarhan et al. (2000). El efecto del jet atlántico en la concentración de la clorofila *a* parece que es menor de lo estimado por estos autores.

En esta área los cambios en el régimen de vientos parecen ser la principal causa de las tendencias negativas de la clorofila *a* registradas en durante el periodo 2000-2009.

4.4.3. Modelo de la Unidad COSTA

El modelo obtenido para éste área es menos complejo que el obtenido para las otras dos. No obstante, reproduce moderadamente bien los valores observados, salvo

porque tiende a sobreestimar la clorofila en invierno, como ocurre con el modelo para UEE-1. Sin embargo, las variables que más contribuyeron al modelo en ambas áreas fueron distintas, lo que refuerza la hipótesis de que existen factores adicionales que no han sido incluidos en el modelo y que tienen relevancia en la modulación de la concentración de clorofila, como se ha comentado anteriormente para el área EUU-1. Sin embargo, en contraste con lo ocurrido para el área UEE-1, la estratificación (*sipic*) y la salinidad superficial (*sal20*) fueron eliminadas del modelo por no contribuir significativamente a explicar la variabilidad de la clorofila. Ambas variables están relacionadas con la mezcla vertical y el ascenso de aguas intermedias, que de hecho es de esperar que tengan una influencia limitada en estaciones tan someras como las incluidas en el área COSTA. La variable que mayor varianza explicó en el modelo fue la concentración superficial de nutrientes, en particular, las concentraciones de silicato y fosfato. Este resultado indicaría que los mecanismos que modulan su concentración estarían desligados parcialmente de los mecanismos físicos incluidos en el modelo. Puesto que la contribución del caudal del río Guadalhorce al modelo ha sido muy modesta, cabe especular que el origen de los nutrientes será en este caso el aporte de aguas residuales urbanas. Las funciones que expresan las contribuciones parciales de fosfato y silicato son ambas crecientes en prácticamente todo el rango de concentraciones evaluado, de acuerdo con la relación esperada entre disponibilidad de nutrientes y clorofila *a*. Paradójicamente, la contribución de la concentración de nitrato pareció ser menos importante, algo que puede deberse al hecho ya comentado de que está sometido a un intenso consumo en la capa eufótica por lo que su concentración no necesariamente refleja su disponibilidad para el crecimiento del fitoplancton (Mercado et al., 2007; Reul et al., 2005). De hecho, si se examina la función de contribución parcial del nitrato a la clorofila se encuentra que al aumentar la concentración de nitrato

por encima de cierto valor, su contribución disminuye, lo que es de esperar que ocurra en fases tempranas del *bloom* de fitoplancton, cuando aún las tasas de aporte de nitrato son mayores que su consumo.

El análisis del modelo generado para esta área también pone de manifiesto la relevancia de la temperatura superficial del agua de mar. Según su función de contribución, su máxima contribución a la clorofila se produce para valores en torno a 16.6 °C, que es precisamente la registrada en promedio en primavera. La contribución disminuye tanto a mayores como a menores temperaturas. Probablemente, los mecanismos que explican la disminución de la concentración de la clorofila a menores y mayores temperaturas son diferentes. Así, es de esperar que a temperaturas por debajo de 16.6 °C la producción primaria se vea limitada. En el otro extremo, mayores temperaturas como las registradas en verano coinciden con una columna de agua muy estratificada y por tanto con alta posibilidad de fotoinhibición de las comunidades de fitoplancton de superficie. El hecho de que el módulo y la componente principal de la velocidad del viento y la altura del oleaje contribuyan también significativamente a explicar la variabilidad de la clorofila (ambas variables relacionadas con la mezcla vertical en la columna de agua) refuerza esta hipótesis.

Hay que señalar que la amplitud térmica en las aguas costeras es mayor que en otras áreas donde la influencia continental es limitada, lo que explicaría que la contribución de la temperatura a la variabilidad de la clorofila en el área adyacente EUU-1 es mucho menor que en COSTA.

4.5. Sumario de resultados

El factor ambiental que gobierna fundamentalmente la concentración superficial de la clorofila a en UEE-1 y UEE-2 es el viento. En el caso de UEE-1, la componente principal de la velocidad del viento ha resultado determinante, mientras que en el caso de UEE-2 lo es el oleaje y el módulo de la velocidad del viento, lo que permite concluir que en UEE-1 la productividad estaría muy condicionada por los afloramientos originados por el viento y en UEE-2 por la mezcla vertical de la columna de agua. La tendencia hacia una mayor estratificación en UEE-1 hace que el área responda rápidamente a cambios en la intensidad de los procesos que dan lugar a la fertilización superficial originada por los afloramientos. En el caso de UEE-2, el elevado grado de mezcla registrado en la capa superficial (Reul et al., 2005) junto con el efecto barrera producido por el jet atlántico (Sarhan et al., 2000) explican que la producción primaria sea más elevada.

En la unidad COSTA la concentración de nutrientes y la temperatura superficial son los principales factores implicados en la variabilidad de la clorofila, probablemente indicando que los aportes desde el continente juegan un papel muy importante.

Adicionalmente, y de acuerdo con el resultado de los modelos obtenidos para UEE-1 y COSTA, hay factores limitantes de la producción primaria que no han sido tenidos en cuenta.

Los resultados obtenidos también ponen en evidencia que el ajuste de un modelo de estas características requiere de un largo proceso de perfeccionamiento y refinamiento hasta alcanzar un resultado preciso. El ejercicio de modelado realizado en este capítulo desde considerarse sólo una primera aproximación que en todo caso revela su utilidad para abordar la gestión de la eutrofización en las zonas estudiadas.

5. CAPITULO IV. Un algoritmo regional para estimar la clorofila *a* en la parte norte del mar de Alborán a partir de las imágenes del satélite MODIS-Aqua

5.1. Introducción

Las imágenes de satélite del océano tienen un enorme potencial en la monitorización y evaluación de la eutrofización (Klemas, 2011; Blondeau-Patissier, 2014) puesto que proporcionan información del color del océano a elevada resolución espacial y temporal, la cual puede ser empleada para obtener valores de concentración de clorofila *a* y abundancia de fitoplancton (Hu et al., 2005; Ahn y Shanmugam, 2006; Gohin et al., 2008; Shanmugam et al., 2008; Carvalho et al., 2011; Jackson et al., 2011; Coppini et al. 2013; Navarro et al., 2014). La concentración de clorofila *a* es calculada generalmente por medio de algoritmos semi-empíricos, en los cuales las reflectancias remotas a determinadas longitudes de onda del espectro visible captadas por el satélite son empleadas como variables de entrada. En la construcción de estos algoritmos, se emplea un conjunto global de datos de concentración de clorofila *a* obtenidos mediante muestreos *in situ*, que se supone representativo de una amplia variedad de sistemas marinos. Sin embargo, los algoritmos globales no siempre proporcionan estimaciones precisas de concentración *in situ* cuando se aplican a una determinada región y/o área (Gregg y Casey, 2004). Este es el caso del mar Mediterráneo, donde los algoritmos globales OC4v4 para el satélite SeaWiFs y el OC3M para el satélite MODIS-Aqua sobreestiman la concentración de clorofila *a* (Bricaud et al., 2002; Claustre et al., 2002; D'Ortenzio et al., 2002). La desviación entre las estimaciones realizadas por el satélite y los valores *in situ* es atribuida a las particulares características bio-ópticas del mar

Mediterráneo cuya reflectancia en la banda azul es menor y en la banda verde mayor que las del resto de los océanos (Volpe et al., 2007). Las razones para estas particularidades ópticas que reducen el rendimiento de los algoritmos globales no están claras, aunque puede que estén relacionadas con la concentración de materia orgánica disuelta coloreada (CDOM), con la particular composición taxonómica de las comunidades del fitoplancton y/o con la posición vertical del máximo subsuperficial de clorofila que condiciona la profundidad óptica (Volpe et al., 2007). Para el Mediterráneo se han construido algoritmos regionales (BRIC, DORMA, MedOC4, MedOC3) a partir de bases de datos locales (Bricaud et al., 2002; D'Ortenzio et al., 2002; Volpe et al., 2007). Aunque todos estos algoritmos regionales mejoran la estimación de la clorofila, Volpe et al. (2007) demostraron que su funcionamiento cuando son aplicados a un área concreta depende igualmente de la representatividad del conjunto de datos empleados en su construcción respecto a las características ópticas del área estudiada. Por ejemplo, los algoritmos BRIC y DORMA funcionan peor a concentraciones de clorofila a mayores de 0.4 mg m^{-3} posiblemente porque la base de datos empleada para su formulación no cubría adecuadamente las áreas mesotróficas del mar Mediterráneo (Volpe et al., 2007). En contraste, MedOC4 y MedOC3 cubren un rango más amplio de concentración de clorofila a ($0.02\text{-}7.0 \text{ mg m}^{-3}$), aunque Lapucci et al. (2012) demostraron que MedOC3 sobreestima la concentración de clorofila a en algunas áreas del mar de Liguria y del mar Tirreno, como también demostró Hattab et al. (2013) para el mar Mediterráneo Oriental.

El objetivo del presente capítulo es probar la utilidad de distintos algoritmos desarrollados para los datos del satélite MODIS-Aqua en el mar de Alborán. Como se ha mostrado previamente, la concentración superficial de clorofila a en el mar Alborán cubre un amplio rango de concentraciones (Mercado et al., 2007). Además, la

distribución vertical de la clorofila denota la presencia frecuente de un pronunciado máximo sub-superficial en toda la cuenca que es más acentuado en el periodo de verano-otoño (Mercado et al., 2007). Según Ruíz et al. (2001) la concentración de componentes ópticamente activos (CDOM) en el mar de Alborán es relativamente baja y además, su distribución horizontal no está correlacionada con la distribución de clorofila *a* (Ruíz et al., 2001). El análisis que se presenta a continuación permitirá profundizar en la determinación del impacto de alguno de estos factores sobre la clorofila calculada por satélite.

En este capítulo, los algoritmos OC3M, MedOC3 y OC5 son evaluados empleando los datos de clorofila *a* ya descritos en el capítulo 1 de esta tesis. El algoritmo MedOC3 fue específicamente desarrollado para el mar Mediterráneo, mientras que OC5 fue adaptado para MODIS por Lefevre (2010), para el cálculo de clorofila de satélite en aguas Tipo 1 y Tipo 2 del golfo de Vizcaya y del canal de la Mancha (Gohín et al., 2002) con el fin de corregir los efectos de la materia orgánica coloreada disuelta (CDOM), las partículas no-algales (NAP) y la dispersión provocada por el material inorgánico particulado en suspensión. Aunque OC5 no fue desarrollado específicamente para el Mediterráneo, ha sido utilizado por algunos autores en este área (Lapucci et al., 2012) e incluso en la costa de Nueva Caledonia (Dupouy et al., 2011).

5.2. Material y métodos

5.2.1. Base de datos de clorofila *a in situ*

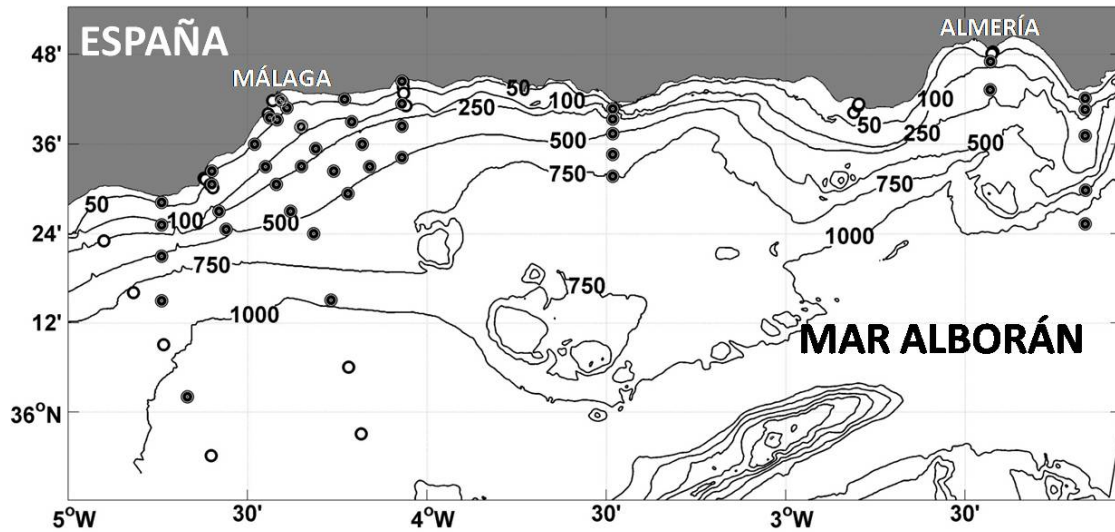


Figura 5.1. Estaciones de muestreo *in situ*. Los puntos rellenos representan las estaciones con coincidencias.

Para la calibración de la señal del satélite se utilizarán los valores de concentración de clorofila *a in situ* (C_M) para el periodo 2002-2012 presentados en los capítulos anteriores. En esta ocasión se han seleccionado datos de las 55 estaciones mostradas en la Figura 5.1. El procedimiento de muestreo y determinación de la clorofila *a* se han descrito en el capítulo 2.

La base de datos de C_M incluyó 733 registros que cubren el periodo desde 06/2002 hasta 12/2012.

5.2.2. Imágenes de satélite

Datos de color del océano proporcionados por la plataforma MODIS-Aqua fueron empleados para obtener los valores de la reflectancia espectral (R_{rs}) a las longitudes de onda de 412, 443, 488 y 547 nm. Se emplearon los datos de nivel 2 descritos en el capítulo 1. Las escenas válidas coincidentes con los días en que se recogieron muestras *in situ* fueron seleccionadas. Los 4 píxeles más próximos al punto

de muestreo fueron extraídos. Los píxeles marcados con las etiquetas de exclusión estándar del procesado MODIS del nivel 2 fueron desechados. Adicionalmente, los 4 píxeles más cercanos a las estaciones de muestreo, para los cuales la distancia entre píxeles vecinos fue mayor de 2 Km y/o la distancia del punto de muestreo al píxel más cercano fue menor a 1 Km, fueron también excluidos, con objeto de evitar el uso de observaciones muy deformadas geoméricamente. Como criterio adicional de calidad en la selección de las coincidencias, se calculó el coeficiente de variación (CV) de la clorofila *a* mediante el algoritmo OC3M.v6 para los 4 píxeles más cercanos a la estación de muestreo. Los valores con CV mayor del 30% fueron descartados. Así mismo, los pares de valores para los cuales el desfase entre el muestreo de campo y la adquisición del satélite sobrepasó las ± 3.5 horas fueron desechados (notar que la mayoría de muestreos de campo fueron llevados en torno a medio día; Bailey et al., 2000). Finalmente, la base de datos para la comparación de la clorofila *in situ* (C_M) con la de satélite contó con 162 pares de valores coincidentes. Para cada una de las coincidencias, las reflectancias espectrales en la estación de muestreo fueron calculadas mediante la interpolación lineal bidimensional entre los 4 píxeles más cercanos a la estación de muestreo.

5.2.3. Algoritmos

Para cada una de las coincidencias se estimaron valores de concentración de clorofila *a* mediante los algoritmos OC3M, MedOC3 y OC5. Se usó la versión 6 del OC3M (O'Reilly et al., 2000):

$$\text{Log}_{10}(\text{Chla}) = -1.228R^4 + 0.0015R^3 + 1.8017R^2 - 2.7423R + 0.2424 \quad (\text{ec. 5.1})$$

$$R = \text{Log}_{10} \left(\frac{\max(Rrs443, Rrs488)}{Rrs547} \right) \quad (\text{ec. 5.2})$$

, donde R_{rs} es la reflectancia espectral remota después de aplicar la corrección atmosférica (ver capítulo 1). Nótese que R es generalmente definida en la bibliografía como el *máximo cociente de bandas logarítmicamente transformado* o *MBR* (maximum band ratio, en inglés). Esta versión del algoritmo OC3M es actualmente operacional (v6) y fue construido a partir de la base de datos global NOMAD.v2 (Werdell y Bailey, 2005). El algoritmo regional MedOC3 fue desarrollado para las aguas abiertas Tipo 1 del Mediterráneo por Santoleri et al. (2008). MedOC3 fue elaborado a partir de una extensa base de datos que cubría todos los regímenes tróficos del Mediterráneo, y sigue la misma formulación que el OC3M pero con coeficientes diferentes:

$$\text{Log}_{10}(\text{Chla}) = -1.328R^4 + 1.616R^3 + 1.036R^2 - 3.688R + 0.380 \quad (\text{ec. 5.3})$$

OC5 fue desarrollado para aguas Tipo 1 y 2, con datos *in situ* procedentes del golfo de Vizcaya y del canal de la Mancha (Gohín et al., 2002), aunque ha sido utilizado con éxito en el mar Mediterráneo (Lapucci et al., 2012). El algoritmo OC5 está basado en la relación empírica entre R_{rs412} , R_{rs547} y R (*MBR*) y el valor de la concentración de clorofila *a* superficial (C_M). Empleando este algoritmo, la clorofila *a* es estimada a través de una tabla (LUT v.2014) que se construyó al ajustar una función 4D o hiper-superficie que relaciona las 4 variables (F. Gohín, comunicación personal). Este algoritmo es válido para concentraciones de C_M entre 0.1 y 65 mg m⁻³.

La capacidad de cada algoritmo para reproducir los valores de clorofila *a in situ* se determinó estadísticamente a partir del coeficiente de determinación (R^2), la raíz del error cuadrático medio relativo (RMSE) y la suma de cuadrados del error (SSE; Tabla 5.1) calculados mediante la comparación de los valores estimados frente a los valores medidos de la base de datos de coincidencias.

Tabla 5.1. Estadísticas empleadas para la evaluación de los algoritmos. y_i e \hat{y}_i representan las concentraciones de clorofila *in situ* (C_M) y estimadas (C_E), respectivamente. \bar{y}_i representa la media aritmética.

Medidas del Error	Cálculo
Coefficiente de Determinación (R^2)	$1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$
Desviación promedio	$\frac{\sum_{i=1}^n y_i - \hat{y}_i }{n}$
Raíz del error cuadrático medio (RMSE)	$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}}$
Suma de cuadrados del error (SSE)	$\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2$

5.3. Resultados

5.3.1. Comparación entre clorofila *a in situ* y estimada

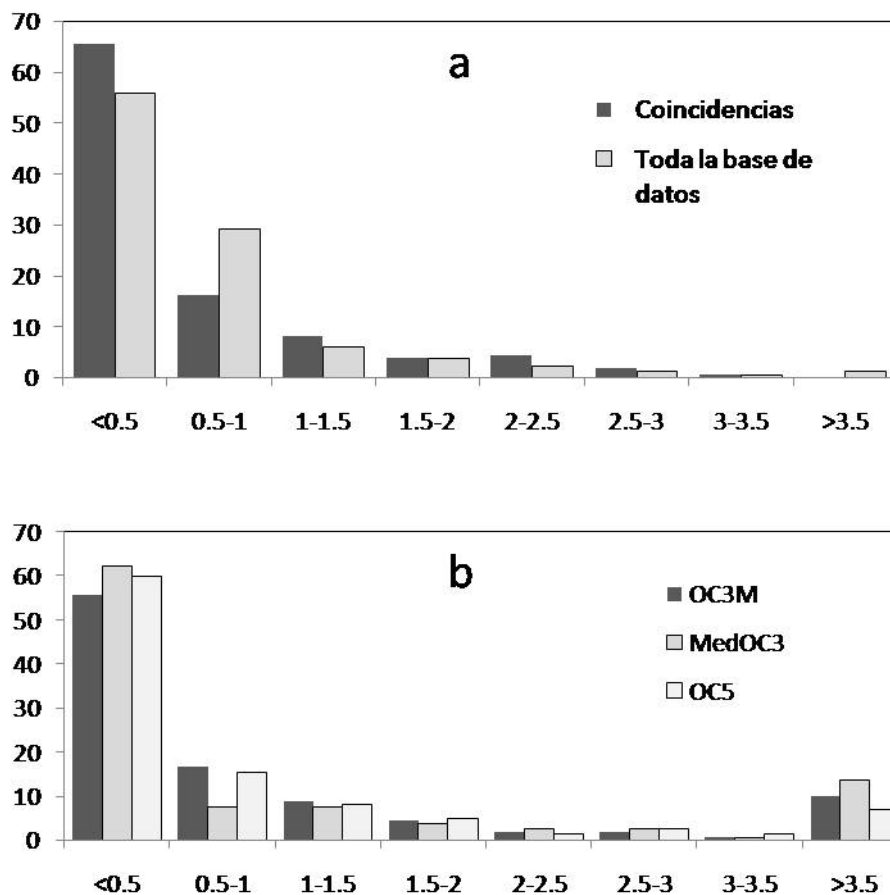


Figura 5.2. Distribución relativa de la concentración de clorofila *a* por rangos de $0.5\ mg\ m^{-3}$. A; base de datos de coincidencias y toda la base de datos de C_M disponible; B; OC3M, MedOC3 y OC5.

El promedio de C_M obtenido en la muestra más superficial de las estaciones para los 162 pares coincidentes fue de 0.58 mg m^{-3} y cubrió el rango de concentraciones desde 0.05 hasta 3.36 mg m^{-3} (Tabla 5.2). Aproximadamente el 82% de los valores de C_M fueron menores de 1 mg m^{-3} , y únicamente el 7% fueron mayores de 2 mg m^{-3} (Figura 5.2). La comparación entre los valores de C_M para los 162 pares coincidentes y para toda la base de datos del mar Alborán para el periodo 2002-2013 (733 registros) indica que el conjunto de pares de datos coincidentes es representativo de la concentración de clorofila a superficial (C_M) en el área de estudio como demuestra el hecho de que la media aritmética y el percentil 90 de ambos conjuntos de datos fueron similares y sus distribuciones acumulativas no fueron estadísticamente diferentes (Figura 5.2). El valor máximo de C_M en los 162 pares coincidentes fue de 3.36 mg m^{-3} , que es un poco menor que el máximo C_M registrado para el periodo 2002-2013 (4.7 mg m^{-3}). Fuera de ese periodo de tiempo, el valor máximo de C_M encontrado es de 16.72 mg m^{-3} , obtenido en julio de 2001 (que estuvo relacionada con un episodio de marea roja), seguido por una concentración de 6.20 mg m^{-3} obtenida en septiembre de 1993. Desde 1993, solo el 2.5% de los valores medidos (1105 registros) fueron mayores de 3.4 mg m^{-3} . Por lo tanto, podemos asegurar que el conjunto de datos de pares coincidentes utilizado en este trabajo para calibrar la señal de satélite es representativo del rango de C_M normalmente encontrado en el área de estudio.

Tabla 5.2. Descripción estadística de la distribución de clorofila *a* in situ de la base de datos de Alborán para el periodo 2002-2013 y para el conjunto de pares coincidentes (mg m^{-3}). Min y Max son los valores mínimos y máximos de cada base de datos; P90 es el percentil 90.

		n	min	max	media	mediana	P90
Base de datos Alborán (2002-2012)	C_M (mg m^{-3})	733	0.02	4.71	0.60	0.35	1.42
Base de datos de pares coincidentes	C_M (mg m^{-3})	162	0.05	3.36	0.58	0.27	1.59
	OC3M	“	0.04	26.00	1.44	0.42	3.52
	MedOC3	“	0.02	52.29	2.31	0.30	5.92
	OC5	“	0.10	12.70	1.04	0.39	2.56
	ALBOC3	“	0.04	3.10	0.50	0.30	1.22

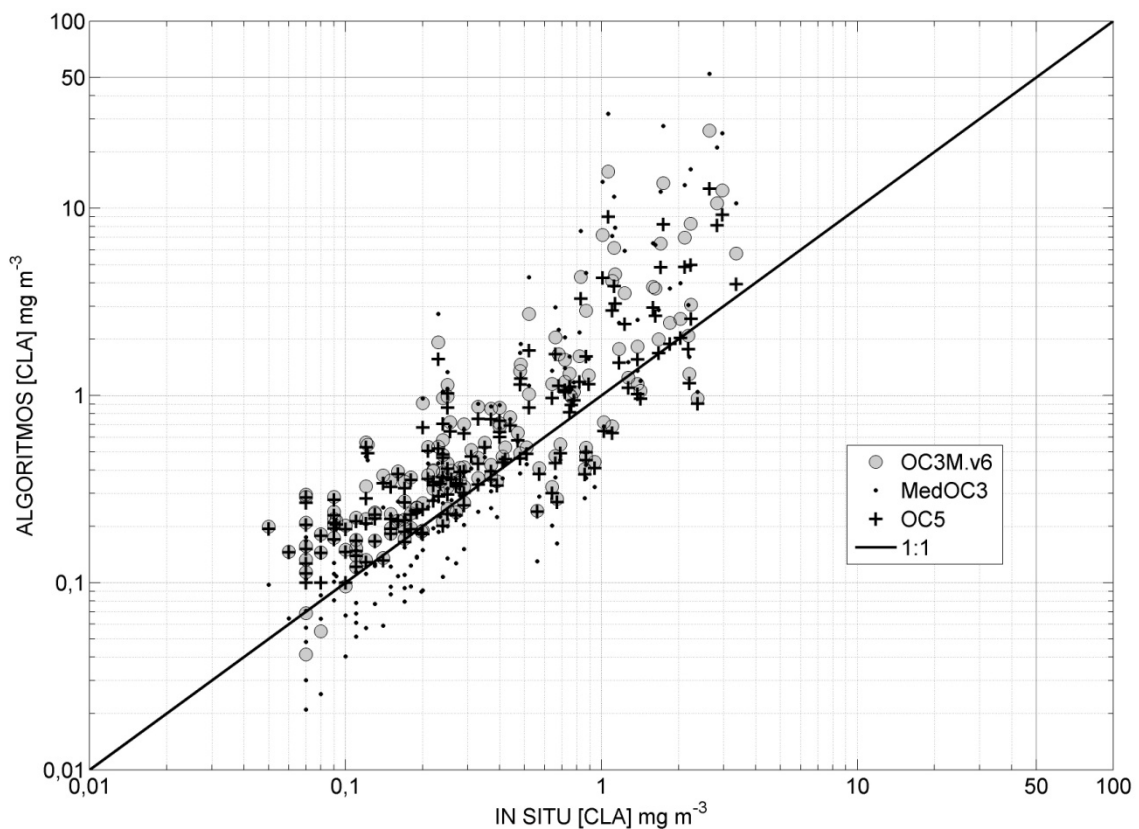


Figura 5.3. C_M frente a los valores de clorofila de satélite estimados mediante diferentes algoritmos.

La concentración de clorofila *a* de satélite (C_E) estimada mediante los tres algoritmos para el conjunto de pares coincidentes se muestra en la Figura 5.3. Los tres algoritmos tienden a sobreestimar C_M . Por ejemplo, OC3M.v6 produce valores de C_E mayores que C_M aproximadamente en un 85% de los pares coincidentes. La media aritmética de todo el conjunto de datos de C_E (OC3M.v6) es más de dos veces mayor

que la media aritmética de C_M . MedOC3 sobreestimó la clorofila en el 60% de los pares coincidentes, aunque la desviación media entre C_M y $C_E(\text{MedOC3})$ fue comparativamente mayor a la obtenida con el algoritmo OC3M (1.75 mg m^{-3} respecto a 0.86 mg m^{-3}). Para toda la base de datos de pares coincidentes, la correlación entre C_M y clorofila de satélite estimada mediante OC3M y MedOC3 presentaron un coeficiente de determinación (R^2) similar aunque RMSE fue mayor para MedOC3 (4.8 mg m^{-3}) que para OC3M (2.31 mg m^{-3}). OC5 reprodujo mejor que los otros dos algoritmos la base de datos de C_M , como demuestra el mayor R^2 y menor RMSE (1.2 mg m^{-3}) y desviación (0.46 mg m^{-3}). Sin embargo, C_M fue también sobreestimada por este algoritmo en un porcentaje significativo de los pares coincidentes y por tanto la media aritmética del conjunto de valores de $C_E(\text{OC5})$ fue también mayor que la media de C_M . Los resultados indican que los tres algoritmos producen niveles de incertidumbre en la estimación de la concentración de clorofila a mayores del 35%, que es el nivel mínimo de certidumbre estadística esperado para este producto de satélite. Las distribuciones de C_E para los tres algoritmos muestran que aproximadamente el 10% de los valores estimados son mayores que 3.5 mg m^{-3} , incluso alguno de ellos (calculado con MedOC3) supera los 20 mg m^{-3} , que no es una concentración razonable para nuestro área de estudio. No obstante, la mayoría de los valores de C_E fueron menores de 1 mg m^{-3} . Para el rango de concentraciones $0\text{-}1 \text{ mg m}^{-3}$ el funcionamiento de los algoritmos es sustancialmente mejor aunque también sobreestiman la concentración de clorofila excepto el algoritmo MedOC3.

Tabla 5.3. Ajuste entre C_M y las C_E obtenidas mediante los algoritmos evaluados. Leyenda: b y a son la pendiente y la ordenada en el origen; R^2 , $RMSE$, SSE , y $DESV$ según la Tabla 5.1; N es el número de datos empleado.

ALGORITMO	b	a	R^2	RMSE	SSE	DESV	N
OC3M	3.103	-0.351	0.44	2.307	852	0.95	162
MedOC3	6.053	-1.182	0.41	4.786	3665	1.86	“
OC5	2.011	-0.120	0.54	1.233	243	0.57	“
ALBOC3	0.633	0.140	0.64	0.317	16	0.23	“

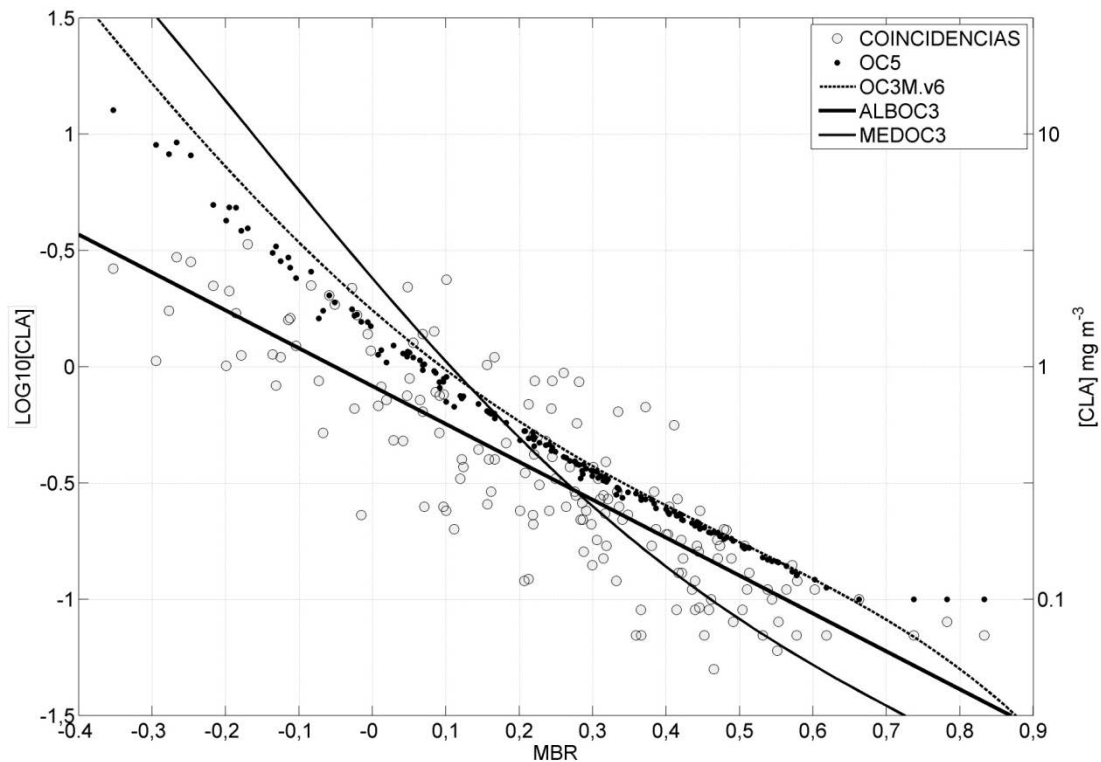


Figura 5.4. Base de datos de coincidencias y las estimaciones de los algoritmos OC3M(v6), MedOC3, OC5 y ALBOC3.

Con objeto de investigar las razones de estos elevados y poco realistas valores de C_E , se compararon los valores de satélite calculados con los tres algoritmos como función de MBR para el conjunto de datos de coincidencias (Figura 5.4). MBR cubrió el rango de -0.35 a 0.85. Los valores de C_E calculados con OC3M y MedOC3 aumentan de un modo no lineal para valores negativos de MBR. La sobreestimación es más frecuente para valores negativos de MBR y comienza a ser notable para valores menores de -0.35. Este hecho sugiere que la incertidumbre en el cálculo de la clorofila

mediante estos dos algoritmos aumenta a valores bajos de MBR. OC5 mejora sustancialmente la estimación de C_M cuando los valores de MBR son negativos, aunque sigue produciendo concentraciones elevadas (por ejemplo 12 mg m^{-3} para MBR de -0.35 y 65 mg m^{-3} para un MBR de -0.77).

Sin embargo, nuestro conjunto de datos de C_M muestra una tendencia lineal para todo el rango de MBR. Con el fin de producir un algoritmo que permita un cálculo más preciso de C_M , se ensayaron diferentes funciones de ajuste (incluyendo el ajuste lineal y el polinomio de cuarto orden, como OC3M o MedOC3). La que mejor resultado produjo de acuerdo con el coeficiente de determinación y las medidas de error (Tabla 5.3) fue la siguiente función lineal ($R^2=0.74$ y $RMSE=0.23 \text{ mg m}^{-3}$).

$$\text{Log}_{10}(C_E) = -1.63R - 0.0836 \quad (\text{ec. 5.4})$$

El promedio de C_E calculado con este algoritmo (en adelante ALBOC3) para el conjunto de pares coincidentes es 0.51 mg m^{-3} y su rango de variación es de 0.04 a 3.10 mg m^{-3} . En la Figura 5.4 se comparan los valores de C_E calculados con los 4 algoritmos (incluido ALBOC3) y C_M .

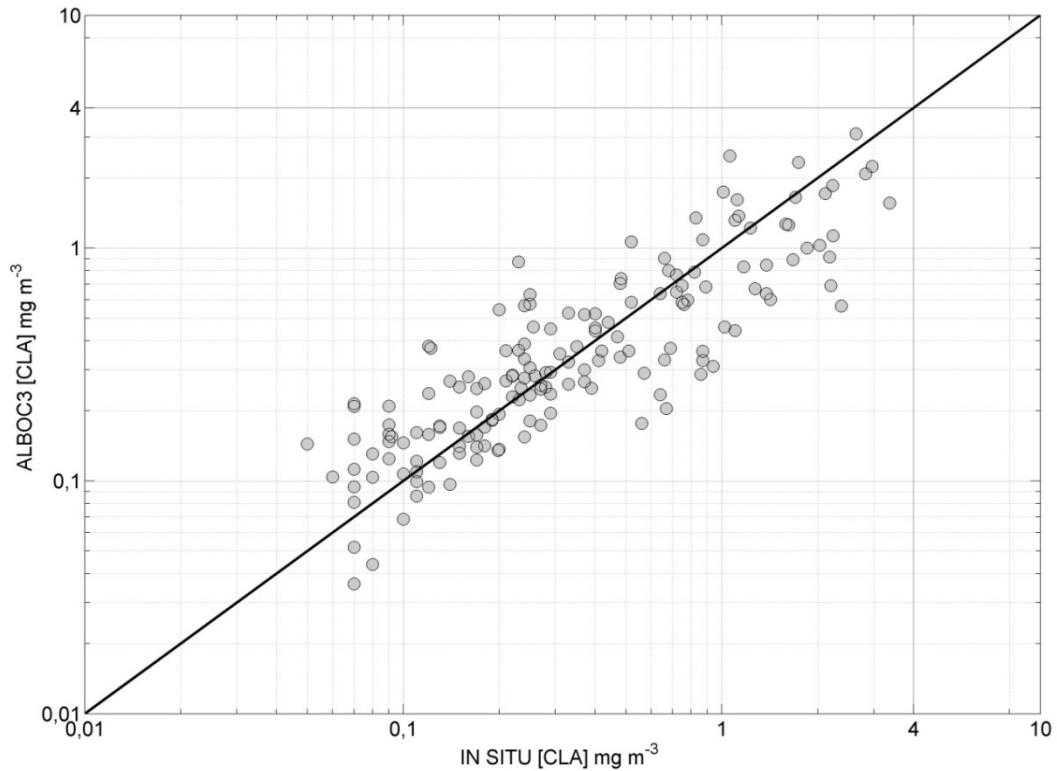


Figura 5.5. Gráfica de dispersión de la base de datos de pares coincidentes: las estimaciones de ALBOC3 frente a los valores medidos in situ.

El algoritmo ALBOC3 reprodujo bien los valores de C_M hasta 3.5 mg m^{-3} . Para C_M mayores a este valor (que también se registran en la zona) el ajuste de los valores de C_E es peor. Con el fin de determinar la frecuencia de valores mayores de 3.5 mg m^{-3} , en toda la serie histórica de imágenes de satélite y C_M analizada (más allá del conjunto de coincidencias) se recopilieron todos los valores de MBR menores de -0.35 para las 67 estaciones de muestreo entre julio de 2002 y julio de 2012.

En la base de datos de clorofila *a in situ* (1992-2012), menos del 0.1% de los valores fueron mayores de 5 mg m^{-3} , un porcentaje muy parecido al de valores de C_E obtenido tras aplicar ALBOC3 a la base de datos completa de MBR ($<0.16\%$). Sin embargo, para concentraciones de clorofila *a* mayores de 4 mg m^{-3} se encontraron un 1.5% de registros en la base de datos de C_E , frente a tan solo un 0.31% en la base de datos *in situ*. Este hecho puede ser debido a que estos altos valores presentan una

frecuencia de aparición bastante irregular, difícil de reproducir en muestreos de baja frecuencia.

5.3.2. Funcionamiento de ALBOC3

En la Figura 5.4 se comparan los valores de C_E obtenidos con los cuatro algoritmos. La diferencia es relativamente pequeña y constante para los valores de MBR mayores de 0, pero aumenta notablemente a valores de MBR por debajo de 0, esto es, para valores medios y altos de concentración de clorofila a . La magnitud de esta diferencia entre los valores más altos y bajos de C_E estimados con los cuatro algoritmos es en torno a 1 mg m^{-3} para valores de MBR de 0, e incluso mayor para los valores más negativos.

Para comprobar la validez del algoritmo ALBOC3 en comparación con los otros algoritmos, se calcularon promedios mensuales de C_E obtenidos con cada uno de ellos y se compararon con los promedios mensuales calculados a partir de los valores de C_M (sólo se consideran aquellas medias mensuales para las que reunieran al menos 7 registros por estación de muestreo). Los promedios mensuales de C_E para todas las estaciones de muestreo se calcularon promediando los datos diarios obtenidos en el mes correspondiente para todo el periodo de tiempo coincidente (2002-2012). Los promedios mensuales de C_M se calcularon a partir de todas las concentraciones obtenidas en el mismo mes en cada una de las estaciones (excluidas las costeras). Sólo en 9 de las estaciones de muestreo se contó con datos suficientes para poder calcular promedios mensuales representativos, con lo que finalmente se pudieron comparar 34 promedios mensuales de C_M . Las relaciones lineales entre los promedios mensuales de C_M y C_E se muestran en la Tabla 5.4.

Tabla 5.4. Correlación entre los promedios mensuales de C_E respecto a los de C_M . Los parámetros “b” y “a” son la pendiente y el valor en el origen de la recta, y “n” el número de valores empleados.

ALGORITMO	b	a	R ²	RMSE	SSE	N
OC3M	0.1365	0.4132	0.3357	0.3375	3.644	34
MedOC3	0.1293	0.5219	0.2764	0.3522	3.970	“
OC5	0.2761	0.3580	0.3524	0.3322	3.553	“
ALBOC3	0.9339	0.1865	0.4344	0.3114	3.103	“

ALBOC3 fue el algoritmo que mejor reprodujo las medias mensuales de C_M ya que la pendiente del ajuste fue muy próxima a 1 (0.93) y el coeficiente de determinación fue el mayor (0.43). Las pendientes obtenidas para OC3M y OC5 fueron muy diferentes a 1 como es de esperar dado que sobreestiman la clorofila según se ha mostrado anteriormente. Los puntos de intersección entre la función lineal y la relación esperada (1:1) para OC3M y OC5 fueron 0.48 y 0.49 mg m⁻³, respectivamente. A partir de estas concentraciones, la sobreestimación de la clorofila fue sustancial. Para MedOC3 el punto de corte se situó en 0.60 mg m⁻³. En contraste, para ALBOC3 el punto de intersección se obtuvo a 2.82 mg m⁻³, indicando que este algoritmo tiende a subestimar muy levemente la concentración de clorofila *a* en el rango normal de los promedios mensuales de C_M , y es el que mejor los describe.

5.3.3. La cuestión de la profundidad óptica

La profundidad de la capa eufótica (definida como la profundidad a la que alcanza el 1% de la luz incidente) en el norte del mar Alborán varía entre 20 y 60 metros en promedio según la época del año y la distancia a la costa (ver capítulo 2). Adicionalmente, la distribución vertical de la clorofila *a* muestra a menudo un máximo subsuperficial de clorofila que se encuentra normalmente localizado en el extremo

inferior de la capa eufótica (entre los 15 y 43 metros, capítulo 2). Por otro lado, el satélite capta sólo la reflectancia emitida por el océano en la primera capa óptica, que en el mar Alborán en principio podría no ser totalmente representativa de la clorofila *a* en toda la columna de agua. Por tanto, la influencia en la percepción remota de la posición del máximo subsuperficial de clorofila *a* requiere ser investigada. Con este objetivo, a continuación evaluamos la relación entre C_M medida y en superficie y a 10 y 20 metros de profundidad. En principio, si la relación entre clorofila de superficie y clorofila en profundidad es lineal, se esperaría que la distribución desigual de la clorofila no afecte substancialmente a la concentración de clorofila *a* estimada por el satélite.

C_M en superficie es menor que la registrada a 10 y 20 metros de profundidad (ANOVA $p < 0.05$). La menor C_M en superficie es atribuible a varios factores, entre los cuales se incluye la fotoaclimatación y fotoinhibición del fitoplancton a la alta intensidad de luz incidente (lo que conlleva una reducción en el contenido celular de clorofila *a*) así como a la menor disponibilidad de nutrientes cuando la columna de agua se encuentra estratificada (lo que limita el crecimiento del fitoplancton). La relación lineal encontrada entre C_M en superficie y a 10 metros ($n=718$), presentó una pendiente de 1.08 y un término independiente de 0.0894 mg m^{-3} . El coeficiente de determinación obtenido ($R^2=0.67$) es significativo estadísticamente ($p < 0.001$). Ambas series fueron muy similares excepto por el ligero aumento (0.14 mg m^{-3} en promedio) a 10 m respecto a la superficie (forzando la pendiente a 1). La función de distribución de la diferencia en concentración entre 10 m y superficie (Figura 5.6) es normal (Test de Kolmogorov-Smirnov, $p < 0.001$, $n=736$), aunque presenta un pequeño sesgo positivo con algunos valores mayores de 0.6 mg m^{-3} , que se encontraron más frecuentemente en verano y preferentemente en las estaciones de mar abierto. Para este rango de valores ($> 0.6 \text{ mg m}^{-3}$) aparece una muy baja aunque significativa estadísticamente ($R^2=0.12$;

$p < 0.05$) correlación entre la altura significativa del oleaje y la diferencia de concentraciones, lo que podría indicar que la menor clorofila en superficie también estaría condicionada por el régimen de mezcla. Debe notarse que la diferencia entre clorofila de superficie y profundidad no se correlacionó con ninguna otra variable física (datos no mostrados). Estos resultados permiten concluir que C_M de superficie es representativa de C_M a mayores profundidades dentro de la capa eufótica.

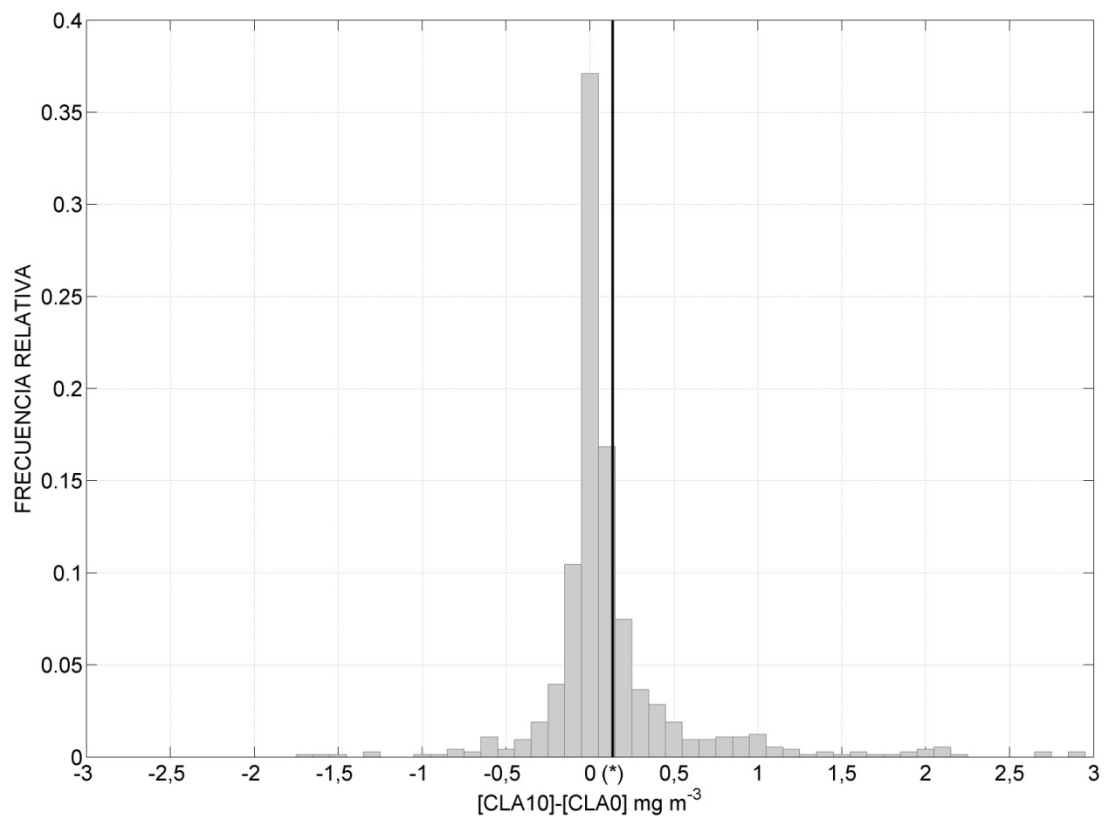


Figura 5.6. Histograma de las diferencias entre la concentración de clorofila a 10 metros de profundidad y en superficie (721 registros). $(*)=0.14 \text{ mg m}^{-3}$.

Con el fin de determinar el efecto de la distribución desigual de la clorofila con la profundidad sobre C_E , se generaron dos nuevos algoritmos ajustando los valores de C_M a 10 y 20 metros de profundidad a los valores de MBR (ALBOC3-10 y ALBOC3-20). Los nuevos algoritmos produjeron valores de clorofila a de satélite menores a C_E

de superficie calculados con OC3M y OC5. No obstante, la bondad del ajuste entre los valores medidos y estimados empeoró al aumentar la profundidad de muestreo (Tabla 5.5). La mayor diferencia se dio en el término independiente, pues la pendiente de los tres algoritmos fue muy similar, lo que indica que la sobreestimación de la clorofila obtenida con los algoritmos globales no está directamente relacionada con la distribución vertical de la clorofila *a* en el norte del mar Alborán.

Tabla 5.5. Ajuste de los pares coincidentes a los valores a distintas profundidades. Los coeficientes se corresponden con la expresión de ALBOC3 ($\text{Log}_{10}(C_E)=bR+a$).

Profundidad (m)	a	b	R ²	SSE	RMSE	n
ALBOC3(sup)	-0.08362	-1.630	0.7361	8.5	0.2305	162
ALBOC3(10)	0.02546	-1.757	0.7045	11.54	0.2702	160
ALBOC3(20)	0.08839	-1.425	0.5255	15.85	0.3178	159

5.4. Discusión

Las aguas marinas se pueden clasificar en dos tipos en función de sus propiedades ópticas: Tipo 1 y 2 (Morel y Prieur, 1977). Las propiedades ópticas en las aguas del Tipo 1 son determinadas por los pigmentos fotosintéticos, mientras que en las del Tipo 2 son determinadas por la presencia de otros componentes ópticamente activos como las sustancias amarillas, materia orgánica coloreada disuelta (CDOM), sustancias inorgánicas particuladas y, en aguas muy someras, el efecto fondo. De este modo, la mayoría de las aguas abiertas y oceánicas son del Tipo 1, mientras que las aguas turbias de los estuarios son del Tipo 2. Las estaciones de muestreo donde fueron recogidas las muestras para análisis de la concentración de clorofila utilizadas en este trabajo se localizan en aguas Tipo 1, debido a la ausencia de ríos importantes que desemboquen en la costa norte del mar Alborán, unido a la escasez de lluvias en la región. No obstante, no es descartable que en las estaciones más costeras el efecto ocasional de la escorrentía superficial y/o la descarga de algún río modifiquen puntualmente y localmente las propiedades ópticas de las aguas. Por otro lado, la profundidad de las estaciones de

muestreo, todas ellas localizadas a más de 2 Km de la línea de costa, permite descartar el efecto del fondo. Consecuentemente, la turbidez no debió afectar sustancialmente el cálculo de la concentración de clorofila a desde las imágenes de satélite. A pesar de ello, el algoritmo global OC3M que ha sido construido para aguas del Tipo 1 y Tipo 2, sobreestima la concentración de clorofila a en el área de estudio. El algoritmo MedOC3, ajustado para aguas mediterráneas del Tipo 1, dio resultados parecidos al algoritmo OC3M. Paradójicamente, el algoritmo OC5 que se desarrolló para aguas con alta concentración de clorofila a y elevada turbidez (típicamente aguas Tipo 2) mejoró la estimación de la clorofila a respecto a los otros dos algoritmos, aunque la sigue sobreestimando a valores relativamente elevados de C_M .

Estos resultados sugieren que el mal funcionamiento de los algoritmos globales y regionales en el mar Alborán está más bien relacionado con sus particularidades ópticas, como ha sido sugerido por Volpe et al. (2007) para todo el Mediterráneo. De acuerdo con estos autores, estas particularidades ópticas podrían a su vez deberse a las características ópticas de las comunidades de fitoplancton. En este estudio, el hecho de que los tres algoritmos disponibles funcionen peor a C_M mayores de 1 mg m^{-3} podría ser una consecuencia del cambio en las comunidades de fitoplancton que normalmente acompaña a situaciones que favorecen su crecimiento (esto es, procesos de enriquecimiento inducidos por afloramientos). En este sentido, algunos trabajos publicados indican que la variabilidad espacio-temporal de la clorofila en el norte de Alborán normalmente está correlacionada con cambios en la eficiencia de absorción de luz por unidad de clorofila así como cambios en el peso relativo de la absorción del fitoplancton en la banda azul del espectro frente a la banda roja. (Mercado et al., 2006, 2014; Mercado, Ramírez, y Cortés, 2008). Estos cambios implican que la variabilidad en la absorción de luz por el fitoplancton en diferentes bandas espectrales (y por

consecuencia sus reflectancias) podría no ser proporcional a la variabilidad en la concentración de clorofila, lo que evidentemente resta eficiencia a los datos de satélite en tanto este hecho no sea tenido en cuenta en los algoritmos.

5.5. Sumario de resultados

El algoritmo estándar de MODIS-Aqua (OC3M.v6) produce valores muy elevados de concentración de clorofila *a* en el mar Alborán, mucho mayores a las mayores concentraciones registradas *in situ* de acuerdo con la serie temporal de 20 años de datos que se ha analizado. La misma limitación la presentan otros algoritmos globales y regionales específicamente desarrollados o ensayados con éxito en el mar Mediterráneo (OC5, OC3M y MedOC3), aunque de todos ellos el que produce valores de clorofila de satélite más ajustados a los esperables es el OC5. Debido a esto, se ha desarrollado un algoritmo específico para Alborán (ALBOC3) que funciona relativamente bien dentro del rango de concentraciones de 0.1 a 3.5 mg m⁻³. El límite inferior de valores de MBR cubierto por ALBOC3 es -0.35. En principio, para los muy escasos e inusuales valores de MBR por debajo de este límite, es posible utilizar la misma función lineal extendida dado que produce valores de concentración de clorofila *a* concordantes con los valores medidos *in situ* en la región. Adicionalmente, los valores de las medias mensuales representativas, en los que no solo los registros de las coincidencias han sido empleados, son también mejor reproducidos por ALBOC3 que por los otros tres algoritmos.

Según los análisis realizados, las condiciones de mezcla vertical de la columna de agua (presencia del máximo sub-superficial de clorofila *a*), no explican la sobreestimación de la clorofila *a* producida por los algoritmos semi-empíricos globales

y regionales disponibles. Así mismo, los datos publicados por otros autores indican que la presencia de sustancias coloreadas en el agua tampoco parece ser la causa del mal funcionamiento de los algoritmos. Por ello, se sugiere que el bajo rendimiento de estos algoritmos se debe a las características ópticas particulares del mar Alborán que posiblemente determinan diferencias notables en el color de estas aguas en comparación con otras cuencas marinas. De ser así, estas peculiaridades probablemente tienen su origen en la composición del fitoplancton y/o en su composición pigmentaria.

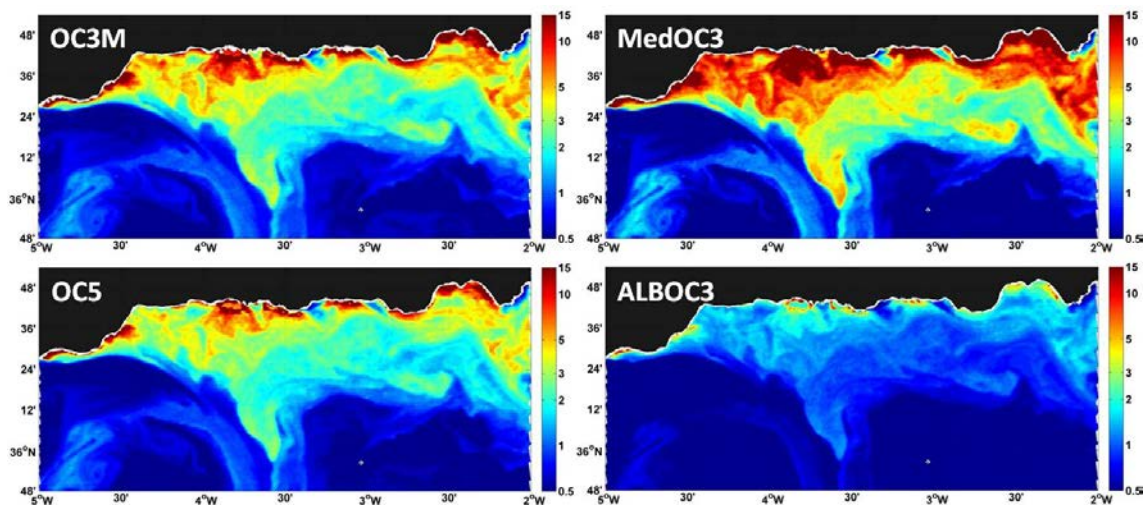


Figura 5.7. Distribución de clorofila a (mg m^{-3}) calculada con los 4 algoritmos evaluados en el norte del mar Alborán correspondiente al 8 de Marzo de 2006.

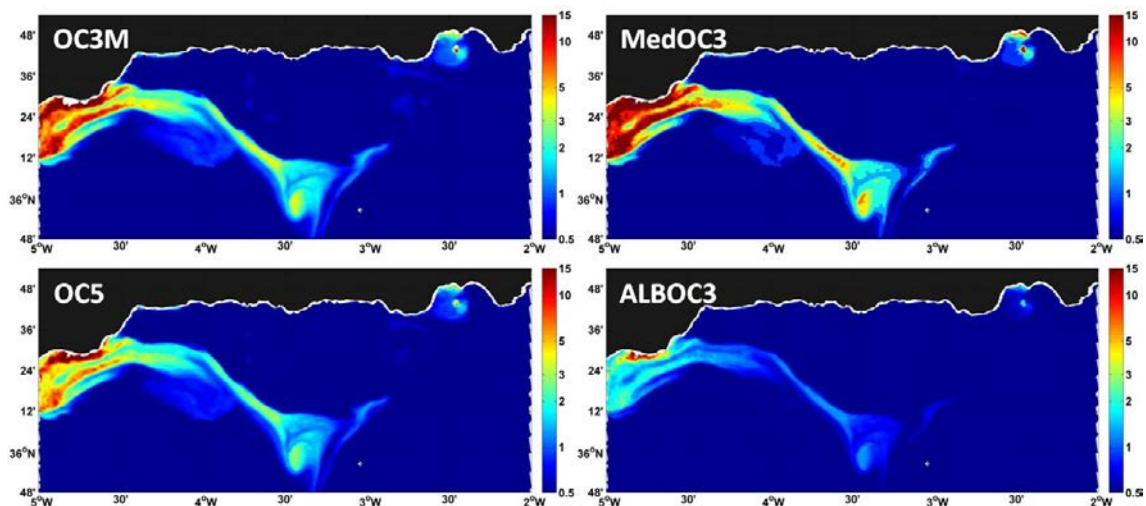


Figura 5.8. Distribución de clorofila a (mg m^{-3}) calculada con los 4 algoritmos evaluados en el norte del mar Alborán correspondiente al 8 de Mayo de 2005.

5.6. Ejemplo de la aplicación del algoritmo ALBOC3 para la evaluación del indicador clorofila en el mar Alborán

Una aplicación directa de la serie de concentración superficial de clorofila obtenida a partir del algoritmo que se ha generado específicamente para Alborán, podría ser el uso de las imágenes de satélite para obtener valores de base de clorofila *a* que complementen los datos obtenidos *in situ* (nótese que en los capítulos previos las imágenes de satélite se han utilizado como herramienta para describir patrones espaciales de variabilidad, sin proponerse en ningún momento su uso para la obtención de valores absolutos de clorofila en los que basar su análisis y/o evaluación). Normalmente, en los trabajos que se han venido desarrollando para la evaluación de la eutrofización como elemento de calidad del ecosistema marino en el marco de las diferentes directivas y tratados europeos (Estrategias Marinas, DMA, MEDPOL), se suele utilizar como métrica el percentil 90 de la clorofila *a* (Cortés et al., 2012) además de ser empleado como valor de referencia por el IFREMER (Gohin et al., 2008) y por el método de evaluación ASSETS (Ferreira et al., 2010). En la Figura 5.9 se presenta el percentil 90 de clorofila de satélite calculado mes a mes para el periodo 2002-2012, con un promedio de 135 valores por mes. La línea color cian representa el valor del percentil 90 de 5 mg m^{-3} , y solo se aprecia entre los meses de marzo y mayo, y principalmente en la bahía de Estepona. En la Figura 5.10a, se representa el valor del percentil 90 anual, destacando cómo aparece una marcada línea cian ($\text{Pre90} > 5 \text{ mg m}^{-3}$) en la bahía de Algeciras.

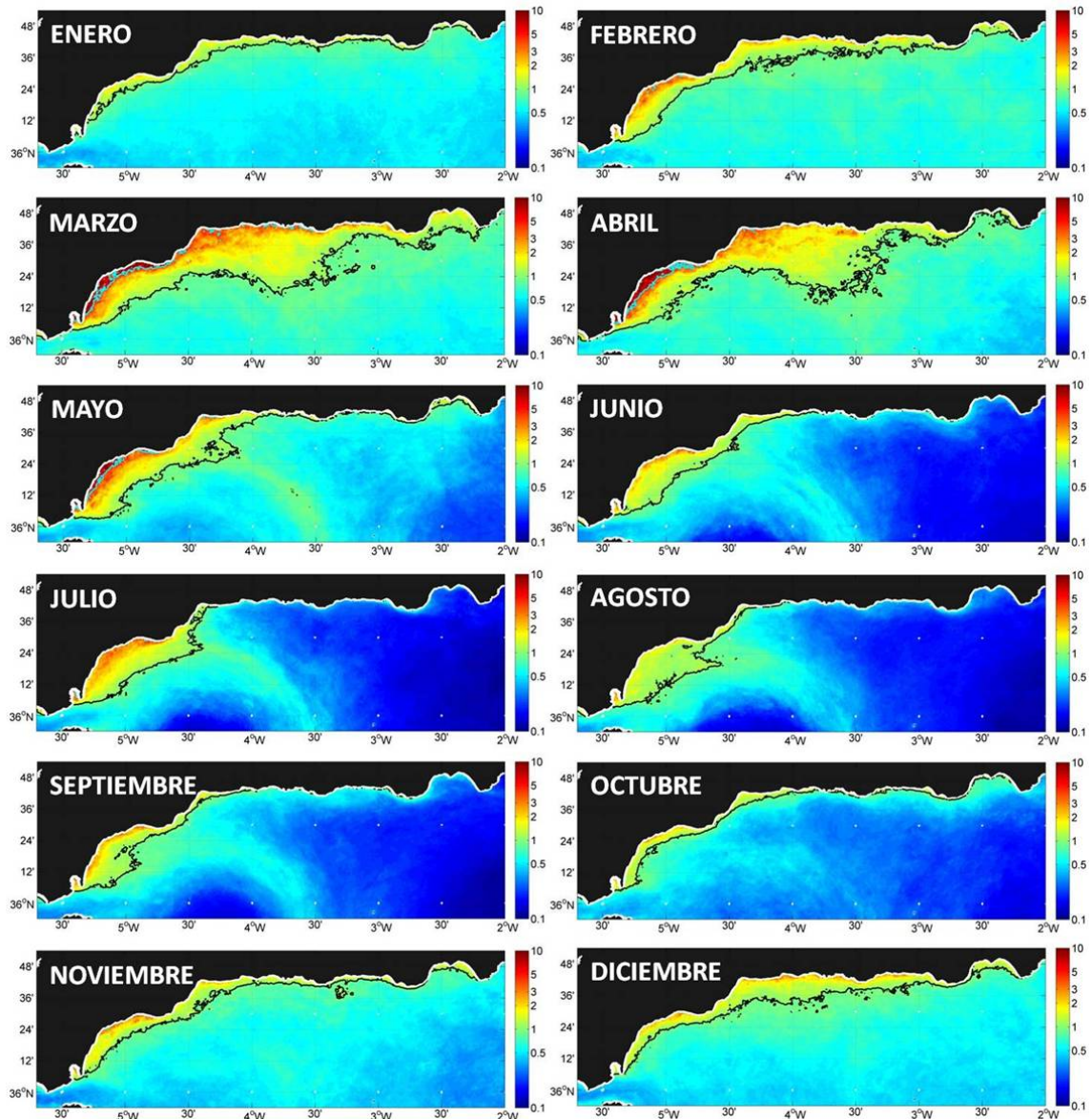


Figura 5.9. Percentil 90 de la concentración de clorofila a calculado para cada mes a partir de los valores obtenidos con el algoritmo ALBOC3 para la serie temporal de 2002 a 2012. La línea negra representa el valor de 1 mg m^{-3} , y la cian el valor de 5 mg m^{-3} .

La clorofila de satélite calibrada con el algoritmo desarrollado en este capítulo puede ser también muy útil para calcular las tendencias temporales. La Agencia Europea el Medio Ambiente sugiere en su *Informe de comparación de indicadores* (Gelabert et al., 2008) que la determinación de las tendencias de la clorofila es importante para todas las regiones marinas, aunque reconoce que la baja resolución temporal y espacial de los muestreos hacen difícil su análisis. Ferreira et al. (2010) por su lado, recomiendan el empleo de las imágenes de satélite para solucionar este

problema. En la Figura 5.10b se muestra la tendencia de la clorofila *a* calculada pixel a pixel con ALBOC3. El valor de la tendencia se ha calculado a partir de la serie desestacionalizada mediante el estimador de *Sen* (Sen, 1968; Theil, 1950), y su significancia estadística se ha obtenido mediante la prueba no paramétrica Tau-b de Mann-Kendall (Mann, 1945; Kendall, 1975). La significancia estadística (2002-2012) de las tendencias se presenta en la Figura 5.10c.

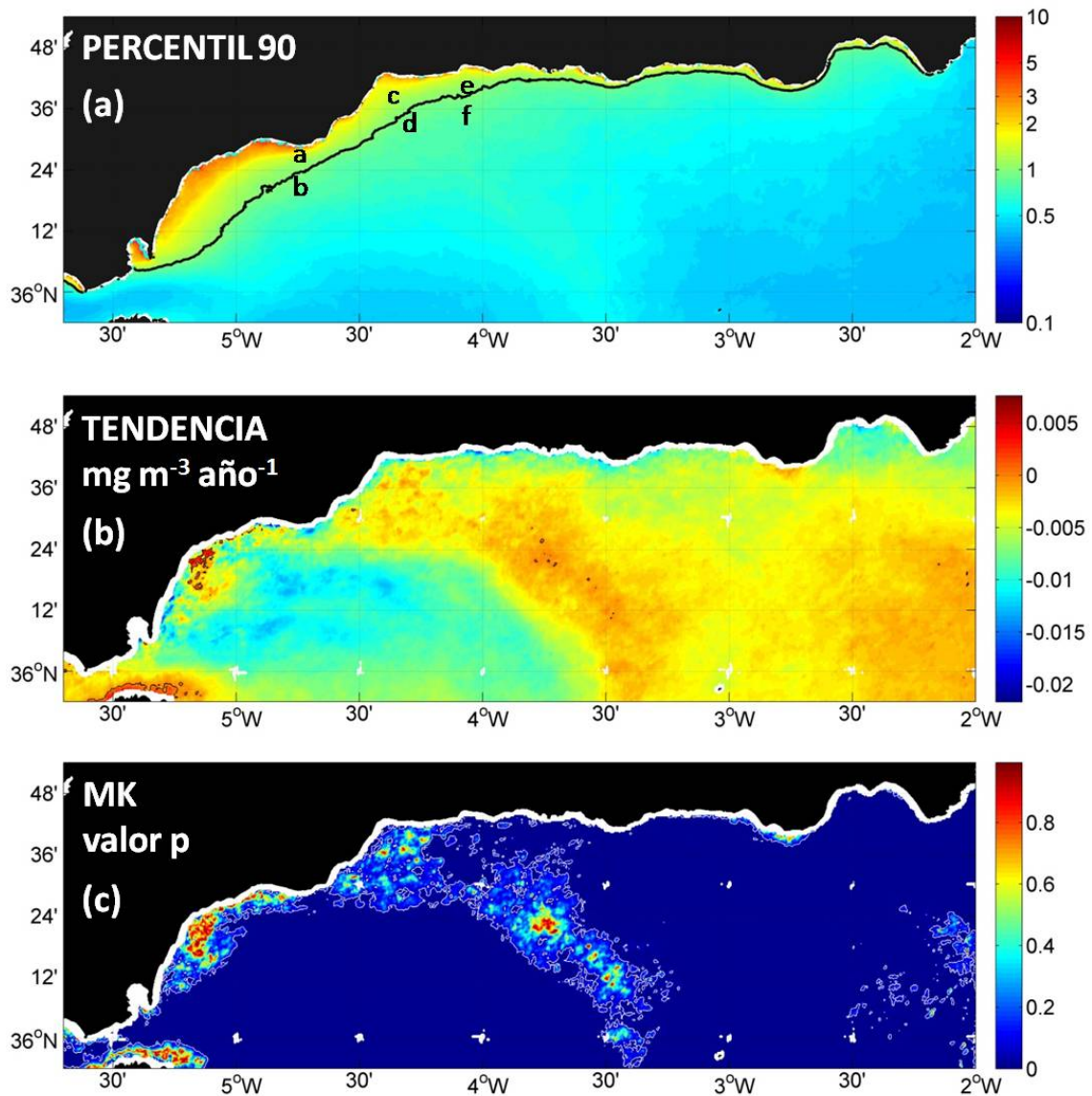


Figura 5.10. Estimaciones de los valores del percentil 90 y de la tendencia de la serie temporal (2002-2012) de concentración de clorofila *a* estimada mediante ALBOC3. A) Percentil 90. Las líneas negra y magenta se corresponden con las isolíneas de 1 y 5 mg m^{-3} respectivamente. B) Estimación de la pendiente de la tendencia (de acuerdo al método de *Sen*). C) Significancia estadística de la tendencia (Mann-Kendall Tau-b). La línea blanca delgada entre el azul oscuro y el azul claro representa el valor de 0.05.

El análisis de las tendencias muestra que esta es negativa en casi todo el norte del mar Alborán. Además, la pendiente es más acusada en la zona occidental (lo que podría estar relacionado con el chorro de Agua Atlántica) que en la bahía de Málaga. El estadístico destaca cómo la primera zona presenta pendientes significativas, al igual que el resto del dominio excepto la zona de la bahía de Málaga y una franja que discurre en sentido sureste. En las franjas costeras de Granada y Almería también se obtienen pendientes negativas y significativas, sobre todo en la bahía de Almería.

En la Tabla 5.6 se comparan las tendencias de la clorofila de satélite con las obtenidas a partir de las series temporales de muestreo. La comparación se ha llevado a cabo sólo con las estaciones para las que se cuenta con un número suficiente de datos obtenidos desde el año 2000 (las estaciones aparecen señaladas en la Figura 5.10.a). En general, los valores del percentil 90 para todo el año estimados con ALBOC3 son algo menores que los valores *in situ*, lo que puede atribuirse al hecho de que los muestreos *in situ* se concentraron en 5 meses del año (feb-abr-may-jul-oct), sesgados hacia los meses de mayor productividad en Alborán. Las tendencias para los datos *in situ* no fueron significativas. Sin embargo, sí lo fueron las tendencias obtenidas para los datos calibrados de satélite.

Tabla 5.6. Comparativa del percentil 90 (PRC90 - mg m^{-3}) y de las tendencias (estimador de SEN - $\text{mg m}^{-3} \text{año}^{-1}$) entre los valores estimados y los medidos in situ en 6 estaciones muestreo. Sig hace referencia a la significancia estadística de la tendencia y n al número de valores empleados. Las estaciones se corresponden con las letras de la Figura 5.10a.

a-b	PRC90	SEN	SIG	n
IN SITU	2,27	-0,0099	0,66	89
ALBOC3	1,05	-0,0075	2E-04	2400
c-d-e-f	PRC90	SEN	SIG	n
IN SITU	1,49	-0,0052	0,41	183
ALBOC3	1,12	-0,0054	5E-03	2585
a-b-c-d-e-f	PRC90	SEN	SIG	n
IN SITU	1,57	-0,0060	0,35	272
ALBOC3	1,12	-0,0062	1E-03	2864

6. Discusión general y conclusiones

Esta tesis doctoral se ha orientado al desarrollo metodológico de herramientas para realizar la evaluación integrada de la eutrofización, y en particular de la concentración de la clorofila *a*. El área de estudio ha sido el mar de Alborán, lo que ha permitido evaluar su estado de eutrofización. A continuación se discuten los resultados en los dos ámbitos.

6.1. Resultados de la evaluación de la eutrofización en el mar Alborán

La evaluación del estado de eutrofización en el norte del mar Alborán en base a los indicadores propuestos por la DMEM indica que el área está en buen estado ambiental, a excepción de la concentración de nutrientes en algunas zonas costeras, donde fueron algo elevadas respecto a los niveles establecidos como basales (Cortés et al., 2012). La concentración de la clorofila *a* muestra tendencias descendentes significativas o nulas en todos los periodos analizados entre 1992 y 2012. Lo mismo se puede decir de las concentraciones de los nutrientes disueltos. Se ha comprobado que el viento tiene una gran importancia en las tendencias registradas en los principales indicadores en principio relacionados con la eutrofización en el mar Alborán, pues controla en buena medida la concentración de nutrientes en las UEE de la plataforma. Todos los datos indican que la variación en el viento durante las últimas décadas ha favorecido la disminución de la concentración de la clorofila, aunque las consecuencias de este cambio sobre otros niveles tróficos del ecosistema pelágico deben ser aún estudiadas.

El análisis de distintos periodos de tiempo o distintas UEE de la región ECOMÁLAGA muestra que se producen diferencias temporales y espaciales significativas en el comportamiento de los indicadores. Las técnicas de modelado han mostrado que estas diferencias están relacionadas con cambios en el módulo del viento y el oleaje por un lado, y en la componente principal del viento por otro. El módulo del viento y el oleaje han sido determinantes en la zona de cabo Pino para el periodo 2000-2010, indicando que la producción primaria estuvo controlada por la mezcla vertical. En la zona de la bahía de Málaga ha sido la componente principal del viento entre 1992 y 2006 la determinante, apuntando a un debilitamiento del afloramiento. Únicamente las estaciones muy costeras de la bahía de Málaga han mostrado que el forzamiento más importante fue el aporte de nutrientes desde el continente y las variaciones de la temperatura superficial del agua de mar, indicando, como era de esperar, que la franja costera es más sensible al impacto de origen humano que las áreas más alejadas, aunque tampoco se registraron tendencias positivas de clorofila ni de nutrientes disueltos.

6.1.1. El efecto del cambio climático sobre la eutrofización marina en el mar Alborán

Los cambios a escala decenal del viento están relacionados con modificaciones en los patrones de circulación general atmosférica. El patrón en las tendencias del viento en las últimas décadas es variable, dependiendo del periodo de tiempo analizado, al contrario que el de la temperatura (IPCC, 2013). En el mar Alborán el viento ha presentando una tendencia negativa, con un aumento en la frecuencia de los levantes en el periodo 1992-2006 en la bahía de Málaga, y en un descenso en el módulo del viento para el periodo 2000-2010 en la zona de cabo Pino. Estas tendencias en el módulo y la componente principal de la velocidad del viento parecen ser la causa de la tendencia descendente en la clorofila, y por tanto de una mejora aparente de la calidad ambiental

del sistema pelágico. Sin embargo, estas tendencias llevan aparejadas otras consecuencias negativas. Se ha registrado un aumento en la concentración de los nutrientes en las Aguas Intermedias, que probablemente se deba a la disminución de su ventilación en el Mediterráneo. Las posibles consecuencias para el ecosistema a medio y largo plazo de esta acumulación de nutrientes son desconocidas, y quizás vayan en consonancia con la hipótesis de Duarte et al. (2009b) de que la disminución en las presiones (oligotrofización) no tiene porqué implicar una disminución en los efectos, y que el ecosistema tiene una cierta resistencia a retornar a su estado original, debido a otros cambios que ocurren simultáneamente (hidrológicos, bioquímicos, en la composición de las redes tróficas y comunidades, etc.), probablemente inducidos por el cambio climático y otros factores como la sobrepesca (Duarte, 2009a; Nixon, 2009). Behrenfeld et al. (2006) establecieron una correlación del aumento de la estratificación con la evolución del índice multivariante del Niño (MEI), indicando que el cambio climático pudiera ser su causa principal.

Estas tendencias negativas registradas en las últimas 2 décadas en la clorofila superficial no son exclusivas de Alborán, y se han registrado en la mayoría de océanos del hemisferio norte (Behrenfeld et al., 2006; Gregg y Rousseaux, 2014; Signorini et al., 2015), y sobre todo a latitudes medias (Doney, 2006) donde la disponibilidad de luz no es limitante. Estas tendencias globales de descenso en la clorofila se han atribuido al aumento de la estratificación por un lado y por el otro al aumento de la temperatura superficial del agua de mar.

Signorini et al. (2015) estudiaron la disminución generalizada en la concentración de clorofila y las tendencias ascendentes en la profundidad de la capa de mezcla (MLD). Nótese que la estratificación superficial está relacionada con la intensidad de los vientos al cubo lo que implica que un pequeño cambio en los mismos

se traduce en un cambio proporcionalmente mayor de la estratificación (Niiler y Krauss, 1977; Husby y Nelson, 1982). Nixon (2009) enunció los efectos negativos que puede acarrear esta disminución de los procesos de mezcla vertical en los ecosistemas, que se traduciría en un descenso de la oxigenación de las capas más profundas, pudiendo afectar a los ecosistemas bentónicos hasta producir en casos extremos la anoxia en el fondo de cuerpos de agua con poca renovación, como lagunas costeras y bahías confinadas. También se esperan cambios bioquímicos en los sedimentos y en los flujos de carbono.

Por su parte se ha registrado una tendencia ascendente en la temperatura superficial del agua de mar en las últimas décadas en el norte del mar Alborán, generalmente atribuida al cambio climático (Mercado et al., 2007; Mercado et al., 2012; Vargas-Yáñez et al., 2010b), y que podría afectar al balance neto entre la fotosíntesis y la respiración, pues aunque supondría un aumento en la cinética de ambos procesos, afecta 3 veces más a la respiración que a la fotosíntesis (Harrys et al., 2006). Esto podría contribuir al déficit de oxígeno disuelto en la zona de la columna de agua próxima al fondo. Según las previsiones del IPCC (2013), el incremento de la temperatura del agua de mar continuará los próximos años aunque a un menor ritmo que el experimentado en las últimas décadas. En esta tesis doctoral se ha demostrado que la temperatura es la variable ambiental que más influye en la variabilidad de la concentración superficial de la clorofila en la franja más costera de la bahía de Málaga, y es previsible que sea aquí donde el impacto del cambio climático sea mayor.

6.1.2. Conclusiones de la evaluación y propuestas de medidas de restauración

Como se ha comentado previamente, es probable que las tendencias decrecientes de la clorofila estén relacionadas con cambios en los patrones generales de circulación atmosférica, y por consiguiente con el cambio climático. Las medidas recomendadas para la restauración de las condiciones originales pasarían por actuar a nivel global, mediante medidas como la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero. Dichas medidas, de adoptarse, presumiblemente no tendrían un efecto visible a corto o medio plazo, pues el ecosistema ya se habría modificado (Duarte, 2009a), esperándose que estas tendencias perduren o se estabilicen. Por ejemplo, Cohen et al. (2012) detectaron un debilitamiento del calentamiento global entre 2005 y 2010, que no se ha correspondido con un cambio en las tendencias de la clorofila superficial en el mismo periodo.

En la franja costera de la bahía de Málaga, los aportes directos de nutrientes son una importante contribución a la concentración de la clorofila, presentando valores elevados. Así mismo, su ciclo estacional natural se ha visto alterado en las estaciones costeras, presentando máximos en verano y en otoño. Las medidas a proponer para remediar el impacto en las aguas costeras son la mejora en la depuración de las aguas residuales urbanas y en el control de los vertidos directos no inventariados. Estas medidas se estima que tendrían un impacto positivo a corto y medio plazo. Nótese que el aumento de la temperatura del agua de mar debido al cambio climático hace más sensible frente a la eutrofización al bentos de las zonas costeras.

6.2. Resultados aplicables a la evaluación de la eutrofización marina: Metodología.

La puesta en marcha de la Directiva Marco de las Estrategias Marinas (DMEM) ha supuesto un punto de inflexión en la protección medioambiental de los mares europeos. Las Estrategias Marinas han nacido para ser una herramienta de gestión que sirva para la toma de decisiones y no una mera descripción ambiental. Para dar respuesta a este objetivo resulta necesario establecer protocolos y herramientas comunes que resulten operativos para realizar las evaluaciones en todas las regiones.

La elaboración de la evaluación del estado inicial de la eutrofización en el marco de la DMEM ha mostrado que los Estados Miembros aplican distintos criterios, existiendo una variedad de indicadores y metodologías (Prins et al., 2013; Palialexis et al., 2014). La falta de uniformidad en los criterios para diseñar los programas de muestreo y definir los protocolos de evaluación dificulta alcanzar los objetivos fijados por la DMEM.

Otra característica importante de la DMEM es la vocación de continuidad en el tiempo. Cada 6 años será necesario reevaluar el estado ambiental, lo que acarreará una labor periódica de recopilación, procesado y análisis de datos que permita realizar una evaluación ágil y eficaz (Claussen et al., 2011). Esto plantea otro reto en cuanto a las metodologías a aplicar para llevar a cabo la evaluación de la eutrofización. Por un lado, la adecuación de los programas de monitorización, que se deben adaptar a las necesidades de información de la DMEM (Zampoukas et al., 2014), y por otro a los métodos de evaluación, que deben resultar útiles y eficientes a la hora de responder a las cuestiones que se plantean desde la DMEM (Ferreira et al., 2010).

Hasta el momento, el enfoque adoptado en la evaluación inicial resulta en general más descriptivo que proactivo, pues la información que ofrecía sobre el origen de la eutrofización era limitada y no resultaba suficiente para implementar medidas de

remediación de los efectos negativos de la eutrofización, o para realizar previsiones de su evolución a medio y largo plazo.

En esta tesis doctoral se ha intentado dar respuesta a algunas de estas necesidades de investigación y de desarrollo de metodologías en línea con lo recogido en el informe de Ferreira et al. (2010). Se ha dado respuesta a 3 demandas existentes:

6.2.1. Demanda 1: Determinación de las escalas espaciales y zonación

En esta tesis se ha propuesto el concepto de “Unidad de Evaluación de la Eutrofización” (UEE) como una herramienta operativa de gestión. La definición de las UEE se ha realizado en base a la estacionalidad promedio de la concentración de clorofila, que es el indicador más importante y generalizado respecto a la eutrofización marina (Zampoukas et al., 2012). Se ha comprobado que la variación estacional de la concentración de la clorofila está determinada por diversos factores ambientales, y que son característicos de cada UEE. La estacionalidad de la productividad del fitoplancton es un reflejo de la variabilidad estacional de los factores ambientales y humanos que la impulsan y que la modulan.

Las imágenes de satélite de clorofila se han mostrado especialmente útiles en este sentido, pues no requieren de la existencia de datos de campo, y porque ofrecen una amplia cobertura espacial y temporal. No se plantea utilizar los valores de clorofila de satélite como tales en la evaluación, sino más bien su uso como una herramienta de zonación mediante técnicas multivariantes de agrupación. En este sentido se han ensayado dos opciones de agrupación espacial, una dirigida a la magnitud y a la estacionalidad de la concentración de la clorofila (capítulo 1), y otra dirigida únicamente a su estacionalidad (capítulo 2). En el primer caso, se tienen en cuenta tanto

la naturaleza de los mecanismos fertilizadores implicados (naturales y antropogénicos) como los factores moduladores que amplifican o disminuyen la respuesta. En el segundo caso solo se tienen en cuenta la naturaleza de los mecanismos fertilizadores, lo cual es muy útil en zonas muy costeras donde el gradiente predomina sobre la estacionalidad.

El método de zonación desarrollado permite:

- Apoyar el diseño y contribuir a la optimización de los programas de monitorización de la eutrofización marina a nivel regional y subregional, mediante la determinación de zonas de productividad contrastante a partir de su variabilidad estacional.
- Describir la escala espacial bidimensional, la magnitud y la estacionalidad de la productividad fitoplanctónica de cada zona.
- Servir como base para evaluar la eutrofización mediante la agrupación de los valores de los indicadores de la eutrofización en cada zona.
- El empleo de técnicas estadísticas (ANOVA, Kruskal-Wallis, etc) para detectar diferencias entre zonas.

6.2.2. Demanda 2: Mejorar la determinación de la variabilidad estacional y de las escalas temporales de los indicadores de la eutrofización

La clasificación espacial realizada en el objetivo 1 permite extraer una gran parte de la variabilidad temporal de las series temporales dentro de cada UEE, pues la propia estacionalidad de la clorofila se emplea como criterio de clasificación. Esto facilita la agregación de los datos de cada zona para su descripción estadística, y sobre todo para la determinación de las tendencias.

Por otro lado, la calibración regional de los datos de clorofila del satélite MODIS-Aqua ha permitido su empleo para la determinación de valores de base, tendencias, y eventos de una elevada productividad.

Mediante el análisis temporal se han conseguido los siguientes objetivos:

- Obtener el ciclo estacional promedio de los indicadores de la eutrofización (y de otras variables ambientales), permitiendo analizar su variabilidad intra-anual y caracterización temporal.
- El análisis de las tendencias de los indicadores de la eutrofización (y de otras variables ambientales) respecto al buen estado ambiental *sensu* DMEM, y facilitar la detección de valores extremos.

6.2.3. Demanda 3: La búsqueda de un enfoque integrado en la evaluación de la eutrofización

Se han empleado conjuntamente diversas técnicas de evaluación de la eutrofización en base a una clasificación previa en compartimentos (Demandas 1 y 2). Esto ha permitido realizar un análisis integrado, que combina las ventajas y potencialidades de las distintas técnicas de evaluación de la eutrofización. La metodología integradora empleada se basa en el uso de los modelos aditivos generalizados (GAM, en inglés).

Los modelos GAM han permitido:

- Conocer la relevancia de las distintas variables relacionadas con la eutrofización.

- Obtener una descripción gráfica de la forma en la que las distintas variables afectan a la concentración de clorofila.
- Detectar las variables implicadas en las tendencias registradas en la concentración de la clorofila.
- Poder realizar predicciones y simulaciones.

A partir de esta metodología, se ha logrado realizar una definición integradora del estado de eutrofización en la región ECOMÁLAGA, no solo caracterizando las escalas espaciales y temporales de las variables relacionadas con la eutrofización, sino determinando también los procesos que tienen relevancia en cada área. Este enfoque realmente tiene sentido como una herramienta de gestión pues permite aplicar medidas en el origen de los problemas.

Se trata de un primer paso y aún queda mucho trabajo que realizar para optimizar la metodología y poder explotar todo su potencial, sin embargo se trata de una metodología innovadora que podría ser empleada ampliamente para evaluar la eutrofización del ecosistema pelágico gracias a su enorme flexibilidad.

6.3. Tareas futuras

6.3.1. Calibraciones regionales

En esta tesis doctoral, y en diversos trabajos, se ha puesto de manifiesto la necesidad de calibración de los productos de satélite para la estimación de la clorofila tanto en las costas mediterráneas como en las atlánticas españolas. El error en las estimas puede llegar a ser elevado, y obtener algoritmos que lo disminuyan a unos márgenes aceptables permite emplearlas para obtener valores del propio indicador. En

este sentido, resulta necesario desarrollar algoritmos operativos para otras áreas, así como determinar la utilidad de estos con otros satélites que ofrecen datos de color del océano. En el marco de la evaluación de la eutrofización estos productos tienen diversas aplicaciones de gran valor que van desde el análisis espacial, la representación de valores georeferenciados de la distribución espacial, obtener la estacionalidad a nivel mensual, las tendencias temporales decenales e incluso detectar la ocurrencia de eventos que conducen a valores anómalos de clorofila, como pueden ser el caso de las mareas rojas.

En el caso del mar Alborán, la composición taxonómica del fitoplancton presente en la columna de agua puede ser uno de los factores que hace que las calibraciones globales, generalmente obtenidas a partir de bases de datos geográficamente sesgadas, no funcionen adecuadamente a nivel regional. Este hecho indica que las imágenes de satélite del color del océano son capaces de distinguir distintos tipos de aguas, y la presencia de distintos tipos (taxones) de fitoplancton según su color (Navarro et al., 2014). Resulta necesario ahondar en la caracterización cromática de las distintas subzonas. Este enfoque aportaría una información muy valiosa en la detección de las mareas rojas, lo que permitiría estudiar las zonas de aparición y su frecuencia conforme al indicador de la DMEM. En una segunda etapa se podría relacionar la aparición de las mareas rojas con factores naturales o humanos.

6.3.2. Intercalibración y obtención de productos multiplataforma

Las distintas generaciones de satélites y sensores diseñados para detectar el color del océano se van sucediendo y solapando desde 1997, y sus sensores y plataformas de observación tienen características distintas, lo que hace que las estimaciones derivadas

de uno y otro no sean plenamente comparables. El siguiente paso tras lograr la mayor precisión a nivel regional en las estimaciones satelitales de la clorofila *a*, consistiría en realizar intercalibraciones para conseguir la coherencia entre los datos procedentes de las distintas plataformas y poder combinarlos. En este sentido existen multitud de trabajos (p.e. Maritorena y Siegel, 2005; Kharu et al., 2012; Saulquin et al., 2013; Gregg y Rousseaux, 2014) que han mostrado la utilidad de obtener largas series temporales de la concentración superficial de clorofila, muy útiles para el estudio de tendencias y patrones temporales de cambio a medio plazo.

6.3.3. Empleo de la Teledetección en las zonas muy costeras

Existe una limitación en la cobertura de las imágenes de satélite de resolución moderada de la superficie del mar, y consiste en que una franja de costa de una anchura de unos 3 ó 4 Km queda excluida a causa de la presencia parcial de la tierra emergida en los píxeles. Precisamente se trata de la zona más impactada por la eutrofización humana. Este es un problema que se podrá superar empleando sensores con mejor resolución espacial en el futuro. El satélite MERIS dispone de una resolución de 300 metros, y sus registros podrían ser empleados para evaluar estas zonas costeras entre 2002 y 2012. Los problemas de calibración son comunes con los otros sensores del color, aunque sin embargo, presentan el problema adicional de que la resolución temporal, de varios días, es comparativamente menor a la de otros satélites. Otros efectos que podrían interferir con las estimaciones muy costeras de la clorofila *a* son el efecto del fondo y la presencia de sólidos en suspensión.

6.3.4. Optimización y desarrollo del modelado

En el trabajo presentado se ha mostrado un primer paso en el modelado de la clorofila superficial integrando gran cantidad de información de otras variables. Aunque muy básico en su concepción, el modelado ha permitido identificar las variables que tienen mayor influencia en la concentración superficial de la clorofila *a*. Su funcionamiento ha sido bueno en la zona de cabo Pino, donde la productividad del fitoplancton está controlada por el forzamiento hidrológico. Sin embargo, en la zona de la bahía de Málaga el funcionamiento del modelo ha sido más limitado. Aquí, el forzamiento físico no es tan importante y los factores biológicos cobran relevancia. En este caso habría que dedicar un mayor esfuerzo a definir mejor los factores ambientales que pudieran tener influencia en la productividad. Entre estos, la aclimatación del fitoplancton a las altas irradiancias características del área de estudio y las relaciones bióticas entre diferentes fracciones del plancton podrían ser importantes para definir mejor el modelo.

Existen multitud de variables oceanográficas y meteorológicas con influencia en la eutrofización que se pueden obtener desde la teledetección o desde modelos físicos en 2 y 3 dimensiones, y que podrían ser empleados para alimentar los modelos: SST, SSS, corriente geostrofica superficial, vientos sobre el mar, oleaje, etc. Una vez definidos los modelos en base a datos de campo, podrían ayudarnos a completar la historia de la evolución de las presiones donde los mecanismos físicos juegan un papel importante.

Por otro lado, sería necesario disponer de un registro diario de los vertidos de nutrientes desde fuentes puntuales de contaminación, así como conocer su localización concreta. En principio estos aportes externos de nutrientes deben explicar la variación no explicada por los modelos.

6.4. Conclusiones

- El empleo del análisis clúster no jerárquico de las k-medias sobre los promedios mensuales de la concentración superficial de clorofila registrada desde satélite ha permitido delimitar las áreas del mar de Alborán que presentan características contrastantes en cuanto a su ciclo anual de clorofila. Esta técnica constituye una potente herramienta para la delimitación de zonas de características productivas diferenciables (UEE) que pueden ser usadas como áreas de gestión de la eutrofización en una región o sub-región dada.
- En cada área de productividad contrastante identificada en Alborán se ha encontrado una combinación característica de mecanismos ambientales y presiones que afectan de una forma determinada sobre la productividad.
- En tres de las cinco áreas de productividad contrastante analizadas en el norte del mar Alborán se han encontrado tendencias decrecientes de la concentración de clorofila *a* en las dos últimas décadas. Para las otras dos áreas, las tendencias no fueron significativas. Estas tendencias decrecientes han ido en paralelo con la disminución de la concentración superficial de nutrientes.
- La concentración de los nutrientes y la salinidad han aumentado considerablemente en las aguas intermedias del norte del mar Alborán en las dos últimas décadas. Sin embargo, el aumento de la estratificación por la disminución de la intensidad de la mezcla vertical ha impedido que este incremento de los nutrientes a profundidades intermedias se haya reflejado en las capas superficiales.
- El modelado mediante modelos aditivos generalizados (o GAM) ha permitido identificar las variables con mayor influencia sobre la concentración de clorofila

a en cada área de productividad contrastante. Incluso ha permitido determinar el mecanismo subyacente que explica sus tendencias temporales.

- El viento es el mecanismo físico con mayor relevancia en la determinación de los patrones de variabilidad temporal de la concentración de clorofila a en el norte del mar Alborán, aunque afecta de un modo distinto en cada área de productividad contrastante. No obstante, en las aguas más costeras sometidas a una fuerte presión antropogénica, el aporte de nutrientes y la temperatura parecen ser las variables más importantes.
- Los algoritmos diseñados para calcular la concentración de clorofila a partir de imágenes del satélite MODIS (OC3M, MedOC3 y OC5) sobreestiman la concentración de clorofila a en Alborán. Se propone un nuevo algoritmo (ALBOC3) que presenta un mejor rendimiento en el mar Alborán.

7. Bibliográfia

Ahn Y.H., Shanmugam P. (2006). Detecting the red tide algal blooms from satellite ocean color observations in optically complex Northeast-Asia coastal waters. *Remote Sensing of Environment* 103, 419-437.

Akaike H. (1973). Information theory and an extension of the maximum likelihood principle, in Petrov, B.N.; Csáki, F., *2nd International Symposium on Information Theory*, Tsahkadsor, Armenia, USSR, September 2-8, 1971, Budapest: Akadémiai Kiadó, p. 267-281.

Akaike H. (1974). A new look at the statistical model identification, *IEEE Transactions on Automatic Control* 19 (6), 716-723.

Alpine A.E., Cloern J.E. (1992). Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. *Limnology and Oceanography* 37, 946-955.

Andrieu C., Merlivat L. (1988). Tritium in the western Mediterranean Sea during 1981 Phycemed cruise. *Deep Sea research* 35, 247-267.

Bailey S.W., McClain C.R., Werdell P.J., Schieber B.D. (2000). Normalized water-leaving radiance and chlorophyll a match-up analyses. *NASA Technical Memorandum* 2000-206892(10), 45-52.

Bailey S.W., Werdell P.J. (2006). A multi-sensor approach for the on-orbit validation of ocean color satellite data products. *Remote Sensing of Environment* 102, 12-23.

- Baldacci A., Corsini G., Grasso R., Manzella G., Allen J.T., Cipollini P., Guymer T.H., Snaith H.M. (2001). A study of the Alboran Sea mesoscale system by means of empirical orthogonal function decomposition of satellite data. *Journal of Marine Systems* 29, 293-311.
- Balls P.W., Macdonald A., Pugh K., Edwards A.C. (1995). Longterm nutrient enrichment of an estuarine system: Ythan, Scotland (1958–1993). *Environmental Pollution* 90, 311-321.
- Barale V., Jaquet J.M., Ndiaye M. (2008). Algal blooming patterns and anomalies in the Mediterranean Sea as derived from the SeaWiFS data set (1998-2003). *Remote Sensing of Environment* 122, 3300-3313.
- Barnes S.L. (1964). A Technique for Maximizing Details in Numerical Weather Map Analysis. *Journal of Applied Meteorology* 3, 396-409.
- Behrenfeld M.J., O'Malley R.T., Siegel D.A., McClain C.R., Sarmiento J.L., Feldman G.C., Milligan A.J., Falkowski P.G., Letelier R.M., Boss E.S. (2006). Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature* 444, 752-755.
- Béthoux J.P. (1980). Mean water fluxes across sections in the Mediterranean Sea evaluated on the basis of water and salt budgets and of observed salinities. *Oceanologica Acta* 3(1), 79-88.
- Blanchet F.G., Legendre P., Maranger R., Monti D., Pepin P. (2011). Modelling the effect of directional spatial ecological processes at different scales. *Oecologia* 166, 357-368.
- Blondeau-Patissier D., Gower J.F.R., Dekker A.G., Phinn S.R., Brando V.E. (2014). A review of ocean color remote sensing methods and statistical techniques for the

- detection, mapping and analysis of phytoplankton blooms in coastal and open oceans. *Progress in Oceanography* 123, 123-144.
- Bricaud A., Bosc E., Antoine D. (2002). Algal biomass and sea surface temperature in the Mediterranean Basin: Intercomparison of data from various satellite sensors and implications for primary production estimates. *Remote Sensing of Environment* 81, 163-178.
- Brown O.B., Minnett P.J. (1999). MODIS Infrared Sea Surface Temperature Algorithm Theoretical Basis Document. *University of Miami*.
- Cano N. (1978a). Resultados de la campaña “Alborán 76”. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 4(2), 3-65.
- Cano N. (1978b). Hidrología del mar de Alborán en primavera-verano. *Boletín del instituto Español de Oceanografía* 4(2), 51-66.
- Cano N., Gil J. (1984). Campaña hidrológica “Alborán 78”. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 1(2), 114-125.
- Cano N., García-Lafuente J. (1991). Corrientes en el litoral malagueño. Baja frecuencia. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 7, 59-77.
- Carrillo P., Medina-Sánchez J.M., Herrera G., Durán C., Segovia M., Cortés D., Salles S., Korbee N., Figueroa F.L., Mercado J.M. (2015). Interactive Effect of UVR and Phosphorus on the Coastal Phytoplankton Community of the Western Mediterranean Sea: Unravelling Eco-Physiological Mechanisms. *PLoS ONE* 10(11): 1-21.
- Carvalho G.A., Minnett P.J., Banzon V.F., Baringer W., Heil C.A. (2011). Long-term evaluation of three satellite ocean color algorithms for identifying harmful algal

- blooms (*Karenia brevis*) along the west coast of Florida: a matchup assessment. *Remote Sensing of Environment* 115, 1-18.
- Cheney R.E., Doblar R.A. (1982). Structure and variability of the Alborán Sea front system. *Journal of Geophysical Research* 84(C1), 585-594.
- Claustre H., Morel A., Hooker S.B., Babin M., Antoine D., Oubelkheir K., Bricaud A., Leblanc K., Quéguiner B., Maritorena S. (2002). Is desert dust making oligotrophic waters greener?. *Geophysical Research Letters* 29(10), 107.1-107.4
- Cloern J.E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210, 223-253.
- Cohen J.L., Furtado J.C., Barlow M., Alexeev V.A., Cherry J.E. (2012). Asymmetric seasonal temperature trends, *Geophysical Research Letters* 39, L04705, 7pp.
- Coppini G., Lyubarstev V., Pinardi N., Colella S., Santoleri R., Christiansen T. (2013). The use of ocean-colour data to estimate Chl-a trends in European Seas. *International Journal of Geosciences* 4, 927-949.
- Cortés D., Gómez F., Mercado J.M., Yebra L., León A. (2012). Estrategias Marinas: Evaluación Inicial, Buen Estado Ambiental y Objetivos Ambientales. Descriptor 5: Eutrofización. *Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente*, Madrid. NIPO: 280-12-175-8, 99pp.
- D'Ortenzio F., Marullo S., Ragni M., d'Alcala M.R., Santoleri R. (2002). Validation of empirical SeaWiFS chlorophyll-*a* algorithms retrieval in the Mediterranean Sea: a case study for oligotrophic seas. *Remote Sensing of Environment* 82, 79-94.

- Dafner E.V., Boscolo R., Bryden H.L. (2003). The N:Si:P molar ratio in the Strait of Gibraltar. *Geophysical Research Letters* 30(10), 1506.
- Defant A. (1961). *Physical Oceanography*. Pergamon Press. New York.
- Doney S.C. (2006). Plankton in a warmer world. *Nature* 444, 695-696.
- Duarte C.M. (2009a). Coastal eutrophication research: a new awareness. *Hydrobiologia* 629, 263-269.
- Duarte C.M., Conley D., Carstensen J., Sánchez-Camacho M. (2009b). Return to Neverland: Shifting Baselines Affect Eutrophication Restoration Targets. *Estuaries and Coasts* 32, 29-36.
- Dugdale R.C. (1967). Nutrient limitation in the sea: dynamics, identification and significance. *Limnology and Oceanography* 12, 685-95.
- Dupouy C., Savranski T., Lefevre J., Despinoy M., Mangeas M., Fuchs R., Faure V., Ouillon S., Petit M. (2010). Monitoring optical properties of the southwest tropical Pacific, Proc. SPIE7858, *Remote Sensing of the Coastal Ocean, Land, and Atmosphere Environment*, 78580J.
- EC (1991). Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban wastewater treatment. *Official Journal of the European Communities* L135, 40-52.
- EC (2008). Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for Community actions in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). *Official Journal of the European Communities* L164, 19-40.

- EC (2010). Commission Decision of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters (notified under document C(2010) 5956)(2010/477/EU)). *Official Journal of the European Union* L232, 14-24.
- EEA (1999). Nutrients in European ecosystems. Environmental assessment report no. 4. Copenhagen: *European Environmental Agency*.
- EEA (2001). Eutrophication in Europe's coastal waters. Topic report no. 7. Copenhagen: *European Environmental Agency*.
- Ferreira J.G., Andersen J.H., Borja A., Bricker S.B., Camp J., Cardoso da Silva M., Garcés E., Heiskanen A.S., Humborg C., Ignatiades L., Lancelot C., Menesguen A., Tett P., Hoepffner N., Claussen U. (2010). Marine Strategy Framework Directive Task Group 5 Report Eutrophication. *Joint Research Center*. EUR 24338.
- Font J. (1987). The path of the levantine intermediate water of the Alboran Sea. *Deep Sea Research Part A, Oceanographic Research Papers* 34 (10), 1745-1755.
- Fontana C., Grenz C., Pinazo C., Marsaleix P., Diaz F. (2009). Assimilation of SeaWiFS chlorophyll data into a 3D-coupled physical-biogeochemical model applied to a freshwater influenced coastal zone. *Continental Shelf Research* 29, 1397-409.
- Frouin R., Pinker R.T. (1995). Estimating Photosynthetically Active Radiation (PAR) at the earth's surface from satellite observations. *Remote Sensing of Environment* 51(1), 98-107.
- Frouin R., Franz B.A., Werdell P.J. (2002). The SeaWiFS PAR product., In: S.B. Hooker and E.R. Firestone, Algorithm Updates for the Fourth SeaWiFS Data Reprocessing, *NASA Technical Memorandum* 2003-206892, Volume 22, NASA Goddard Space Flight Center, Greenbelt, Maryland, 46-50.

- Frouin R., McPherson J., Ueyoshi K., Franz B.A. (2012). A time series of photosynthetically available radiation at the ocean surface from SeaWiFS and MODIS data. *Remote Sensing of the Marine Environment II*.
- García-Górriz E., Carr M.E. (1999). The climatological annual cycle satellite-derived phytoplankton pigments in the Alboran Sea. *Geophysical Research Letters* 26(19): 2985-2988.
- García-Górriz E., Carr M.E. (2001). Physical control of phytoplankton distributions in the Alboran Sea: A numerical and satellite approach. *Journal of Geophysical Research* 106 (C8), 16795-16805.
- García-Lafuente J., Cano N., Vargas M., Rubín J.P., Guerra A. (1998). Evolution of the Alboran Sea hydrographic structures during July 1993. *Deep-Sea Research* 45, 39-65.
- Gelabert E.R., Emblow C., Andersen J.H. (2009). EEA Follow-up to the 'indicator convergence' process started under the EMMA Working Group. Indicator Comparison in 2008 and 'next steps'. *European Environment Agency*.
- Gil J., Gomis D. (1994). Circulación geostrófica, dinámica de mesoescala y fertilización de los niveles superficiales del sector norte del mar de Alborán. Julio 1991. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 10(1), 95-117.
- Gilbert R.O. (1987). *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*, Wiley, New York.
- Gohin F. (2011). Annual cycles of chlorophyll-a, non-algal suspended particulate matter, and turbidity observed from space and in-situ in coastal waters. *Ocean Science* 7, 705-732.

- Gohin F., Druon J.N., Lampert L. (2002). A five channel chlorophyll concentration algorithm applied to SEAWiFS data processed by SeaDAS in coastal waters. *International Journal of Remote Sensing* 23(8), 1639-1661.
- Gohin F., Saulquin B., Oger-Jeanneret H., Lozac'h L., Lampert L., Lefevre A., Riou P., Bruchon F. (2008). Towards a better assessment of the ecological status of coastal waters using satellite-derived chlorophyll-*a* concentrations. *Remote Sensing of Environment* 112, 3329-3340.
- Gordon H.R., Wang M. (1994). Retrieval of water-leaving radiance and aerosol optical thickness over the oceans with SeaWiFS: a preliminary algorithm. *Applied Optics* 33, 443-452.
- Grashoff K., Erhardt M., Kremling K. (1983). *Methods of Seawater Analysis*, second ed. Verlag Chemie, Weinheim.
- Gregg W.W., Casey N.W. (2004). Global and regional evaluation of the SeaWiFS chlorophyll data set. *Remote Sensing of Environment* 93, 463-479.
- Gregg W.W., Rousseaux C.S. (2014). Decadal trends in global pelagic ocean chlorophyll: A new assessment integrating multiple satellites, in situ data, and models. *Journal of Geophysical Research Oceans* 119, 5921-5933.
- Halkidi M., Batistakis Y., Vazirgiannis M. (2001). On clustering validation techniques. *Journal of Intelligent Information Systems* 17(2/3), 107-145.
- Hartigan J.A., Wong M.A. (1979). Algorithm AS 136: A K-Means Clustering Algorithm. *Journal of the Royal Statistical Society, Series C* 28 (1), 100-108.
- Hartigan J.A. (1975). *Clustering algorithms*. John Wiley & Sons, Inc.

- Harris L.A., Duarte C.M., Nixon S.W. (2006). Allometric laws and prediction in estuarine and coastal ecology. *Estuaries and Coasts* 29, 340-344
- Hasler A.D. (1947). Eutrophication of lakes by domestic drainage. *Ecology* 28(4): 383-395.
- Hastie T.J., Tibshirani R.J. (1986). Generalized Additive Models (with discussion). *Statistical Science* 1, 297-318.
- Hastie T.J., Tibshirani R.J. (1990). Generalized Additive Models. *Chapman & Hall/CRC*. New York. 352 pp.
- Hastie T.J. (1991). Generalized additive models. Chapter 7 of Statistical Models in S. eds J. M. Chambers and T. J. Hastie, *Wadsworth & Brooks/Cole Advanced Books & Software*, 249–307.
- Hattab T., Jamet C., Sammarib C., Lahbib S. (2013). Validation of chlorophyll-a concentration maps from Aqua MODIS over the Gulf of Gabes (Tunisia): comparison between MedOC3 and OC3M bio-optical algorithms. *International Journal of Remote Sensing* 20, 7163-7177.
- Hu C.M., Muller-Karger F.E., Taylor C.J., Carder K.L., Kelble K., Johns E., Hell C.A. (2005). Red tide detection and tracing using MODIS fluorescence data: a regional example in SW Florida coastal waters. *Remote Sensing of Environment* 97, 311-321.
- Husby D.M., Nelson C. (1982). Turbulence and vertical stability in the California Current. *CalCOFI Report* 23, 113-129.
- IPCC (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on

- Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. *Cambridge University Press*, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
- Jackson T., Bouman H.A., Sathyendranath S., Devred E. (2011). Regional-scale changes in diatom distribution in the Humboldt upwelling system as revealed by remote sensing: implications for fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 68, 729-736.
- Kahru M., Kudela R.M., Manzano-Sarabia M., Mitchell B.G. (2012). Trends in the surface chlorophyll of the California Current: Merging data from multiple ocean color satellites. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography* 77-80: 89-98.
- Kendall M. G. (1975). Rank correlation methods. 4th ed. *Charles Griffin*, London, 202-231.
- Kitsiou D., Karydis M. (2011). Coastal Eutrophication Assessment: a review on data analysis. *Environment International* 37, 778-801.
- Klemas V. (2011). Remote sensing techniques for studying coastal ecosystems: an overview. *Journal of Coastal Research* 27, 2-17.
- Kolmogorov A. (1933). Sulla determinazione empirica di una legge di distribuzione. *Giornale dell'Istituto Italiano degli Attuari* 4, 83-91.
- Krige D.G. (1951). A statistical approach to some basic mine valuation problems on the Witwatersrand. *Journal of the Chemical, Metallurgical and Mining Society of South Africa* 52 (6), 119-139.

- Kruskal W.H., Wallis W.A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47 (260), 583-621.
- La Violette P. E. (1984). The advection of submesoscale thermal features in the Alborán Sea gyre. *Journal of Physical Oceanography* 14, 550-565.
- Lacombe H., Gascard J.C., Gonella J., Béthoux J.P. (1981). Response of the Mediterranean to the water and energy fluxes across its surface, on seasonal and interannual scales. *Oceanologica Acta* 4(2), 247-255.
- Lacombe H., Richez C. (1982). The regime of the Strait of Gibraltar, in: Hydrodynamics of semi-enclosed seas, edited by Nihoul J.C.J., *Elsevier Oceanography Series* 34, 13-73.
- Lagerloef G.E, Colomb R., Le Vine D., Wetz F., Yueh S., Ruf C., Lilly J., Gunn J., Chao Y., Decharon A., Feldman G., Swift C. (2008). The Aquarius/SAC-D mission: special issue on salinity. *Oceanography* 21, 69–81.
- Lapucci C., Ampolo Rela M., Brandini C., Ganzin N, Gozzini B., Maselli F., Massi L., Nuccio C., Ortolani A., Trees C. (2012). Evaluation of empirical and semi-analytical chlorophyll algorithms in the Ligurian and North Tyrrhenian Seas. *Journal of Applied Remote Sensing* 6/063565, 1-21.
- Lefèvre J. (2010). Valhysat Project : MODIS-DB data base: Description Guide of the data base, *ValHySat*, Report I.
- Legendre P. (1993). Spatial autocorrelation-trouble or new paradigm. *Ecology* 74(6), 1659-1673.

- Legendre P., Legendre L. (2003). Numerical ecology-developments in environmental modelling. 2nd English edition. *Elsevier*.
- Levitus S. (1982). Climatological atlas of the world ocean, NOAA Professional Paper 13, 173pp, *U.S. Government Printing Office*, Washington, D. C.
- Lloret A., del Barrio I., Moreno I.M. (2012). Estrategias Marinas: Evaluación Inicial, Parte II: Análisis de presiones e impactos. *Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente*, Madrid. NIPO: 280-12175-8, 160pp.
- Lorenzen C.L. (1967). Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12-2, 343-346.
- MacQueen J. (1967). Some methods for classification and analysis of multivariate observations. Proceedings of the Fifth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability, Volume 1: Statistics, 281-297, *University of California Press*, Berkeley, California.
- Mann H.B. (1945). Non-parametric test against trend. *Econometrica* 13, 245-249
- Manning R. (1891). On the flow of water in open channels and pipes. *Transactions of the Institution of Civil engineers of Ireland*.
- Maritorena, S., Siegel D.A. (2005), Consistent merging of satellite ocean color data sets using a bio-optical model. *Remote Sensing of Environment* 94(4), 429–440.
- Matheron G. (1962). *Traité de géostatistique appliquée*. Editions Technip.
- McQuatters-Gollop A., Gilbert A.J., Mee L.D., Vermaat J.E., Artioli Y., Humborg C. , Wulff F. (2009). How well do ecosystem indicators communicate the effects of anthropogenic eutrophication? *Estuarine Coastal Shelf Science* 82, 583-596.

- Mercado J.M., Cortés D., Ramirez T., Gómez F. (2012). Decadal wakening of the wind-induced upwelling reduces de impact of nutrient pollution in the Bay of Málaga (western Mediterranean Sea). *Hidrobiologia* 680, 91-107.
- Mercado J.M., Gómez F., Putzeys S., Salles S., Yebra L., Cortés D. (2013). A new method based on satellite imagery to evaluate the eutrophication at MSFD scale in the Alboran Sea. 40th CIESM Congress, At Rapp. Comm. int. Mer Médit., 40.
- Mercado J.M., Cortés D., García A., Ramírez T. (2007). Seasonal and inter-annual changes in the planktonic communities of the northwest Alboran Sea (MediterraneanSea). *Progress in Oceanography* 74, 273-293.
- Mercado J.M., Yebra L., Cortés D., Beken C., Simboura M., Moncheva S., Alonso A., Gómez F., Salles S., Sánchez A., Valcarcel N. (2015). Designing joint monitoring programs for the MSFD Eutrophication assessment based on the monitoring strategy of UNEP/MAP (Barcelona Convention). In Alemany F., Kalliopi P., Louisa G., Nikos S. (eds), Plans for the design of Joint Monitoring Programs in the Mediterranean and Black Sea regions adapted to MSFD requirements. - *IRIS-SES project*.
- Michelakaki M., Kitsiou D. (2005). Estimation of anisotropies in chlorophyll a spatial distributions based on satellite data and variography. *Global NEST Journal* 7(2), 204-11.
- Millot C. (1987). Circulation in the Western Mediterranean Sea. *Oceanologica Acta* 10 (2), 143-149.
- Minas H.J., Coste B., LeCorre P., Minas M., Raimbault P. (1991). Biological and geochemical signatures associated with the water circulation through the Strait of

- Gibraltar and in western Alboran Sea. *Journal of Geophysical Research* 96, 8755-8771.
- Monterey G., Levitus S. (1997). Seasonal Variability of Mixed Layer Depth for the World Ocean. NOAA Atlas NESDIS 14, U.S. *Government Printing Office*, Washington, D.C., 96 pp. 87 figs.
- Morel A., Prieur L. (1977). Analysis of variations in ocean color. *Limnology and Oceanography* 22(4), 709-722.
- Morel A., Gentili B. (2009). A simple band ratio technique to quantify the colored dissolved and detrital organic material from ocean color remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 113(5), 998-1011.
- Muñoz M., Reul A., Plaza F., Gómez-Moreno M.L., Vargas-Yáñez M., Radríguez V., Rodríguez J. (2015). Implication of regionalization and connectivity analysis for marine spatial planning and coastal management in the Gulf of Cadiz and Alboran Sea. *Ocean and Coastal Management*, 1-15.
- National Academy of Sciences (2003). Clean coastal waters: understanding and reducing the effects of nutrient pollution. Washington: *National Academy Press*.
- Naumann E. (1919). Nagra synpunkter angående limnoplanktons okologi Med särskild hänsyn till fytoplankton. *Svensk Bot Tidskr* 13, 129-63.
- Navarro G., Alvain S., Vantrepotte V., Huertas I.E. (2014). Identification of dominant Phytoplankton Functional Types in the Mediterranean Sea based on a regionalized remote sensing approach. *Remote Sensing of Environment* 152, 557-575.

- Niiler P.P., Kraus E. (1977). One-dimensional models of the upper ocean. In Krauss, E. (ed.), *Modelling and Prediction of the Upper Layers of the Ocean. Pergamon Press*, NY, 1443-1472.
- Nijboer R.C., Verdonschot P.F.M. (2004). Variable selection for modelling effects of eutrophication on stream and river ecosystems. *Ecological Modelling* 177, 17-39.
- Nixon S.W. (1995). Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41, 199–219.
- Nixon S.W. (2009). Eutrophication and the macroscope. *Hydrobiologia* 629, 5-19.
- O'Reilly J.E., Maritorena S., Mitchell B.G., Siegel D.A., Carder K.L., Garver S.A., Kahru M., McClain C. (1998). Ocean color chlorophyll algorithms for seaWiFS. *Journal of Geophysical Research* 103(C11), 24937-24953.
- O'Reilly J.E. y 24 coautores (2000). SeaWiFS Postlaunch calibration and validation analyses, part 3. NASA Tech. Memo. 2000-206892 11, S. B.Hooker and E. R. Firestone, Eds., pp. 3-8, *NASA Goddard Space Flight Center*, Greenbelt, Maryland.
- Osborne J. W. (2008). Best Practices in Quantitative Methods, *Sage Publications, Inc.*, p. 273.
- Palialexis P., Tornero V., Barbone E., Gonzalez D., Hanke G., Cardoso A.C., Hoepffner N., Katsanevakis S., Somma F., Zampoukas N. (2014). In-Depth Assessment of the EU Member States' Submissions for the Marine Strategy Framework Directive under articles 8, 9 and 10. JRC 88072. ISBN 978-92-79-35273-7. 153 pp.
- Parrilla G., Kinder T.H. (1987). Oceanografía física del Mar de Alborán. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 4 (1), 133-165.

- Pearson K. (1895). Notes on regression and inheritance in the case of two parents. *Proceedings of the Royal Society of London* 58, 240-242.
- Pearson K. (1901). On Lines and Planes of Closest Fit to Systems of Points in Space. *Philosophical Magazine* 2 (11), 559-572.
- Pérez-Ruzafa A., Gilabert J., Gutiérrez J.M., Fernández A.I., Marcos C., Sabah S. (2002). Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia* 475/476, 359-369.
- Pérez-Ruzafa A., Fernández A.I., Marcos C., Gilabert J., Quispe J.I., García-Charton J.A. (2005). Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia* 550, 11-27.
- Perkins H., Kinder T., La Violette P.E. (1990). The Atlantic inflow in the western Alboran Sea. *Journal of Physical Oceanography* 20, 242-263.
- Primpas I., Karydis M., Tsirtsis G. (2008). Assessment of clustering algorithms in discriminating eutrophic levels in coastal waters. *Global Nest Journal* 10, 359-65.
- Primpas I., Karydis M., (2010). Improving statistical distinctness in assessing trophic levels: the development of simulated normal distributions. *Environmental Monitoring and Assessment* 169(1-4), 353-365.
- Prins T., van der Muelen M., Boon A., Simboura N., Sangaris C., Borja A., Menchaka I. (2013). Coherent geographic scales and aggregation rules. *Analytical report. DELTARES*, 1207879-000-ZKS-0014, 61 pp

- Ramírez T., Cortés D., Mercado J.M., Vargas-Yáñez M., Sebastián M., Liger E. (2005). Seasonal dynamics of inorganic nutrients and phytoplankton biomass in the NW Alboran Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 65, 654-670.
- Reul A., Rodríguez V., Jiménez-Gómez F., Blanco J.M., Bautista B., Sarhan T., Guerrero F., Ruíz J., García-Lafuente J. (2005). Variability in the spatio-temporal distribution and size-structure of phytoplankton across an upwelling area in the NW-Alboran Sea (W-Mediterranean). *Continental Shelf Research* 25, 589-608.
- Riso R.D., Le Corre P., L'Helguen S., Morin P. (2004). On the presence of a cadmium-rich subsurface water mass in the western Mediterranean and its influence on the distribution of cadmium in the surface waters. *Marine Chemistry* 87(1-2), 15-22.
- Rodríguez J., Blanco J.M., Jiménez-Gómez F., Echevarría F., Gil J., Rodríguez V., Ruiz J., Bautista B., Guerrero F. (1998). Patterns in the size structure of the phytoplankton community in the deep fluorescence maximum of the Alborán Sea (southwestern Mediterranean). *Deep-Sea Research I: Oceanographic Research Papers* 45, 1577-1593.
- Rodríguez J., Tintoré J., Allen J.T., Blanco J.M., Gomis D., Reul A., Ruíz J., Rodríguez V., Echevarría F., Jiménez-Gómez F. (2001). Mesoscale vertical motion and the size structure of phytoplankton in the ocean. *Nature* 410, 360-363.
- Rodríguez V., Blanco J.M., Jiménez-Gómez F., Rodríguez J., Echevarría F., Guerrero F. (1997). Distribución espacial de algunos estimadores de biomasa fitoplanctónica y material orgánico particulado en el mar de Alborán, en condiciones de estratificación térmica (julio de 1993). *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía* 24, 53-64.

- Rousseeuw P.J. (1987). Silhouettes: A Graphical Aid to the Interpretation and Validation of Cluster Analysis. *Journal of Computational and Applied Mathematics* 20, 53-65
- Ruíz J., Echevarría F., Font J., García E., Blanco J.M., Jiménez-Gómez F., Prieto L., González-Alaminos A., García C.M., Cipollini P., Snaith H., Bartual A., Rodríguez V. (2001). Surface distribution of chlorophyll, particles and gelbstoff in the Atlantic jet of the Alboran Sea: from submesoscale to subinertial. *Journal of Marine Systems* 29, 277-292.
- Sánchez-Garrido J.C., Naranjo C., Macias D., Garcia-Lafuente J., Oguz T. (2015). Modeling the impact of tidal flows on the biological productivity of the Alborán Sea. *Journal of Geophysical Research* (in press). DOI:10.1002/2015JC010885.
- Santoleri R., Volpe G., Marullo S., Buongiorno Nardelli D. (2008). Open waters optical remote sensing of the Mediterranean Seas. *Remote Sensing of the European Seas*, Springer, The Netherlands, 103-116.
- Sarhan T., García-Lafuente J., Vargas M., Vargas J.M., Plaza P. (2000). Upwelling mechanisms in the northwestern Alborán Sea. *Journal of Marine Systems* 23, 317-331.
- Saulquin B., Fablet R., Mangin A., Mercier G., Antoine D., Fanton d'Andon O. (2013). Detection of linear trends in multisensor time series in the presence of autocorrelated noise: Application to the chlorophyll-a SeaWiFS and MERIS data sets and extrapolation to the incoming Sentinel 3-OLCI mission. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 118(8), 3752-3763.

- Savenkoff C., Chanut J.P., Vézina A.F. (1995). Distribution of biological activity in the Lower St Lawrence Estuary as determined by multivariable analysis. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 40, 647-664.
- SCOR-UNESCO (1966). Determination of Photosynthetic Pigments in Seawater. Report of Working Group 17. *Monographs on Oceanographic Methodology*, no. 1. UNESCO, París.
- Sen P.K. (1968). Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association* 63, 1379-1389.
- Shanmugam P., Ahn Y.H., Ram P.S. (2008). SeaWiFS sensing of hazardous algal blooms and their underlying mechanisms in shelf-slope waters of the Northwest Pacific during summer. *Remote Sensing of Environment* 112, 3248-3270.
- Signorini S.R., Franz B.A., McClain C.R. (2015). Chlorophyll variability in the oligotrophic gyres: mechanisms, seasonality and trends. *Frontiers in Marine Science* 2(1), 1-11.
- Smirnov N. (1948). Table for estimating the goodness of fit of empirical distributions. *Annals of Mathematical Statistics* 19, 279-281.
- Spearman C. (1904). The proof and measurement of association between two things. *American Journal of Psychology* 15, 72-101.
- Steele J.H. (1974). The structure of marine ecosystems. Cambridge: *Harvard University Press*.
- Stramski D., Reynolds R.A., Babin M., Kaczmarek S., Lewis M.R., Röttgers R., Sciandra A., Stramska M., Twardowski M.S., Franz B.A., Claustre H. (2008).

- Relationships between the surface concentrations of particulate organic carbon and optical properties in the eastern South Pacific and eastern Atlantic Oceans. *Biogeosciences* 5, 171-201.
- Stratford K., Williams R.G. (1997). A tracer study of the formation, dispersal, and renewal of Levantine Intermediate Water. *Journal of Geophysical Research* 102, C6, 12539-12549.
- Sverdrup H.U., Munk W.H. (1947). Wind sea and swell: Theory of relations for forecasting. H.O. Pub. 601, *US Navy Hydrographic Office*, Washington, DC, 44 pp.
- Theil H. (1950). A rank-invariant method of linear and polynomial regression analysis, Parts I, II, III, *Proceedings of the Royal Netherlands Academy of Sciences* 53: 386-392, 521-525, 1397-1412.
- Thienemann A. (1918). Untersuchungen über die Beziehung zwischen dem Sauerstoffgehalt des Wassers und der Zusammensetzung der Fauna in norddeutschen Seen. *Archiv für Hydrobiologie (Supplementband)* 12, 1-65.
- Tintoré J., Gomis D., Alonso S., Parrilla G. (1991). Mesoscale dynamics and vertical motion in the Alboran Sea. *Journal of Physical Oceanography* 21, 811-823.
- Tintoré J., LaViolette P.E., Blade I., Cruzado A. (1988). A study of an intense density front in the eastern Alboran Sea: the Almeria-Oran front. *Journal of Physical Oceanography* 18, 1348-1397.
- Tsirtsis G., Karydis M. (1998). Evaluation of phytoplankton community indices for detecting eutrophic trends in the marine environment. *Environmental Monitoring and Assessment* 50(3), 255-69.

- UNEP/MAP (2003). Eutrophication Monitoring Strategy of MED POL. *MAP Technical Report Series WG.231/14*, Athens, 37 pp.
- UNEP/MAP (2007). Eutrophication Monitoring Strategy for the MED POL (REVISION). *UNEP(DEPI)/MED WG.321/Inf.5*. Athens, 14 pp.
- UNEP/MAP (2012). Approaches for definition of GES and setting targets for the “pollution” related ecological objectives in the framework of the Ecosystem Approach. *UNEP(DEPI)/MED WG.372/3*, Athens, 26 pp.
- Unesco (1981). The Practical Salinity Scale 1978 and the International Equation of State of Seawater 1980. *Unesco technical papers in marine science* 36, 25pp.
- Unesco (1983). Algorithms for computation of fundamental properties of seawater. *Unesco technical papers in marine science* 44, 53pp.
- Vargas Yáñez M., Chasles A., Berthelemot A., Ramírez T., et al. (2005). Proyecto Ecomálaga 1992-2001. Parte I: oceanografía física. *Informes Técnicos del Instituto Español de Oceanografía* 183, 73pp.
- Vargas-Yáñez M., Moya F., García-Martínez M.C., Tel E., Zunino P., Plaza F., Salat J., Pascual J., López-Jurado J-L., Serra M. (2010a). Climate Change in the Western Mediterranean Sea 1900-2008. *Journal of Marine Systems* 82, 171-176.
- Vargas-Yáñez M., Plaza F., García-Lafuente J., Sarhan T., Vargas J.M., Vélez-Belchi P. (2002). About the seasonal variability of the Alboran Sea circulation. *Journal of Marine Systems* 35, 229-248.
- Vargas-Yáñez M., Moya F., Tel E., García-Martínez M.C., Gueber E., Bourgeon M. (2009). Warming and salting of the Western Mediterranean during the second half of

- the 20th century: Inconsistencies, unknowns and the effect of data processing. *Scientia Marina* 73(1), 7-28.
- Vargas-Yáñez M., Otros 20 autores (2008). Cambio Climático en el Mediterráneo español. Editado por *Instituto Español de Oceanografía*, 171 pp., Madrid.
- Vargas-Yáñez M., Otros 20 autores (2010b). Cambio Climático en el Mediterráneo español. Segunda edición actualizada. Editado por *Instituto Español de Oceanografía*, 176 pp., Madrid.
- Vélez-Belchí P., Tintoré J. (2001). Vertical velocities at an ocean front. *Scientia Marina* 65 (1), 291-300.
- Vélez-Belchí P., Vargas-Yáñez M., Tintoré J. (2005). Observation of a western Alboran gyre migration event. *Progress in Oceanography* 66 (2-4), 190-210.
- Venables, W. N. and Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. New York: Springer.
- Viúdez A., Haney R.L., Tintoré J. (1996). Circulation in the Alboran Sea as determined by quasi-synoptic hydrographic observations. Part I: three-dimensional structure of the two anticyclonic gyres. *Journal of Physical Oceanography* 26, 684-705.
- Viúdez A., Pinot J.M., Haney R.L. (1998). On the upper layer circulation in the Alboran Sea. *Journal of Geophysical Research* 103 (C10), 21.653-21.666.
- Vollenweider R.A. (1992) Coastal marine eutrophication: principles and control. In: Vollenweider R.A., Marchetti R., Viviani R., editors. *Marine coastal eutrophication*. London: *Elsevier*; 1-20.

- Vollenweider R.A., Giovanardi F., Montanari G., Rinaldi A. (1998). Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics* 9, 329-57.
- Volpe G., Santoleri R., Vellucci V., Ribera d'Alcalà M., Marullo S., D'Ortenzio F. (2007). The colour of the Mediterranean Sea: Global versus regional bio-optical algorithms evaluation and implication for satellite chlorophyll estimates. *Remote Sensing of Environment* 107, 625-638.
- Werdell P.J., Bailey S.W. (2005). An improved bio-optical data set for ocean color algorithm development and satellite data product validation. *Remote Sensing of Environment* 98(1), 122-140.
- Zampoukas N., Piha H., Bigagli E., Hoepffnes N., Hanke G., Cardoso A.C. (2012). Monitoring for the Marine Strategy Framework Directive: Requirements and Options. *JRC Scientific and Technical Reports*. EUR 25187 EN, 42 pp.
- Zampoukas N., Palialexis A., Duffek A., et al. (2014). Technical guidance on monitoring for the Marine Strategy Framework Directive. *JRC Scientific and Policy Reports*. EUR 26499 EN, 175 pp.

8. ANEXOS

8.1. ANEXO I. Tablas del análisis de estacionalidad y tendencias.

Tablas de la estacionalidad

*Leyenda: UEE, Unidad de Evaluación de la Eutrofización; Qi, cuartiles del año comenzando en enero. Las diferencias significativas entre épocas del año (Qi) se denotarán con letras {a=invierno(Q1); b=primavera(Q2); c=verano(Q3); d=otoño(Q4)}, mientras que las diferencias entre grupos se denotarán mediante números (1-5). Se incluye un superíndice en función del grado de la significancia obtenido en el análisis (>95%; *>99%; **>99.9%).*

Tablas de las tendencias

Leyenda: T INI y T FIN hacen referencia al rango de tiempos cubierto por la serie temporal en formato (AAAA MM). NT es el número total de valores de la serie temporal, A es el periodo de tiempo cubierto por la serie temporal en años, y DT es el intervalo temporal medio entre observaciones expresado en días. PEND es la pendiente paramétrica y SEN es la pendiente obtenida mediante el método de Sen.

1. Nitrato

Tabla 8.1. Estacionalidad de la concentración superficial de nitrato ($\mu\text{M}=\mu\text{ mol l}^{-1}$).

UEE	Q1	Q2	Q3*	Q4*
1*	1.05±0.58 (bc**d*)	0.64±0.87 (a)	0.29±0.31 (a**-3)	0.31±0.39 (a*-3)
2*	1.53±1.05 (c*)	1.20±0.79 (c)	0.53±0.81 (a*b)	0.96±0.87
3	1.37±0.99	1.47±1.11	1.19±1.07 (15)	1.24±0.93 (1)
4*	1.45±1.10 (c*)	1.30±1.55	0.42±0.61 (a*)	0.84±0.86
5*	1.53±1.18 (c**)	1.63±1.73 (c)	0.29±0.31 (a**b-3)	0.65±0.70

Tabla 8.2. Tendencias por periodos de la concentración superficial de nitrato ($\mu\text{M año}^{-1}$).

UEE	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P
1	1994 1	2011 6	61	17	104	-0,022	-0,0113	0,23
	1994 1	2006 11	47	13	99	-0.046	-0.034	0.02
	2000 1	2011 6	39	11	107	0.0037	0.0239	0.18
2	1994 1	2011 6	58	17	110	0,0079	0,0065	0,60
	1994 1	2006 11	46	13	102	-0.0385	-0.021	0.46
	2000 1	2011 6	36	11	116	0.079	0.055	0.17
3	1994 1	2009 10	54	16	106	-0,0273	-0,031	0,32
	1994 1	2006 11	44	13	106	-0.0261	-0.052	0.28
	2000 1	2009 10	33	10	107	-0.0427	0.0115	0.85
4	1994 1	2009 10	57	16	101	-0,042	-0,0136	0,54
	1994 1	2006 11	46	13	101	-0.090	-0.059	0.05
	2000 1	2009 10	36	10	98	0.0129	0.0486	0.13
5	1994 1	2009 10	59	16	97	-0,0409	-0,0149	0,41
	1994 1	2006 11	47	13	99	-0.061	-0.0296	0.28
	2000 1	2009 10	37	10	96	0.0148	0.0312	0.34

2. Fosfato

Tabla 8.3. Estacionalidad de la concentración superficial de los fosfatos (μM).

UEE	Q1	Q2	Q3	Q4
1*	0.15 ± 0.07 (d)	0.10 ± 0.05	0.10 ± 0.05	0.09 ± 0.05 (a)
2	0.14 ± 0.06	0.14 ± 0.06	0.11 ± 0.04	0.12 ± 0.07
3	0.17 ± 0.08	0.15 ± 0.08	0.14 ± 0.05	0.14 ± 0.09
4	0.27 ± 0.27	0.16 ± 0.08	0.16 ± 0.08	0.16 ± 0.10
5	0.14 ± 0.07	0.13 ± 0.09	0.10 ± 0.05	0.13 ± 0.07

Tabla 8.4. Tendencias de la concentración superficial de fosfato ($\mu\text{M año}^{-1}$).

UEE	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P
1*	1994 1	2011 6	61	17	104	-0,0019	-0,0026	0,04
	1994 1	2006 11	47	13	99	-0.0039	-0.0042	<0.01
	2000 1	2011 6	39	11	107	-0.0033	-0.0057	0.11
2*	1994 1	2011 6	58	17	110	-0,0027	-0,0027	0,08
	1994 1	2006 11	46	13	102	-0.0044	-0.0043	0.04
	2000 1	2011 6	36	11	116	-0.0039	-0.0050	0.17
3*	1994 1	2009 10	56	16	102	-0,0048	-0,0048	0,02
	1994 1	2006 11	46	13	102	-0.0038	-0.0047	0.10
	2000 1	2009 10	34	10	104	-0.0125	-0.0118	0.01
4	1994 1	2009 10	57	16	101	0,0006	-0,0021	0,29
	1994 1	2006 11	46	13	101	0.0013	-0.0022	0.44
	2000 1	2009 10	36	10	98	-0.0030	-0.0040	0.44
5	1994 1	2009 10	59	16	97	-0,0022	-0,0026	0,09
	1994 1	2006 11	47	13	99	0.0008	-0.0024	0.28
	2000 1	2009 10	37	10	96	-0.0069	-0.0062	0.06

3. Silicato

Tabla 8.5. Estacionalidad de la concentración superficial de silicato (μM).

UEE	Q1	Q2	Q3	Q4
1*	1.40±0.58 (b*c*)	0.72±0.56 (a*)	0.96±1.26 (a*)	0.90±0.31
2*	1.64±0.82 (c*)	1.06±0.44	1.03±0.86 (a*)	1.33±0.52
3	1.34±0.630	1.13±0.57	1.16±0.76	1.28±0.57
4	1.73±0.93	1.50±1.05	1.36±1.37	1.42±0.65
5	1.72±0.81	1.56±1.13	1.32±1.37	1.17±0.66

Tabla 8.6. Tendencias del promedio de la concentración superficial de silicatos ($\mu\text{M año}^{-1}$).

UEE	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P
1	1994 1	2011 6	61	17	104	-0,0486	-0,0280	0,01
	1994 1	2006 11	47	13	99	-0.0892	-0.0606	<0.001
	2000 1	2011 6	39	11	107	0.0067	0.0082	0.83
2	1994 1	2011 6	58	17	110	-0,0291	-0,0164	0,27
	1994 1	2006 11	46	13	102	-0.082	-0.0517	0.001
	2000 1	2011 6	36	11	116	0.0539	0.0427	0.11
3	1994 1	2009 10	56	16	102	-0,0337	-0,0296	0,12
	1994 1	2006 11	46	13	102	-0.0591	-0.0583	0.02
	2000 1	2011 6	34	10	104	0.0071	0.0250	0.59
4	1994 1	2009 10	55	16	104	-0,0707	-0,0417	0,12
	1994 1	2006 11	44	13	106	-0.1327	-0.1048	<0.01
	2000 1	2011 6	36	10	98	0.0269	0.0464	0.29
5	1994 1	2009 10	59	16	97	-0,0724	-0,0400	0,07
	1994 1	2006 11	47	13	99	-0.1066	-0.0771	0.03
	2000 1	2011 6	37	10	96	0.0174	0.0268	0.45

4. Temperatura superficial

Tabla 8.7. Estacionalidad de la temperatura superficial ($^{\circ}\text{C}$).

UEE	Q1*	Q2	Q3	Q4
1*	14.94±0.46 (c**d**)	16.17±1.47 (c**)	19.48±2.21 (a**b**)	18.10±1.75 (a**)
2*	14.98±0.47 (c**d**)	15.830±0.91 (c*d)	18.61±1.76 (a**b*)	17.85±1.63 (a**b)
3*	15.25±0.60 (c**d**-4)	16.20±0.73 (c*d)	18.20±1.26 (a**b*)	17.69±1.19 (a**b)
4*	14.81±0.38 (c**d**-3)	16.10±1.70 (c*)	19.64±2.54 (a**b*)	17.61±1.99 (a**)
5*	14.85±0.49 (c**d**)	16.02±1.82 (c*d)	19.52±2.59 (a**b*)	18.50±2.04 (a**b)

Tabla 8.8. Tendencias de la temperatura superficial ($^{\circ}\text{C}$ año $^{-1}$).

UEE	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P
1	1992 10	2012 12	76	20	97	0,0163	0,0105	0,70
	1992 10	2006 11	53	14	97	0.1053	0.0751	0.12
	2000 1	2012 12	51	13	92	-0.0347	-0.0101	0.86
2	1992 10	2010 4	65	17	98	0,0387	0,0134	0,51
	1992 10	2006 11	53	14	97	0.0552	0.0174	0.49
	2000 1	2010 12	40	10	94	0.0587	0.0210	0.72
3	1992 10	2010 4	65	17	98	0,0449	0,0378	0,07
	1992 10	2006 7	52	14	97	0.0567	0.0543	0.10
	2000 1	2010 4	40	10	94	0.0388	0.0280	0.49
4	1992 10	2012 12	68	20	108	0,0475	0,0554	0,25
	1992 10	2006 11	49	14	104	0.1467	0.1540	0.01
	2000 1	2012 12	47	13	100	0.0101	0.0280	0.66
5	1992 10	2010 4	63	17	101	0,071	0,0598	0,20
	1992 10	2006 11	50	14	102	0.1243	0.1083	0.10
	2000 1	2010 4	41	10	91	0.0463	0.0530	0.57

5. Salinidad superficial

Tabla 8.9. Estacionalidad de la salinidad superficial.

UEE	Q1	Q2*	Q3*	Q4
1*	36.94±0.24 (d)	37.19±0.38 (d**-3*)	36.95±0.18 (d*-3*)	36.69±0.22 (ab**c*)
2*	36.91±0.26	37.12±0.21 (cd**-3)	36.84±0.21 (b)	36.70±0.20 (b**)
3*	36.78±0.25	36.70±0.22 (1*24**5**)	36.63±0.18 (1*4**5**)	36.59±0.26
4*	37.05±0.32	37.40±0.45 (d**-3**)	37.01±0.23 (3**)	36.81±0.26 (b**)
5*	37.06±0.33	37.41±0.44 (d**-3**)	37.00±0.26 (3**)	36.77±0.19 (b**)

Tabla 8.10. Tendencias de la salinidad superficial (año⁻¹).

UEE	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P
1	1992 10	2012 12	76	20	97	0,0009	-0,0002	0,97
	1992 10	2006 11	53	14	97	-0.0273	-0.0263	0.001
	2000 1	2012 12	51	13	92	0.0307	0.0216	<0.01
2	1992 10	2010 4	65	17	98	-0,0084	-0,0075	0,23
	1992 10	2006 11	53	14	97	-0.0179	-0.0170	0.02
	2000 1	2010 4	40	10	94	0.0033	0.0022	0.90
3	1992 10	2010 4	65	17	98	-0,006	-0,0049	0,33
	1992 10	2006 7	52	14	97	-0.0167	-0.0152	0.03
	2000 1	2010 4	40	10	94	0.0049	0.0050	0.72
4	1992 10	2012 12	68	20	108	0,0024	0,0021	0,87
	1992 10	2006 11	49	14	104	-0.0293	-0.0256	0.02
	2000 1	2012 12	47	13	100	0.0293	0.0227	0.05
5	1992 10	2010 4	63	17	101	-0,0086	-0,0046	0,51
	1992 10	2006 11	50	14	102	-0.0286	-0.0289	0.02
	2000 1	2010 4	41	10	91	0.0229	0.0292	0.03

6. Velocidad geostrófica superficial

Tabla 8.11. Estacionalidad de la componente zonal de la velocidad geostrófica superficial (m s⁻¹). La velocidad es perpendicular a la línea entre el par de estaciones EST, y por tanto puramente zonal en las radiales P y V. El convenio de signos es positivo hacia el este y negativo hacia el oeste. La profundidad de referencia Z_r en metros. Leyenda: como en anteriores, excepto EST.

UEE	EST	Q1*	Q2	Q3	Q4	Z _r
1,4	M2M3	0.06±0.08 (3)	0.10±0.16	-0.05±0.17	0.03±0.17	82
1,5*	V2V3	0.15±0.18 (c)	0.10±0.22	-0.06±0.23 (a)	0.06±0.27	92
2*	P2P3	0.19±0.15 (d-1)	0.23±0.24 (d)	0.14±0.24	0.00±0.25 (ab)	100

Tabla 8.12. Tendencias de la velocidad superficial de la corriente geostrófica (m s⁻¹ año⁻¹).

UEE	C	EST	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P
1	1	M2M3	1992 10	2010 4	67	17	95	0.0012	-0.0015	0.66
			1992 10	2006 11	53	14	97	-0.0080	-0.0100	0.04
			2000 1	2010 4	42	10	89	0.0083	0.0024	0.85
1	1	V2V3	1992 10	2010 4	67	17	95	0.0050	0.0050	0.30
			1992 10	2006 11	54	14	95	0.0039	0.0050	0.56
			2000 1	2010 4	41	10	91	0.0101	0.0107	0.34
2	2	P2P3	1992 10	2010 4	66	17	97	0.0001	0.0040	0.42
			1992 10	2006 11	54	14	95	-0.0024	1.4E-4	0.96
			2000 1	2010 4	40	10	94	0.0092	0.0164	0.15

7. Velocidad, ángulo y distancia a costa del jet atlántico

Tabla 8.13. Estacionalidad promedio del módulo de la velocidad, ángulo desde el este y distancia a la costa del jet de agua Atlántica a su entrada en el mar Alborán (1993-2012). Distancia perpendicular a la línea de costa frente a Estepona.

VAR	JET				Unid.
	Q1	Q2	Q3	Q4	
VELOCIDAD*	31.7±9.7 (b**c**d**)	36.6±8.2 (a**d**)	36.5±9.7 (a**d**)	34.7±10.6 (a**b**c**)	cm s ⁻¹
ÁNGULO*	5.8±22.6 (b**c**d)	15.1±13.2 (a**d)	14.6±13.3 (a**d**)	6.1±17.9 (ab**c**)	Grados
DISTANCIA*	31.9±25.5 (b**c**)	20.6±14.8 (a**d**)	21.0±15.8 (a**d**)	31.4±21.1 (b**c**)	Km

Tabla 8.14. Tendencias de la velocidad y del ángulo de entrada del jet atlántico en el mar Alborán (1993-2012).

VARIABLE	JET ATLÁNTICO								Unid.
	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P	
VELOCIDAD*	1993 1	2012 12	7257	20	1	-0.0394	-0.0384	0.06	cm s ⁻¹ año ⁻¹
	2000 1	2012 12	4701	12	1	0.0322	0.0177	0.64	
ÁNGULO*	1993 1	2012 12	7257	20	1	0.2503	0.1807	<0.001	Grad. año ⁻¹
	2000 1	2012 12	4701	12	1	0.242	0.293	<0.001	
DISTANCIA*	1993 1	2012 12	7257	20	1	-0.3063	-0.2264	<0.001	Km año ⁻¹
	2000 1	2012 12	4701	13	1	-0.3291	-0.3576	<0.001	

8. Espesor de la capa de mezcla y profundidad de la pycnoclina permanente

Tabla 8.15. Estacionalidad de la mezcla vertical. Profundidad de la capa de mezcla MLD (m) y profundidad de la pycnoclina permanente PICNO (m).

MLD (m)				
UEE	Q1	Q2	Q3	Q4
1	26±13 (b*c**-45*)	10±5 (a*)	5±4 (a**d**)	17±14 (c**-5)
2	21±12 (bc**)	9±4 (a)	5±3 (a**d*)	12±9 (c*)
3	33±19 (b*c**d-4*5*)	11±8 (a*)	8±5 (a**)	13±14 (a)
4	9±3 (13*)	7±4	6±5	11±7
5	10±5 (13*)	7±5	7±6	8±6 (1)
PICNO (m)				
UEE	Q1	Q2	Q3	Q4
1	45±18 (b**c**-4**5**)	17±8 (a**d**)	16±8 (a**d**)	37±13 (b**c**-4**5**)
2	35±12 (bc**-4*5*)	20±13 (a)	14±7 (a**d)	28±15 (c-45)
3	59±30 (bc**d-4**5**)	27±18 (a-45*)	21±20 (a**)	35±55 (a)
4	11±6 (1*2**3**)	11±6 (3)	12±6	12±6 (12**)
5	12±7 (1*2**3**)	10±6 (3*)	12±7	12±7 (12**)

Tabla 8.16. Tendencias en la profundidad de la capa mezclada, MLD (m).

UEE	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P
1	1992 10	2012 12	76	20	97	0,0259	-0,0483	0,65
	1992 10	2006 11	53	14	97	0.0177	-0.0276	0.88
	2000 1	2012 12	51	13	92	0.2385	5E-5	0.97
2	1992 10	2010 4	64	17	100	-0,0526	-0,1999	0,20
	1992 10	2006 11	53	14	97	0.2158	-0.0730	0.71
	2000 1	2010 4	39	10	96	-0.3445	-0.3098	0.36
3	1992 10	2010 4	65	17	98	0,053	0,0246	0,86
	1992 10	2006 7	52	14	97	0.1499	0.0383	0.83
	2000 1	2010 4	40	10	94	0.1852	0.0519	0.90
4	1993 5	2012 7	60	19	117	-0,008	0	0,84
	1993 5	2006 11	42	13	117	-0.060	-0.100	0.50
	2000 5	2012 7	40	12	111	0.0981	0	0.95
5	1992 10	2010 4	58	17	110	-0,0928	-0,1253	0,25
	1992 10	2006 7	44	14	114	-0.0814	-0.0569	0.65
	2000 1	2010 4	38	10	98	-0.1378	-0.1649	0.27

Tabla 8.17. Tendencias en la profundidad de la picnoclina, PICNO (m).

UEE	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P
1	1992 10	2012 12	77	20	95	-0,4828	-0,4725	0,04
	1992 10	2006 11	54	14	95	-0.2662	-0.3368	0.37
	2000 1	2012 12	51	13	92	-0.8286	-0.6490	0.13
2	1992 10	2010 4	66	17	97	0,2915	0,252	0,33
	1992 10	2006 11	54	14	95	0.7390	0.5503	0.12
	2000 1	2010 4	40	10	94	-0.5074	-0.1321	0.86
3	1992 10	2010 4	67	17	95	10.992	0,5631	0,31
	1992 10	2006 11	54	14	95	1.9859	0.6702	0.18
	2000 1	2010 4	41	10	91	1.9101	1.1934	0.37
4	1992 10	2012 12	76	20	97	0,1193	0,0228	0,51
	1992 10	2006 11	54	14	95	0.2277	0.0858	0.47
	2000 1	2012 12	50	13	94	0.0947	0.0114	0.68
5	1992 10	2010 4	68	17	94	0,223	0,1866	0,12
	1992 10	2006 11	54	14	95	0.3221	0.2307	0.16
	2000 1	2010 4	42	10	89	0.0847	0.0464	0.80

9. Gradiente de densidades en la picnoclina

Tabla 8.18. Estacionalidad del gradiente de densidades en la picnoclina ($\text{Kg m}^{-3} \text{m}^{-1}$).

UEE	Q1*	Q2	Q3*	Q4*
1*	0.042±0.016 (c**d*-4**5**)	0.058±0.016 (c**)	0.103±0.032 (a**b**d-4)	0.065±0.021 (a*c-4*)
2*	0.032±0.010 (b*c**d-4)	0.057±0.017 (a*)	0.083±0.031 (a**)	0.059±0.031 (a)
3*	0.039±0.010 (c**d*-4**5**)	0.059±0.019 (c)	0.107±0.062 (a**b)	0.073±0.048 (a*-4*)
4*	0.016±0.013 (b*c**-12**3**)	0.043±0.019 (a*)	0.073±0.050 (a**d-2)	0.035±0.021 (c-2*3*)
5*	0.018±0.010 (bc**d*-2**3**)	0.041±0.021 (a)	0.075±0.046 (a**)	0.057±0.052 (a*)

Tabla 8.19. Tendencias en el gradiente de densidad en la pinoquina (SIPIC- $\text{Kg m}^{-3} \text{ m}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

UEE	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P
1	1992 10	2012 12	77	20	95	0,001	0,0008	0,03
	1992 10	2006 11	54	14	95	0.0028	0.0023	<0.001
	2000 1	2012 12	51	13	92	-6E-4	-3E-4	0.59
2	1992 10	2010 4	66	17	97	0,0009	0,001	0,06
	1992 10	2006 11	54	14	95	0.0020	0.0021	<0.01
	2000 1	2010 4	40	10	94	-8E-4	-7E-4	0.49
3	1992 10	2010 4	67	17	95	0,0007	0,0004	0,48
	1992 10	2006 11	54	14	95	0.0025	0.0016	0.08
	2000 1	2010 4	41	10	91	-0.0042	-0.0014	0.18
4	1992 10	2012 12	76	20	97	0,0001	-0,0001	0,92
	1992 10	2006 11	54	14	95	0.0018	7E-4	0.20
	2000 1	2012 12	50	13	94	-0.0020	-0.0013	0.16
5	1992 10	2010 4	68	17	94	0,0018	0,0017	0,01
	1992 10	2006 11	54	14	95	0.0033	0.0027	<0.01
	2000 1	2010 4	42	10	89	8E-4	0.0011	0.34

10. Interfaz Atlántico-Mediterránea

Tabla 8.20. Estacionalidad de la profundidad de la Interfaz Atlántico-Mediterránea, IAM (m).

UEE	Q1	Q2	Q3*	Q4
1*	58±21(b)	29±24(cd**)	41±13(d*3)	62±12(b**c*)
2*	59±24	35±23(d)	46±15	60±18(b)
3	60±24	51±16	69±19.23(1)	82±60

Tabla 8.21. Tendencias de la profundidad de la interfaz Atlántico-Mediterránea (m año^{-1}).

UEE	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P
1	1992 10	2012 4	62	19	115	0,304	0,279	0,62
	1992 10	2006 7	47	14	107	1.200	1.174	0.10
	2000 5	2012 4	38	12	115	-0.691	-0.608	0.31
2	1992 10	2009 10	44	17	141	0,573	0,629	0,30
	1992 10	2006 7	38	14	132	0.570	0.481	0.55
	2000 1	2009 10	25	10	142	-0.236	0.308	0.82
3	1992 10	2009 10	27	17	229	17.02	0,592	0,50
	1992 10	2006 11	24	14	214	2.971	0.940	0.38
	2000 5	2009 10	14	9	245	2.295	0.310	0.91

11. Profundidad del máximo subsuperficial de la fluorescencia

Tabla 8.22. Estacionalidad de la profundidad del máximo sub-superficial de la fluorescencia, MSF (m).

UEE	Q1*	Q2	Q3*	Q4*
1*	21.5±5.5 (c)	30.3±20.7	36.8±12.5 (a*-4**5)	29.7±9.0 (4*5*)
2	21.2±9.2	20.4±7.8	25.8±8.5	23.6±9.1
3	29.5±11.4 (4*5*)	28.1±19.46	26.9±16.4	42.7±67.5
4	15.7±8.7 (3*)	14.7±8.4	18.4±8.5 (1**)	16.4±8.8 (1*)
5*	16.9±7.2 (3*)	15.0±7.5 (c)	22.5±4.7 (b-1)	17.4±8.1 (1*)

Tabla 8.23. Tendencias del máximo sub-superficial de la fluorescencia (m año⁻¹).

UEE	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P
1	1993 5	2012 12	71	20	101	-0,193	-0,222	0,45
	1993 5	2006 11	48	14	103	0.658	0.546	0.23
	2000 1	2012 12	51	13	92	-0.596	-0.547	0.25
2	1993 5	2010 4	59	17	105	0,286	0,243	0,20
	1993 5	2006 11	47	14	105	0.684	0.644	<0.01
	2000 1	2010 4	40	10	94	-0.653	-0.733	0.16
3	1993 5	2010 4	60	17	103	0,582	-0,074	0,88
	1993 5	2006 11	47	14	105	2.238	0.473	0.48
	2000 1	2010 4	41	10	91	0.536	-0.450	0.64
4	1993 5	2012 12	70	20	102	0,043	0	0,90
	1993 5	2006 11	48	13	103	0.197	0.172	0.59
	2000 1	2012 12	50	13	94	-0.128	-0.095	0.70
5	1993 5	2010 4	61	17	102	-0,319	-0,385	0,06
	1993 5	2006 11	47	14	105	-0.211	-0.334	0.23
	2000 1	2010 4	42	10	89	-0.515	-0.552	0.13

12. Viento local

Tabla 8.24. Estacionalidad de la componente principal y del módulo de la velocidad del viento ($m s^{-1}$).

COMPONENTE PRINCIPAL DEL VIENTO ($m s^{-1}$)					
UEE	EST	Q1*	Q2	Q3*	Q4*
1,4,5*	6155A	6.2±11.1 (b**c**- 2**)	3.3±8.7 (a**c**d**)	1.2±7.6 (a**b**d**- 2**)	6.8±10.3 (b**c**- 2**)
2,3*	60760/X	-2.4±12.9 (b**- 1**)	2.3±12.2 (a**c**d**)	-0.9±10.0 (b**- 1**)	-1.8±11.7 (b**- 1**)
MÓDULO DEL VIENTO ($m s^{-1}$)					
UEE	EST	Q1*	Q2*	Q3*	Q4*
1,4,5*	6155A	10.3±8.2 (b**c**d-2**)	7.8±6.2 (a**c**d**- 2**)	6.5±5.3 (a**b**d**- 2**)	9.8±8.2 (ab**c**- 2*)
2,3*	60760/X	11.3±8.7 (b**c**d*- 1**)	10.7±8.9 (a**c**- 1**)	8.6±7.6 (a**b**d**- 1**)	10.2±8.1 (a*c**- 1*)

Tabla 8.25. Tendencias del módulo y de la componente principal del viento ($m s^{-1} año^{-1}$).

COMPONENTE PRINCIPAL ($m s^{-1} año^{-1}$)										
UEE	C	EST	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P
1,4,5	1	6155A	1992 1	2012 12	7523	21	1	-0.0696	-0.0607	<0.001
			1992 1	2006 12	5476	15	1	-0.0947	-0.0786	<0.001
			2000 1	2012 12	4604	13	1	-0.0219	-0.0210	0.46
2,3	2,5	60760/X	1992 1	2012 12	6807	21	1	-0.0372	-0.0241	0.22
			1992 1	2006 12	4808	15	1	-0.0163	-0.0216	0.54
			2000 1	2012 12	4319	13	1	-0.1299	-0.1104	<0.01
MÓDULO ($m s^{-1} año^{-1}$)										
UEE	C	EST	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P
1,4,5	1	6155A	1992 1	2012 12	7523	21	1	0.0246	0.0381	<0.001
			1992 1	2006 12	5476	15	1	0.0084	0.0270	0.08
			2000 1	2012 12	4604	13	1	0.0169	0.0309	0.14
2,3	2,5	60760/X	1992 1	2012 12	6807	21	1	-0.1281	-0.0783	<0.001
			1992 1	2006 12	4808	15	1	-0.0038	0.0177	0.42
			2000 1	2012 12	4319	13	1	-0.2715	-0.1826	<0.001

13. Altura significativa del oleaje

Tabla 8.26. Estacionalidad de la altura significativa del oleaje en la bahía de Málaga (m).

VAR	Q1	Q2	Q3	Q4
Hs*	0.51±0.47	0.42±0.28	0.38±0.19	0.40±0.35
(1993-2012)	(cd**)	(cd**)	(abd**)	(a**b**c**)

Tabla 8.27. Tendencias de la altura significativa del oleaje, Hs (m año⁻¹).

VAR	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P	U
OLAS*	1993 1	2012 12	7000	20	1	0.0011	0	0.26	m $año^{-1}$
	1993 1	2006 12	4877	14	1	-0.0021	-0.0018	0.02	
	2000 1	2012 12	4559	13	1	0.0050	0.0038	<0.001	

14. Pluviosidad y caudal del río Guadalhorce

Tabla 8.28. Estacionalidad de las variables ambientales. (#= estacionalidad obtenida a partir de valores acumulados mensuales).

VAR	Q1	Q2	Q3	Q4	U
PLU#* (1995-2012)	55.6±59.1 (b*c**)	23.3±30.0 (a*cd**)	11.2±26.5 (a**bd**)	77.9±71.9 (b**c**)	$L m^{-2}$ mes^{-1}
CAU#* (1994-2012)	64208±91363 (b*c**)	21221±34121 (a*c)	4615±7562 (a**bd**)	36326±54142 (c**)	m^{-3} mes^{-1}

Tabla 8.29. Tendencias de la pluviosidad y el caudal. Tendencias obtenidas a través de los valores acumulados mensuales.

VAR	T INI	T FIN	NT	A	DT	PEND	SEN	P	UNID
PLU#	1995 1	2012 12	216	18	30	0.0328	0	0.99	$L m^{-2} mes^{-1}$ $año^{-1}$
	1995 1	2006 12	144	10	30	-0.2739	0	0.99	
	2000 1	2012 12	156	13	30	0.0682	0.114	0.72	
CAU#	1994 1	2012 12	228	19	30	228	269	0.32	$m^3 mes^{-1}$ $año^{-1}$
	1994 1	2006 12	156	13	30	-1982	-581	0.25	
	2000 1	2012 12	156	13	30	3526	1387	<0.01	

8.2. ANEXO II. Tablas de valores empleados para realizar las proyecciones de la década 2000-2010 a la década 2010-2020.

UEE-1

Tabla 8.30. Promedios estacionales para el periodo 2000-2010 de las variables incluidas en el modelo propuesto para UEE-1. E1 y E2 son los dos escenarios, mostrando las tendencias en las unidades de cada variable por año.

	<i>nitra20</i>	<i>fos20</i>	<i>sil20</i>	<i>tem20</i>	<i>sal20</i>	<i>sipic</i>	<i>msf</i>	<i>wt1_2</i>	<i>cw1_2</i>	<i>cau3</i>	<i>ola2</i>
Q1	0,626	0,111	1,166	15,09	36,70	0,048	23	8,59	5,03	4330	0,442
Q2	0,388	0,087	0,489	16,36	37,05	0,063	33	5,96	2,10	4680	0,371
Q3	0,281	0,091	0,624	19,51	36,85	0,126	37	6,91	-0,19	268	0,320
Q4	0,240	0,071	0,803	18,76	36,59	0,076	27	4,40	2,31	1866	0,382
E1	-0,034	-0,0042	-0,061	-	-0,0263	0,0023	-	-	-0,079	-	-0,004
E2	0,034	0,0042	0,061	-	0,0263	-0,0023	-	-	0,079	-	0,004

UEE-2

Tabla 8.31. Promedios estacionales para el periodo 2000-2010 de las variables incluidas en el modelo propuesto para UEE-2. E1 y E2 son los dos escenarios, mostrando las tendencias en las unidades de cada variable por año.

	<i>nitra20</i>	<i>sil20</i>	<i>tem20</i>	<i>sal20</i>	<i>msf</i>	<i>wt2_2</i>	<i>cw2_2</i>	<i>vc2</i>	<i>ola2</i>	<i>jetU3</i>	<i>jdi3</i>
Q1	0,946	1,301	15,164	36,72	20	8,09	-1,20	0,173	0,383	28,7	9,9
Q2	1,247	0,927	16,069	37,10	24	11,29	2,66	0,198	0,374	33,0	-5,8
Q3	0,571	0,810	18,722	36,81	26	6,30	-2,38	0,060	0,318	36,7	-1,4
Q4	0,335	0,993	19,127	36,58	26	7,69	5,29	-0,1	0,208	33,3	3,3
E1	-	-0,052	-	-0,017	0,644	-0,183	-0,110	-	-0,004	-0,12	-
E2	-	0,052	-	0,017	-0,644	0,183	0,110	-	0,004	0,12	-

COSTA

Tabla 8.32. Promedios estacionales para el periodo 2000-2010 de las variables incluidas en el modelo propuesto para COSTA. E1 y E2 son los dos escenarios, mostrando las tendencias en las unidades de cada variable por año.

	<i>nitra20</i>	<i>fos20</i>	<i>sil20</i>	<i>tem20</i>	<i>msf</i>	<i>wt1_2</i>	<i>cw1_2</i>	<i>vc1</i>	<i>cau3</i>	<i>ola2</i>
Q1	0.940	0.137	1.362	14.97	16.5833	8.81	6.51	0.143	3888	0.386
Q2	1.023	0.139	1.027	16.26	16.1333	6.17	1.95	0.023	4625	0.369
Q3	0.177	0.111	0.826	20.08	20.0625	6.56	-1.17	-0.013	269	0.307
Q4	0.700	0.142	1.247	18.95	16.8824	4.22	3.06	0.024	1272	0.283
E1	-0.059	-	-0.105	0.154	-	-	-0.079	-	-	-0.004
E2	0.059	-	0.105	-0.154	-	-	0.079	-	-	0.004