



UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y
MEDIO AMBIENTE

**PHYMED: Un sistema de indicadores
ecológicos para la Directiva Marco del Agua
basado en la composición de la comunidad
fitoplanctónica**

TESIS DOCTORAL
MARÍA A.V. PACHÉS GINER

DIRECTOR
DR. JULIO GONZÁLEZ DEL RÍO RAMS

VALENCIA, MAYO 2010

AGRADECIMIENTOS

Quisiera expresar en estas líneas mi más sincero agradecimiento a todas aquellas personas e instituciones que han hecho posible la realización de esta tesis.

En primer lugar quiero agradecer a mi director Dr. Julio González del Río el haberme dado la oportunidad de formar parte de su grupo de investigación. La confianza depositada en mí desde el principio, la ayuda y las orientaciones que he recibido a lo largo de estos años han hecho posible la realización de esta tesis.

Al Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA) y a la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda de la Comunidad Valenciana cuya financiación ha hecho posible realizar esta tesis doctoral.

De manera muy especial quiero agradecer a la Dra. Inma Romero su dedicación, paciencia, los sabios consejos y preocupación que ha mostrado hacia mi persona durante todos estos años. Por su amistad y todo el tiempo que ha dedicado a escuchar y animarme fuese cual fuese el problema, mil gracias.

A mis compañeros del Área de Evaluación de Impactos Ambientales, por la ayuda que he recibido de ellos en todo momento, por los buenos ratos pasados y por soportarme en el día a día. Reme, Zuri, Carmen M^a, Isabel, Patricia, Cristina, los “chicos del fito”, Cinta, Jaime, Noemi, Fran y todos aquellos compañeros que me han ayudado, sigan o no en el grupo, muchísimas gracias.

A mis amigos de toda la vida, especialmente al “rey del puzzle”, por animarme hasta el final en la elaboración de esta tesis y por su disponibilidad a ayudarme siempre.

A mis padres, hermanos y sobrinas a quienes dedico esta tesis, especialmente a mi madre por el apoyo y ánimo que siempre me ha ofrecido.

A todos muchas gracias.

RESUMEN

La Directiva Marco del Agua de la UE (2000/60/CE) tiene como objetivo establecer un marco para la protección de las aguas superficiales continentales, las aguas de transición, las aguas costeras y las aguas subterráneas que prevenga todo deterioro adicional, proteja y mejore el estado de los ecosistemas acuáticos.

El fitoplancton es uno de los indicadores biológicos propuestos para establecer el estado ecológico de las masas de agua, que incluye diversos aspectos como la biomasa (clorofila *a*), para la cual ya han sido establecidos los criterios pertinentes para definir el estado ecológico de las diferentes masas, composición y abundancia fitoplanctónica todavía no desarrolladas por el MED-GIG.

En este trabajo se desarrolla un índice multimétrico PHYMED de clasificación ecológica de las masas de aguas costeras basado en la composición, abundancia y biomasa de la comunidad fitoplanctónica.

Para ello se han utilizado los datos de la red de monitoreo de la Comunidad Valenciana para el periodo comprendido entre agosto de 2005 a julio de 2008, en la que los recuentos de las comunidades fitoplanctónicas han sido llevados a cabo mediante microscopía de epifluorescencia, permitiendo diferenciar y contar un amplio grupo de organismos.

En primer lugar, se establece el modelo conceptual para el desarrollo de un sistema de indicadores basados en la composición de la comunidad fitoplanctónica. Esto se ha llevado a cabo a partir del análisis de las correlaciones existentes entre los distintos parámetros relacionados con la composición y abundancia de la comunidad fitoplanctónica (principales grupos fitoplanctónicos y las variables relacionadas con éstos) y las variaciones en el contenido de clorofila *a* y fósforo total (indicadores de presión) de las diferentes masas de agua costeras.

En función del análisis de presiones e impactos y de un análisis territorial, las condiciones de referencia para la Comunidad Valenciana son la Sierra de Irla (norte de Castellón) para la tipología II-A (con influencia continental moderada) y el cabo de San Antonio-Peñon de Ifach (norte de Alicante) para la tipología III (sin influencia continental).

Descartando aquellas variables que no permiten discernir entre masas de agua costeras o que presentan cierta variabilidad en las condiciones de referencia, se seleccionan cuatro variables que son las que forman parte del índice PHYMED. Estas son clorofila *a*, (eucariotas totales+cianobacterias)/picocianobacterias, primnesiales/(diatomeas+criptofíceas) e inversa del % de primnesiales.

Para verificar que este índice responde bien a los rangos de variación de las presiones se comprueba la existencia de una correlación estadísticamente significativa de éste con el fósforo total (0,88 para la tipología II-A y 0,85 para la tipología III).

El índice PHYMED clasifica las masas de agua de la Comunidad Valenciana 001, 002, 003, 004, 011, 012, 014 y 019 con un estado ecológico "Muy Bueno", 005, 007, 009, 010, 013, 015 y 018 como "Bueno" y 008, 016 y 017 como "Moderado".

Los resultados obtenidos con este índice son comparados con aquellos derivados del uso de la clorofila *a*, observándose que con el índice multimétrico PHYMED se consigue corregir las desviaciones existentes en la actualidad del uso de la clorofila *a* como indicador del estado ecológico.

Por último, se establece la correlación de los enfoques (clorofila *a*, PHYMED) con las presiones (P_{50} y P_{90} de fósforo total) resultando ser estadísticamente significativas las del P_{50} para ambos métodos y el P_{90} sólo para el índice PHYMED.

ABSTRACT

The Water Framework Directive has as its objective the establishment of a framework for the protection of continental groundwater and surface, transitional, and coastal water. Additionally, this framework seeks to prevent further deterioration of these aquatic ecosystems, while protecting and improving their status.

Phytoplankton is one of the established biological indicators for determining the ecological status of water bodies. Of the other possible indicators that might also be employed, only biomass (chlorophyll *a*) has an established criterion pertinent to defining the ecological status, while composition and phytoplankton abundance have yet to be developed by the MED-GIG.

In the present work, a multimetric PHYMED index for ecological classification of coastal water bodies is developed, based on the composition, abundance, and biomass of the phytoplankton community.

For this purpose, data collected by the monitoring network of the Autonomous Region of Valencia from August 2005 to July 2008 were utilized. The counting of the phytoplankton communities was carried out via epifluorescent microscopy, thereby allowing differentiation and enumeration of a broad sample of organisms.

First, a conceptual model was established to develop a system of indicators based on the composition of the phytoplankton community. Formulating the model required a preliminary analysis of the existing correlations between the various parameters related to the composition and abundance of the phytoplankton community (the principal phytoplankton groups and their related variables), and the variations in content of chlorophyll *a* and total phosphorus (pressure indicators) in each coastal water body.

Based on the aforementioned analysis of pressures and impacts, and supplemented by a territorial analysis, reference conditions for the Autonomous Region of Valencia were determined to be the Sierra de Irta mountains (north of Castellón) for Type II-A (with moderate continental influence), and the Cape of San Antonio-Rock of Ifach (north of Alicante) for Type III (without continental influence).

After discarding those variables which did not readily allow a distinction between coastal water bodies to be discerned, or which presented a certain amount of variability in the reference conditions, four variables were selected to constitute the PHYMED index. These were chlorophyll *a* (total eukaryotes + cyanobacteria), picocyanobacteria, prymnesiophyta (diatoms + cryptophyta), and the inverse percentage of prymnesiophyta.

To verify that this index responded well to the varying ranges in pressure, a statistically significant correlation was confirmed to exist between the index and the total phosphorus (0,88 for Type II-A and 0,85 for Type III).

The PHYMED index classifies the ecological quality status of the Valencian water bodies 001, 002, 003, 004, 011, 012, 014 and 019 as "High"; 005, 007, 009, 010, 013, 015, and 018 as "Good"; and 008, 016, and 017 as "Moderate."

The results obtained from this index were compared with those derived using chlorophyll *a*; with the multimetric PHYMED index, the existing deviations presently arising from the use of chlorophyll *a* as an ecological status indicator can be corrected.

Finally, a correlation is established between the approaches (chlorophyll *a* and PHYMED) and pressures (50th percentile and 90th percentile of total phosphorus). The pressures of the 50th percentile were statistically significant with both methods, while only the 90th percentile was significant using the PHYMED index.

RESUM

La Directiva Marco del Agua de la UE (2000/60/CE) té com a objectiu establir un marc per a la protecció de les aigües superficials continentals, les aigües de transició, les aigües costaneres i les aigües subterrànies que previnga tot deteriorament addicional i així mateix, protegisca i millore l'estat dels ecosistemes aquàtics.

El fitoplancton és un dels indicadors biològics proposats per a establir l'estat ecològic de les masses d'aigua. Inclou diversos aspectes com la biomassa (clorofil.*la a*), per a la qual ja han sigut establits els criteris pertinents per definir l'estat ecològic de les diferents masses, composició i abundància fitoplanctònica que encara no han sigut desenvolupats pel MED-GIG.

En aquest treball es desenvolupa un índex multimètric PHYMED de classificació ecològica de les masses d'aigües costaneres basat en la composició, abundància i biomassa de la comunitat fitoplanctònica. Tot i això, s'han utilitzat les dades de monitoreig de la Comunitat Valenciana per al període que abraça agost de 2005 fins a juliol de 2008. Els recomptes de les comunitats fitoplanctòniques han sigut portats a terme mitjançant microscopia d'epifluorescència i han permés diferenciar i comptar un gran grup d'organismes.

En primer lloc, s'estableix el model conceptual per al desenvolupament d'un sistema d'indicadors basats en la composició de la comunitat fitoplanctònica. Açò s'ha portat a terme a partir de l'anàlisi de les correlacions existents entre els diferents paràmetres relacionats amb la composició i abundància de la comunitat fitoplanctònica (principals grups fitoplanctònics i les variables relacionades amb aquests). A més, les variacions en el contingut de clorofil.*la a* i fòsfor total (indicadors de pressió) de les diferents masses d'aigua costaneres.

En funció de l'anàlisi de pressions i impactes i d'una anàlisi territorial, les condicions de referència per a la Comunitat Valenciana són la Serra d'Irta (nord de Castelló) per a la tipologia II-A (amb influència continental moderada) i el Cap de Sant Antoni – Penyal d'Ifach (nord d'Alacant) per a la tipologia III (sense influència continental).

Si descartem aquelles variables que no permeten discernir entre masses d'aigua costaneres i les que presenten variabilitat en les condicions de referència, se seleccionen quatre variables que són les que formen part de l'índex PHYMED. Aquestes són clorofil.*la a*, (eucariòtes totals + cianobacteris)/picocianobacteris, primnesials/(diatomes + criptòfits) i inversa del percentatge de primnesials.

Per a verificar que aquest índex respon bé als rangs de variació de les pressions se comprova l'existència d'una correlació estadísticament significativa d'aquest amb els fòsfor total (0,88 per a la tipologia II-A i 0,85 per a la tipologia III).

L'índex PHYMED classifica les masses d'aigua de la Comunitat Valenciana 001, 002, 003, 004, 011, 012, 014 i 019 amb un estat ecològic "molt bo"; 005, 007, 009, 010, 013, 015 i 018 com a "bo" i 008, 016 i 017 com a "moderat".

Els resultats obtesos amb aquest índex són comparats amb aquells derivats de l'ús de la clorofil.*la a*. S'observa que amb l'índex multimètric PHYMED es consegueix corregir les desviacions existents en l'actualitat de l'ús de la clorofil.*la a* com a indicador de l'estat ecològic.

Per últim, s'estableix la correlació dels enfocaments (clorofil.*la a*, PHYMED) amb les pressions (P_{50} i P_{90} de fòsfor total) que resulten ser estadísticament significatives les del P_{50} per a ambdós mètodes i el P_{90} per a l'índex PHYMED.

ÍNDICE GENERAL

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Directiva Marco del Agua	1
1.1.1. Caracterización de los tipos de masas de agua superficial	3
1.1.2. Estado ecológico y condiciones de referencia según la DMA	6
1.1.3. Intercalibración	9
1.1.4. Decisiones del MED-GIG en aguas costeras utilizando el fitoplancton como elemento de calidad biológica	11
1.2. Fitoplancton como indicador de calidad	12
1.2.1. Efectos de los nutrientes sobre la comunidad fitoplanctónica	14
1.2.2. Indicadores fitoplanctónicos	16
1.2.3. Modelos de eutrofización	21
1.2.4. Eutrofización y floraciones de algas tóxicas	22
1.2.5. Correlación entre presión antrópica y fitoplancton	25
1.3. Indicadores- Directiva Marco del Agua	25
1.3.1. Fitoplancton como bioindicador en la DMA	27
1.3.2. DMA: lagos	28
1.3.3. DMA: masas de aguas costeras del Atlántico norte	31
1.3.4. DMA: masas de aguas costeras del Mediterráneo	32
1.4. Métodos de recuentos fitoplanctónicos	35
OBJETIVOS	38
2. ÁREA DE ESTUDIO	39
2.1. Marco Jurídico	39
2.2. Marco Administrativo	39
2.3. Marco Científico	40
2.3.1. Marco Físico	40
2.3.2. Marco Biológico	46
2.3.3. Zonas Protegidas	47
2.4 -Infraestructuras	50

2.4.1. Desalinizadoras	50
2.4.2. EDAR	50
2.4.3. Puertos y dársenas	51
2.4.4. Granjas marinas	51
3. MATERIAL Y MÉTODOS	53
3.1. Campañas de muestreo	53
3.1.1. Muestreo de la bahía de Cullera	53
3.1.2. Muestreo de playas para la red de monitoreo de aguas costeras en la DMA	55
3.2. Toma de muestra	67
3.2.1. Muestreo de la bahía de Cullera	67
3.2.2. Muestreo de playas para la red de monitoreo de aguas costeras en la DMA	68
3.3. Cadena de custodia	69
3.4. Metodología analítica	69
3.5. Tratamiento de datos	76
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	77
4.1. Desarrollo de variables relacionadas con el fitoplancton	77
4.2. Trabajos previos y enfoque teórico	78
4.2.1. Análisis del nivel de indicación del gradiente de eutrofia de los distintos parámetros relacionados con la composición fitoplanctónica	78
4.3. Variaciones cuantitativas y cualitativas de la comunidad fitoplanctónica en las masas de agua costeras de la C.Valenciana	84
4.4. Comportamiento de la comunidad fitoplanctónica y las variables relacionadas a lo largo del gradiente de eutrofia en las masas costeras de la Comunidad Valenciana	128
4.4.1. Parámetros estadísticos a utilizar	128
4.4.2. Clorofila a	129
4.4.3. Fósforo total	139
4.5. Desarrollo de un sistema de clasificación para determinar el estado ecológico de las masas de agua según la DMA	148
4.5.1. Criterios utilizados a la hora de escoger los indicadores y las condiciones de referencia	148
4.5.2. Cálculo del Índice de Calidad	158

4.5.3. Estado ecológico de las masas de aguas costeras de la C.V. con el nuevo sistema (PHYMED)	167
4.5.4. Análisis de la idoneidad de los diferentes índices para establecer el nivel de eutrofia de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana	169
5. CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN	173
5.1 Conclusiones	173
5.2 Futuras líneas de investigación	181
6. BIBLIOGRAFÍA	183

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1: Estructura organizativa de la Estrategia Común de Implementación de la DMA 2005-2006 (WFD CIS, 2004)	3
Figura 1.2: Regiones ecológicas de ríos, lagos, aguas de transición y costeras para el Sistema A (DIRECTIVA/2000/60CE)	4
Figura 1.3: Esquema para establecer los Índice de Calidad Ecológica	8
Figura 1.4: Indicación de los papeles que desempeñan los indicadores de calidad biológica, hidromorfológica y físico-química en la clasificación del estado ecológico de acuerdo con las definiciones de normativas del Anexo V, 1.2 de la DMA (WFD CIS Working Group 2A, 2005)	27
Figura 1.5: Composición relativa acumulada para dos lagos diferentes con la propuesta de límites entre las clases de estado ecológico Muy Bueno, Bueno y Moderado (REBECCA)	29
Figura 1.6: Ejemplos de pautas de grupos modificados para lagos del norte	30
Figura 1.7: Regresiones no lineales de la composición taxonómica del fitoplancton a lo lago de un gradiente de clorofila <i>a</i> . Ejemplo para lagos del norte tipo LN1	31
Figura 1.8: Relación clorofila <i>a</i> vs. fósforo total para el Adriático	33
Figura 2.1: Demarcaciones de las cuencas hidrográficas de las Confederaciones Hidrográfica del Ebro, Júcar y Segura en la Comunidad Valenciana	41
Figura 3.1: Posición de la estaciones de muestreo en las campañas ECOSUD	53
Figura 3.2: Delimitación de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana	57
Figura 3.3: Masa 001, Límite de CV-Sierra de Irta	58
Figura 3.4: Masa 002, Sierra de Irta y masa 003, Sierra de Irta-Cabo de Oropesa	59
Figura 3.5: Masa 004, Cabo de Oropesa-Burriana, masa 005, Burriana-Canet	60
Figura 3.6: Masa 007, Costa norte de Valencia, masa 008, Puerto de Valencia-Cabo de Cullera	61
Figura 3.7: Masa 009, Cabo de Cullera-Puerto de Gandia, masa 010, Puerto de Gandia-Cabo de San Antonio	62
Figura 3.8: Masa 011, Cabo de San Antonio-Punta de Moraira, masa 012, Punta de Moraira-Peñón de Ifach	63
Figura 3.9: Masa 013, Peñón de Ifach-Punta de les Caletes, masa 014, Punta de les Caletes-Barranco de Aguas de Busot	64
Figura 3.10: Masa 015, Barranco de Aguas de Busot-Cabo de Huertas, masa 016, Cabo de Huertas-Santa Pola	65

Figura 3.11: Masa 017, Santa Pola-Guardamar del Segura, masa 018 Guardamar del Segura-Cabo Cervera	66
Figura 3.12: Masa 019 Cabo Cervera-Límite CV	67
Figura 3.13: Dispositivo de muestreo (SWAS)	68
Figura 3.14: Autoanalizador de flujo continuo y autoclave	70
Figura 3.15: Espectro de absorción UV-Visible	71
Figura 3.16: Salinómetro (conductímetro de inducción) para determinar la salinidad de las muestra	72
Figura 3.17: Proceso de filtración de las muestras para los recuentos fitoplanctónicos	73
Figura 3.18: Recuentos fitoplanctónicos por microscopía de epifluorescencia	75
Figura 4.1: Variación de la clorofila a (mg/m^3) a lo largo del transecto de ECOSUD	79
Figura 4.2: Comportamiento de las variables relacionadas con la composición fitoplanctónica a lo largo del transecto de ECOSUD	82
Figura 4.3: Composición de la comunidad fitoplanctónica a lo largo del transecto de ECOSUD	83
Figura 4.4: Distribución de los valores de densidad celular media de diatomeas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	86
Figura 4.5: Distribución del P_{50} de densidad celular de diatomeas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	87
Figura 4.6: Distribución del P_{90} de densidad celular de diatomeas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	88
Figura 4.7: Distribución de los valores de densidad celular media de las criptofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	92
Figura 4.8: Distribución del P_{50} de densidad celular de las criptofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	93
Figura 4.9: Distribución del P_{90} de densidad celular de las criptofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	94
Figura 4.10: Distribución de los valores de densidad celular media de clorofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	97
Figura 4.11: Distribución del P_{50} de densidad celular de clorofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	98
Figura 4.12: Distribución del P_{90} de densidad celular de clorofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto	99

2005-julio 2008

Figura 4.13: Densidad celular media y P_{50} de organismos del género <i>Ostreococcus</i> para las masas de agua costeras de la C.V. para los tres años de estudio	102
Figura 4.14: Distribución de los valores de densidad celular media de las prasinofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	104
Figura 4.15: Distribución del P_{50} de densidad celular de las prasinofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	105
Figura 4.16: Distribución del P_{90} de densidad celular de las prasinofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	106
Figura 4.17: Distribución de los valores de densidad celular media de primnesiales para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	109
Figura 4.18: Distribución del P_{50} de densidad celular de primnesiales para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	110
Figura 4.19: Distribución del P_{90} de densidad celular de primnesiales para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	111
Figura 4.20: Distribución de los valores de de densidad celular media de dinoflagelados para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	113
Figura 4.21: Distribución de los valores de densidad celular media de euglenales para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	114
Figura 4.22: Distribución de los valores de densidad celular media de rafidofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	115
Figura 4.23: Distribución de los valores de densidad celular media de crisofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008	116
Figura 4.24: Distribución de los valores de densidad celular media de las picocianobacterias para las masas de agua costeras de la C.V. para el periodo de agosto 2005-julio 2008	119
Figura 4.25: Distribución del P_{50} de densidad celular de picocianobacterias para las masas de agua costeras de la C.V. para el periodo de agosto 2005-julio 2008	120
Figura 4.26: Distribución del P_{90} de densidad celular de picocianobacterias para las masas de agua costeras de la C.V. para el periodo de agosto 2005-julio 2008	121
Figura 4.27: Distribución de los valores de densidad celular media de eucariotas totales para las masas de agua costeras de la C.V. para el periodo de agosto 2005-julio 2008	124
Figura 4.28: Distribución del P_{50} de densidad celular de eucariotas totales para las masas de agua costeras de la C.V. para el periodo de	125

agosto 2005-julio 2008	
Figura 4.29: Distribución del P_{90} de densidad celular de eucariotas totales para las masas de agua costeras de la C.V. para el periodo de agosto 2005-julio 2008	126
Figura 4.30: Relación entre clorofila a (mg/m^3) y el fitoplancton utilizando los valores de P_{50} de las masas de agua de la Comunidad Valenciana. Los números indican la masa de agua costera	134
Figura 4.31: Relación entre el fósforo total (μM) y el fitoplancton utilizando los valores de P_{50} de las masas de agua de la Comunidad Valenciana. Los números indican la masa de agua costera	143
Figura 4.32: Mapa de localización de las masas de referencia de la Comunidad Valenciana para las tipologías II-A y III	154
Figura 4.33: Diagrama de cajas para las estaciones de la masa 002 de la salinidad y los principales nutrientes	156
Figura 4.34: Diagrama de cajas para las estaciones de las masas 011 y 012 de la salinidad y los principales nutrientes	157
Figura 4.35: Cálculo del índice de calidad para cada una de las variables (*normalizados y/o invertidos)	159
Figura 4.36: Índice multimétrico de fitoplancton para la Comunidad Valenciana PHYMED	166

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1: Categorías y grandes tipos de masas superficiales de agua en la propuesta de DMA	5
Tabla 1.2: Definición general de las clases de estado ecológico	9
Tabla 1.3: GIG creados para las diferentes categorías de aguas superficiales	10
Tabla 1.4: Tipos de agua costeras definidos en el Mediterráneo para el fitoplancton como elemento biológico de calidad	11
Tabla 1.5: Métricos utilizados en los Países Miembros del Mediterráneo	32
Tabla 1.6: Correlaciones TRIX con clorofila a y nitrógeno inorgánico total para el Adriático	33
Tabla 1.7: Estado ecológico utilizando el índice TRIX para el Adriático	34
Tabla 1.8: Límites entre clases de estado ecológico para las proliferaciones fitoplanctónicas para aguas de transición y costeras de Francia	34
Tabla 2.1: Principales ríos de la Comunidad Valenciana, longitud y superficie de su cuenca	42
Tabla 2.2: Zonas Ramsar de la Comunidad Valenciana	48
Tabla 2.3: Parques Naturales de la Comunidad Valenciana	48
Tabla 2.4: Zonas húmedas de la Comunidad Valenciana	49
Tabla 2.5: Lugares de Interés Comunitario (LIC) de la Comunidad Valenciana	50
Tabla 2.6: EDAR's de la Comunidad Valenciana *emisario submarino	50
Tabla 2.7: Puertos y/o dársenas portuarias de la Comunidad Valenciana	51
Tabla 2.8: Granjas marinas existentes en el litoral de la Comunidad Valenciana	52
Tabla 3.1: Fechas para las diferentes campañas de muestreo	53
Tabla 3.2: Tabla resumen de las diferentes estaciones del transecto con las profundidades muestreadas en cada campaña	55
Tabla 3.3: Límites geográficos para cada una de las masas en que se ha dividido la Comunidad Valenciana	56
Tabla 3.4: Volúmenes de muestra filtrados según el contenido en clorofila a para muestras del litoral valenciano	73
Tabla 3.5: Características de los filtros ópticos en el microscopio de epifluorescencia Leica DM 2500	74
Tabla 4.1: Valores de clorofila a (media, P ₅₀ y P ₉₀) para el transecto de ECOSUD	79
Tabla 4.2: Valores medios, P ₅₀ y P ₉₀ de los principales grupos fitoplanctónicos (densidad celular y porcentaje de abundancia) del transecto de ECOSUD	80

Tabla 4.3: Valores medios, P ₅₀ , P ₉₀ y máximos de densidad celular y porcentajes de abundancia para diatomeas por masas de aguas costeras	85
Tabla 4.4: Valores medios, P ₅₀ y P ₉₀ para diatomeas según tipologías de masas de agua costeras para la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008)	89
Tabla 4.5: Valores medios, P ₅₀ , P ₉₀ y máximos de densidad celular y porcentajes de abundancia para criptofíceas por masas de aguas costeras	90
Tabla 4.6: Valores medios, P ₅₀ y P ₉₀ para criptofíceas según tipologías de masas de agua costeras para la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008)	95
Tabla 4.7: Valores medios, P ₅₀ , P ₉₀ y máximos de densidad celular y porcentajes de abundancia para clorofíceas por masas de aguas costeras	96
Tabla 4.8: Valores medios, P ₅₀ y P ₉₀ para clorofíceas según tipologías de masas de agua costeras para la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008)	100
Tabla 4.9: Valores medios, P ₅₀ , P ₉₀ y máximos de densidad celular y porcentajes de abundancia para prasinofíceas por masas de aguas costeras	101
Tabla 4.10: Valores medios, P ₅₀ y P ₉₀ para prasinofíceas según tipologías de masas de aguas costeras para la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008)	107
Tabla 4.11: Valores medios, P ₅₀ , P ₉₀ y máximos de densidad celular y porcentajes de abundancia de las primnesiales por masas de agua costeras	108
Tabla 4.12: Valores medios, P ₅₀ y P ₉₀ para primnesiales según tipologías de masas de agua costeras para la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008)	112
Tabla 4.13: Valores medios, P ₅₀ , P ₉₀ y máximos para picocianobacterias por masas de aguas costeras	118
Tabla 4.14: Valores medios, P ₅₀ y P ₉₀ para picocianobacterias según tipologías de masas de aguas costeras para la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008)	122
Tabla 4.15: Valores medios, P ₅₀ , P ₉₀ y máximos para eucariotas totales por masas de agua costeras	123
Tabla 4.16: Valores medios, P ₅₀ y P ₉₀ para eucariotas totales según tipologías de masas de agua costeras para la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008)	127
Tabla 4.17: Coeficiente de determinación del fósforo total frente a clorofila para P ₁₀ , P ₂₀ , P ₅₀ , P ₈₀ , P ₉₀ y media de las masas de aguas costeras de la C.V. * la correlación es significativa a un nivel α de significatividad de 0,01	129
Tabla 4.18: Correlación de las variables fitoplanctónicas con la clorofila <i>a</i> para medias y percentiles 20, 50 y 80 para las masas de aguas costeras de la C.V. * la correlación es significativa a un nivel α de significatividad de 0,01	131

Tabla 4.19: Correlaciones lineales y exponenciales de la clorofila y las variables de fitoplancton para P_{50}	138
Tabla 4.20: Correlación de las variables fitoplanctónicas con el fósforo total para medias y percentiles 20, 50 y 80 para las masas de aguas costeras de la C.V. * la correlación es significativa a un nivel α de significatividad de 0,01	141
Tabla 4.21: Correlaciones lineales y exponenciales de PT y las variables fitoplanctónicas para P_{50}	146
Tabla 4.22: Aportes estimados de fósforo total para las diferentes masas de agua (GVA, 2009)	150
Tabla 4.23: Longitud total de la línea de costa, costa restituida y % de antropización las masas de agua costeras de la C.V.	150
Tabla 4.24: Caracterización de los distintos tipos de presiones y de la presión global para las masas de aguas costeras de la C.V. (GVA,2009)	152
Tabla 4.25: Percentil 50 para las variables fitoplanctónicas tanto para las estaciones de referencia, las condiciones de referencia y las masas de agua costeras tipo III	161
Tabla 4.26: Percentil 50 para las variables fitoplanctónicas tanto para las estaciones de referencia, las condiciones de referencia y las masas de agua costeras tipo III	162
Tabla 4.27: Cálculo del índice de calidad individual para cada una de las variables analizadas para las aguas costeras tipo II-A	163
Tabla 4.28: Cálculo del índice de calidad individual para cada una de las variables analizadas para las aguas costeras tipo III	164
Tabla 4.29: Correlación con el fósforo total de los índices multimétricos para el fitoplancton. * Correlación significativa al 0,01	166
Tabla 4.30: Valores del índice PHYMED para las masas de agua costeras de la C.V.	167
Tabla 4.31: Límites de los índices de calidad y clasificación ecológica	167
Tabla 4.32: Clasificación de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana	168
Tabla 4.33: Índices de calidad ecológica (Diario Oficial Unión Europea 10-12-2008)	169
Tabla 4.34: Índices de calidad y clasificación de las masas de agua con el uso de la clorofila <i>a</i>	169
Tabla 4.35: Clasificación ecológica de las masas de agua costeras según el índice de calidad de la clorofila <i>a</i> y PHYMED	170
Tabla 4.36: Coeficiente de correlación de los diferentes índices (CI <i>a</i> y PHYMED) con el P_{50} y P_{90} de fósforo total ** correlación significativa a un nivel alfa de 0,01* correlación significativa a un nivel alfa de 0,05	172

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1. DIRECTIVA EUROPEA MARCO DEL AGUA

El enriquecimiento por nutrientes derivado de las actividades humanas es un problema que afecta globalmente a todos los ecosistemas acuáticos y especialmente a las áreas costeras donde reside un porcentaje elevado de la población (Paerl, 2004). Con la finalidad de reducir los aportes y los efectos de los nutrientes en los ecosistemas acuáticos se han desarrollado múltiples iniciativas legislativas tanto nacionales como internacionales.

En Europa la legislación más reciente que aborda esta problemática es la Directiva Marco del Agua (DMA; 2000/60/EC). Esta Directiva establece el marco para la protección de las aguas superficiales continentales, aguas de transición, aguas costeras y aguas subterráneas que prevenga todo deterioro adicional y proteja y mejore el estado de los ecosistemas acuáticos; promueva un uso sostenible del agua; aumente la protección y mejora del medio acuático; garantice la reducción progresiva de la contaminación del agua subterránea y evite nuevas contaminaciones; contribuya a paliar los efectos de las inundaciones y sequías.

Esta Directiva surge de la necesidad, dentro de la Unión Europea, de tomar medidas para proteger las aguas tanto en lo que respecta a cantidad como en calidad y garantizar que todas las masas de aguas alcancen un buen estado ecológico para el año 2015.

El concepto de estado ecológico en esta Directiva difiere del concepto de calidad de las aguas. Mientras que este último expresa la mayor o menor potencialidad o aptitud del agua para dedicarla a un uso determinado, el estado ecológico en el Artículo 2 de la DMA viene definido como “una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociado a las aguas superficiales”.

La DMA constituye una nueva manera de gestionar los recursos de agua en Europa, porque por primera vez la gestión del agua está basada también en elementos ecológicos y biológicos (previamente había estado basado en elementos físico-químicos) estando los ecosistemas en el centro de las decisiones de gestión. Además, es de aplicación para todas las aguas europeas y está basada en la cuenca fluvial entera incluyendo las áreas costeras adyacentes (Borja, 2005). Esto es importante puesto que la medida del estado ecológico de una masa de agua debe realizarse de acuerdo a las características del ecosistema que se estudie.

Estos ecosistemas (ríos, lagos, acuíferos, zonas costeras) son divididos en unidades menores en las cuales hay posibilidades de alcanzar los objetivos propuestos en la DMA. Estas unidades menores corresponden a las masas de

agua que se convierten en las unidades de gestión y clasificación y que son definidas en el Artículo 2 de la DMA como:

- Masas de aguas superficiales consisten en “las aguas continentales, excepto las aguas subterráneas; las aguas de transición y las aguas costeras, y, en lo que se refiere al estado químico, también las aguas territoriales”.

- La DMA define las aguas continentales como “todas las aguas quietas o corrientes en la superficie del suelo y todas las aguas subterráneas situadas hacia tierra desde la línea que sirven de base para medir la anchura de las aguas territoriales”.

- Las aguas de transición corresponden a “masas de agua superficial próximas a la desembocadura de los ríos que son parcialmente salinas como consecuencia de su proximidad a las aguas costeras, pero que reciben una notable influencia de flujos de agua dulce”.

- Las aguas costeras son “las aguas superficiales situadas hacia tierra desde una línea cuya totalidad de puntos se encuentra a una distancia de una milla náutica mar adentro desde el punto más próximo de la línea de base que sirve para medir la anchura de las aguas territoriales y que se extiende, en su caso, hasta el límite exterior de las aguas de transición”.

- Las aguas subterráneas son “todas las aguas que se encuentran bajo la superficie del suelo en la zona de saturación y en contacto directo con el suelo o subsuelo”.

La complejidad del texto hizo necesario el establecimiento entre todos los Estados Miembros de una Estrategia Común de Implementación (CIS) aprobada en mayo de 2001 que ayude a la implementación de la DMA.

Esta estrategia que ha sido sometida a varias revisiones desde 2001, en la actualidad la componen distintos grupos de trabajo que pueden observarse en la Figura 1.1.

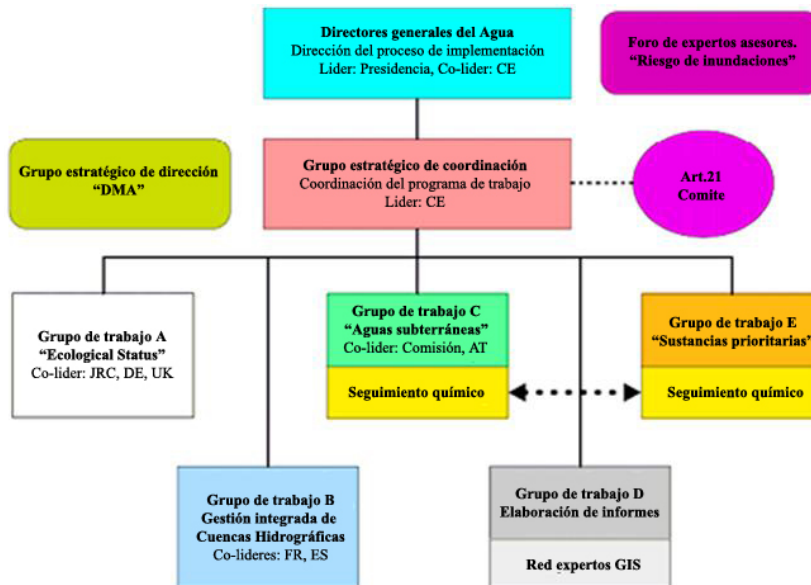


Figura 1.1: Estructura organizativa de la Estrategia Común de Implementación de la DMA 2005-2006 (WFD CIS, 2004)

Los objetivos del CIS son lograr un entendimiento coherente y común entre todos los Estados Miembros, que permita el desarrollo de metodologías y enfoques comunes, compartir experiencias e información, desarrollar, aplicar y validar guías técnicas de los elementos clave de la DMA y mejorar la gestión de la información.

Varios grupos de trabajo fueron creados para llevar a cabo estas tareas, entre ellos el COAST. El propósito de este grupo era elaborar unas guías para la implementación de los Anexos II y V de la DMA, en relación con las aguas costeras y de transición (Vincent et al., 2002).

1.1.1. CARACTERIZACIÓN DE LOS TIPOS DE MASAS DE AGUA SUPERFICIAL

La DMA en el Anexo II establece que los Estados Miembros determinarán la situación y los límites de las masas de agua superficial y llevarán a cabo una caracterización inicial.

El enfoque jerárquico para la identificación de las masas de agua incluye la definición de la demarcación hidrográfica. Dentro de estas demarcaciones hidrográficas se dividen las masas de agua superficiales en una de las seis categorías.

Cada una de estas categorías de masas de agua superficiales se clasificará por tipos. Los tipos de masas de agua deben ser caracterizados en base a factores geográficos, geológicos, morfológicos y físicos. Por tanto, la tipología debe agrupar sitios donde las condiciones biológicas naturales sean similares (Heiskanen et al., 2004). Esto es importante puesto que la medida del estado

ecológico de una masa de agua debe realizarse de acuerdo a las características del ecosistema que se estudie, es decir de las condiciones de referencia.

Estos tipos se definen utilizando el sistema A o el sistema B (Anexo II Sección 1.2) que aparece en la Tabla 1.1. Un sistema está basado en tipos fijos de acuerdo con características del medio establecidas por clases bien definidas (Sistema A) y el otro (Sistema B) está basado en diversos parámetros descriptores como factores físico-químicos que determinan las características de las aguas costeras y por ende la estructura y composición de la comunidad biológica. En la Figura 1.2 se muestran las regiones ecológicas para el Sistema A.

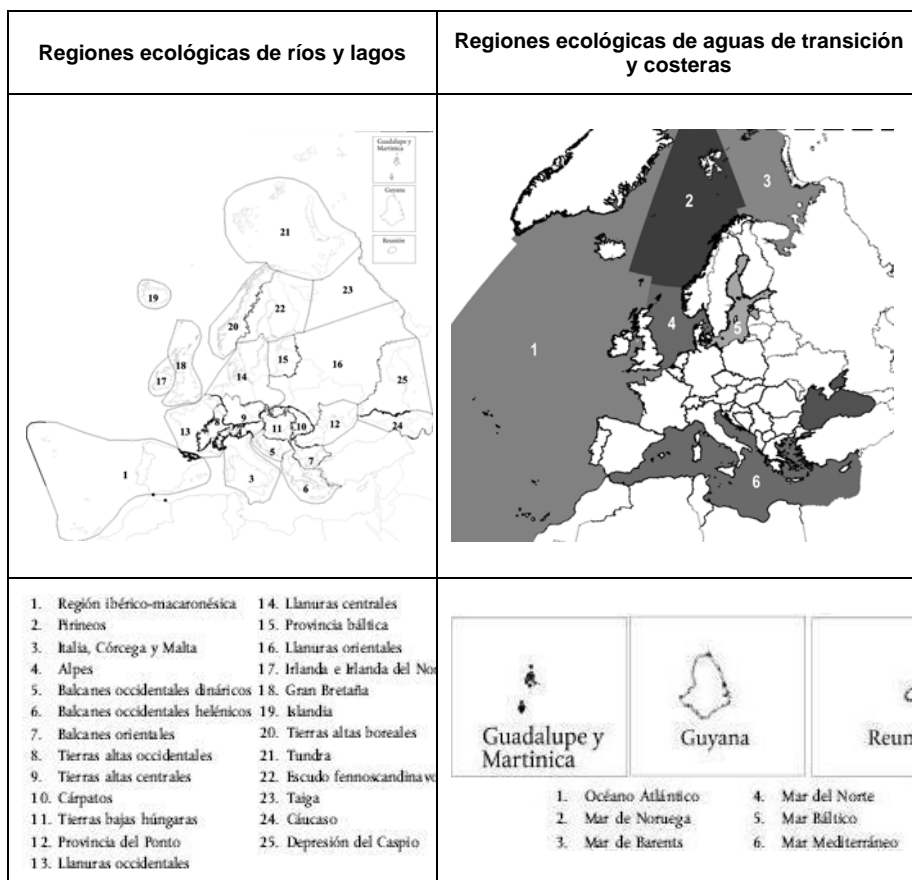


Figura 1.2: Regiones ecológicas de ríos, lagos, aguas de transición y costeras para el Sistema A (DIRECTIVA/2000/60CE)

Categorías: 1. Ríos, 2. Lagos, 3. Aguas de transición, 4. Aguas costeras, 5. Masas de agua artificial, 6. Masas de agua superficial muy modificadas				
Tipos: SISTEMA A: Regiones ecológicas, Tipología fija por descriptores.				
	1.Ríos	2.Lagos	3.Aguas de transición	4.Aguas costeras
Ecoregiones			Báltico, Barents, Noruega.	Mar del Norte, Báltico, de Barents, Atlántico Norte, Mediterráneo.
Tipos	Altitud: Elevada >800m Media 200-800 Llanura <200		Salinidad: <0,5‰ dulce 0,5-<5‰ oligohalino 5-18‰ mesohalino 18-30‰ polihalino 30-40‰ euhalino	Salinidad: <0,5‰ dulce 0,5-<5‰ oligohalino 5-18‰ mesohalino 18-30‰ polihalino 30-40‰ euhalino
	Área de Cuenca (km ²): Pequeña: 10-100 Mediana: 100-1000 Grande: 1000-10000 Muy grande: >10000	Profundidad media: <3m/ 3-15m/ >15m Superficie (km ²) 0,5-1/>1-10 >10-100/>100	Amplitud marea: <2m micromareal 2-4m mesomareal >4m macromareal	Profundidad: <30m: Poco profundas 20-200m: Intermedias >200m: Profundas
	Geología Calcárea	Silíceas Orgánicas		
SISTEMA B: Caracterización alternativa. Factores físicos y químicos que determinan las características del río, tramo de río, lago, aguas de transición y estuarios, aguas costeras y por lo tanto la estructura y composición de las comunidades biológicas				
	1.Ríos	2.Lagos	3.Aguas de transición	4.Aguas costeras
Factores Obligatorios	Altitud Latitud Longitud Geología Dimensión	Altitud Latitud Longitud Profundidad	Latitud Longitud Amplitud marea Salinidad	Latitud Longitud Amplitud marea Salinidad
Factores optativos	Distancia origen Energía flujo Anchura media Profundidad media Pendiente Forma del lecho Categoría de flujo Forma del valle Transp. sólidos Capac. Neutr. ácido Sustrato Cloruros Temp. Media Aire Precipitaciones	Geología Dimensión Altura del agua Forma del lago Tiempo residencia Temp. Media aire Límites temp aire Tipo mezcla Cap. Neutr. Ácido Nutrientes Sustrato Fluctuac. nivel	Profundidad Veloc. Corriente Exposición a las olas Tiempo residencia Temp media agua Caract. Mezcla Turbidez Sustrato Forma Límites temp. agua	Velocidad corriente Exposición a las olas Temp. Media agua Caract. Mezcla Turbidez Tiempo retención Sustrato Límites temp. agua

Tabla 1.1: Categorías y grandes tipos de masas superficiales de agua en la propuesta de DMA

Uno de los propósitos de esta tipología es, una vez caracterizada cada masa de agua superficial, permitir la tipificación de las condiciones de referencia específicas. Esto significa, por ejemplo, que lagos eutróficos naturales tengan diferentes condiciones de referencia que aquellos con condiciones más oligotróficas (Heiskanen, 2006).

En el proceso de implementación de la DMA la tipología de las masas de agua es también importante para los procesos de intercalibración posteriores.

Se ha de tener en cuenta que los síntomas naturales de los procesos de eutrofización pueden variar mucho entre las diferentes tipologías de las masas de aguas (Ferreira, 2007). Por tanto, la tipología deber estar basada en características físicas más que en métricos (como la clorofila *a*) puesto que sistemas pertenecientes a la misma tipología exhibirán un rango de síntomas de eutrofización dependiendo del uso humano (Ferreira, 2007).

1.1.2. ESTADO ECOLÓGICO Y CONDICIONES DE REFERENCIA SEGÚN LA DMA

Como se ha comentado anteriormente, el concepto de estado ecológico difiere sensiblemente del concepto de calidad de las aguas y viene definido en la DMA como “una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociado a las aguas superficiales”.

Para poder establecer el estado ecológico de una masa de agua primero es necesario definir los elementos de calidad o indicadores (elementos del medio que presenten una respuesta a las presiones) que van a ser utilizados.

Estos elementos de calidad o indicadores que deben considerarse para la clasificación del estado ecológico para la categoría de masa de agua costera están especificados en el Anexo V 1.1.4. y son los siguientes:

- Indicadores biológicos
 - Composición abundancia y biomasa del fitoplancton
 - Composición y abundancia de otro tipo de flora acuática
 - Composición y abundancia de fauna bentónica de invertebrados
- Indicadores hidromorfológicos que afectan a los indicadores biológicos
- Indicadores químicos y fisicoquímicos que afectan a los indicadores biológicos

Posteriormente, se ha de determinar para cada una de las tipologías cuáles son las condiciones de referencia para cada elemento de calidad. Esto permitirá conocer cuál es el objetivo de calidad ecológica a mantener o restablecer en un tipo determinado.

Las condiciones de referencia para una masa de agua son una descripción de los elementos de calidad biológica que existen o existirían en el estado prístino con

prácticamente ninguna o muy pocas alteraciones derivadas de las actividades humanas.

La DMA identifica cuatro opciones para establecer estas condiciones de referencia (Anexo II, 1.3):

- Utilizando una base espacial
- Uso de modelos (modelos de predicción o métodos de análisis a posteriori, utilizando datos disponibles: históricos, paleológicos y/o de otro tipo)
- Derivados de la combinación de ambos métodos
- En caso de no existir los tres anteriores, juicio de expertos

Metodologías y condiciones de referencia para los elementos físico-químicos

Las estaciones o masas de agua utilizadas para establecer las condiciones de referencia deben ser escogidas en función de las características físico-químicas y/o la práctica inexistencia de presiones antrópicas (Guidance Document No. 14, 2009).

Existen diversos enfoques para establecer las condiciones de referencia físico-químicas. Por ejemplo, Andersen et al. (2004) para determinadas áreas de Dinamarca, propusieron el uso de reconstrucciones paleoecológicas de las fluctuaciones del nitrógeno total para la determinación de las condiciones físico-químicas menos alteradas. Por otra parte, Nielsen et al. (2003) propusieron el uso de datos históricos y modelos para evaluar las condiciones de referencia aplicadas a aguas marinas danesas.

Utilizando otro enfoque, para aquellas zonas en las que no hay condiciones de referencia Borja et al. (2005) ha utilizado el análisis multivariante para establecerlas, método que resulta cuanto menos dudoso dado que está basado en el indicador ecológico y no hay una clara relación causal con la presión.

Metodologías y condiciones de referencia para los elementos biológicos

Como apuntan Borja et al. (2004) y Casazza et al. (2004) el mayor problema para definir las condiciones de referencia de los elementos biológicos en muchas regiones costeras europeas deriva de la ausencia de áreas sin ningún impacto antropogénico.

La falta de datos de condiciones sin alteraciones antrópicas es algo común en todos los países miembros (Painting, 2005). Por ejemplo, como apunta Domingues et al. (2008), para las aguas superficiales de Portugal no hay suficientes datos históricos ni recientes de comunidades fitoplanctónicas que permitan el correcto establecimiento de las condiciones de referencia. Además, los pocos datos publicados sobre comunidades fitoplanctónicas proceden de técnicas de microscopio invertido con lo que la fracción pico y nano planctónica no se considera.

Para paliar la falta de datos históricos y/o la calidad de ellos, algunas alternativas han sido desarrolladas. Por ejemplo, para las costas danesas se han establecido las condiciones de referencia mediante datos históricos de los últimos 100 años del disco de Secchi, estableciendo la correlación entre estos datos con valores de clorofila *a* para marcar los límites de las condiciones de referencia (Henriksen, 2009). Evidentemente este método adolece de una deficiencia clara que es el no tener en cuenta ni la composición ni la frecuencia de proliferaciones de la comunidad fitoplanctónica. Por tanto, está claro que sin unas condiciones de referencia fiables sería imposible establecer los índices de calidad ambiental.

El objetivo de establecer condiciones de referencia es permitir el establecimiento de los Índices de Calidad Ambiental (EQR: Environmental Quality Ratio). Estos ratios representan la relación entre los valores de los parámetros biológicos observados para una masa de agua determinada y aquellos de las condiciones de referencia. Este cociente debe expresarse en valores numéricos comprendidos entre 0 y 1, con un estado ecológico “Muy bueno” para valores cercanos a uno y “Malos” para valores cercanos a cero (Anexo V 1.4.1, DMA). En la Figura 1.3 se muestra el esquema para establecer los Índices de Calidad Ecológica (EQR).

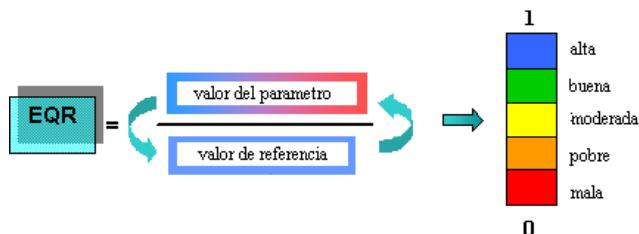


Figura 1.3: Esquema para establecer los Índice de Calidad Ecológica

El índice también es utilizado para definir los límites entre clases de estado ecológico. Las clases de estado ecológico se definen en la Tabla 1.2 y vienen recogidas en el Anexo V.1.2. de la DMA.

Muy bueno	<p>No existen alteraciones antropogénicas de los valores de los indicadores de calidad fisicoquímica e hidromorfológicas correspondientes al tipo de masa de agua superficial, o existen alteraciones de muy escasa importancia, en comparación con los asociados normalmente con ese tipo en condiciones inalteradas.</p> <p>Los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes a la masa de agua superficial reflejan los valores normalmente asociados con dicho tipo en condiciones inalteradas, y no muestran indicios de distorsión, o muestran indicios de escasa importancia.</p>
Bueno	<p>Los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes al tipo de masa de agua superficial muestran valores bajos de distorsión causada por la actividad humana, pero sólo se desvían ligeramente de los valores normalmente asociados con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas.</p>
Moderado	<p>Los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes al tipo de masa de agua superficial se desvían moderadamente de los valores normalmente asociados con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas. Los valores muestran signos moderados de distorsión causada por la actividad humana y se encuentran significativamente más perturbados que en las condiciones correspondientes al buen estado.</p>
Deficiente	<p>Las aguas que muestren indicios de alteraciones importantes de los valores de los indicadores de calidad biológicas correspondientes al tipo de masa de agua superficial y en que las comunidades biológicas pertinentes se desvíen considerablemente de las comunidades normalmente asociadas con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas, se clasificarán como deficientes.</p>
Malo	<p>Las aguas que muestren indicios de alteraciones graves de los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes al tipo de masa de agua superficial y en que estén ausentes amplias proporciones de las comunidades biológicas pertinentes normalmente asociadas con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas, se clasificarán como malas.</p>

Tabla 1.2: Definición general de las clases de estado ecológico (DMA, Anexo V.1.2)

Cabe señalar que los documentos guía del CIS sugieren que debido a la variabilidad de las condiciones de referencia específicas de cada tipo es mucho más práctico considerar que el estado ecológico “Muy Bueno” es igual al de las condiciones de referencia.

Por tanto, la clasificación de las masas de agua en estados ecológicos es una manera de informar sobre el estado ambiental de forma normalizada que permite comparar el estado ecológico de los diferentes tipos de masas de agua y observar los cambios a través del tiempo (Devlin et al., 2007).

1.1.3. INTERCALIBRACIÓN

Con la finalidad de comparar los diferentes enfoques utilizados para obtener los índices de calidad y los estados ecológicos se está llevando a cabo un ejercicio de intercalibración que permita asegurar que aunque los enfoques sean distintos se llegue con un elevado grado de certidumbre al mismo tipo de clasificación. Es decir que con los diferentes enfoques una masa de agua no cambie de estado

ecológico y a ser posible los valores de los índices de calidad obtenidos con los distintos métodos sean lo más próximos posibles.

Previamente al proceso de intercalibración hay una primera criba que garantiza que los sistemas de indicadores se ajustan a una serie de condiciones mínimas. Entre estas condiciones hay que destacar la necesidad de que exista una correlación estadísticamente significativa entre los resultados del sistema de indicación y las presiones antrópicas.

Para lograr este objetivo la DMA en su Anexo V, 1.4.1. establece la obligación de someter a intercalibración los diferentes sistemas utilizados por los Estados Miembros para la evaluación de la calidad biológica de una masa determinada de aguas superficiales, con la finalidad de comparar los resultados que se obtengan de cada país y garantizar una interpretación homogénea de las definiciones normativas de la clasificación del estado ecológico.

Previo a este ejercicio de intercalibración se necesita seleccionar los lugares a intercalibrar. Como no es posible extender el ejercicio de intercalibración a la totalidad de los ecosistemas acuáticos existentes en la UE, se ha previsto la selección de algunos de ellos, siempre que sean compartidos por varios Estados Miembros. El propósito de estos ejercicios es establecer los valores del índice que marcan los límites para las clases de estado ecológico más relevantes (Muy Bueno/Bueno y Bueno/Moderado).

La estructura organizativa de la Estrategia Común de Implementación (WFD CIS, 2004) (Figura 1.1), establece que el grupo de trabajo A, Ecological Status (ECOSTAT) lleve a cabo el ejercicio de intercalibración.

Para desarrollar la intercalibración se creó dentro del ECOSTAT, para las distintas categorías de aguas superficiales, los subgrupos de trabajo internacionales mostrados en la Tabla 1.3:

Ríos	Lagos	Aguas de transición y costeras
Nórdico	Nórdico	Báltico
Central Báltico	Central Báltico	NE Atlántico
Alpino	Alpino	Mediterráneo
Continental	Atlántico	Mar Negro
Mediterráneo	Mediterráneo	

Tabla 1.3: GIG creados para las diferentes categorías de aguas superficiales

Dentro del grupo ECOSTAT se formó otro grupo encargado de la intercalibración de las aguas costeras del Mediterráneo llamado MED-GIG (Grupo de Intercalibración Geográfica para el Mediterráneo).

La Comunidad Valenciana participa en el grupo de intercalibración del Mediterráneo (MED-GIG) y las masas de agua costeras objeto de estudio en este trabajo se rigen por las decisiones tomadas en el ejercicio de intercalibración de este grupo.

1.1.4. DECISIONES DEL MED-GIG EN AGUAS COSTERAS UTILIZANDO EL FITOPLANCTON COMO ELEMENTO DE CALIDAD BIOLÓGICA

Para evaluar y clasificar el estado ecológico la DMA establece la obligación de disponer de unas redes de vigilancia y control tanto de elementos de calidad biológicos, como hidromorfológicos y físico-químicos. La DMA, en el Anexo V. 1.3.4., establece que la periodicidad temporal de estos controles de vigilancia sea como mínimo una vez cada seis meses para los parámetros biológicos (fitoplancton). Pero, tras la reunión del MED-GIG, celebrada en Mallorca en septiembre de 2005, se estableció que el control de vigilancia fuera mensual para el fitoplancton.

A través del ejercicio de intercalibración del MED-GIG, se llegó a la conclusión de que para el ecosistema pelágico costero, utilizando el fitoplancton como elemento de calidad biológica, era necesario desarrollar un nuevo sistema de tipologías que tuviera en cuenta las particulares condiciones de este sistema, ya que la estructura de los fondos o su morfología no son determinantes.

A lo largo de la discusión se llegó a la conclusión de que en un mar oligotrófico como es el Mediterráneo (Vollenweider et al., 1996; Krom et al., 1991; Estrada, 1996; Thingstad et al., 1998), la existencia o no de aportes continentales naturales cuantitativamente significativos es crucial para el establecimiento de la tipología.

Por ello, en la Decisión de la Comisión (2008/915/CE) se definieron, en función de la densidad y la salinidad media anual, los tipos de agua costera para el fitoplancton como elemento biológico de calidad en el Mediterráneo. La Tabla 1.4 muestra la descripción y límites de los tipos intercalibrados.

Tipo	Descripción	Densidad (kg/m ³)	Salinidad media anual (g/kg)
Tipo I	Elevada influencia del aporte de agua dulce	< 25	< 34,5
Tipo IIA	Influencia moderada del aporte de agua dulce (influencia continental)	25 - 27	34,5 – 37,5
Tipo IIIW	Costa continental, no influye el aporte de agua dulce (cuenca occidental)	> 27	> 37,5
Tipo IIIE	No influye el aporte de agua dulce (cuenca oriental)	> 27	> 37,5

Tabla 1.4: Tipos de agua costera definidos en el Mediterráneo para el fitoplancton como elemento biológico de calidad

El MED-GIG considera diferentes opciones de las descritas en el documento Guía No 6 (Guidance Document No. 6) para los distintos elementos de calidad biológica considerados en la intercalibración.

- La intercalibración de los macroinvertebrados bénticos, macroalgas y angiospermas (*Posidonia oceanica*) se ha llevado a cabo utilizando la opción 3. En esta opción se establecen los límites ecológicos usando los métodos de evaluación propios de cada Estado Miembro. Estos métodos se han comparado entre los Estados Miembros mediante los resultados obtenidos de la aplicación de cada uno de los métodos con los datos del resto de los países.

- La intercalibración del fitoplancton se ha realizado mediante una opción híbrida descrita de esta forma en el documento Guía No 6 (Guidance Document No. 6). “Los límites ecológicos son primeramente establecidos usando los métodos de evaluación propios de cada Estado Miembro (como en la opción 3). La comparación posterior de los valores de estos límites ecológicos podrá ser realizada con la ayuda de un método de métrica común (como en la opción 2)”. Sólo se ha considerado un parámetro para el fitoplancton como elemento de calidad biológica, la clorofila *a*, como parámetro indicador de medida de la abundancia de la biomasa fitoplanctónica. Las condiciones de referencia serán diferentes en función de los diferentes tipos de agua y cada Estado Miembro definirá sus propias condiciones de referencia.
- El MED-GIG en su ejercicio de intercalibración para el fitoplancton como elemento de calidad biológica, establece que la determinación del estado trófico se realice con el percentil 90 de una serie temporal de cinco años de concentraciones mensuales de clorofila *a*.
- En España debido a que la toma de muestras en las diversas Comunidades Autónomas es diferente, siendo que algunas toman las muestras en la línea de costa (*inshore*) y otras a una distancia de 1000-1500 m (*nearshore*), en el ejercicio de intercalibración se estableció un factor de conversión *inshore:nearshore* de 0,5 en los percentiles 90 de clorofila *a*.
- Actualmente, el ECOSTAT ha planteado la necesidad de revisar el primer ejercicio de intercalibración ajustándose a la nueva Guía de Intercalibración (Guidance Document No. 14) y las exigencias marcadas con respecto a las condiciones de referencia. Además, en el caso concreto del fitoplancton se ha establecido la necesidad de incorporar al sistema de indicación parámetros relacionados con la composición, frecuencia de proliferaciones etc., es decir, la necesidad de no utilizar un solo parámetro para establecer la calidad ecológica utilizando el fitoplancton como indicador.

1.2. FITOPLANCTON COMO INDICADOR DE CALIDAD

La eutrofización de los ecosistemas acuáticos es un problema importante en todo el mundo (Ferreira et al., 2007) y es además, uno de los cambios más visibles que genera el hombre en la biosfera (Gomes et al., 2007; Smith y Schindler, 2009).

La Directiva de Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas (Urban Wastewater Treatment Directive, C.E.C., 1991) de la Comunidad Europea, que busca mitigar los efectos adversos de las descargas de aguas residuales urbanas, define la eutrofización como “el enriquecimiento de las aguas por nutrientes, especialmente compuestos de nitrógeno y/o fósforo, causando el crecimiento acelerado de las algas produciendo una alteración no deseada del balance de organismos presentes y de la calidad de las aguas” (Gowen, 1994).

Richardson y Jørgensen (1996), definen la eutrofización “como el proceso de cambio del estado nutricional de una masa de agua determinada por el incremento de las fuentes de nutrientes” que genera diferentes estados de eutrofización.

Nixon (1995), la define “como el incremento en la tasa de aporte de materia orgánica de un ecosistema” lo cual resulta un tanto paradójico ya que metería en un mismo saco cuestiones tan diferentes como el aporte de nutrientes o el de materia orgánica refractaria/fibrosa de una explotación maderera o de una planta de enlatado de espárragos.

Por otra parte Andersen et al. (2006), la caracterizan como “una desviación inaceptable en la estructura, función y estabilidad de los organismos presentes en el agua y en la calidad del agua comparada con condiciones de referencia”. Evidentemente, esta definición igualmente sirve para la eutrofización como para la contaminación por hidrocarburos o metales o para los efectos derivados del establecimiento de una presa en un cauce fluvial, es decir, al ser para cualquier tipo de perturbación originada por el hombre tiene por tanto una utilidad dudosa.

Aunque la DMA no establece una definición de eutrofización sí que se han hecho trabajos colaterales del ECOSTAT que han dado lugar a la Guía de Eutrofia (Guidance Document No. 23, 2009). En ésta se opta por un enfoque similar al de Richardson y Jørgensen (1996) es decir, definir la eutrofización como un aumento del contenido en nutrientes del sistema. Lógicamente, esto permite abordar problemas como los de los ríos de curso rápido en los que a pesar del incremento en el contenido de nutrientes no se dan síntomas esperables de aumento de la comunidad fitoplanctónica debido al corto tiempo de residencia. Parece lógico separar la eutrofia en sí de los síntomas que producen y que muchas veces están determinados por las condiciones hidrodinámicas. Esto no solo en los ríos sino también en el mar, donde estas condiciones determinan la posibilidad de fenómenos como mareas rojas o macroagregados mucilaginosos.

Los procesos de eutrofización marina afectan a los ciclos biogeoquímicos, especialmente al del nitrógeno y del fósforo, a las tasas y los niveles de producción primaria, al flujo de energía y a la estructura de las comunidades biológicas y acuáticas tanto pelágicas como bentónicas.

Es difícil establecer criterios universales para evaluar las consecuencias de la eutrofización porque son muchas las variables que intervienen simultáneamente en el proceso y las manifestaciones de éste dependen del ecosistema receptor, las características hidrodinámicas y de la carga de contaminante entre otros.

Los principales síntomas del proceso de eutrofia son en unos casos generales, aumento de la biomasa, clorofila *a* o densidad celular (Boyton et al., 1996; Bricker et al., 2003) y en otros casos están determinados por las condiciones hidrodinámicas y sólo se dan en aquellos sistemas que presentan morfologías costeras y/o condiciones hidrodinámicas que favorecen estos síntomas, dando lugar a procesos como mareas rojas, formación de espumas y/o hipoxia/anoxia cuando hay interfases estables en la columna de agua que pueden generar pérdida de la biodiversidad (Kaas et al., 2005).

La primera respuesta biológica a un enriquecimiento por nutrientes en ambientes acuáticos, en condiciones de no limitación lumínica, es el crecimiento de las células fitoplanctónicas y este crecimiento conlleva generalmente cambios en la composición de la comunidad fitoplanctónica (Devlin et al., 2007) y en última

instancia afecta a las relaciones presa-predador (Mitra y Flynn, 2006; Sunda, 2006).

Los sistemas marinos son típicamente difíciles y complejos de medir. Sin embargo, a pesar de la complejidad asociada a éstos hay características generales relacionadas con las causas (nutrientes) y efectos (incrementos en la abundancia fitoplanctónica y cambios en la composición favoreciendo lógicamente a aquellas especies adaptadas a niveles altos de nutrientes) de los procesos de eutrofización que pueden ser útiles como indicadores de cambios en el sistema y por tanto reflejar el nivel de eutrofia.

Por tanto, el fitoplancton constituye una herramienta fundamental para el diagnóstico de la eutrofización, no solo porque proporciona una respuesta inicial al enriquecimiento de nutrientes sino porque también abarca cambios taxonómicos y de composición, ligados al estado de los ecosistemas marinos. Además, la comunidad fitoplanctónica proporciona más información sobre la calidad de las aguas que la concentración de nutrientes o la clorofila *a* (Vuorio et al., 2007).

1.2.1. EFECTOS DE LOS NUTRIENTES SOBRE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA

Las diversas actividades humanas tienden a aumentar las concentraciones de nitrógeno y fósforo en los aportes a los ecosistemas costeros (Howarth et al., 1996) y por tanto, a aumentar el nivel de eutrofización de éstos.

Los compuestos orgánicos e inorgánicos de nitrógeno y fósforo vertidos al mar y responsables de los fenómenos de eutrofización (Koray et al., 1996) proceden de las aguas residuales, tanto domésticas como industriales, y de las actividades agrícolas y ganaderas, aunque otras actuaciones humanas pueden también aumentar los nutrientes que llegan a una zona costera.

Las formas en que éstos vertidos alcanzan la costa y las características de los mismos son bastante diferentes en función de múltiples factores. En general, los vertidos procedentes de aguas residuales urbanas presentan relaciones N/P muy bajas (Jaworski, 1981) debido en gran parte al empleo de detergentes con polifosfatos (aunque actualmente está cambiando esta situación por la reducción de fósforo de los detergentes domésticos actuales y por que se ha incrementado el número de plantas de tratamiento de aguas residuales). Los vertidos domésticos aportan poco silicio, por lo que las relaciones N/Si y Si/P se ven fuertemente alteradas.

La variación del nivel de nutrientes de un ecosistema acuático da lugar a profundos cambios en la comunidad fitoplanctónica. Estos cambios se traducen normalmente en una variación del mismo signo en la biomasa (o al menos de la productividad) de la comunidad fitoplanctónica. Pero también tienen lugar cambios cualitativos al variar la composición de especies de dicha comunidad, no sólo con la variación en los niveles de los diferentes nutrientes, sino también con la de las proporciones de las distintas especies químicas en que estos se hallan.

- Efectos cuantitativos

El incremento (positivo o negativo) de la biomasa fitoplanctónica afecta a los ecosistemas a través de tres procesos fundamentalmente:

- Incremento del mismo tipo del resto de las poblaciones que componen el ecosistema y que obtienen su energía a través del fitoplancton, ya sea directa o indirectamente.
- Incremento de signo contrario de la profundidad de la capa eufótica, al variar la capacidad de penetración de la luz. Además, la variación en la densidad del fitoplancton provoca variaciones no sólo en la cantidad de luz que llega a una profundidad determinada, sino también varía la composición de ésta en la proporción de las longitudes de onda con que accede la radiación.
- Incremento del mismo signo en la materia orgánica sedimentada en el fondo, que en los casos de estratificación puede dar lugar al agotamiento del oxígeno disuelto en las capas profundas.

- Efectos cualitativos

Los cambios cualitativos en la composición de especies del ecosistema pueden ser de diverso tipo. En general se produce un desplazamiento del equilibrio trófico hacia algún elemento determinado de la red, el cuál puede crecer por encima de todo control hasta ver notablemente incrementada su biomasa así como su participación en los flujos de materia y energía, por lo que se modifica de forma sustancial la estructura de la comunidad en favor de especies con crecimiento rápido y tasas elevadas de asimilación (González del Río, 1986).

Los cambios cualitativos en las comunidades de fitoplancton pueden afectar al ecosistema marino, y finalmente al hombre, a través de los siguientes procesos:

a) Producción de algas tóxicas que pueden dar lugar a mareas rojas que si son masivas pueden provocar el envenenamiento de la fauna de la zona y la muerte del ecosistema, bien por la ingestión de dichas sustancias, bien por la anoxia provocada al consumirse el oxígeno por descomposición de los organismos (Pitcher et al., 2000).

b) Cambios profundos y a más largo plazo en las comunidades de herbívoros que a su vez afectan al resto de la cadena trófica, al no poder utilizar las nuevas algas presentes principalmente por prestar un tamaño distinto al que son capaces de utilizar o por la dificultad de digerir el nuevo tipo de algas.

c) Cambios en las tasas de descomposición y remineralización de la materia orgánica que afectarán profundamente a la dinámica de los nutrientes del ecosistema y por tanto a las diferentes poblaciones que forman la biocenosis.

De modo que la variación en la composición del fitoplancton repercute en el resto de la estructura trófica.

Otro factor que afecta a las relaciones entre los vertidos de nutrientes antropogénicos y la abundancia y composición de la comunidad fitoplanctónica es la mezcla vertical y la luz. Cuando la luz es el factor limitante en el crecimiento fitoplanctónico, cambios en la concentración de nutrientes no es probable que

afecte a la comunidad fitoplanctónica. Por otra parte, los procesos de mezcla vertical tienen mucha influencia sobre la competencia entre los grupos funcionales de diatomeas y formas flageladas, aunque este efecto raramente se tiene en cuenta en los estudios experimentales entre competencia de grupos funcionales.

El destino de la biomasa autótrofa es muy variado. En los ecosistemas litorales no existe un acoplamiento tan claro entre fitoplancton y zooplancton como sucede en mar abierto, en gran parte por la particular hidrodinámica y la falta de unas pautas estacionales claras. Esto suele dar lugar a que muchas veces la predación no constituya un factor de control determinante en la densidad celular.

1.2.2. INDICADORES FITOPLANCTÓNICOS

Como se ha comentado anteriormente, las comunidades fitoplanctónicas son sensibles a los cambios ambientales y por tanto el total de la biomasa fitoplanctónica, la composición y la abundancia de los principales taxones son utilizadas como indicadores de calidad del agua (Vuorio et al., 2007).

En la actualidad existe una gran diversidad de índices comunes y atributos de la población que se utilizan para la evaluación ecológica incluyendo las medidas de biomasa y abundancia (OSPAR, 2003; CSTT, 1994), la biodiversidad taxonómica (Karydis y Tsirtsis, 1996), la sucesión estacional (Hallegraeff y Reid, 1986; Gailhard et al., 2002) y las especies indicadoras (Edwards et al., 2001; Paerl et al., 2003).

Clorofila *a* como indicador

La clorofila *a* ha sido ampliamente utilizada como estimador de la biomasa fitoplanctónica en la mayoría de programas de monitoreo (Kaas et al., 2005), y ésta ha sido utilizada como indicador del enriquecimiento por nutrientes (CSTT, 1997; Gowen et al., 1992; Painting et al., 2005).

Hay estudios que demuestran que existe una relación positiva y predecible entre la clorofila y el incremento de nutrientes (Kaas et al., 2005). Además hay que tener en cuenta que las medidas de clorofila tienen un bajo coste y se dispone de datos de este parámetro en la mayoría de programas de monitoreo europeos.

Sin embargo, otros autores como Andersen et al. (2006) advierten que las medidas de clorofila *a* deben ser interpretadas como lo que son, concentración de clorofila *a* y sólo eso, no son medidas de biomasa, ni indicadores del estado de nutrientes ni de las tasas de crecimiento. Ellos recomiendan que las medidas de producción primaria debieran preferentemente ser usadas como indicador del crecimiento y no la clorofila para evaluar el estado de eutrofización.

Evidentemente la clorofila *a* presenta inconvenientes claros a la hora de establecer el nivel de eutrofia que derivan del hecho de que en diversas ocasiones la biomasa no necesariamente está predominantemente en forma autótrofa en el sistema pelágico ya que, en zonas con niveles altos de contaminación por aguas residuales se pueden producir aumentos del nivel de biomasa bacteriana y en otros casos el zooplancton herbívoro pueden mantener una biomasa baja que no se corresponda con el contenido de nutrientes del sistema (Painting et al., 2005);

es éste último caso uno de los más claros para demostrar que producción y eutrofia son cosas distintas y que un sistema muy productivo no tiene porque ser necesariamente eutrófico. Un sistema muy productivo puede ser simplemente aquel en que los niveles altos de la comunidad trófica garanticen un reciclado rápido de los nutrientes permitiendo así una productividad alta con una biomasa baja.

Especies indicadoras

En el proyecto REBECCA para fitoplancton marino (Kaas et al., 2005) las especies indicadoras del enriquecimiento por nutrientes investigadas en el análisis de presencia/ausencia de especies fue relacionada con el nivel de nutrientes y con la salinidad. La probabilidad de la presencia de especies específicas fue modelada con la salinidad, el nitrógeno, fósforo y el ratio N/P.

Este método es un enfoque general para evaluar la capacidad de las especies como indicadores. Se realizó un análisis de los datos fitoplanctónicos procedentes del golfo de Riga, el golfo de Finlandia y del mar Báltico central, en el marco de un proyecto denominado CHARM. En este proyecto las muestras de fitoplancton se analizaron siguiendo las directrices del HELCOM. De un total de 76 especies/géneros distintos investigados sólo la mitad de éstos respondieron significativamente a cambios en el nivel de nutrientes y sólo 4 especies tuvieron respuestas, donde la probabilidad de la presencia de cambio era mayor al 30%. Solo una especie, *Planktothrix agardhii* tuvo en su respuesta suficiente gradiente para permitir utilizarla como especie indicadora con un razonable volumen de datos. De cualquier manera estas especies sólo proporcionan indicación para un rango muy pequeño de salinidad.

Los resultados de estos análisis demostraron que aunque la composición de la comunidad fitoplanctónica está estructurada por el nivel de nutrientes, los cambios ocurren gradualmente sin gradientes fuertes.

A pesar del análisis, de la lista de especies potencialmente útiles para ser utilizadas como indicadoras ninguna de ellas resultó ser apropiada y por tanto, se concluyó que probablemente para el área estudiada no existían indicadores a nivel de especie.

En relación con la DMA este análisis sugiere que indicadores de la composición fitoplanctónica a nivel de especie no pueden ser útiles para la clasificación del estado ecológico debido al efecto siembra.

Los datos procedentes del mar Báltico incluían información acerca de la composición específica de la comunidad fitoplanctónica, con recuentos de microscopio invertido (Utermöhl), el fósforo total y la salinidad en la capa de aguas superficiales. Los niveles tróficos fueron establecidos según OECD (1982):

Oligotróficos	< 0,32 $\mu\text{mol L}^{-1}$	(10 $\mu\text{g TP L}^{-1}$)
Mesotróficos	0,32-0,96 $\mu\text{mol L}^{-1}$	(10-30 $\mu\text{g TP L}^{-1}$)
Eutróficos	>0,96 $\mu\text{mol L}^{-1}$	(30 $\mu\text{g TP L}^{-1}$)

Se calculó la frecuencia de presencia de las especies dividiendo el número de veces que aparecía una determinada especie por el total. Las especies se

definían indicadoras de los diferentes niveles tróficos si aparecían más de un 50% del total en cada uno de los niveles tróficos previamente establecidos.

Se vio que había especies indicadoras de oligotrofia en un área y de meso/eutrofia en otras áreas. Este fenómeno está explicado por las diferentes adaptaciones que tiene las especies.

Aun así, se vio que los análisis de frecuencia de presencia no producían resultados cuantitativos.

Indicadores relacionados con la composición fitoplanctónica

Mientras que la eutrofización se hace evidente por un aumento de la producción y biomasa fitoplanctónica (clorofila *a*) los cambios en la composición y estructura de la comunidad fitoplanctónica no son tan obvios debido a la complejidad y la variabilidad de los ecosistemas planctónicos (Kuuppo et al., 2006).

Además hay que tener en cuenta que los cambios en la composición natural de la comunidad fitoplanctónica que pueden utilizarse para evaluar los niveles de eutrofia dependen de la estructura inicial de ésta y de factores externos a la comunidad (Karydis y Tsirtsis, 1996).

Respecto a la presencia de especies fitoplanctónicas indicadoras en un área determinada Painting et al. (2005) apuntan que pueden estar relacionadas con la eutrofización aunque la falta de datos consistentes imposibilita utilizar este factor en la evaluación del estado de los ecosistemas. Sin embargo, la abundancia relativa de los grupos funcionales puede ser un indicador de cambios ambientales (Painting et al., 2005).

Los grupos funcionales fitoplanctónicos están definidos como organismos relacionados (que comparten) a través de procesos biogeoquímicos y que no tiene porque estar filogenéticamente relacionados (Iglesias-Rodríguez et al., 2002).

Diversos estudios indican que la mayoría de grupos fitoplanctónicos se diferencian en los parámetros relacionados con la absorción de nutrientes y crecimiento. Las diatomeas, por ejemplo, presentan mayores tasas de absorción de nutrientes que otros grupos (Litchman et al., 2007). Este hecho, junto con las mayores tasas de crecimiento, hace que este grupo funcional de diatomeas sean buenas competidoras en general.

Las clorofíceas y las prasinofíceas se caracterizan por tener valores intermedios de crecimiento y tasas de absorción de nutrientes, exceptuando para el amonio, y por tanto presentan habilidades competitivas intermedias. Los datos procedentes de Reay et al. (1999) indican que las clorofíceas tiene una afinidad desproporcionada por el amonio sobre el nitrato. Todas las microalgas tienden a preferir el amonio sobre nitrato puesto que este último presenta un coste energético mayor de asimilación debido a su estado de oxidación (Litchman et al., 2007).

Por otra parte, los dinoflagelados presentan pocas habilidades competitivas para los macronutrientes inorgánicos. No obstante, la habilidad de éstos para regular su posición dentro de la columna de agua y la capacidad de ser mixótrofos contribuyen a su éxito en los océanos (Smayda, 1997). Los estudios teóricos

demuestran que la mixotrofia es una ventaja en medios oligotróficos mientras que en ambientes más eutróficos la evolución llevó a la especialización de modos autótrofos y heterótrofos (Troost et al., 2005).

Picoplancton

El picoplancton forma un grupo funcional que es determinante para establecer el nivel de eutrofización en los ambientes costeros porque es omnipresente en todos estos ecosistemas y porque además refleja bien el estado trófico al estar éstas especies mejor adaptadas a la oligotrofia por la relación superficie/volumen que presentan (Webber et al., 2005).

Diversos estudios ponen de manifiesto que el picoplancton, como proporción del total de biomasa autótrófica, disminuye de manera predecible cuando se incrementan las concentraciones de nutrientes (Stockner, 1988; Gotsis-Skretas et al., 2000). De hecho, en ambiente hipereutróficos la proporción de picoplancton autótrófico respecto al total es muy baja (Kuuppo et al., 2006).

El problema asociado a este grupo funcional es la imposibilidad de ser detectado con métodos tradicionales como el Utermöhl. Sin embargo, la biomasa del picoplancton es relativamente simple de estimar con microscopía de epifluorescencia (Mclsaac y Stockner, 1993). No obstante, el picoplancton no está incluido en los programas de monitoreo de forma general y por tanto no se dispone de datos de la fracción picoplanctónica de las comunidades fitoplanctónicas.

La aplicabilidad del grupo funcional del picoplancton fue probada en el proyecto REBECCA (Kaas et al., 2005) utilizando tanto datos experimentales como datos reales procedentes de la red de monitoreo del mar Báltico. Se hicieron medidas de clorofila *a*, biomasa del picoplancton, total del fitoplancton utilizando métodos estandarizados (Utermöhl 1958; Mclsaac y Stockner 1993) y también se calculó el porcentaje respecto del total del picoplancton. Se vio que la biomasa del picoplancton con respecto al total variaba de 61 a 1,5% con un rango de biomasa de 57-796 μgCl^{-1} . Por debajo de 300 μgCl^{-1} el porcentaje de picoplancton variaba considerablemente mientras que por encima de este valor el porcentaje nunca superaba el 10%.

De igual modo la variación general del porcentaje de picoplancton con respecto a la clorofila *a* fue grande con rangos de clorofila de hasta 10 $\mu\text{g l}^{-1}$. Por encima de este límite los porcentajes de picoplancton no excedieron los 20%.

De los análisis realizados se concluyó que: a) la disminución del porcentaje del picoplancton estaba ligada al incremento del nivel de eutrofia (incremento de PT y de nitrógeno), y b) el valor de 300 μgCl^{-1} parece ser un límite por encima del cual el porcentaje de abundancia del picoplancton no excede el 20% ni en datos experimentales ni en reales.

Cambios en los grupos funcionales diatomeas/flagelados

Cambios en las concentraciones de nutrientes y sus ratios dan mayores ventajas competitivas a algunas especies fitoplanctónicas sobre otras (Officer y Ryther, 1980; Egge y Aksnes, 1992). La limitación por sílice indicada por descensos en el ratio Si:N como consecuencia de la eutrofización puede afectar a la comunidad

fitoplanctónica por descenso de la biomasa relativa de las diatomeas y el incremento de la biomasa correspondiente a las formas flageladas, algunas de las cuales puede desarrollar proliferaciones masivas de algas (Escaravage et al., 1999).

En el mar del Norte los valores medios de la relación diatomeas/dinoflagelados han sido analizados para el periodo 1950-2000. Es difícil concluir que el cambio en la relación diatomeas/dinoflagelados se deba a cambios en el aporte de nutrientes (aunque se registren tendencias al alza de la relación N:Si en 1990s) o a cambios regionales a mayor escala como respuesta a los cambios climáticos (Painting et al., 2005).

Tendencias similares han sido detectadas en el Mar Báltico (Wasmund y Uhlig, 2003), donde los datos de largos periodos de monitoreo demuestran un descenso en las diatomeas y un aumento en los dinoflagelados durante las floraciones de primavera.

Proporción de cianobacterias

Mientras que la eutrofización de las aguas continentales genera cambios en la comunidad fitoplanctónica dirigidos a aumentos de las cianobacterias, en las áreas costeras y estuarinas estos procesos no son tan evidentes debido a que no existen cianobacterias coloniales adaptadas a condiciones marinas y cuando las hay (*Trichodesmium* spp.) en condiciones oligotróficas es porque la falta de nitrógeno favorece el crecimiento de este género capaz de fijar este elemento a partir del nitrógeno atmosférico (Küpper et al., 2004). Sin embargo, en ambientes de salinidades bajas la proporción relativa de biomasa compuesta por cianobacterias puede ser utilizada como un indicador de la eutrofización.

En algunas áreas costeras como el este del golfo de Finlandia y el mar Báltico, donde la salinidad esta por debajo de 2, el dominio de especies de cianobacterias de agua dulce (*Planktothrix agardhii*, *Microcystis* spp.) es indicador del incremento de la eutrofización (Kaupila et al., 2007).

Índices de diversidad

Como se ha comentado anteriormente, la primera fase del enriquecimiento de las aguas por nutrientes provoca el crecimiento de la comunidad fitoplanctónica y sus efectos se reflejan en la composición de la comunidad. Por tanto, es obvio que si el índice ecológico va a ser utilizado como sistema de detección de los niveles de eutrofia en ambientes marinos, los cambios en la composición de la comunidad fitoplanctónica deben ser detectables también por el índice en las fases iniciales de los efectos.

La biodiversidad taxonómica es una propiedad importante para evaluar las condiciones ambientales de las aguas costeras y estuarinas (Kaas et al., 2005). Una riqueza alta en especies está considerada como un beneficio para los ecosistemas puesto que permite una rápida recuperación de la comunidad fitoplanctónica en caso de alteraciones.

El problema de evaluar la calidad de las aguas usando índices ecológicos es definir la estructura inicial de la comunidad y cuantificar la respuesta de la comunidad fitoplanctónica al factor externo que genera esos cambios.

Muchos de estos índices resultan poco apropiados para estudios de calidad de aguas, incluido el índice de Shannon, que ha sido ampliamente utilizado para la valoración de la eutrofización y para el fitoplancton marino (Ignatiades et al., 1985). Además, este índice ha sido criticado desde el punto de vista teórico y práctico y se ha demostrado que es insensible a la aparición de especies raras que juegan un importante papel en los ecosistemas (Karydis y Tsirtsis, 1996). Por tanto este índice no puede ser considerado como un buen estimador de la eutrofización a pesar de la extensa literatura existente.

Sin embargo, el número total de individuos es una medida que ha sido utilizada en estudios de eutrofización marina y ha resultado útil para discriminar bien entre diferentes niveles tróficos (Karydis y Tsirtsis, 1996; Kitsiou y Karydis, 2001). Esto es obvio si tenemos en cuenta que el principal síntoma de la eutrofización es un incremento del fitoplancton.

En el proyecto REBECCA (Kaas et al., 2005), se estudió la relación de diversos índices de biodiversidad con los aportes de nutrientes y se concluyó que la relación entre las presiones por nutrientes y los índices fitoplanctónicos variaba de unas zonas costeras a otras. Esto podía ser debido a la cantidad de datos introducidos en las relaciones, al uso de concentraciones de nutrientes en vez de cargas de estos y/o a la “paradoja del plancton” (Hutchinson, 1961). Ésta explica porqué en condiciones naturales el plancton en general y el fitoplancton en particular, no obedecen la ley de exclusión de especies definida por Hardin (1960). Según ésta, en un medio determinado, la especie cuyas características fisiológicas están mejor adaptadas a las condiciones exteriores (físicoquímicas y nutritivas) triunfa en la competición trófica y tiende a convertirse en especie dominante de su nicho ecológico. La explicación de Hutchinson consiste en que en los ecosistemas pelágicos las características del medio acuático presentan variaciones que son lo bastante importantes, tanto en el tiempo como en el espacio, como para que el principio de exclusión no sea aplicable. En un punto concreto las condiciones no son lo suficientemente estables como para permitir que una sola especie domine la población. Por otra parte, el movimiento de las aguas puede dar lugar a desplazamientos de especies entre puntos distintos, provocando así una elevada diversidad.

1.2.3. MODELOS DE EUTROFIZACIÓN

Predecir los problemas que genera la eutrofización antrópica es de particular interés y por eso, multitud de modelos que exploran las causas y efectos de la relación incremento de nutrientes-eutrofización han sido desarrollados como por ejemplo, el NOAA y la EPA 1988. Existen otros métodos para evaluar los síntomas de la eutrofización (Bricker et al., 1999; 2003; OSPAR, 2001).

Los modelos de eutrofización fueron históricamente desarrollados para lagos y embalses (Dillon y Rigler, 1975; Wollenweider, 1975; Jørgensen, 1976). Estos modelos consistían en el estudio de la variación a lo largo del tiempo de la relación establecida entre las algas pelágicas y la carga de nutrientes, utilizando la clorofila *a*, el nitrógeno total y el fósforo como indicadores. El incremento en el material particulado en la columna de agua era fácilmente evaluado mediante la

turbidez y los síntomas secundarios de la eutrofización como la disminución del oxígeno disuelto, era predicho a partir de los parámetros anteriores.

Hoy día, el incremento de la presión en los sistemas costeros ha puesto de manifiesto la necesidad de modelizar la eutrofización en zonas estuarinas y sistemas costeros. Para ello se ha necesitado adaptar los enfoques usados para aguas dulces, aunque a veces con escaso éxito debido a que en ambientes costeros no siempre se da una relación clara entre la carga de nutrientes y los síntomas de eutrofización. De hecho sistemas con similar presión muestran un amplio rango de respuestas (Ferreira, 2007).

La consecuencia de esto ha sido incrementar la complejidad de los modelos añadiendo a éstos otros factores como los efectos de las mareas, las especies fitoplanctónicas tóxicas, los síntomas de la eutrofización béntica y el control de las comunidades fitoplanctónicas por los organismos filtradores. Algunos ejemplos de estos modelos son el CSTT (1997), el National Estuarine Eutrophication Assessment (NEEA) (Bricker et al., 1999), Fjordeny (Stigebrandt, 2001) y OSPAR (2001).

1.2.4. EUTROFIZACIÓN Y FLORACIONES DE ALGAS TÓXICAS (HAB)

Los HAB's (Harmful Algal Bloom) son definidos como proliferaciones masivas, o no tan masivas, de especies potencialmente tóxicas (tanto autótrofas como heterótrofas) que producen grandes cantidades de biomasa y que pueden causar anoxia, hipoxia y la muerte indiscriminada de otros organismos de los niveles superiores de la cadena alimentaria por producción de toxinas (GEOHAB, 2001).

En las últimas décadas se han registrado mayor número de proliferaciones masivas que afectan a extensiones geográficas cada vez mayores y de mayor duración en el tiempo que en las pasadas décadas (Anderson et al., 2002; Granéli, 2004). La eutrofización global que sufre el planeta y el cambio climático son dos de las hipótesis que se plantean para explicar el incremento de proliferaciones de algas tóxicas aunque existen muchas otras causas que desencadenan estos fenómenos (Smayda, 2008).

Hay numerosos ejemplos de aumentos de HAB's asociados a incrementos en la concentración de nutrientes en todo el planeta. Aunque se ha demostrado que existe una fuerte relación entre incrementos de fósforo y proliferaciones de cianobacterias en aguas dulces (Burkholder, 2002), los incrementos de HAB's asociados a la carga de nutrientes en zonas costeras y estuarinas han sido reconocidos recientemente (Smayda, 1990; Anderson et al., 2002; Glibert et al., 2005; Glibert y Burkholder, 2006). Por ejemplo, en Puget Sound, Washington, se ha establecido una fuerte correlación entre los niveles de la toxina paralizante (PST) procedente de dinoflagelados tóxicos y el incremento de población en las zonas cercanas (Glibert y Burkholder, 2006) a lo largo de las cuatro últimas décadas. Todo esto sugiere que la eutrofización de zonas costeras puede ser un agente causante de las proliferaciones masivas en costas con unas determinadas condiciones morfológicas e hidrodinámicas que permiten la existencia de condiciones estables que posibilitan la formación del núcleo de proliferación que precisan los dinoflagelados.

En el mar Báltico, mar Egeo, Adriático norte, y mar Negro, se han registrado incrementos de HAB's coincidiendo con aumentos de la carga de nutrientes (Moncheva et al., 2001; Heisler et al., 2008). Además, para algunos de ellos son recurrentes los fenómenos de proliferaciones con especies específicas como las cianobacterias en el mar Báltico, *Phaeocystis* spp. en el sureste del mar del Norte y dinoflagelados del género *Alexandrium* en el mar Mediterráneo (Vila et al., 2001).

Aunque todos estos ejemplos indican que el aumento en el nivel de nutrientes en zonas costeras puede generar proliferaciones, no excluye la posibilidad de que existan otros factores que induzcan los HAB's. Por ejemplo, en las costas de Cataluña y Baleares se ha detectado la presencia de diversas especies de dinoflagelados que pueden proliferar en condiciones oligotróficas aprovechando la movilidad que presentan y que generan efectos tóxicos (Vila et al., 2001).

Además, aunque hay una gran variedad de mareas rojas y HAB's en hábitats regionales o locales asociados a procesos de eutrofización antrópicas hay otros procesos de proliferaciones que se desarrollan en zonas de *upwelling* que no pueden ser atribuidos a eutrofizaciones culturales (GEOHAB, 2005).

Mientras que el incremento total de la biomasa algal es a menudo una respuesta a incrementos en la carga de nutrientes (Heisler et al., 2008) la respuesta específica de las especies y que condiciona por tanto los fenómenos de las proliferaciones, depende de la fisiología de los organismos presentes, de las condiciones ambientales y de la forma en que los nutrientes aparecen en los ecosistemas.

Las especies o grupos de especies fitoplanctónicas específicas exhiben numerosas adaptaciones fisiológicas que permiten explotar de forma diferente los nutrientes presentes en el medio. Por ejemplo, existen diferentes grupos de especies que muestran preferencias distintas por nutrientes específicos, incluyendo el ratio o forma en que estos aparecen. La alteración en la composición de la concentración de nutrientes y el desarrollo de HAB's ha sido ampliamente demostrada en aguas continentales, estuarinas y marinas (Anderson et al., 2002). Por ejemplo, disminuciones en el ratio nitrógeno:fósforo debido a altas cargas de fósforo, han sido asociadas con aumentos de ciertas especies de dinoflagelados tóxicos (Heisler et al., 2008).

De modo que las condiciones ambientales determinan la capacidad potencial de que se generen las proliferaciones de algas tóxicas. Estas condiciones ambientales determinan el tiempo de residencia de la comunidad, que a su vez está determinado por la tasa de flujo del hábitat. Cuando las tasas de flujo son altas la probabilidad de que se genere una proliferación de algas es baja, sin embargo cuando la concentración de nutrientes y el tiempo de residencia son elevados (confinamiento) las probabilidades aumentan (Smayda, 2008).

No obstante, algunos estudios han demostrado recientemente que ni la cantidad ni el ratio de los nutrientes inorgánicos pueden por si solos explicar adecuadamente las proliferaciones masivas de alta duración sino que también hay que tener en cuenta los nutrientes orgánicos que juegan un papel importante en estos procesos además de las condiciones hidrodinámicas.

Muchos géneros que forman las estas proliferaciones, incluyendo dinoflagelados, cianobacterias y pelagofitas pueden usar formas orgánicas de nutrientes para las demandas de nitrógeno, fósforo y carbono (Kudela et al., 2008; Cochlan et al., 2008).

A nivel de la población hay una relación directa entre abundancia y concentración de nutrientes, que a veces genera relaciones directas entre abundancia de la población y toxicidad. Sin embargo, a nivel celular la relación entre la toxicidad y el nivel de nutrientes es más compleja y varía entre especies. En muchas especies la relación es inversa, aumentando la toxicidad celular cuando el nivel de nutrientes es limitante. Por el contrario, hay especies que sintetizan toxinas y exhiben una alta toxicidad cuando el nivel de nutrientes es suficiente (Hamasaki et al., 2001). Resumiendo, el crecimiento y la toxicidad son estimulados por el enriquecimiento en nutrientes o por la falta de éstos según para qué especies.

Ejemplos de HAB en costas Europeas

a) Proliferaciones de *Phaeocystis* spp.

La especie marina de primnesiales *Phaeocystis pouchetii* forma proliferaciones masivas en las costas del mar del Norte. Pueden aparecer tanto en formas flageladas o en formas coloniales. Durante las proliferaciones de primavera y verano, las formas coloniales de *Phaeocystis* spp. producen espumas que se acumulan en la línea de costa afectando a los usos recreativos de las costas. Diversos estudios de este fenómeno ponen de manifiesto la relación que existe entre las proliferaciones de esta especie y el enriquecimiento por nutrientes de las áreas costeras (Cadée y Hegeman, 2002; Kuuppo et al., 2006).

De manera más concreta el máximo de las proliferaciones está correlacionado con la salinidad y las concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto y fósforo inorgánico disuelto de invierno (Kaas et al., 2005).

b) Proliferaciones de haptófitas

Las proliferaciones de especies como *Prymnesium parvum* y *Chrysochromulina polylepis* han sido detectadas en todo el mundo en aguas marinas y salobres, incluyendo las costas Europeas (Edvardsen y Paasche, 1998). Estas especies flageladas pueden formar proliferaciones masivas que pueden causar la muerte de poblaciones de peces o incluso desastres mayores a lo largo de las áreas costeras.

c) Proliferaciones de cianobacterias

En el mar Báltico, las cianobacterias filamentosas regularmente forman proliferaciones masivas a final de verano que han aumentado en intensidad y duración en las últimas décadas (Bianchi et al., 2000; Finni et al., 2001; Smayda, 2004). Estas proliferaciones están dominadas por las especies *Aphanizomenon flos-aquae* y *Nodularia spumigena* ambas fijadoras de nitrógeno atmosférico. Estas proliferaciones se dan cuando la producción planctónica depende del nitrógeno y el fósforo que es reciclado por la cadena trófica planctónica.

d) Proliferaciones de diatomeas y dinoflagelados

Una gran cantidad de HAB's son causados por dinoflagelados. Los taxones que más frecuentemente generan estos episodios en las costas europeas y que son listados como especies indicadores por la OSPAR Commision (OSPAR, 2003) son *Gymnodinium mikimotoi*, *Alexandrium* spp., *Dinophysis* spp. y *Prorocentrum* spp. Además, la especie de diatomea *Pseudo-nitzschia pungens* ha dado lugar a envenenamientos en las costas Europeas debido a la presencia de ácido domoico en sus células (Moestrup, 2004).

1.2.5. CORRELACIONES ENTRE PRESIÓN ANTRÓPICA Y FITOPLANCTON

En el mar Báltico se ha demostrado estadísticamente que existe una relación entre las toneladas de nitrógeno y la clorofila *a* para una gran variedad hidromorfológica de costas distintas. Del análisis se deduce que la relación no es uniforme y que probablemente, dependa de la disponibilidad del nitrógeno y no sólo de factores físicos o morfológicos reflejados en la tipología (Kaas et al., 2005).

Para las costas italianas la falta de datos impiden el establecimiento empírico de estas relaciones.

En el mar del Norte, el modelo determinístico (BLOOM) ha sido utilizado para establecer las relaciones entre la biomasa fitoplanctónica, medida como clorofila *a*, los elementos de calidad fisicoquímicos y las presiones.

Aunque esta relación ha sido ampliamente documentada para algunos sistemas también existen otros sistemas donde un incremento en el nivel de nutrientes no corresponde con una respuesta de aumento de la biomasa fitoplanctónica (Kaas et al., 2005). Esto es debido a que son las características específicas de los ecosistemas (hidrodinámica, morfología costera, etc) las que regulan y modulan las respuestas. Para tener una relación directa entre fitoplancton, biomasa y niveles de nutrientes el crecimiento del fitoplancton tiene que estar limitado por los nutrientes y no por otros factores como la luz, el control por los niveles tróficos superiores o el tiempo de residencia.

1.3. INDICADORES-DIRECTIVA MARCO DEL AGUA

Como se ha comentado anteriormente, para la definición del estado ecológico se buscan elementos del medio (físico, químico o biológico) que presenten una respuesta a las presiones del medio, como la eutrofización o la degradación del hábitat en el caso de las aguas costeras.

Estos elementos del medio se denominan elementos de calidad y se recogen para cada categoría de masas de agua en el Anexo V de la DMA. Para las masas de aguas costeras estos elementos son:

- Indicadores biológicos

Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton

Composición y abundancia de otro tipo de flora acuática

Composición y abundancia de fauna bentónica de invertebrados

- Indicadores hidromorfológicos que afectan a los indicadores biológicos

- Indicadores químicos y fisicoquímicos que afectan a los indicadores biológicos

Respecto a los indicadores fisicoquímicos, tanto generales como específicos, la DMA es relativamente clara en lo que hay que medir e incluso cómo y cuándo medirlo.

Los indicadores hidromorfológicos son algo más difíciles de interpretar ya que la DMA indica de forma general lo que hay que medir pero falta mucha concreción en la interpretación de los resultados.

En lo referente a los elementos biológicos, tanto para fitoplancton como para la flora acuática y fauna bentónica de invertebrados la DMA utiliza como indicadores la composición taxonómica y la abundancia media.

Además, para el fitoplancton también se hace referencia a la de frecuencia e intensidad de floraciones de especies tóxicas. Respecto a la presencia de éstas, en casos específicos donde las actividades humanas son evidentes puede ser fácil demostrar la relación directa entre las especies tóxicas y las actividades antrópicas, sus causas y efectos, pero para escalas regionales mayores esto no es un indicador fiable (Painting et al., 2005).

Por todo ello es importante que estos elementos de calidad posean atributos que reflejen propiedades útiles para la caracterización del estado ecológico. Algunos de estos atributos son:

-Relevancia ecológica: seleccionar aquellos atributos del índice que respondan al impacto de manera causal (Resh et al., 1995).

-Robustez: la respuesta del índice ha de ser independiente de la variabilidad natural que puede constituir una fuente de error importante (Karr y Chu, 1999).

-Sensibilidad: es la capacidad de cada uno de los atributos para discriminar entre las diferentes categorías del estado ecológico (Cairns et al., 1993).

-Predecibilidad: la respuesta del índice frente a la perturbación ha de ser predecible (Barbour y Yoder, 1997).

-Fácil de medir y no destructivos: de manera que permita el desarrollo de protocolos de muestreo respetuosos con el medio ambiente.

Los papeles que desempeñan los distintos indicadores de calidad en la clasificación del estado ecológico de acuerdo con las definiciones normativas del Anexo V, 1.2 de la DMA vienen recogidos en WFD CIS Working Group 2A (2005) y se resumen en la Figura 1.4.

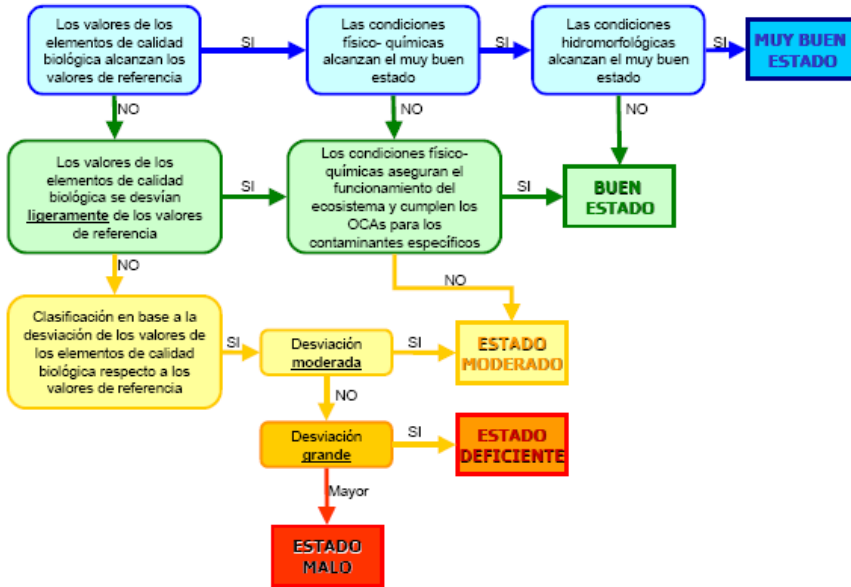


Figura 1.4: Indicación de los papeles que desempeñan los indicadores de calidad biológica, hidromorfológica y físico-química en la clasificación del estado ecológico de acuerdo con las definiciones de normativas del Anexo V, 1.2 de la DMA (WFD CIS Working Group 2A, 2005)

1.3.1. FITOPLANCTON COMO BIOINDICADOR EN LA DMA

Como se ha comentado anteriormente, la primera respuesta biológica al enriquecimiento de nutrientes en un ecosistema acuático, cuando no hay limitaciones por luz o temperatura, es el crecimiento del fitoplancton.

Las consecuencias de la eutrofización de estos ecosistemas acuáticos sobre la comunidad fitoplanctónica incluye incrementos en los niveles de clorofila *a*, mareas rojas, coloración del agua, un incremento de la producción que puede llegar a generar problemas locales de anoxia y cambios en la composición de las especies que forman la comunidad fitoplanctónica.

A largo plazo, los cambios en la calidad del agua se reflejan en la composición fitoplanctónica así como en la presencia de diferentes grupos fitoplanctónicos en diferentes niveles tróficos (Kaas et al., 2005).

Estas diferentes respuestas en la comunidad fitoplanctónica a lo largo de un gradiente de eutrofia pueden ser utilizadas para establecer la escala que define los límites entre las cinco clases de estado (Muy Bueno, Bueno, Moderado, Malo y Muy Malo) (Devlin et al., 2007).

Para la clase de estado “Muy Bueno” la composición y abundancia del fitoplancton tiene que ser consecuente con condiciones ambientales sin alteraciones antrópicas (Devlin et al., 2007).

Se ha de tener en cuenta que para la clase de estado ecológico “Muy Bueno” la Guía de Monitoreo (CIS, 2003:31) enfatiza la necesidad de cuantificar las

variaciones naturales de los elementos de calidad puesto que el establecimiento de los cinco límites fijos ignora las fluctuaciones estacionales reales cuando éstos están basados en valores medios de una serie de años.

La necesidad de afrontar este problema ha sido advertida por varios autores pero rara vez este factor es incluido en los protocolos de evaluación, donde prevalece la necesidad de simplificar las cosas en detrimento de un entendimiento del sistema más realista (Irvine, 2004).

1.3.2. DMA: LAGOS

Para lagos del norte de Europa los cambios en la composición fitoplanctónica a lo largo de un gradiente de eutrofia han sido ampliamente estudiados.

Los cambios más conspicuos mencionados por muchos autores son el incremento de las cianobacterias y las algas verdes así como ciertas especies de diatomeas. Sin embargo, estos cambios sólo fueron descritos cualitativamente. Posteriormente se han desarrollado diversos sistemas indicadores basados en el fitoplancton para la clasificación biológica de los lagos en oligotróficos o eutróficos. Algunos ejemplos extraídos del proyecto REBECA muestran como por ejemplo, Nygaard (1949) en Dinamarca y Thunmark (1945) en Suecia desarrollaron un sistema basado en ratios entre algunos grupos algales para lagos eutróficos y oligotróficos. Heinonen (1980), Hörnström (1981) y Brettum (1989) establecieron una lista de indicadores e índices para evaluar el rango de estado trófico utilizando valores de biomasa. Heinonen listó 100 especies indicadoras en base al ratio de su presencia en lagos oligotróficos y eutróficos sin tener en cuenta los datos físico-químicos. Por otra parte, Brettum listó 150 especies teniendo en cuenta datos fisicoquímicos.

Por ejemplo, a lo largo de un gradiente de concentración de fósforo, Willen (2000), observó un incremento de las cianobacterias y una disminución de las crisofíceas. No obstante, estas clases tienen generalmente un comportamiento heterogéneo respecto al gradiente eutrófico (Telling, 1955; Willen 2000). Entre las crisofíceas, los géneros *Uroglena* y *Synura* indican más bien condiciones eutróficas en vez de oligotróficas. Igualmente ocurre con las cianobacterias donde el orden de las *Chroococcales* incluye un gran número de especies que aparecen principalmente en aguas pobres en nutrientes aunque con la excepción de algunos géneros como *Mycrocystis*, que son indicadoras de condiciones eutróficas (Kaas et al., 2005).

En lagos la proporción de biomasa procedente de diatomeas es alta en primavera, sin embargo esta proporción aumenta aun más con la eutrofización (Willen, 2000). Aunque durante este proceso la relación de diatomeas pennadas disminuye conforme aumenta la concentración de nutrientes.

Estos cambios en las condiciones ambientales (oligotrofia y eutrofia) también se reflejan en cambios en los tamaños celulares. En aguas oligotróficas los taxones de pequeño tamaño son abundantes, mientras que en aguas eutróficas dominan las formas grandes. Aunque también hay que tener en cuenta que la fracción de tamaños celulares está influenciada por los procesos de mezcla y las condiciones de turbulencia (Kaas et al., 2005).

Por otra parte la duración y toxicidad de los proliferaciones es usada como un indicador de la mala calidad de las aguas (Nixon et al., 1996), aunque hay estudios recientes que indican que incluso los lagos que presentan un buen estado ecológico puede ocasionalmente experimentar proliferaciones de cianobacterias tóxicas (Kaas et al., 2005).

En lagos la presión más importante que afecta al fitoplancton es la eutrofización. Para el estudio de cómo afecta esta presión al elemento de calidad se han desarrollado curvas de respuesta para los indicadores fitoplanctónicos a lo largo del gradiente de presión (eutrofización). Estas curvas deben ser utilizadas como base para recomendar los límites entre las diferentes clases de estado ecológico.

Con la finalidad de desarrollar un sistema de clasificación fácil para ser utilizado en la gestión, tal y como indica la DMA, se han desarrollado indicadores a un nivel taxonómico de clases puesto que éstas son más fáciles de monitorear que niveles taxonómicos más bajos.

Diferentes métodos analíticos con enfoques distintos han sido desarrollados para lagos. El primero de ellos es un indicador basado en taxones simples. El segundo está basado en agregados de grupos, donde las especies se agrupan en subgrupos de “referencia”, “alerta” o “impacto”. Este enfoque ha sido utilizado en el proceso de intercalibración del grupo GIG del norte de Europa. Y por último, el tercer método está basado en la distribución de la proporción de una determinada clase fitoplanctónica a lo largo de un gradiente de presión (Figura 1.5). Este último método es útil para detectar los cambios no lineales de la composición a lo largo de un gradiente de presión y además requiere una baja resolución taxonómica.

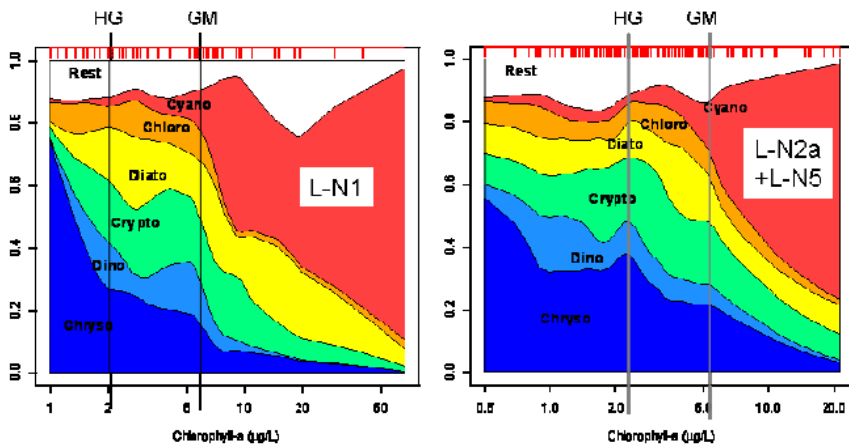


Figura 1.5: Composición relativa acumulada para dos lagos diferentes con la propuesta de límites entre las clases de estado ecológico Muy Bueno, Bueno y Moderado (REBECCA)

También existe la modalidad de grupos fitoplanctónicos modificados (Figura 1.6). Como se ha comentado anteriormente algunas clases como cianobacterias y crisofíceas presentan géneros con respuestas diferentes a la del resto del grupo.

Por tanto, excluyendo algunos taxones (géneros) de estas clases la respuesta de la clase es más homogénea (grupos modificados). Algunos ejemplos de estos grupos modificados son:

- Chrysophytas – (*Synura* + *Uroglena*)
- Cianobacterias – *Chroococcales* + *Mycrocystis* + *Woronichinia*
- Diatomeas pennadas

Este enfoque ha sido utilizado en lagos del norte de aguas limpias aunque no parece haber funcionado tan bien para lagos húmicos debido a la débil respuesta de las cianobacterias al gradiente de presión.

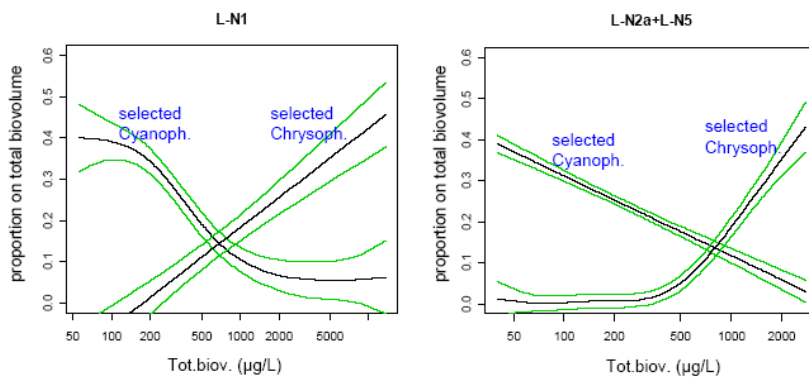


Figura 1.6: Ejemplos de pautas de grupos modificados para lagos del norte

Para lagos del norte de Europa y del Báltico la relación de la clorofila *a* y el fósforo total con la composición fitoplanctónica ha sido estudiada con objeto de establecer los límites de las clases ecológicas (Kaas et al., 2005). Los indicadores fueron identificados en base a la frecuencia de aparición a lo largo de un gradiente de presión (clorofila *a* o fósforo total), para los diferentes tipos, a partir de datos brutos de varios años en vez de la media de estos.

A continuación en la Figura 1.7, se muestra un ejemplo recogido para lagos del norte tipo LN1 (alcalinidad moderada, poco profundos y aguas limpias). Los grupos indicadores se muestran como porcentaje del total de biomasa fitoplanctónica. Las líneas azules son los indicadores de referencia, de julio a septiembre formado por el grupo de las crisofíceas. Las líneas amarillas muestran los indicadores de alerta formado por las diatomeas pennadas con muestras de mayo a julio. Por último, los indicadores de impacto son las cianobacterias de julio a septiembre, excluyendo las *Chroococcales* puesto que estas últimas, como se ha comentado anteriormente, no son indicadoras de impacto.

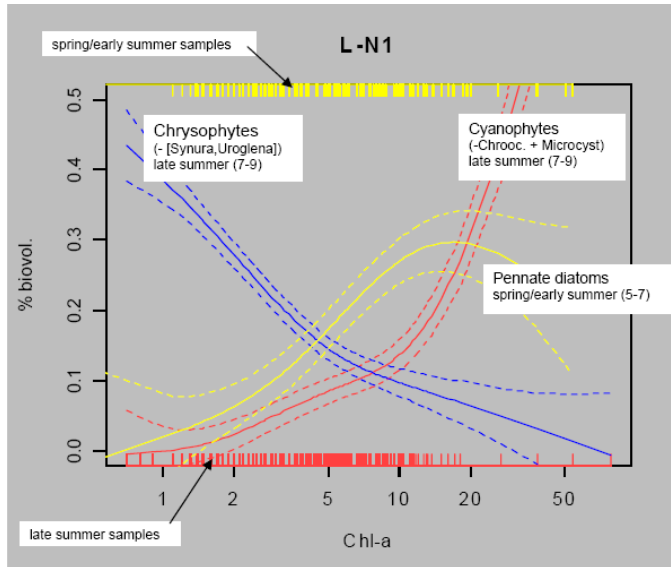


Figura 1.7: Regresiones no lineales de la composición taxonómica del fitoplancton a lo largo de un gradiente de clorofila *a*. Ejemplo para lagos del norte tipo LN1

1.3.3. DMA: MASAS DE AGUAS COSTERAS DEL ATLÁNTICO NORTE

Reino Unido:

Para las aguas marinas del Reino Unido se han establecido una serie de índices que de alguna manera miden aspectos relacionados con el enriquecimiento en nutrientes como pueden ser el incremento en la biomasa fitoplanctónica, incrementos en los recuentos de taxones fitoplanctónicos y/o alteraciones de los ciclos estacionales.

El primer índice propuesto es la medida de la biomasa fitoplanctónica utilizando como estimador de ésta el percentil 90 de los valores de la clorofila *a* desde abril a septiembre.

El segundo índice mide la frecuencia de recuentos elevados de taxones fitoplanctónicos donde se incluye por una parte la clorofila *a*, la ocurrencia de recuentos donde la densidad celular de algunas especies sea mayor a 10^6 cel/L, aumentos concretos de organismos de la especie *Phaeocystis* spp. ($>10^5$ cel/L) y el incremento del total de organismos ($>10^7$ cel/L).

Por último, el tercer índice propuesto mide las alteraciones estacionales de los principales grupos funcionales fitoplanctónicos (Devlin et al., 2007).

Holanda:

En un principio se definieron varios enfoques para establecer el índice de calidad en la reunión de ISPRA celebrada en enero de 2010. El primero de ellos estaba basado sólo en la concentración de clorofila *a* (en el que no se tenía en cuenta ni la composición ni la abundancia fitoplanctónica), el segundo en la concentración

de clorofila *a* y proliferaciones de *Phaeocystis* spp. y el tercero basado en los dos anteriores más la frecuencia de proliferaciones de otras especies.

Los resultados demostraron que apenas había diferencia en la clasificación ecológica entre el uso del segundo y tercer enfoque y por tanto, es el uso de la clorofila *a* y la frecuencia de proliferaciones de *Phaeocystis* spp., los parámetros propuesto por Holanda (Baretta-Bekker y Prins, 2010).

El índice final es definido como la media de los índices de clorofila y el menor de la clorofila o del índice de *Phaeocystis*: “ EQR_{chl} and min (EQR_{chl} , EQR_{Ph})”

Para definir las proliferaciones de organismos fitoplanctónicos se propusieron cuatro límites (10^5 , 10^6 , 10^7 , 10^8). Con el primero de ellos la mayoría de los meses se obtenían proliferaciones, el segundo valor era el que mejor detectaba las proliferaciones de *Phaeocystis* spp. y de otras especies (principalmente diatomeas), el tercero solo detectaba *Phaeocystis* spp. y el último apenas nada, de ahí que se propusiera el valor 10^6 cel/L como límite.

De modo que por el momento la biomasa (medida como clorofila *a*) y la abundancia de una (o más) especies específicas es suficiente para la evaluación del estado ecológico puesto que para este tipo de ecosistemas las proliferaciones de otras especies parece no afectan a los resultados de la clasificación, aunque la relación entre el total de células fitoplanctónicas y la carga de nutrientes no ha sido establecida.

1.3.4. DMA: MASAS DE AGUAS COSTERAS DEL MEDITERRÁNEO

Croacia:

Para el Mediterráneo la biomasa fitoplanctónica (clorofila *a*) es el único parámetro del elemento de calidad biológica del fitoplancton considerado. Los diferentes Estados Miembros han utilizado diversos métricos para la medida de este parámetro (media o percentil 90) y con datos de superficie o datos que integran toda la columna de agua en diferentes periodos (un año para la media y 5-6 para el P_{90}).

MS	Percentile 90 th	Average (A-arithmetric, G-geometric)	Based on: Raw data (R)/Geomean (G)
France	X		R
Spain	X	A	R
Italy	X		G
Slovenia		G	R
Greece	X	A	
Cyprus	X	A	

Tabla 1.5: Métricos utilizados en los Países Miembros del Mediterráneo

Se ha utilizado el índice TRIX que asigna un valor numérico (de 0 a 10) para la medida del nivel de eutrofia. Este índice incluye medidas de clorofila *a* (ChA), %

de saturación de oxígeno (aD%O), nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) y fósforo total (TP). Los coeficientes k y m adoptan valores de 1,5 y 10/12 respectivamente.

$$\text{TRIX} = (\text{Log}_{10} [\text{ChA} \cdot \text{aD}\% \text{O} \cdot \text{DIN} \cdot \text{TP}] - k) \cdot m$$

A continuación se muestran las correlaciones de este índice con la clorofila a , el nitrógeno inorgánico disuelto y el fósforo total para el mar Adriático (Precali, 2010).

TRIX	métrico	R ²	N
Clorofila a $\mu\text{g/L}$	mediana	0,944	44
	P ₉₀	0,720	38
Nitrógeno Inorgánico Total	mediana	0,497	25

Tabla 1.6: Correlaciones del índice TRIX con clorofila a y nitrógeno inorgánico total para el Adriático

A continuación se muestra la correlación de la clorofila a con el fósforo total para el mar Adriático con un coeficiente de correlación de 0,803.

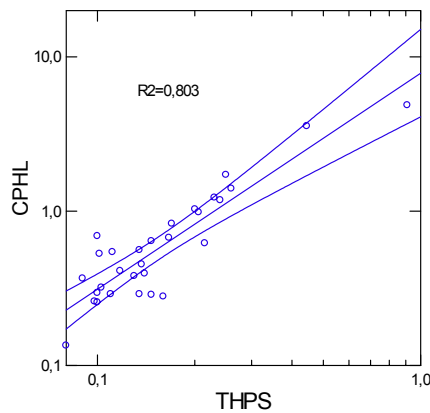


Figura 1.8: Relación clorofila a vs. fósforo total para el Adriático

La propuesta de estado ecológico utilizando el índice TRIX para el Adriático es la siguiente:

Eutroph. status Eutroph. degree Color	z_{80}/m	$\gamma(O_2/O_2')$	$c(TIN)$ $mmol\ m^{-3}$	$c(TP)$ $mmol\ m^{-3}$	$c(Chla)$ $mg\ m^{-3}$	TRIX	Description
High Oligotrophic Blue	>10	0,8-1,2	<2	<0,3	<1	2-4	- low trophic level - good water transparency - absence of anomalous colours of water - absence of subsaturation of dissolved oxygen
Good Mezotrophic Green	3-10	s.- 1,2-1,7 b.- 0,3-0,8	2-10	0,3-0,6	1-5	4-5	- average trophic level - occasional clouding of water - occasional anomalous colours of water - occasional hypoxia
Moderate Eutrophic Yellow	<3	s.- >1,7 b.- 0,3-0,8	10-20	0,6-1,3	5-10	5-6	- average trophic level - occasional clouding of water - occasional anomalous colours of water - hypoxia and occasional anoxia - problems in benthic communities
Poor Ekstremely entro. Orange	<3	s.- >1,7 b.- 0,0-0,3	>20	>1,3	>10	6-8	- high trophic level - high turbidity of water - persistent colouring of water - persistent hypoxia and anoxia - dying of benthic organisms - alteration of benthic communities

Tabla 1.7: Estado ecológico utilizando el índice TRIX para el Adriático

Francia:

En Francia, con muestreos mensuales todos los años (2003-2008), la biomasa fitoplanctónica se estima con el percentil 90 de la clorofila *a*. Respecto a la composición fitoplanctónica no se ha realizado todavía nada y para la abundancia de fitoplancton se han establecido dos enfoques. El primero de ellos, para las proliferaciones de todas las especies, el métrico utilizado es el porcentaje de muestras con valores mayores a 100.000 cel/l para especies grandes y 250.000 cel/L para especies pequeñas tanto para aguas de transición como costeras. Con el valor de referencia de 16,7% (igual a dos episodios de proliferaciones por año) los límites entre clases quedan de la siguiente manera:

HIGH	GOOD	MODERATE	POOR	BAD
< 20%	> 20%	> 40%	> 70%	> 90%
> 0,83	> 0,42	> 0,24	> 0,19	> 0,19

Tabla 1.8: Límites entre clases de estado ecológico para las proliferaciones fitoplanctónicas para aguas de transición y costeras de Francia

El segundo enfoque es para la fracción pico y nanoplanctonica medida con citómetro de flujo donde se utiliza el percentil 90 para aguas de transición y lagos. Para estas masas de aguas los muestreos de clorofila y fitoplancton son mensuales de junio a agosto (Belin, 2010).

1.4. MÉTODOS DE RECuentOS FITOPLANCTÓNICOS

Actualmente existen diversos métodos para la medida de la composición del fitoplancton (Hamilton, et al., 2001). Éstos se pueden agrupar en métodos directos como el método de microscopía invertida (Utermöhl, 1931), la microscopía de epifluorescencia (Vargo, 1978) o la microscopía electrónica y métodos indirectos como la cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) (Hsiu-Ping, 2002), citometría de flujo o cuantificación por espectros de absorción (Martínez-Guijarro, 2009).

El primero de ellos, el método del Utermöhl (1931), consiste en dejar sedimentar las muestras de agua durante un periodo de tiempo determinado, que puede variar desde las 12 a las 24h en cámaras de sedimentación las muestras previamente fijadas con solución de Lugol. Durante este tiempo las células más grandes sedimentan en el fondo de la cámara y posteriormente éstas se visualizan con un microscopio invertido.

Esta técnica que ha sido ampliamente utilizada presenta ciertos inconvenientes. El primero de ellos es el uso de la solución de Lugol como agente fijador de las células puesto que éste se degrada rápidamente por oxidación y pierde capacidad fijadora. De hecho, aunque el método normalizado asegura que tras la adición del lugol las muestras se conservan a temperatura ambiente año y medio esto no es así ya que se produce una degradación de los organismos más lábiles que da lugar a que en los recuentos sólo aparezcan formas con tecas o frústulas predominantemente.

Éste es un problema que queda resuelto mediante el uso de glutaraldehído y la conservación en frío de las muestras. En este último caso, los recuentos realizados en Utermöhl, a pesar de los problemas de sedimentación y los derivados de la utilización de tan solo 400 aumentos, se resuelven en parte pudiéndose obtener datos más fiables de la fracción nanoplanctónica.

Además si se añade lugol en grandes cantidades a la muestra se tiñe tanto el material detrítico como el material viable y no sólo los amiloplastos, lo que entorpece la posterior identificación de las células.

Aunque el principal problema de esta técnica radica en que la fracción pico y nanoplanctónica del fitoplancton no sedimenta bien en las cámaras (Lund et al., 1985; Paerl, 1984) y por tanto los recuentos obtenidos con este método minusvalora los valores de estos grupos (pico y nanoplanctónico). Esto se debe a que los organismos estrictamente planctónicos que viven en ecosistemas con estancamiento estival y condiciones hidrodinámicas de calma, al estar más adaptados a estos ambientes, no sedimentan bien en las cámaras empleadas en el método del Utermöhl, además las células de pequeño tamaño también pueden quedar adheridas a las paredes de las cámaras (Paerl, 1984).

Las deficiencias señaladas en el método del Utermöhl dan lugar a que en la mayor parte de los resultados obtenidos sobre composición de la comunidad fitoplanctónica se reduzca a dinoflagelados, diatomeas y algunas veces coccolitofóridos quedando todos los flagelados y las formas mas pequeñas menores a 5 µm (primnesiales, criptofíceas, clorofíceas, prasinofíceas, crisofíceas

y rafdofíceas) sin evaluar (Paerl, 1978; Webber et al., 2005; Domingues et al., 2008).

La técnica de la microscopía de fluorescencia (EFM) está basada en la autofluorescencia natural que poseen los pigmentos fotosintéticos de las células fitoplanctónicas cuando son irradiadas con una luz azul-violeta (~ 450nm). Como apunta Vaultot et al., (2001), esta técnica es la única que permite detectar la fracción picoplantónica (0,2-2 μm), incluyendo las picocianobacterias (Sherry y Wood, 2001), además de las nano y macroplantónicas.

Con la microscopía de epifluorescencia se permite diferenciar los organismos autótrofos de los heterótrofos, como por ejemplo los dinoflagelados (Hansen, 1991) u otros grupos pico y nanoeucariontes (Simon, et al., 1995). Además, debido a la diferente fluorescencia que presentan los organismos fitoplanctónicos a lo largo del ciclo vital también es capaz de detectar células senescentes (González del Río et al., 2005) y permite evaluar la fidelidad de los datos de clorofila *a* que derivan de presencia de restos vegetales no fitoplanctónicos.

En las imágenes obtenidas por la EFM se puede observar la organización celular interna de las células (núcleo, vacuolas, plastos, pirenoides etc.) así como la coloración de éstos debida a los diferentes pigmentos (Jacquet, 2002).

Por último, este método permite caracterizar la composición fitoplanctónica de manera rápida, en un tiempo que usualmente dura menos de 1h, mientras que las técnicas de sedimentación (Utermöhl) requieren a veces periodos de procesamiento de días (Paerl 1984).

Aún así, esta técnica presenta problemas derivados de las imágenes obtenidas con EFM puesto que son muy diferentes a las que se consiguen con la microscopía tradicional. A esto se le une el hecho de que la taxonomía actual está realizada para microscopía óptica convencional y no para microscopía de epifluorescencia motivo que repercute en el uso de esta técnica por parte de la comunidad científica.

La microscopía electrónica es más resolutive que la óptica. En general los tiempos de preparación y observación son más largos que en la microscopía óptica y por tanto resulta una técnica difícil de usar para controles rutinarios de comunidades fitoplanctónicas además de ser mucho más costosa.

Respecto a los métodos indirectos, la citometría de flujo es una técnica basada en la absorción y dispersión de la luz por parte de las células fitoplanctónicas y la fluorescencia de las clorofilas y ficobilinas. Aunque esta técnica es rápida y precisa presenta la desventaja de que las ficobilinas están presentes solamente en dos clases de fitoplancton y por tanto la clasificación taxonómica por citometría se limita a tres grupos principales: cianobacterias, clorofíceas y el resto (Moberg et al., 2002). Esta técnica mide picos o señales integradas procedentes de las células fitoplanctónicas y por ello raramente son identificadas a nivel de género o especie, puesto que son las características ópticas los criterios de clasificación.

Además hay que añadir que la mayoría de citómetros analizan un volumen de muestra muy pequeño (< 5mL) por lo que para detectar grupos menos abundantes se requiere una preconcentración de la muestra que en muchos casos

desencadena en interferencias por parte del material particulado como detritus presente en la muestra. Además esta técnica no puede ser empleada para medir células fitoplanctónicas de tamaños grandes ni formas coloniales.

Otra técnica utilizada para la determinación de las comunidades fitoplanctónicas es la cromatografía líquida de alta resolución HPLC (Jeffrey et al., 1997). Ésta se basa en la premisa de que diferentes grupos fitoplanctónicos poseen distintos pigmentos. La medida de la concentración de éstos puede ser expresada como un porcentaje del valor de la clorofila *a* para cada clase específica y con un factor de conversión adecuado se puede estimar la distribución relativa de cada clase presente en la muestra (Hsiu-Ping et al., 2002). El problema es que la mayoría de pigmentos no son específicos de un solo grupo sino que diversos grupos pueden compartir pigmentos.

Por último están los métodos que se basan en las propiedades ópticas del fitoplancton para cuantificar la biomasa (Martínez-Guijarro, 2009). En estos métodos se determina el espectro de absorción dentro del rango del visible y aplicando a las densidades ópticas técnicas estadísticas utilizadas en quimiometría se puede determinar cuantitativamente, a nivel de clases, la comunidad fitoplanctónica. Estos métodos que no sustituyen a los recuentos fitoplanctónicos sino que los complementan aportan más información sobre el contenido en la muestra y permiten clasificar las muestras en diversos grupos y minimizar el número de muestras a analizar posteriormente al microscopio.

OBJETIVOS

El objetivo de esta tesis doctoral es desarrollar un sistema de indicadores del nivel de eutrofia basado en la composición de la comunidad fitoplanctónica.

Para llegar a tal fin en primer lugar se analizarán los cambios y diferencias de la comunidad fitoplanctónica y sus componentes a lo largo de la costa de la Comunidad Valenciana y del gradiente de eutrofia en ellas existente determinando qué grupos funcionales predominan y cómo varía la composición de la comunidad en función de estos grupos, tanto en lo que respecta a la densidad celular como a los porcentajes de abundancia u otras variables que se dan entre ellos.

Tras establecer el modelo conceptual en este trabajo se pasará a cuantificar hasta qué punto los cambios cualitativos que se observan en los diferentes parámetros presentan una correlación significativa con el gradiente de eutrofia determinando:

- Cuál es la correlación y nivel de significancia entre la clorofila *a* y los diversos parámetros
- Cuál es la correlación y nivel de significancia entre el fósforo total y los diversos parámetros

Una vez determinados qué parámetros y qué métricos son los que presentan una mayor correlación y significancia se tratará de analizar su capacidad para desarrollar un índice multimétrico:

- Analizando cuáles de estos parámetros son los más adecuados para discriminar el nivel de eutrofia en las diferentes masas de agua costeras de las dos tipologías que existen en la Comunidad Valenciana

Una vez realizado esto se analizará si existe o no correlación, entre el nuevo índice desarrollado y el fósforo total. Posteriormente se compararán estos resultados con las correlaciones y significancia existentes entre el índice utilizado actualmente (P_{90} de clorofila *a*) y el fósforo total, determinando cuál es el más apropiado.

CAPÍTULO 2

ÁREA DE ESTUDIO: COMUNIDAD VALENCIANA

El presente estudio se ha llevado a cabo en el litoral valenciano. En este capítulo se describe el litoral de la Comunidad Valenciana desde el punto de vista jurídico, administrativo y científico, así como las principales infraestructuras litorales presentes en la Comunidad Valenciana.

2.1. MARCO JURÍDICO

La referencia legal recae en la actual Ley de Costas que da distinto tratamiento a los diferentes componentes del litoral y distingue:

- Parte marítima: La parte marítima es de dominio público (la Constitución Española así lo señala, en su artículo 132.2 “Son bienes de dominio publico español los que determine la ley y en todo caso, la zona marítimo terrestre, las playas, el mar territorial y los recursos naturales de la zona económica y la plataforma continental”).

- La parte marítimo-terrestre: Esta parte de dominio público comprende “el espacio entre la línea de bajamar escorada o máxima viva equinoccial, y el límite hasta donde alcanzan las olas en los mayores temporales conocidos o, cuando lo supere, el de la línea de pleamar máxima viva equinoccial” y “las playas o zonas de depósito de materiales sueltos tales como arena, grava y guijarros, incluyendo escarpes, bermas y dunas, tengan o no vegetación, formadas por la acción del mar o del viento marino, u otras causas naturales o artificiales.

- La parte terrestre, donde la propiedad puede ser privada, excepto en los bordes de la costa (dominio público marítimo-terrestre) y en defensa de los intereses generales se establecen zonas de servidumbre: tránsito, de 6 metros de ancho, y protección, de 100 metros de ancho, en las que están prohibidos usos como edificaciones y vías de transporte, y de influencia, de 500 metros, donde se regulan ciertos usos.

2.2. MARCO ADMINISTRATIVO

Las administraciones que se reparten las competencias del litoral son el Estado, las Comunidades Autónomas y los Ayuntamientos. El origen del reparto de competencias está en nuestro texto constitucional (Art. 148, 149).

En un principio la mayor parte de las competencias en tutela y gestión del litoral se concedieron al Estado (titularidad del dominio público marítimo-terrestre,

protección, defensa, control de usos de interés general, preservación de elementos naturales y prevención de las consecuencias de las obras e instalaciones, servidumbres de protección y tránsito de acceso al mar).

Posteriormente, se reconocieron las competencias de las Comunidades Autónomas en materia de ordenación del territorio, obras públicas, gestión en materia de protección del medio ambiente, pesca en aguas interiores, marisqueo y acuicultura. En este marco, el Estatuto de Autonomía de la Comunidad Valenciana atribuye la competencia exclusiva a la Generalitat en materia de "Ordenación del territorio y del litoral, urbanismo y vivienda", donde es la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda la responsable "del control de la calidad de las aguas y el ejercicio de las competencias autonómicas en materia de vertidos y de protección y control del litoral".

Los Ayuntamientos asumen las competencias en informes sobre deslindes de dominio público marítimo-terrestres, solicitudes para concesiones de ocupación y aprovechamiento, servicio de limpieza, higiene y salubridad.

Es la Generalitat Valenciana la encargada de velar por la aplicación de la Directiva Marco del Agua, así como por la consecución de los objetivos que ésta plantea para las aguas costeras en el territorio de la Comunidad Valenciana.

2.3. MARCO CIENTÍFICO

Desde el punto de vista científico el litoral es la zona de transición entre ambientes acuáticos y terrestres que engloba tres zonas. La primera de ellas es la zona terrestre de transición, que es la franja de tierra permanentemente emergida, próxima al dominio acuático generalmente no expuesta a la acción directa del mar. La segunda de ella es la zona acuática de transición, que corresponde a la franja marina que no interfiere de manera directa con el medio terrestre. Por último está la zona mixta o franja en la que confluyen o contactan las dos anteriores, existiendo una zona terrestre influenciada directamente por el mar y una zona acuática que interfiere directamente con el medio terrestre. A esta zona mixta se la denomina costa.

El presente estudio se ha llevado a cabo a lo largo del litoral valenciano. A continuación se describe el marco físico y biológico de la zona de estudio así como las zonas protegidas presentes en el litoral de la Comunidad Valenciana.

2.3.1. MARCO FÍSICO

GEOGRAFÍA

La Comunidad Valenciana está delimitada al oeste por las cadenas montañosas del Sistema Ibérico y Bético. El sistema Ibérico es el que ocupa más extensión de la frontera oeste abarcando las provincias de Castellón, Valencia y buena parte de Alicante. En este sistema nacen los ríos que aportan más recursos hídricos a la Comunidad Valenciana; Mijares, Turia y Júcar. La frontera oeste del sur de la provincia de Alicante está ocupada por la parte final del Sistema Bético, donde nacen los ríos Serpis y Vinalopó.

La llanura costera es una plataforma aluvial que se extiende a lo largo de la franja costera. Tiene más de 450 km de longitud y su mayor anchura es de 40 km. En esta llanura costera está implantada la mayor parte de la agricultura de regadío y más del 85 % de la población de la Comunidad Valenciana (INE, 2009).

CUENCAS HIDROGRÁFICAS

Las aguas costeras de la Comunidad Valenciana se ven afectadas por dos demarcaciones hidrográficas, la del Júcar y la del Segura, y sus límites han quedado definidos mediante el Real Decreto 125/2007, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas.

Los ríos que atraviesan la Comunidad Valencia están incluidos fundamentalmente en la demarcación de la Confederación Hidrográfica del Júcar y en mucha menor medida en las demarcaciones de la Confederación Hidrográfica del Segura y del Ebro. En la siguiente figura se muestran las demarcaciones de las Confederaciones Hidrográficas del Ebro, Júcar y Segura.

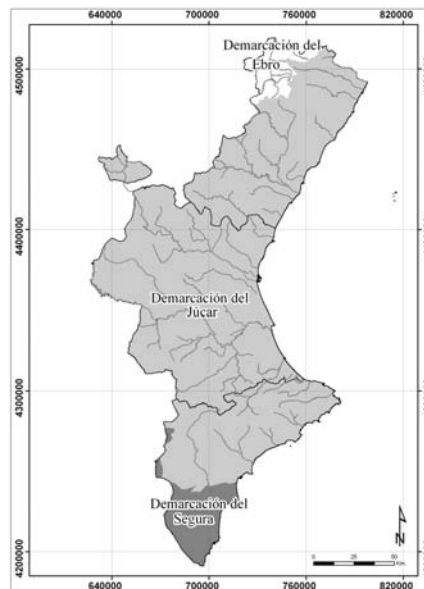


Figura 2.1: Demarcaciones de las cuencas hidrográficas de las Confederaciones Hidrográfica del Ebro, Júcar y Segura en la Comunidad Valenciana

Los ríos más importantes de la demarcación hidrográfica del Ebro que tienen parte de su curso en la Comunidad Valenciana son el Bergantes, afluente del Guadalope, y el Matarraña, afluente del Ebro por su margen derecha.

Los ríos más importantes que atraviesan la Comunidad Valencia incluidos dentro de la demarcación de la Confederación Hidrográfica del Júcar son los siguientes: Cenia, Mijares, Palancia, Turia, Júcar, Serpis y Vinalopó. De ellos el Cenia, el Palancia, el Serpis y el Vinalopó tienen todo su curso dentro de la Comunidad Valenciana, mientras que Mijares, Turia y Júcar son compartidos con las

Comunidades Autónomas limítrofes, Aragón y Castilla la Mancha. Todos estos ríos desembocan en el mar Mediterráneo en la costa de la Comunidad Valenciana.

El río más importante de la demarcación hidrográfica del Segura es el Segura, que atraviesa el sur de la provincia de Alicante desembocando en el mar Mediterráneo en el municipio de Torrevieja.

En la siguiente tabla se muestra la longitud (km) y las superficies de la cuenca (km²) de los principales ríos de la Comunidad Valenciana.

Nombre	Longitud (km)	Superficie Cuenca (km ²)
Mijares	156	4.028
Palancia	85	911
Turia	280	6.394
Júcar	498	21.578
Serpis	75	753
Segura	325	19.525

Tabla 2.1: Principales ríos de la Comunidad Valenciana, longitud y superficie de cuenca

Desde el punto de vista de las cuencas fluviales y los aportes continentales, el cabo San Antonio es un punto de ruptura, donde en la zona norte las cuencas son mayores y reciben aportes continentales, bien en forma de ríos o acequias, mientras que al sur del cabo las cuencas fluviales son menores y los ríos existentes en el territorio no llevan agua en su salida al mar (Serra, 2005).

MORFOLOGÍA LITORAL

El litoral de la Comunidad Valenciana está situado en el oeste del Mediterráneo español, conformando el óvalo Valenciano que está limitado por el delta del Ebro y el cabo de San Antonio. Al sur de esta formación se produce un cambio de la alineación de la costa.

En el litoral valenciano se encuentran dos modelos básicos de costa caracterizados por la naturaleza del sustrato: la costa de arenas y fondos blandos y la costa de acantilados y fondos duros (Hermosilla, 2009).

Las primeras son costas bajas, arenosas, con dominio de los procesos de acumulación de sedimento. El sedimento, constituido principalmente por arenas, limos y gravas, es arrastrado por las corrientes marinas de dirección norte-sur y es depositado a lo largo del litoral en zonas en las que los efectos de las corrientes están más atenuados. La corriente marina predominante tiene la dirección norte-sur, lo que permite que el río Ebro, que desemboca fuera de la Comunidad Valenciana, sea la fuente principal de aporte de materiales sedimentarios (Díez, 1996). En estas playas las formaciones más características son las dunas, los cordones dunares y los humedales costeros.

Los acantilados son un tipo de costa de erosión único en el Mediterráneo. Sobre los acantilados actúa una fuerte agresión mecánica ocasionada por el oleaje. La naturaleza geológica de los acantilados determina su mayor o menor resistencia al mar.

Geomorfológicamente la costa de la Comunidad Valenciana es diferente al norte y sur del cabo de San Antonio (Díez, 1996). Al norte, la costa es de depósito, costa baja o playa, salpicada por pequeños retazos de acantilados bajos y/o costa rocosa baja. Al sur del cabo de San Antonio la configuración se invierte. En este tramo predomina la costa acantilada alta y baja así como la rocosa baja y también retazos de costas bajas que predominan sobre todo, al sur del cabo de Santa Pola (Serra, 2002; MEDOCC-BEACHMED, 2003).

CLIMA

El clima dominante en la Comunidad Valenciana es de tipo mediterráneo con inviernos suaves y un intenso y largo periodo estival. Respecto al clima se pueden distinguir tres subzonas. La primera comprendería la zona costera desde el límite con Cataluña hasta el final de la comarca de la Marina donde se daría un clima mediterráneo típico. En el interior de las provincias de Castellón, Valencia y el norte de Alicante se hace notar más la influencia continental y la mayor altitud. La temperatura es más baja y las precipitaciones mayores, siendo habituales las nevadas durante el invierno. Por último, en la zona sur de Alicante, desde el cabo de San Antonio hacia el sur, se dan unas condiciones de menor pluviometría y mayores temperaturas.

En general las precipitaciones presentan también un gradiente claro reduciéndose conforme se avanza hacia el sur de la Comunidad Valenciana. En la zona litoral el cabo de San Antonio es un punto de ruptura pluviométrico con registros superiores hacia el norte (CEAM, 2008).

USOS DEL SUELO EN EL LITORAL

Los usos del suelo en la Comunidad Valenciana varían ampliamente a lo largo del litoral. La franja litoral representa el 18% de la superficie dedicada a la agricultura y el 31% de los cultivos de regadío (GVA, 2009). Respecto a estos últimos, la distribución es más o menos uniforme en la provincia de Valencia y concentrada en la mitad sur en Castellón y Alicante. Los cultivos de secano son claramente minoritarios en el litoral de la provincia de Valencia y presentan superficies similares en Castellón y Alicante.

Las actividades industriales se concentran en la provincia de Castellón en torno a la capital donde se reúne la industria cerámica, la refinería, la planta de producción de caprolactama y la térmica existentes. En la provincia de Valencia las mayores concentraciones industriales se dan en las comarcas del Campo de Morvedre (regasificadora, térmica de ciclo combinado, industria metálica,...) y la comarca de La Huerta (madera, mueble, alimentación, productos metálicos) y en menor medida en la Ribera Baja (alimentación). En la provincia de Alicante la actividad industrial se concentra en el sur de la provincia (calzado, juguetes,...) y en el norte donde el sector de la alimentación desarrolla una importante actividad industrial (GVA, 2009).

El uso residencial del suelo en la Comunidad Valenciana se concentra en el litoral. Históricamente éste ofrecía los mejores suelos para la agricultura y los sistemas de regadío y actualmente por el desarrollo turístico.

En Castellón los usos residenciales del suelo se concentran en torno a la capital, con desarrollos turísticos importantes en la zona norte de la provincia. En Valencia la mayor densidad de población se agrupa también en el ámbito de la capital y sus alrededores, estando los desarrollos turísticos concentrados en el tramo que va del cabo de Cullera al límite sur de la provincia. En Alicante la mayor densidad de población se congrega entorno a la capital y los asentamientos turísticos se distribuyen por toda la costa, destacando la parte norte (Denia, Jávea, Benidorm...) y la sur, el importante asentamiento turístico de Torrevieja.

CLIMA MARÍTIMO

Corrientes

La circulación marina en el Mediterráneo Occidental está forzada principalmente por los cambios de temperatura y salinidad del agua (circulación termohalina), aunque superficialmente puede verse modificada por los vientos, avenidas, temperatura, salinidad y oleaje, fundamentalmente en las proximidades de la costa.

En términos generales, la circulación superficial mediterránea hace un giro ciclónico, con aguas atlánticas que entran por Gibraltar, se extienden por el norte de África y la cuenca central, entre Baleares, Córcega y Cerdeña, recorren el sur de Francia y el golfo de León y vuelven en dirección sur siguiendo el litoral.

En la franja más cercana a la costa las corrientes superficiales son de dirección variable. La dirección preferente es norte-sur, como sentido general, aunque localmente puede ser sur-norte por causa de los abrigos naturales.

En las proximidades de la costa hay que añadir las irregularidades morfológicas de los fondos y las variaciones de profundidad que provocan irregularidades en los flujos de corriente (GVA, 2009).

Mareas

Las mareas en el Mediterráneo son muy débiles y la amplitud no supera normalmente los 20-40cm con una periodicidad semidiurna (Rodríguez, 1982; Ibáñez et al., 1997).

Las mareas hay que diferenciarlas entre las astronómicas y las meteorológicas. En el caso de las mareas astronómicas son clasificables como micromareas (Ibáñez et al., 1997; Rodríguez, 1982), con una carrera de marea inferior a los veinticinco centímetros y no tienen efectos sobre las corrientes locales, excepto en bahías y zonas estuarinas, tanto por las bajas profundidades como por los efectos de intrusión. En el caso de las mareas meteorológicas, que incluso pueden ser de mayor entidad, pueden llegar a alcanzar sobreelevaciones cercanas al metro, cuando no superiores, y descensos en el entorno de los veinticinco centímetros. Estas mareas no generan corrientes, ni las modifican en profundidad, pero son importantes desde el punto de vista de intrusión, inundaciones en la zona litoral y potencial efecto de cambios morfológicos en costas bajas.

Oleaje

El Mediterráneo es un mar habitualmente poco alterado y bajo energéticamente, por tanto el oleaje es un factor hidrodinámico muy importante. La importancia se debe a que es un generador de corrientes locales por propagación, y fundamentalmente, por rotura, generando corrientes de retorno y de transporte sólido litoral, y en este caso con direcciones principales normal y paralelas a la costa.

Al norte del cabo de San Antonio predominan los oleajes del primer cuadrante, NE y E, siendo éstos los más intensos y probables y causa de que el sentido neto de la corriente litoral sea norte-sur.

Al sur del cabo de San Antonio, como consecuencia del fetch geográfico, los oleajes más importantes son los de segundo y tercer cuadrante, siendo éstos menos energéticos (Díez, 1996).

Vientos

Los vientos dominantes en gran parte de la costa son los de componente NE y E, excepto al sur del cabo de San Antonio donde el NE se cambia por el SE uniéndose a los anteriores. En todo el litoral los vientos de componente W son más intensos al norte del cabo (Serra y Medina, 1996).

Durante los meses de verano predomina el régimen de brisas, terrales y marinadas en todo el litoral. Los vientos del levante, juntos con los de NE, se presentan principalmente en el otoño y primavera siendo los responsables de los fuertes temporales, al igual que de las mareas meteorológicas positivas y acompañadas de fuertes precipitaciones.

Temperatura

La temperatura de las aguas costeras está determinada básicamente por el nivel de insolación, la temperatura del aire y la hidrografía. Esta última permite, a través del estancamiento, el calentamiento de las aguas superficiales por el sol. Además, con las grandes tormentas se produce el descenso de la temperatura al introducir aguas profundas y frías en la costa. El rango de variación para el litoral valenciano va de 13° C en la época más fría hasta más de 30° C que se pueden alcanzar en algunas playas durante el verano (Ninyerola et al., 2005).

Transporte litoral

Desde el punto de vista del transporte litoral, el cabo de San Antonio es una barrera natural que impide el transporte de sedimentos. Al norte del cabo es fácil encontrar partículas arenosas que provienen de la cuenca alta del río Ebro, que es la fuente histórica de materiales que alimenta las costas al norte y sur del cabo (Díez, 1996; Serra, 1986), sin embargo al sur del cabo la influencia del Ebro resulta indetectable (Esteban, 1988).

SALINIDAD

La salinidad en las costas de la Comunidad Valenciana es muy variable, especialmente al norte del cabo de San Antonio donde las entradas de aguas continentales son numerosas y variadas (salidas de humedales, lagunas, ríos, acequias de riego, surgencias de acuíferos). Ello hace que en esta zona la salinidad tienda a estar por debajo de los 37 g/kg en la línea de costa. Al sur del cabo de la Nao los aportes continentales son mucho más reducidos y por tanto las salinidades son más altas aunque claramente inferiores a otras zonas del Mediterráneo (salinidad media del Mediterráneo 37,9 ‰, (Rodríguez, 1982)) por la influencia de las aguas del Atlántico.

2.3.2. MARCO BIÓTICO

PRINCIPALES ECOSISTEMAS DEL LITORAL DE LA COMUNIDAD VALENCIANA

En la zona litoral de la CV nos encontramos con un mosaico de ecosistemas únicos y peculiares que surgen de la interacción entre el medio marino y terrestres. A continuación se describe brevemente algunos de los más destacados.

Praderas de fanerógamas marinas

La *Posidonia oceanica* (L.) Delile es una fanerógama marina endémica del mar Mediterráneo donde crece formando extensas praderas en el infralitoral, desde la superficie hasta aproximadamente los 40 metros de profundidad, según el hidrodinamismo y la transparencia de las aguas (Boudouresque y Meinesz, 1982).

Está protegida por la Directiva Europea 92/43/CEE posteriormente modificada por la Directiva 97/62/CE. Estas normas se han traspuesto a nuestra normativa interna mediante la Ley 42/2007, del 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Desde el punto de vista hidrodinámico las praderas de fanerógamas fijan y estabilizan el sedimento que se encuentra suspendido en la columna de agua y reducen los efectos del oleaje sobre la costa evitando la acción erosiva del mar e impidiendo la pérdida de arena en las playas (García et al., 1999; Terrados y Duarte, 2000), por tanto son fundamentales para la estabilización y protección natural de las playas.

En la Comunidad Valenciana el estado de conservación de las praderas de *Posidonia* es muy dispar. En Alicante están muy bien conservadas las de Tabarca (con densidades máximas entre los 13 y 18 m) y al sur de la provincia (Torrevieja, Orihuela y Pilar de la Horadada) las praderas son densas, aunque se encuentran en regresión debido a la turbidez producida por los colectores de aguas residuales, a los arrastreros y actuaciones de la costa (WWF/ADENA, 2000).

Humedales costeros

Los humedales costeros son ecosistemas caracterizados por una marcada influencia de la presencia del mar sobre las aguas continentales que proviene de ríos o aguas subterráneas, además son considerados los ecosistemas más complejos y productivos del mundo, aportando agua y nutrientes necesarios para muchas especies. En la Comunidad Valenciana los más representativos son lagunas costeras, albuferas, marjales, saladares y salinas.

De entre estas zonas húmedas destaca La Albufera, laguna situada dentro de un Parque Natural, declarado así por la legislación ambiental comunitaria (Decreto 89/1986). Este Parque Natural comprende 21.120 ha de zona húmeda de las que 2.443 ha corresponden a la laguna, con una profundidad media de 0,88 m. El área que rodea al lago comprende grandes extensiones de arrozales y una hilera de dunas que la separa del mar Mediterráneo. Este humedal juega un papel fundamental en la migración de aves de Europa a África, siendo utilizado por más de 250 especies durante la migración, y anidando en la zona más de 90 especies.

Las zonas húmedas denominadas marjales son extensas llanuras de inundación alimentadas fundamentalmente por aguas subterráneas y en menor medida por aguas superficiales.

Desde el punto de vista de los humedales costeros el cabo San Antonio es un punto de ruptura ya que los situados al norte son humedales extensos y al sur del cabo encontramos saladares o salinas (GVA, 2009). Las salinas presentes en la C.V. son la salina de Santa Pola, la Mata-Torre Vieja y las salinas de Calpe.

Acantilados

Las paredes rocosas de los acantilados albergan una importante diversidad biológica con un gran número de especies únicas, tanto vegetales como animales, debido a las duras exigencias ambientales que deben soportar; salinidad, temperatura, luz, viento o fuerza del oleaje.

La provincia de Alicante cuenta con áreas muy bien conservadas de acantilados (en ocasiones supera los 300m de altura), debido fundamentalmente a las figuras de protección que existen sobre ellas, como son la Reserva Marina de cabo de San Antonio y el Parque Natural del Montgó. Los acantilados costeros que encontramos en Castellón (Alcossebre, Benicarló y Vinarós) son de alturas muy moderadas, ya que no sobrepasan los 10 m (WWF/ADENA 2002).

2.3.3. ZONAS PROTEGIDAS

Zonas de baño

En las costas de la Comunidad Valenciana hay un total de 183 zonas de baño. Todas ellas en conjunto tienen una extensión lineal de 238,9 km y representan el 40% de toda la costa (GVA, 2009).

Zonas RAMSAR

En el litoral de la Comunidad Valenciana hay seis zonas incluidas en el convenio RAMSAR (Convención sobre los Humedales, firmada en Ramsar, Irán, en 1971). Estas zonas se muestran en la siguiente tabla:

Castellón	Valencia	Alicante
Prat de Cabanes – Torreblanca	La Albufera de Valencia	Salinas de Santa Pola
	La Marjal de Pegó-Oliva	Lagunas de La Mata – Torrevieja

Tabla 2.2: Zonas Ramsar de la Comunidad Valenciana

Parques Naturales

En el litoral de la Comunidad Valenciana se han declarado diversas zonas como Parque Natural (Tabla 2.3). De todas ellas, la Sierra de Irta y el Cabo de San Antonio-Montgó son a su vez Reserva Natural (sombreado amarillo).

Castellón	Valencia	Alicante
Sierra de Irta	Albufera	Cabo de San Antonio- Montgó
Prat de Cabanes- Torreblanca	La Marjal de Pegó-Oliva	Peñon de Ifach
		Sierra Helada y entorno litoral
		Salinas de Santa Pola
		Lagunas de La Mata y Torrevieja

Tabla 2.3: Parques Naturales de la Comunidad Valenciana

Reservas Marinas

En el litoral de la Comunidad Valenciana hay tres reservas marinas. Una declarada como tal por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (Reserva Marina de les Illes Columbretes -Reserva Marina de interés pesquero-, que también es Reserva Natural) y otras dos por la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación de la Generalitat Valenciana:

- La Reserva Marina de Tabarca, declarada por la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación de la Generalitat Valenciana.
- La Reserva Marina del Cabo de San Antonio, declarada por la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación de la Generalitat Valenciana.

Zonas Húmedas de la Comunidad Valenciana

En el catálogo de zonas húmedas de la Comunidad Valenciana (GVA, 2002) constan las siguientes zonas:

Castellón	Valencia	Alicante
Desembocadura del río de la Senia	Marjal del Moro (Puçol, Sagunto)	Desembocadura del río Bullens (Oliva)
Marjal de Peñíscola	Marjal de Rafalell y Vistavella	Desembocadura del río Molinell/Racons (Denia)
Parque Natural del Prat de Cabanes – Torreblanca	La Albufera	Salinas de Calpe
Desembocadura del río de les Coves	Desembocadura del río Júcar (Cullera)	Desembocadura del río Algar (Altea)
Desembocadura del río Mijares (Burriana – Almazora)	Marjal y estany de la ribera sur del Júcar	Saladar de Agua Amarga (Alicante)
Clot de la Mare de Deu (Burriana)	Marjal de la Safor.	Desembocadura del río Vinalopó.
Marjal de Nules	Desembocadura del río Vaca (Xeraco)	Salinas de Santa Pola
Marjal de Almenara	Marjal Pego-Oliva	Desembocadura del río Segura
		Meandros Abandonados del Segura
		Lagunas de la Mata – Torrevieja

Tabla 2.4: Zonas húmedas de la Comunidad Valenciana

Hay que apuntar que desde el punto de vista de las zonas húmedas el cabo San Antonio es también un punto de ruptura. Los humedales situados al norte del cabo presentan aguas dulces mientras que al sur del cabo son saladares o salinas, o como mucho salobres (Hermosilla, 2009).

LUGARES DE INTERÉS COMUNITARIO

Los Lugares de Interés Comunitario (LIC) son todos aquellos ecosistemas protegidos con objeto de garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres en el territorio consideradas prioritarias por la Directiva 92/43/CEE.

En cumplimiento de esta Directiva se han declarado una serie de LICs en la Comunidad Valenciana que se muestran en la siguiente tabla:

Castellón	Valencia	Alicante
Islas Columbretes	Marjal de Almenara	La Almadrava (Denia)
Marjal de Peñíscola	Marjal del Moro (Puçol, Sagunto)	Montgó – Cabo de San Antonio
Sierra de Irla	Albufera de Valencia	Penyasegats de la Marina
Prat de Cabanes – Torreblanca	Dunas de la Safor	Peñon de Ifach
Costa de Oropesa - Benicassim	Marjal de la Safor (Gandia)	Serra Gelada y litoral de la Marina Baja
Desembocadura del río Mijares (Burriana – Almazora)		Cabo de l' Horta
Marjal de Nules		Tabarca
Alguers de Burriana Nules - Moncofar		Salinas de Santa Pola
		Dunas de Guardamar del Segura
		Lagunas de La Mata - Torrevieja
		Cabo Rojo (Orihuela)

Tabla 2.5: Lugares de Interés Comunitario (LIC) de la Comunidad Valenciana

2.4. INFRAESTRUCTURAS

A continuación se enumeran algunas de las principales infraestructuras litorales que pueden ser relevantes en la calidad de las aguas costeras de la Comunidad Valenciana.

2.4.1. DESALINIZADORAS

En la actualidad tan sólo existen dos plantas que obtienen agua dulce desalando el agua de mar a través de un proceso de ósmosis inversa en Jávea y Alicante.

2.4.2. EDARs

Las EDARs del litoral de la Comunidad Valenciana son:

Castellón	Valencia	Alicante	
Vinaroz*	Huerta Norte*	Denia*	Urbanova*
Benicarló*	Vera*	Jávea Arenal*	Tabarca*
Peñíscola*	Cabañal	Jávea Grava*	
Alcocebre	Pinedo General*	Moraira*	
Torreblanca*	pedanía Pinedo*	Calpe*	
Oropesa*	El Saler*	Cabo Huertas*	
Benicasim*	Cullera*	Albufereta*	
Castellón*	Gandia*	Monte Orgegia	
Canet de Berenger*	Oliva*	Rincón De León	

Tabla 2.6: EDAR's de la Comunidad Valenciana *emisario submarino

2.4.3. PUERTOS Y/O DÁRSENAS PORTUARIAS

En las costas de la Comunidad Valenciana hay un total de 37 puertos y/o dársenas portuarias, cinco de ellos están bajo la administración del estado central (amarillo), los restantes son competencia de la Generalitat Valenciana.

Castellón	Valencia	Alicante	
Vinaroz	Deportivo "Puerto Siles"	Denia	Villajoyosa
Benicarló	Sagunto	Jávea	Dársena "La Isleta"
Peñíscola	Puebla de Farnals	Moraira	Dársena "Costa Blanca"
Deportivo "Las Fuentes"	Port Saplaya	Dársena "Les Basetes"	Varadero Real Club De Regatas
Castellón	Valencia	Calpe	Alicante
Burriana	El Perelló	Deportivo "Puerto Blanco"	Tabarca
Deportivo Oropesa	Cullera	Deportivo "Luis Campomanes"	Puerto de Santa Pola
	Gandia	Dársena de La Galera	Puerto de Torreveja
	Oliva	Embarcadero La olla de Altea	Dársena de Cabo Roig
		Altea	Dársena de Dehesa de Campoamor
		Benidorm	Dársena de Torre de la Horadada

Tabla 2.7: Puertos y/o dársenas portuarias de la Comunidad Valenciana

2.4.4. GRANJAS MARINAS

El descenso de las capturas pesqueras, debido a la sobreexplotación de los caladeros y a las restricciones puestas en marcha para garantizar su sostenibilidad, ha potenciado el desarrollo de la acuicultura en la C.V. En nuestras costas la acuicultura se ha desarrollado básicamente a través del cultivo de peces marinos en jaulas flotantes en mar abierto. El número de piscifactorías para la cría de peces ha experimentado un crecimiento importante en los últimos años contando actualmente con las siguientes instalaciones:

CASTELLON	VALENCIA	ALICANTE
Crimar	Cultipeix S.L.	Basademar
Acuícola Marina S.L.	Acuicultura del Mediterráneo S.A.	Gramamed
Tun. 2000	Alevines del Mediterráneo S.L	Cudomar
Balmar S.A.	Valenciana de Acuicultura S.A.	Delta del Vinalopó S.A.
	Piscícola de Sagunto S.L.	Martorres Bahía Santa Pola S.L
	Safor	Cultivos Marinos Guardamar
	Rumispain Producciones S.	Alevines. Guardamar S.L.
	Dorseval S.L.	Finca Del Espigar
		Acuisan S.A.
Tn/año 7267	Tn/año 4171	Tn/año 10647

Tabla 2.8: Granjas marinas existentes en el litoral de la Comunidad Valenciana

CAPÍTULO 3

MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. CAMPAÑAS DE MUESTREO

3.1.1. MUESTREO DE LA BAHÍA DE CULLERA

Los datos de la bahía de Cullera empleados en esta tesis proceden del proyecto europeo de investigación ECOSUD (project ICA4-CT-2001-10027) “Estuaries and Coastal Areas. Basis and tools for a more sustainable development”, realizado a lo largo del periodo comprendido entre junio 2002 - julio 2003. En el marco de este proyecto se realizaron 9 campañas de muestreo en diversas estaciones de mar y playas. En la Tabla 3.1 se detallan las fechas en las que se llevaron a cabo las diferentes campañas.

Campaña de muestreo	Fecha de muestreo
Ecosud 1	18 de junio de 2002
Ecosud 2	9 de julio de 2003
Ecosud 3	26 de julio de 2002
Ecosud 4	6 de agosto 2004
Ecosud 5	5 de septiembre de 2002
Ecosud 6	20 de noviembre de 2002
Ecosud 7	8 de febrero de 2003
Ecosud 8	24 de abril de 2003
Ecosud 9	22 de julio de 2003

Tabla 3.1: Fechas para las diferentes campañas de muestreo

Se tomaron muestras a lo largo de 5 estaciones que formaban un transecto lineal desde la playa hasta la isóbata de 20 m de profundidad (Figura 3.1). Para las estaciones ubicadas en la bahía (M8, M9, M6 y M3) se recogieron 19 muestras de agua a diferentes profundidades, 0,00; 0,1; 1 y 5 m (si la estación era lo suficientemente profunda) y en la profundidad máxima. La estación de costa donde se tomó 1 muestra de agua subsuperficial se denomina con la nomenclatura P7 (Figura 3.1).

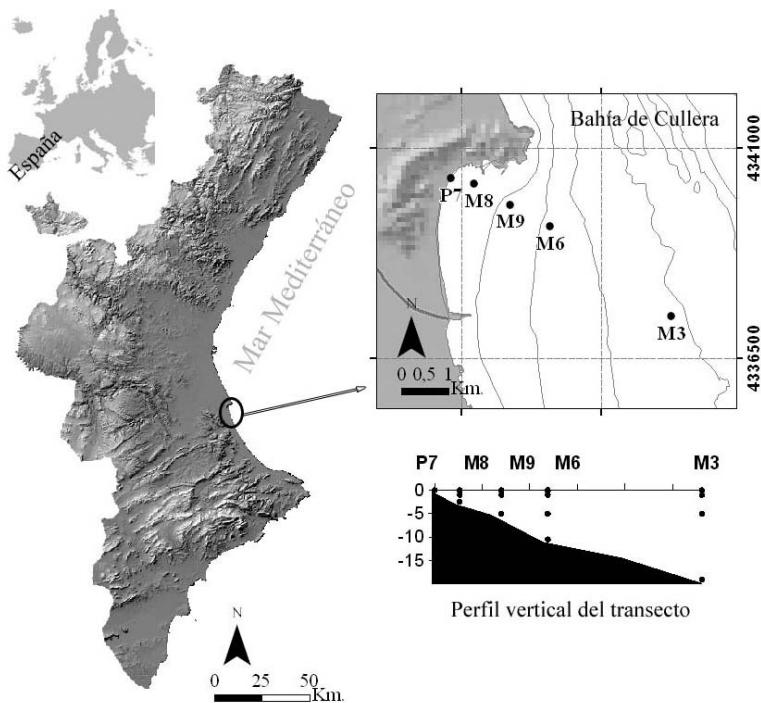


Figura 3.1: Posición de las estaciones de muestreo en las campañas ECOSUD

La posición de las estaciones de muestreo se determinó utilizando el Sistema de Posición Geográfica del barco SHIPMATE RS 5700 que a pesar de tener un grado de error mínimo de satélite es corregido en cada travesía con puntos reales vía plotter (TIGERSHARK SEIWA), consiguiendo así un sistema de control de gran definición. La localización en todos los muestreos se realizó de la misma forma con lo que el grado de error cometido fue mínimo y se debe fundamentalmente a la deriva del barco por las corrientes locales una vez anclado.

En la Tabla 3.2 se resumen las diferentes profundidades muestreadas en cada estación y campaña.

ECOSUD									
CAMPAÑA DE MUESTREO	1	2	3	4	5	6	7	8	9
ESTACIÓN 3	M3-0	M3-0	M3-0		M3-0	M3-0	M3-0	M3-0	M3-0
	M3-0,1	M3-0,1	M3-0,1		M3-0,1	M3-0,1	M3-0,1	M3-0,1	M3-0,1
	M3-1	M3-1	M3-1		M3-1	M3-1	M3-1	M3-1	M3-1
	M3-5	M3-5	M3-5		M3-5	M3-5	M3-5	M3-5	M3-5
	M3-19	M3-16	M3-14,5		M3-18,5	M3-18,5		M3-18,5	M3-18,5
		M3-19	M3-18,5						
ESTACIÓN 6	M6-0	M6-0	M6-0		M6-0	M6-0	M6-0	M6-0	M6-0
	M6-0,1	M6-0,1	M6-0,1		M6-0,1	M6-0,1	M6-0,1	M6-0,1	M6-0,1
	M6-1	M6-1	M6-1		M6-1	M6-1	M6-1	M6-1	M6-1
	M6-5	M6-5	M6-5		M6-5	M6-5	M6-5	M6-5	M6-5
	M6-10,5	M6-10,5	M6-10,5		M6-10,5	M6-10,5	M6-10,5	M6-10,5	M6-10,5
ESTACIÓN 8	M8-0	M8-0	M8-0		M8-0	M8-0	M8-0	M8-0	M8-0
	M8-0,1	M8-0,1	M8-0,1		M8-0,1	M8-0,1	M8-0,1	M8-0,1	M8-0,1
	M8-1	M8-1	M8-1		M8-1	M8-1	M8-1	M8-1	M8-1
	M8-2,5	M8-2,5	M8-2,5		M8-2,5	M8-2,5	M8-2,5	M8-2,5	M8-2,5
ESTACIÓN 9	M9-0	M9-0	M9-0		M9-0	M9-0	M9-0	M9-0	M9-0
	M9-0,1	M9-0,1	M9-0,1		M9-0,1	M9-0,1	M9-0,1	M9-0,1	M9-0,1
	M9-1	M9-1	M9-1		M9-1	M9-1	M9-1	M9-1	M9-1
	M9-5	M9-5	M9-5		M9-5	M9-5	M9-5	M9-5	M9-5
ESTACIÓN P7	P7-0	P7-0	P7-0		P7-0	P7-0	P7-0	P7-0	

Tabla 3.2: Tabla resumen de las diferentes estaciones del transecto con las profundidades muestreadas en cada campaña

3.1.2. MUESTREO DE PLAYAS PARA LA RED DE MONITOREO DE AGUAS COSTERAS EN LA DMA

Para llevar a cabo la red de monitoreo en la Comunidad Valenciana, se dividieron los 476 km de costa en 24 masas de agua en función de zonas ecológicas e hitos geográficos que abarcan desde la desembocadura del río Cenia hasta la playa del puerto Torre de la Horadada. De las 24 masas de agua, 18 corresponden a masas costeras y 6 corresponden a masas portuarias. Apuntar que las masas portuarias deben clasificarse en masas de aguas diferenciadas (Artículo 4.3(a), DMA), ya que su problemática y los cambios que las estructuras portuarias establecen en la hidrodinámica litoral y por tanto en el resto de componentes de la biocenosis lo hacen necesario.

En la Tabla 3.3 se muestra los límites geográficos para cada una de las masas de agua costera.

LÍMITES	MASA
Límite C.V.-Sierra de Irta	1
Sierra de Irta	2
Sierra de Irta-Cabo de Oropesa	3
Cabo de Oropesa-Burriana	4
Burriana-Canet	5
Costa Norte de Valencia	7
Puerto de Valencia-Cabo de Cullera	8
Cabo Cullera-Puerto de Gandía	9
Puerto de Gandia-Cabo de San Antonio	10
Cabo San Antonio-Punta de Moraira	11
Punta de Moraira-Peñón de Ifach	12
Peñón de Ifach-Punta de les Caletes	13
Punta de les Caletes-barranco de Aguas de Busot	14
Barranco de Aguas de Busot-Cabo Huertas	15
Cabo Huertas-Santa Pola	16
Santa Pola-Guardamar del Segura	17
Guardamar del Segura-Cabo Cervera	18
Cabo Cervera-Límite C.V.	19

Tabla 3.3: Límites geográficos para cada una de las masas en que se ha dividido la Comunidad Valenciana

En la Figura 3.2 se muestran las 18 masas de aguas de la Comunidad Valenciana con sus límites correspondientes.

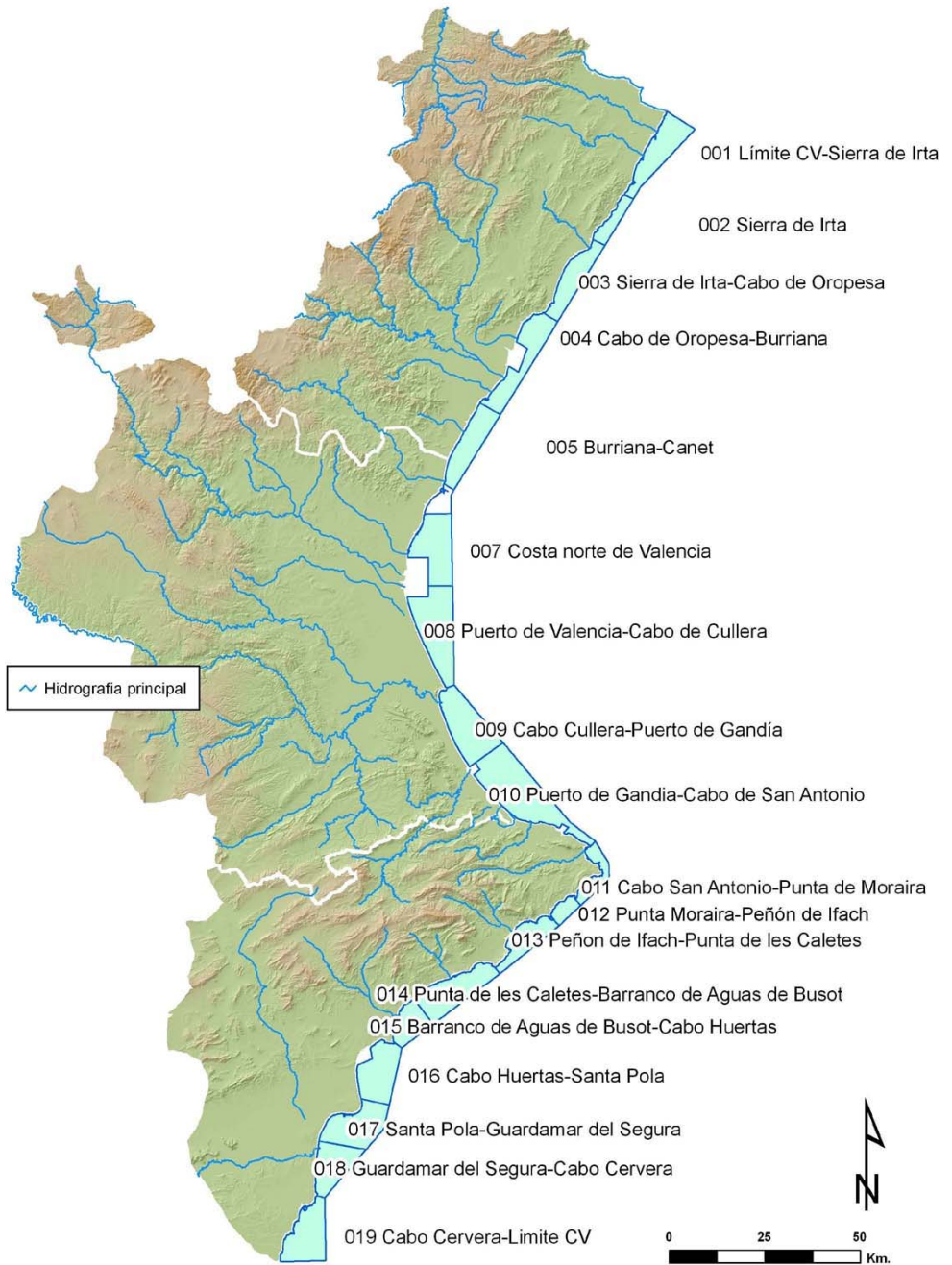


Figura 3.2: Delimitación de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana

Como se ha comentado en la introducción, la DMA (Anexo V) establece para la red de monitoreo de aguas costeras una frecuencia de muestreo de seis meses para los indicadores biológicos y de 3 meses para los fisicoquímicos, pero tras la reunión del MedGIG celebrada en Mallorca en septiembre de 2005, se determina que el control de vigilancia sea de 1 mes para el fitoplancton y nutrientes como elementos indicadores de calidad.

A fin de poder caracterizar las 18 masas de aguas costeras de la Comunidad Valenciana se cuenta con los datos obtenidos en la red de monitoreo mensual entre agosto 2005 a julio 2008. Existe un total de 100-110 estaciones de muestreo distribuidas a lo largo del litoral valenciano. Para la ubicación de estas estaciones de muestreo se utiliza un GPS GPSmap 60 CSx. Garmin.

A continuación se describe para cada una de las 18 masas de agua costera en que se ha dividido la Comunidad Valenciana aquellos elementos presentes en el medio que pueden afectar a la calidad fisicoquímica y biológica del agua.



Figura 3.3: Masa 001, Límite de CV-Sierra de Irta

Masa 001. Límite C.V.-Sierra de Irta

En esta masa, que comprende los municipios de Vinaroz, Benicarló y parte del de Peñíscola, vierten los cauces siguientes: acequia del Rey, barranco de Aigua Oliva, barranco de Barbiguera, barranco de les Salines, barranco de Llanetes, barranco de Polpís, barranco de San Antonio, barranco del Obús, barranco del Pinar, barranco del Saldonar, barranco del Triador, río de la Sénia, río Cervol y barranco de Cervera o río Sec. Además contamos con la existencia de los puertos de Vinaroz, Benicarló y Peñíscola.

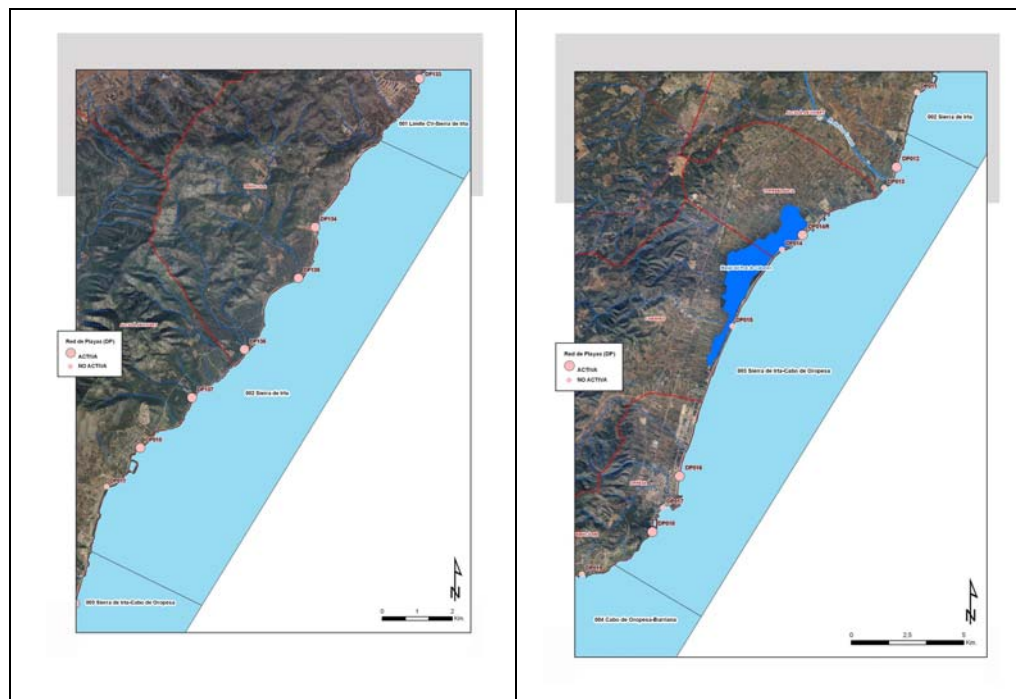


Figura 3.4: Masa 002, Sierra de Irta y masa 003, Sierra de Irta-Cabo de Oropesa

Masa 002. Sierra de Irta

En esta masa, que comprende parte del municipio de Peñíscola y parte del de Alcalà de Xivert, vierten los cauces siguientes: barranco de Escucha, barranco de Irta, barranco de la Fuente de la Parra, barranco de la Torre Nova, barranco de Malentivet, barranco de Manyes, barranco de Narciso, barranco de Rodas, barranco de Veleta, barranco del Garrofero, barranco del Volante y barranco del Xocolatero. Además contamos con la existencia del puerto deportivo las Fuentes.

Masa 003. Sierra de Irta-Cabo de Oropesa

En esta masa, que comprende una parte del municipio de Alcalà de Xivert, y los municipios de Torreblanca, Cabanes y parte del de Oropesa del Mar, vierten los cauces siguientes: gola del Trenc o acequia Madre, golas de la marjal de Cabanes, barranco de la Renega, barranco de la Rampuda, barranco del Diablo, barranco del Estopet, río Chinchilla, río de Sant Miquel o río de les Coves. Además contamos con la existencia del puerto deportivo de Oropesa.



Figura 3.5: Masa 004, Cabo de Oropesa-Burriana, masa 005, Burriana-Canet

Masa 004. Cabo de Oropesa-Burriana

En esta masa que comprende los municipios de, una parte del de Oropesa del Mar, Benicasim, Castelló de la Plana, parte del de Almazora y parte del de Burriana, vierten los cauces siguientes: acequia de la Travesera, acequia d'en Trilles, acequia Fill, acequia de Brega, acequia de Vellet, acequia Vinatxell, acequia de Mirralles, acequia de Villamargo, río Sec de Betxi, acequia de Pinello, barranco de Cantallops, barranco de Farches, gola de Carabiners, río Millars y río Sec de Borriol. Además contamos con la existencia del puerto de Burriana. En el interior de esta masa de agua se encuentra la masa 0041-puerto de Castellón.

Masa 005. Burriana-Canet

En esta masa que comprende los municipios de, una parte del de Burriana, Nules, Moncofa, Xilxes, La Llosa, Almenara, Canet d'en Berenger, y parte del de Sagunt vierten los cauces siguientes: río Belcaire, gola de Queralt, río Palancia, gola de Almenara, gola de la Marjalería, gola de Quartell, gola de Queralt, río Belcaire y río Palancia. Además contamos con la existencia del puerto deportivo de puerto Siles.

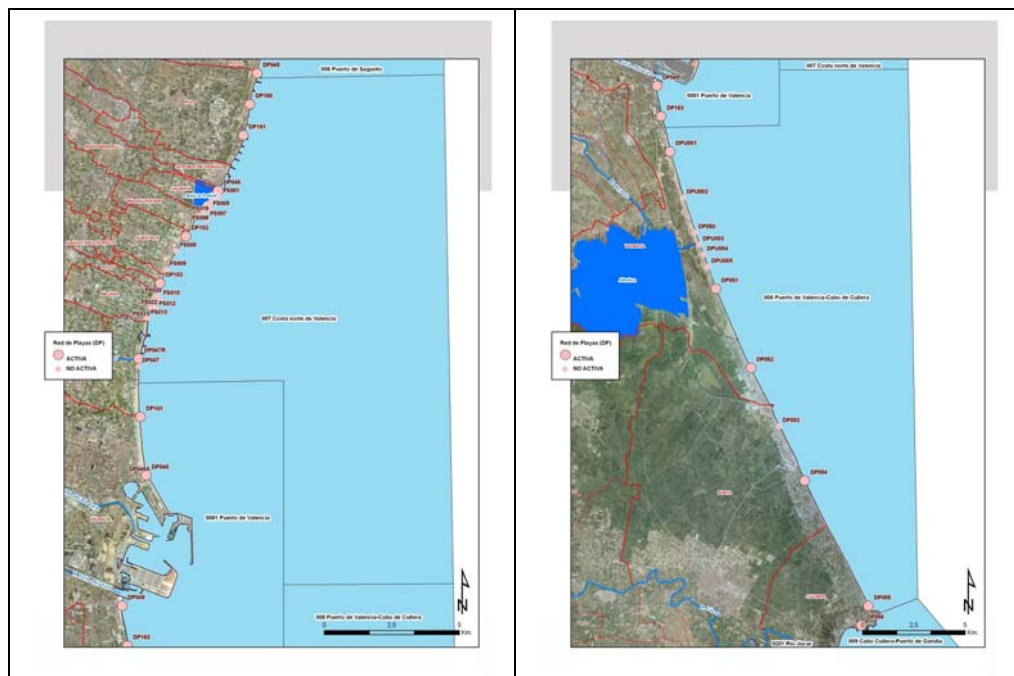


Figura 3.6: Masa 007, Costa norte de Valencia, masa 008, Puerto de Valencia-Cabo de Cullera

Masa 007. Costa Norte de Valencia

En esta masa, que comprende los municipios de El Puig, Pobla de Farnals, Massamagrell, Massalfassar, Albuixech, Albalat dels Sorells, Foyos, Meliana, parte del de Alboraya y parte del de Valencia, vierten los cauces siguientes: acequia de las Eras, gola de la Torre, acequia del Esquerro, Braç del Mig, acequia de la Fila, acequia del Roll, acequia Mitjera, acequia Sangonera, acequia Nova, acequia de Sant Vicent, acequia de la Marquesa, barranco del Carraixet y acequia del Mar. Además contamos con la existencia del puerto deportivo de Puebla de Farnals y la dársena de Port Saplanya.

Masa 008. Puerto de Valencia-Cabo de Cullera

En esta masa que comprende una parte del municipio de Valencia, el municipio de Sueca y parte del de Cullera, vierten los cauces siguientes: gola de Pujol, gola del Perellonet, gola del Perelló, gola del Rey y acequia de San Llorenç. Además contamos con la existencia de la dársena del Perelló.

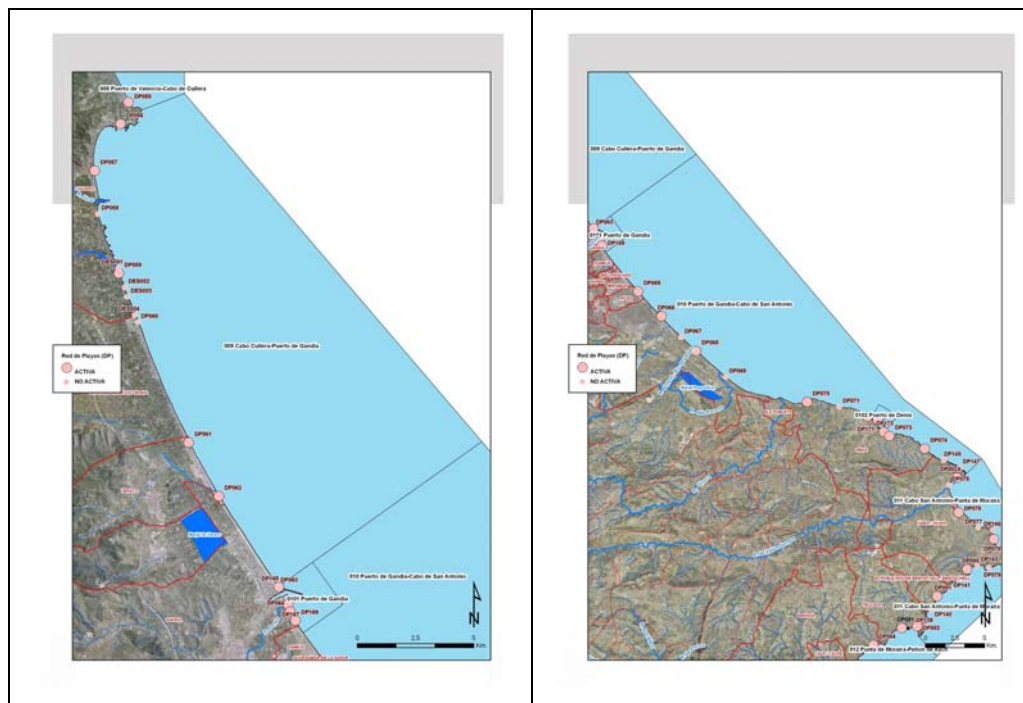


Figura 3.7: Masa 009, Cabo de Cullera-Puerto de Gandia, masa 010, Puerto de Gandia-Cabo de San Antonio

Masa 009. Cabo Cullera-Puerto de Gandia

En esta masa, que comprende los municipios de parte del de Cullera, Tavernes de la Valldigna, Xeraco y parte del de Gandia, vierten los cauces siguientes: acequia de la Ratlla, gola del Gat, acequia Terranova, acequia Madre, canal Playanova, barranco de Palomes, gola del Estany Gran, río Xeraco y río Xúquer. Además contamos con la existencia del puerto de Cullera.

Masa 010. Puerto de Gandia-Cabo de San Antonio

En esta masa, que comprende los municipios de Daimús, Guardamar, Bellreguard, Miramar, Piles, Oliva, Denia, Els Poblets y parte del de Jávea, vierten los cauces siguientes: barranco de la Alberca, barranco de la Cruz, barranco de Santa Lucia, barranco del Alter, barranco del Assagador, barranco del Lambochar, barranco del Nap, barranco del Regajo, barranco la Recona, barranco Portelles, gola de la Marjal, gola del Gat, río del Molinell, río Girona, río Vedat o Bullent y río Molinell o Racons. Además contamos con la existencia de la dársena de Oliva.

Esta masa de agua posee en su parte norte la masa 0101-Puerto de Gandia y en su parte sur la masa 0102-Puerto de Denia.

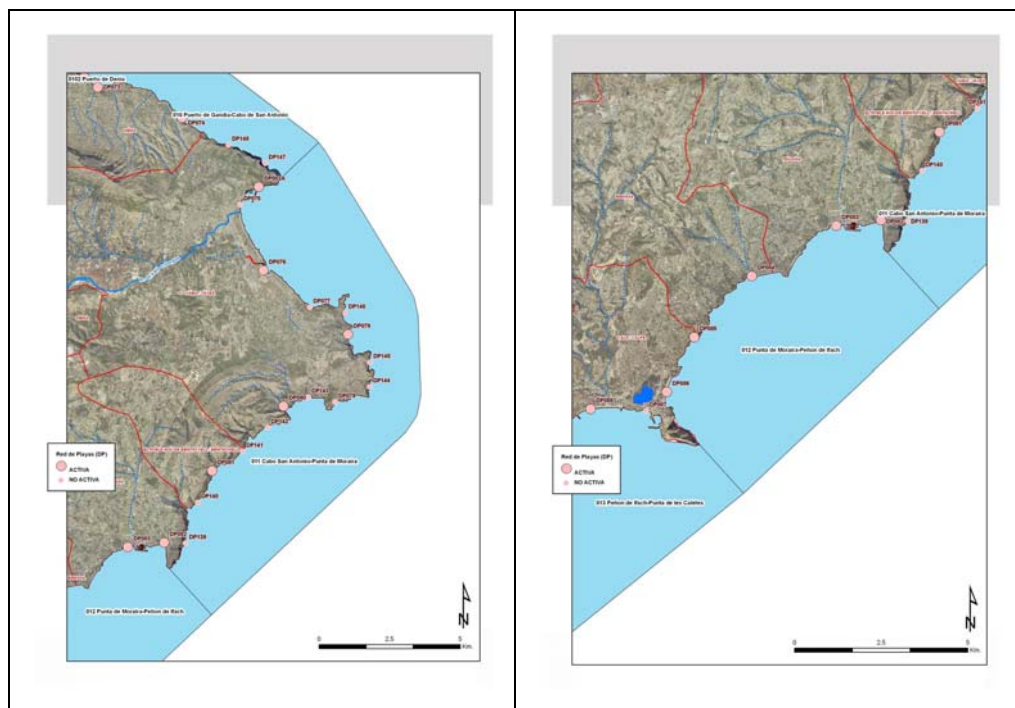


Figura 3.8: Masa 011, Cabo de San Antonio-Punta de Moraira, masa 012, Punta de Moraira-Peñón de Ifach

Masa 011. Cabo San Antonio-Punta de Moraira

En esta masa, que comprende los municipios de parte del de Jávea, Benitachell y parte del de Teulada, vierten los cauces siguientes: canal de Fontana, barranco cala de la Granadella, barranco cala de Portixol, barranco de la Viuda y río Xalo o Gorgos. Además contamos con la existencia del puerto de Jávea y de la dársena Fontana.

Masa 012. Punta de Moraira-Peñón de Ifach

En esta masa, que comprende los municipios de parte del de Teulada, Benissa y parte del de Calpe, vierten los cauces siguientes: barranco cala del Baladrar y barranco de Les Sorts. Además contamos con la existencia del puerto de Moraira y de la dársena “Les Bassetes”.

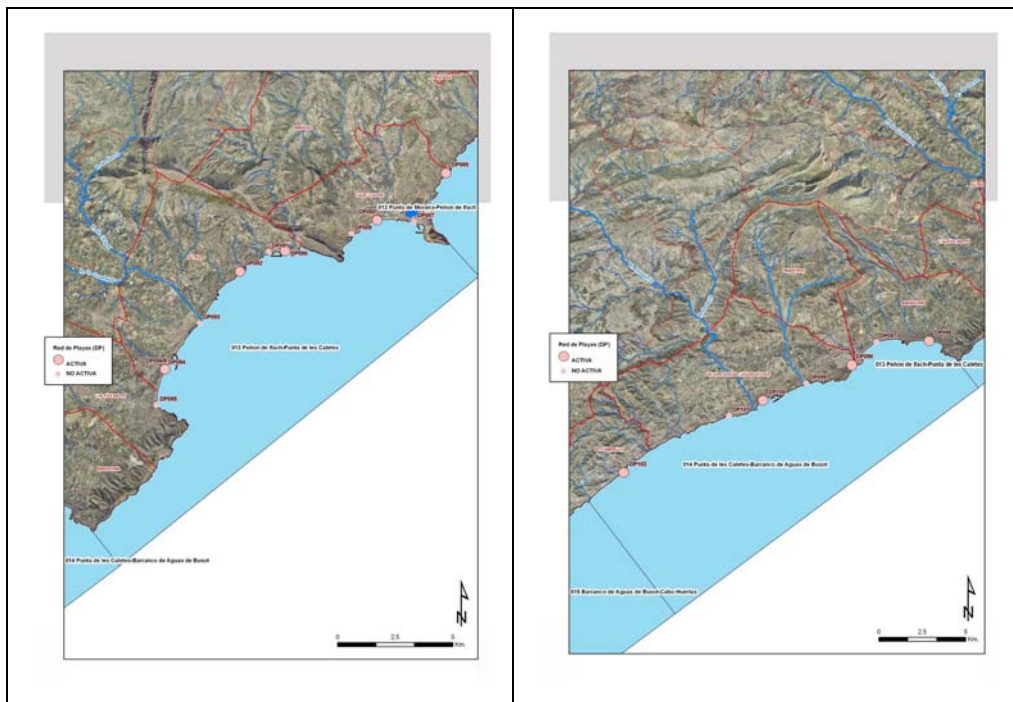


Figura 3.9: Masa 013, Peñón de Ifach-Punta de les Caletes, masa 014, Punta de les Caletes-Barranco de Aguas de Busot

Masa 013. Peñón de Ifach-Punta de les Caletes

En esta masa, que comprende los municipios de parte del de Calpe, Altea, Alfàs del Pi y parte del de Benidorm, vierten los cauces siguientes: barranco de Braña, barranco de Soler, barranco del Clot de Mingot, barranco del Gort, barranco dels Arcs, barranco Salado y río de l'Algar. Además contamos con la existencia del puerto de Calpe, puerto deportivo puerto Blanco, puerto deportivo Luis Campomanes, dársena de la Galera, Embarcadero L'Olla d'Altea y puerto de Altea.

Masa 014. Punta de les Caletes-Barranco de Aguas de Busot

En esta masa, que comprende los municipios de parte del de Benidorm, Finestrat, Villajoyosa y parte del de El Campello, vierten los cauces siguientes: barranco d'Aigües, barranco de Barceló, barranco de la Cala del Tío Ximo, barranco del Carritxar, barranco de Baeza, barranco de Cala Lanuza, barranco de Foietes, barranco de la Cala, barranco de Rajarell, barranco del Murtal, barranco del Xixo, río Amadorio y río Torres. Además contamos con la existencia del puerto de Benidorm, puerto de la Villajoyosa y puerto Llop Mari.

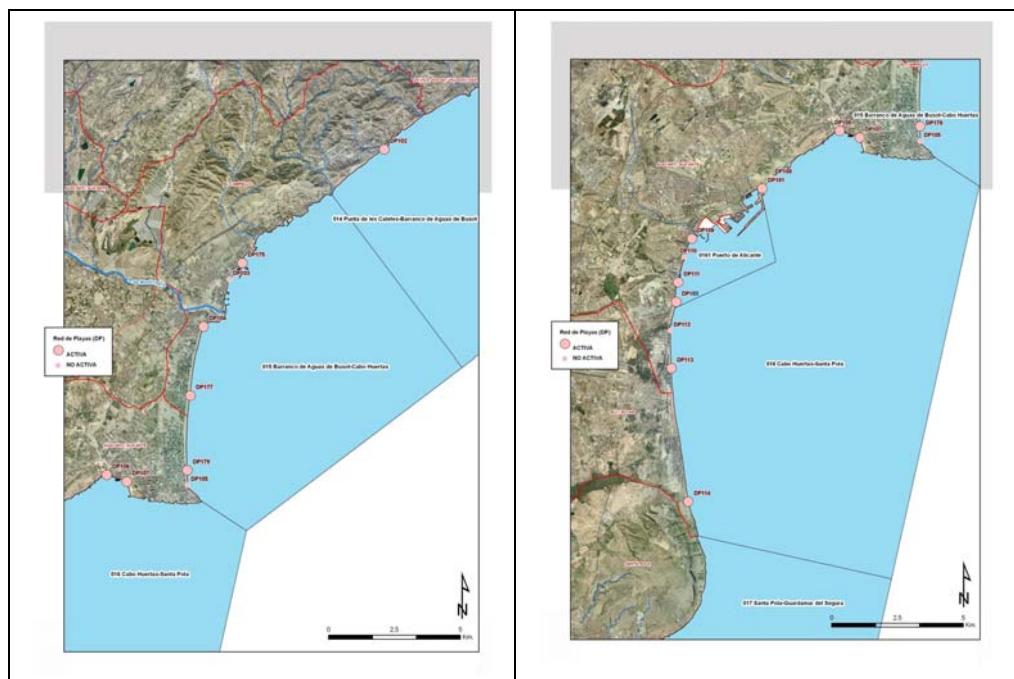


Figura 3.10: Masa 015, Barranco de Aguas de Busot-Cabo de Huertas, masa 016, Cabo de Huertas-Santa Pola

Masa 015. Barranco de Aguas de Busot-Cabo Huertas

En esta masa, que comprende los municipios de parte del de Campello y parte del de Alicante, vierten los cauces siguientes: barranco de Cala Amerador y río Montnegre. Además contamos con la existencia de la dársena La Illeta.

Masa 016. Cabo Huertas-Santa Pola

En esta masa, que comprende los municipios de parte del de Alicante y Elche, vierten los cauces siguientes: canal Virgen del Pilar, barranco de las Ovejas y barranco de Agua Amarga. Además contamos con la existencia de la dársena Costa Blanca.

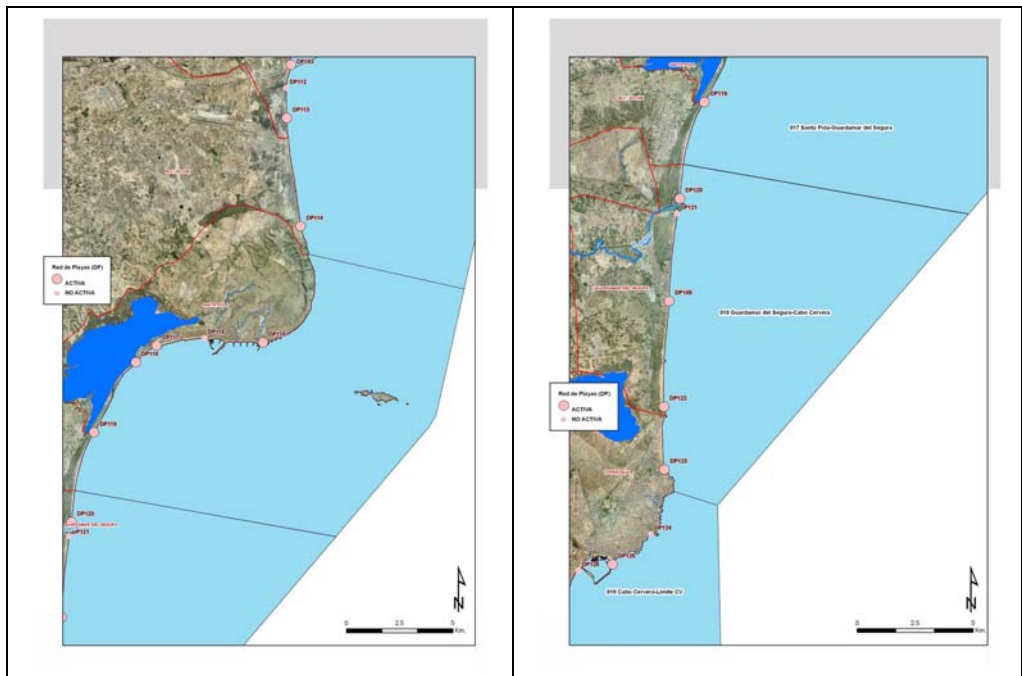


Figura 3.11: Masa 017, Santa Pola-Guardamar del Segura, masa 018 Guardamar del Segura-Cabo Cervera

Masa 017. Santa Pola-Guardamar del Segura

En esta masa, que comprende el municipio de Santa Pola, vierte el canal de la salina de Santa Pola. Además contamos con la existencia del puerto de Santa Pola y puerto de Tabarca.

Masa 018. Guardamar del Segura-Cabo Cervera

En esta masa, que comprende los municipios de Guardamar del Segura y parte del de Torre Vieja, vierte el cauce del río Segura. Además contamos con la existencia del puerto de Guardamar.

Masa 019. Cabo Cervera-Límite C.V.

En esta masa, que comprende los municipios de parte del de Torrevieja, Orihuela y Pilar de la Horadada, vierten los cauces siguientes: barranco cala de la Higuera, barranco cala de la Zorra, barranco de Cala Rincón, barranco de Cañada Hermosa, barranco Rubio, barranco de la Glea y río Seco. Además contamos con la existencia del puerto de Torrevieja, dársena de Cabo Roig, dársena de Dehesa de Campoamor y dársena de Torre de la Horadada.



Figura 3.12: Masa 019 Cabo Cervera-Límite CV

3.2. TOMA DE MUESTRA

3.2.1. MUESTREO DE LA BAHÍA DE CULLERA

Las muestras de las estaciones de la bahía fueron tomadas a profundidades de 0,00, 0,10 y 1m simultáneamente con un dispositivo denominado SWAS (Superficial Water Sampler). Éste fue desarrollado por Jean Jaques Naudin del laboratorio Aragó de Banyuls (Naudin et al., 2001; Mosso et al., 2008), y se modificó conjuntamente entre el laboratorio de Tecnologías del Medio ambiente de la UPV y el LIM de la Universidad Politécnica de Cataluña.

El SWAS consta de una lámina de poliuretano protegida por dos láminas de plexiglás de 0,25cm x 100cm x 50cm, que se mantiene constantemente en contacto

con la lámina de agua, flotando por encima de ella. Posee 8 orificios de 8 mm de diámetro por los que se introducen 8 tubos de teflón PTFE®, de diámetro interno 6 mm y externo 8mm. Cada uno de estos tubos posee la longitud necesaria para muestrear a las diferentes profundidades deseadas mediante un sistema de vacío. El extremo de los tubos de teflón que está sumergido en el agua está tapado con un pequeño tapón y posee un orificio en la parte lateral para que el bombeo de agua no se realice por el extremo y así evitar remolinos y otro tipo de corrientes no deseadas.

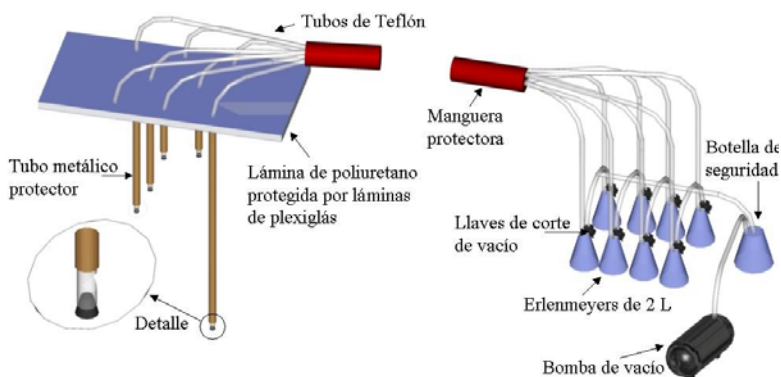


Figura 3.13: Dispositivo de muestreo (SWAS)

Las muestras de agua a profundidades superiores a 1m se tomaron mediante una manguera conectada a una bomba de vacío. En la Figura 3.13 se observa un esquema de este dispositivo.

3.2.2. MUESTREO DE PLAYAS PARA LA RED DE MONITOREO DE AGUAS COSTERAS EN LA DMA

Tanto para la red de monitoreo de las aguas costeras de la Comunidad Valenciana en aplicación de la DMA como para las estaciones de muestreo de playas en el proyecto ECOSUD, las muestras se toman en la columna de agua a 10 cm de profundidad y tras la línea de rompientes de las olas. De esta forma se evita extraer la muestra en zonas donde la resuspensión del sedimento, por efecto del oleaje, pueda afectar a la calidad bioquímica del agua. En campañas con una baja agitación, en las cuales no se distingue la línea de rompientes, se toma la muestra cuando la playa alcanza una profundidad de 1m aproximadamente.

Para ambos tipos de muestreos (bahía de Cullera y red de monitoreo de la DMA) la toma de muestra se efectúa en 2 tipos diferentes de recipientes en función del análisis a realizar. Se utilizan botellas de 2 litros de polietileno de alta densidad para la determinación de nutrientes, clorofila *a* y salinidad y botellas de vidrio de 125 mL para el recuento de comunidades fitoplanctónicas.

3.3. CADENA DE CUSTODIA

Una vez recogidas las muestras se trasladan refrigeradas al laboratorio en un tiempo que nunca supera las 12 horas desde su recogida hasta su tratamiento.

En el laboratorio las muestras se subdividen en distintas alícuotas para la determinación de los distintos parámetros debido a la diferente manera de conservación de cada uno de ellos (APHA, 1998).

- Fósforo total: 100 mL de muestra se trasvasa a botellas de plástico y se conservan en nevera hasta su posterior análisis.

800 mL de muestra se filtran a través de filtros de acetato de celulosa de 0,45 (Millipore HAWP de 47 mm de diámetro). Del filtrado se toman distintas alícuotas que se utilizaron para:

- Nitritos y amonio: Se determinan inmediatamente.

- Ácido ortosilícico: 100 mL del filtrado se guardan congelados a -20°C hasta su análisis posterior.

- Nitratos: Se trasvasa 100 mL del filtrado a botellas de plástico que contienen la cantidad necesaria de ácido sulfúrico concentrado para alcanzar un pH de 1,5-2 y se conservan en nevera hasta su posterior determinación.

- Clorofila *a*: 800 mL de muestra se filtran a través de filtros de acetato de celulosa de 0.45 μm (Millipore HAWP de 47 mm de diámetro) y se almacenan a - 20°C hasta su posterior análisis.

- Salinidad: Con la muestra filtrada de la determinación de la clorofila *a* se determina la salinidad.

- Recuentos fitoplanctónicos: En el mismo momento de la recogida de muestra ésta es fijada con el fin de paralizar el proceso de autólisis celular que se produce de forma espontánea en la muerte celular. El fijador más apropiado para las técnicas de microscopia de epifluorescencia por no provocar pérdidas de fluorescencia en las células fitoplanctónicas es el glutaraldehído (Wilde et al., 1979; Tsuji y Yanagita, 1981). El volumen de glutaraldehído que se adiciona a la muestra es el necesario para alcanzar una concentración final del 2% (Sournia, 1978). A estas concentraciones finales, todas las bacterias y células fitoplanctónicas quedan intactas después de los procesos de secado (Paerl et al., 1973). Una vez fijadas las muestras son almacenadas en nevera a 4°C y en oscuridad hasta su posterior análisis.

3.4. METODOLOGÍA ANALÍTICA

A continuación se describen los métodos analíticos para la determinación de los siguientes parámetros:

Fósforo total

La determinación del fósforo total se realiza basándose en el método de digestión desarrollado para aguas por Valderrama (1981) donde todo el fósforo se transforma

en fósforo soluble reactivo (PSR). Se utilizan reactivos de grado analítico suprapur y P.A. Del mismo modo, se utiliza agua ultrapura obtenida con un equipo de purificación de agua Milli-Q 185 Plus.

Para la digestión, 20mL de muestra se mezclan con un reactivo formado por 40ml de agua ultrapura, 1g de persulfato potásico y 8mL de solución digestiva (30g de ácido bórico en 350mL de hidróxido sódico 1 N, a la que se añade 50g de persulfato potásico y se lleva a 1 L con agua).

Los frascos utilizados para realizar la digestión en el autoclave han de ser previamente "digeridos en blanco" (20ml de agua ultrapura (milli-Q) y 4ml de reactivo al autoclave).

Una vez tenemos la muestra preparada se lleva a un Autoclave P Selecta Austester-E a una temperatura de 121°C durante 1 hora (Figura 3.14).

Transcurrido este tiempo, se deja enfriar y se congela hasta su análisis posterior, en el que se determina el PSR formado utilizando un autoanalizador de flujo continuo segmentado por aire, Alliance Instruments Integral Futura (Figura 3.14).

La determinación del fósforo soluble reactivo (PSR) se realiza siguiendo el método de Murphy y Riley (1962) que consiste en provocar la formación de un complejo fosfomolibdico de color azul mediante la adición de molibdato amónico en medio ácido. El molibdato de amonio y el tartrato de antimonio y potasio reaccionan con el ortofosfato en un medio ácido para formar un complejo de fosfomolibdato de antimonio, el cual es reducido a azul de molibdeno por el ácido ascórbico (APHA, 1998).



Figura 3.14: Autoanalizador de flujo continuo y autoclave

Nitritos y amonio

La determinación del amonio se basa en la reacción de Berthelot. En medio alcalino el amonio disuelto reacciona con el hipoclorito formando una monocloramina. Este compuesto en presencia de fenol y un exceso de hipoclorito da lugar a la formación de azul de indofenol. El ión nitroprusiato cataliza la reacción. La adición de citrato trisódico elimina la interferencia de Ca y Mg (Solórzano, 1969).

Para la determinación del nitrato se ha utilizado el método de análisis de aguas de Shinn (1941) adaptado para agua de mar por Bendscheider y Robinson (1952) que se basa en la reacción del ión nitrato con la sulfanilamida en medio ácido, produciéndose un diazocompuesto que forma un compuesto de color rosado con la N-naftiletilendiamina.

Nitratos

La determinación de este analito se basa en la reducción de los nitratos a nitritos en una columna reductora de Cu/Cd en medio básico (pH=8,5). Posteriormente el nitrito se determina utilizando el método de análisis de aguas de Shinn (1941) adaptado para el agua de mar por Bendscheider y Robinson (1952) descrito anteriormente.

Ácido ortosilícico

Se utiliza el método descrito por Strickland y Parsons (1972) que sigue el método de valoración de ácido ortosilícico en agua de mar de Mullin y Riley (1955). El método recurre a la formación a pH 1-2 de un complejo entre el molibdato amónico y las formas monómera o dímera del ácido ortosilícico. La reducción de este último con metanol formando un complejo azul es susceptible de determinación colorimétrica.

Clorofila a

Se utiliza el método tricromático basado en espectroscopia visible para determinar la concentración de clorofila a (APHA, 1998). Para ello, las membranas de acetato de celulosa empleadas para filtrar las muestras se congelan con la finalidad de romper las células. Posteriormente los filtros se introducen en 6 mL de acetona al 90% en agua con el 1% en carbonato cálcico. Se determina la densidad óptica del extracto a distintas longitudes de onda: 630, 647 y 664 nm, para determinar el contenido pigmentario, y a 750 nm para determinar la densidad óptica no debida a la clorofila a. Para los cálculos de la concentración se utilizan las ecuaciones de Jeffrey y Humprey (1975).



Figura 3.15: Espectro de absorción UV-Visible

Salinidad

La salinidad de las muestras se determina con un conductímetro de inducción Salinometer Portasal Guildline 8410 A (Figura 3.16), calibrado con los patrones adecuados (I.A.P.S.O. Standard Seawater, Ocean Scientific International, Ltd, K15= 0,99986, S= 34,995‰).



Figura 3.16: Salinómetro (conductímetro de inducción) para determinar la salinidad de las muestra

Recuentos fitoplanctónicos

Los recuentos de las comunidades fitoplanctónicas se realizan por el método de microscopía de epifluorescencia. Una vez fijadas las muestras éstas son homogeneizadas con el fin de resuspender y separar las partículas que pueden haber sedimentado en la botella y evitar que se formen agregados entre las algas. Posteriormente, las muestras son filtradas con membranas de policarbonato de tamaño de poro uniforme de 0,2 μm (Millipore GTTP de \O 25mm). Si el tamaño de poro en la membrana no es uniforme los organismos más grandes que un tamaño de poro determinado pueden quedar embebidos en la membrana en vez de sobre la misma (Paerl et al., 1973).

Determinar el volumen de muestra a filtrar es importante para lograr una correcta identificación de los organismos. Un volumen de muestra adecuado permite:

- a) que no haya demasiados organismos en un campo que dificulten el recuento y/o éste se vea distorsionado por la superposición de células
- b) optimizar el trabajo de recuento consiguiendo que haya el suficiente número de organismos por campo para que no haya que contar un número de campos excesivamente grande, lo que aumenta el tiempo dedicado al recuento

Como el volumen de muestra a filtrar depende del contenido en clorofila *a* se realizaron varias estimaciones con diferentes cantidades de muestra para optimizar

el procedimiento. Con los resultados obtenidos se elaboró una tabla con los volúmenes que se propone filtrar para determinados rangos de clorofila *a* en muestras de agua costeras del litoral valenciano.

Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)	Volumen filtrado (mL)
< 0,2	100
0,2-1	50
1-2	25
> 2	< 25

Tabla 3.4: Volúmenes de muestra filtrados según el contenido en clorofila *a* para muestras del litoral valenciano

El filtrado se realiza con una bomba de vacío manual (modelo Mityvac KARTELL). La filtración se produce a una presión comprendida entre 5 y 10 Kpa (Kuuppo-Leinikki y Kuosa, 1989; Maclsaac y Stockner, 1993) con el fin de obtener una buena distribución de las células sobre la membrana, tener una alta eficiencia de recolección y evitar que se produzcan procesos de deformaciones estructurales en los organismos.



Figura 3.17: Proceso de filtración de las muestras para los recuentos fitoplanctónicos

Una vez filtrada la muestra ésta es lavada con 5 mL de agua bidestilada para eliminar las posibles sales que puedan haberse quedado retenidas en la membrana.

En el método tradicional de microscopía óptica al observar los filtros se aprecia la existencia de un fondo marrón que en parte recubre las células y dificulta su observación. Este problema se ha intentado resolver con filtros negros y/o incluso tiñendo éstos con colorantes negros, pero se ha visto que el problema no deriva del color blanco o negro del filtro, ya que éstos no tienen fluorescencia y por tanto deben aparecer como un fondo negro al observarlos con microscopia de epifluorescencia. Así pues, ese color marrón que tiñe toda la preparación no es debido al filtro sino que puede derivar bien de los materiales que componen la muestra filtrada, bien de los productos utilizados en su preparación (aceite de inmersión) o bien de la mezcla de ambos.

A fin de comprobar si la distorsión derivaba de los materiales empleados en la preparación o de la composición de la muestra se prepararon filtros con agua bidestilada y en su posterior observación al microscopio, a pesar de la falta de organismos y/o materia orgánica particulada y/o coloidal, seguía apareciendo el fondo con las mismas características.

Dados estos resultados se llegó a la conclusión de que el efecto debía ser la mezcla del agua marina y el aceite de inmersión que daba lugar a la formación de una emulsión que era la responsable de la coloración que daba el filtro.

Por tanto para resolver este problema se decidió deshidratar los filtros con lavados sucesivos de etanol, de menor a mayor concentración (50%, 80%, 90% y 100%), para eliminar toda el agua de la membrana filtrante.

Después del lavado con etanol la membrana se deja en un desecador con gel de sílice lo que facilita la manipulación y el montaje posterior del filtro.

Una vez el filtro está seco se procede al montaje con aceite de inmersión (Índice de refracción 1,5180 a 546,1nm). Para ello se añade una gota de aceite de inmersión sobre el porta, se deposita el filtro encima, se vuelve añadir otra gota de aceite sobre él y se pone el cubreobjetos.

Las muestras así obtenidas pueden ser almacenadas por un largo periodo de tiempo sin que se produzcan daños celulares. Si se almacenan protegidas de la luz y de altas temperaturas las células fitoplanctónicas pueden retener su coloración y forma durante periodos que excedan los 22 meses (Mc Nabb, 1960).

Con la muestra así preparada se procede a hacer el recuento de la comunidad fitoplanctónica. El microscopio óptico de epifluorescencia utilizado es un Leica DM 2500 con un objetivo de inmersión de 100x, AN 1,3 y oculares 10x equipado con una rejilla de recuento. Los filtros de fluorescencia utilizados presentan las siguientes características:

Rango de excitación	Azul
Filtro de excitación (azul)	BP 450-490
Espejo dicromático (verde)	510
Filtro supresor (rojo)	LP 515

Tabla 3.5: Características de los filtros ópticos en el microscopio de epifluorescencia Leica DM 2500

El microscopio tiene adaptada una cámara de color y de ultraalta resolución, con técnica de múltiples disparos para adquirir imágenes de 12 Mpíxeles con calidad de color real y con un tiempo máximo de exposición de 600 seg.

El recuento de los organismos se realiza según Lund et al. (1958). Para ello, un total de 300 células y al menos 100 células del género más abundante, son contados consiguiendo un error menor del 20%. Los fundamentos estadísticos del conteo de fitoplancton se describen en detalle en Venrick (1978).

El número de organismos contados se convierten en un valor de densidad celular (número de organismos por volumen) según la siguiente expresión:

$$N_{(cel/L)} = A * Cte / X * V \quad (\text{Ec.3.1})$$

Donde:

N = número de organismos por litro

A = número de organismos contados

Cte = constante que relaciona el área del campo óptico con el área de la membrana

X = número de campos ópticos contados

V = volumen (L) de la muestra

Esta expresión se calcula para cada uno de los grandes grupos fitoplanctónicos de la muestra. Sin embargo, el recuento de las picocianobacterias y organismos del género *Ostreococcus* (Chrétiennot-Dinet, 1995) se realiza a parte del resto de organismos.

Ambos tipos alcanzan densidades muy grandes que hace que muchas veces (a pesar del ajuste del volumen filtrado y el contenido de clorofila *a*) la cantidad de células que hay en un campo óptico pueda superar el número de 100. Como evidentemente, es importante hacer estos recuentos de una manera fiable se utiliza una cuadrícula en el ocular con 100 cuadrados que permite recontar las células de estos organismos dentro de ésta a pesar de sus elevadas densidades.

Lógicamente los cálculos de sus densidades celulares se realizan por separado de las restantes a partir del número de campos/cuadrícula contados y de la superficie de ésta. La fórmula utilizada es idéntica a la anterior (Ec 3.1) pero sustituyendo la constante que, en este caso, relaciona el área del campo óptico con el área de la cuadrícula.



Figura 3.18: Recuentos fitoplanctónicos por microscopía de epifluorescencia

La identificación de taxones se realiza con el apoyo de diversas claves y guías. En la bibliografía se presenta una relación de las referencias más importantes. (Trégouboff et al., 1978; Ettl et al., 1983; Caljon, 1983; Tomas, 1997).

3.5. TRATAMIENTO DE DATOS

Coefficiente de correlación lineal de Pearson- Coeficiente de determinación

El coeficiente de correlación de Pearson es el método de análisis que permite conocer la posible relación entre dos variables. El objetivo es indagar si los valores de una variable tienden a aumentar (o disminuir) a medida que aumentan (o disminuyen) los de la otra, o si por el contrario no tienen nada que ver entre sí.

El grado de asociación entre dos variables numéricas puede cuantificarse mediante el cálculo de un coeficiente de correlación. Éste mide el grado de asociación lineal entre dos variables cualesquiera, y puede calcularse dividiendo la covarianza de ambas entre el producto de las desviaciones típicas de las dos variables.

Para un conjunto de datos este coeficiente puede tomar cualquier valor entre -1 y +1. El valor del coeficiente será positivo si existe una relación directa entre ambas variables, esto es, si las dos aumentan al mismo tiempo. Por el contrario, será negativo si la relación es inversa, es decir, cuando una variable disminuye a medida que la otra aumenta. Un valor de +1 ó -1 indicará una relación lineal perfecta entre ambas variables, mientras que un valor de 0 indicará que no existe relación lineal entre ellas.

Para valorar la significación del coeficiente de correlación y confirmar la existencia de una asociación estadísticamente significativa entre ambas variables, una vez obtenido el coeficiente de correlación debe realizarse un test de hipótesis basado en la distribución t de Student. Estudiar la significación estadística del coeficiente de correlación es, en definitiva, determinar si el coeficiente es estadísticamente diferente de cero (no existe relación lineal).

Hay que tener en cuenta que el coeficiente de correlación no proporciona necesariamente una medida de la causalidad entre ambas variables sino tan sólo el grado de relación entre las mismas.

El coeficiente de determinación que es igual al cuadrado del coeficiente de correlación (R^2) es una importante medida estadística que refleja el porcentaje de varianza (%) de la variable dependiente (Y) que se puede explicar por la variable independiente (X), y se le suele llamar calidad del ajuste.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. DESARROLLO DE VARIABLES RELACIONADAS CON EL FITOPLANCTON

El método utilizado para los recuentos de la comunidad fitoplanctónica permite obtener valores de densidades celulares y porcentajes de abundancia de los grupos fitoplanctónicos. Ahora bien, el que se disponga de información sobre la composición de la comunidad fitoplanctónica no quiere decir que los datos brutos de las densidades celulares y porcentajes de abundancia sean los únicos parámetros a utilizar.

Se ha considerado necesario verificar la posibilidad de la utilización de una serie de variables que pueden ser indicadoras del nivel de eutrofia de las aguas costeras. Estas variables son las siguientes:

- picocianobacterias/eucariotas totales, (picocnb/ET): Esta variable relaciona los organismos procariotas de pequeño tamaño (<2 μ m), con el total de la población eucariota que incluye todo el rango de tamaños. Con esto se pretende estudiar el comportamiento de las picocianobacterias dentro de la comunidad fitoplanctónica. Los tamaños de los organismos relacionados en esta variable difieren en órdenes de magnitud, y por tanto, la relación superficie/volumen que poseen éstos difiere aún más. Los organismos de pequeño tamaño, al poseer una relación superficie/volumen mayor, presentan la ventaja adaptativa de poder crecer en medios donde el nivel de nutrientes es menor y donde otros grupos, que no poseen una superficie específica alta, están peor adaptados a estos niveles bajos de nutrientes y ven limitada su capacidad de crecimiento (Reynolds, 2006). Por tanto, éste es un parámetro que en principio aumentará conforme lo haga el nivel de oligotrofia.

- picocianobacterias/(ET+cianobacterias), (picocnb/ET+cnb): En esta variable el único cambio que se da con respecto a la anterior es la adición en el numerador de las cianobacterias coloniales, que a pesar de ser básicamente de agua dulce se presentan en el área de estudio debido a la influencia de los aportes continentales en algunas zonas del litoral, y que por su tamaño cabe incluirlas junto con las eucariotas totales.

- picocianobacterias/(ET-prasinofíceas), picocnb/(ET-pras): En esta relación se pretende establecer la proporción de organismos picoplanctónicos con los organismos eucariotas nano y microplanctónicos (2-200 μ m). Por ello, se ha eliminado el grupo de las prasinofíceas de las eucariotas totales puesto que este taxón contiene una gran cantidad de géneros picoplanctónicos (Vaulot et al., 2008) entre ellos el género *Ostreococcus* (1 μ m) que es claramente dominante en las muestras de la Comunidad Valenciana cuando este grupo alcanza densidades altas.

- (picocianobacterias+prasinofíceas)/(ET-prasinofíceas), (picocnb+pras)/(ET-pras): La fracción picoplanctónica (picocianobacterias y picoeucariotas) se convierte en un componente importante de la comunidad fitoplanctónica a medida que aumenta la salinidad (Buchanan et al., 2005) y las condiciones oligotróficas (Webber et al., 2005). Por eso, en esta variable damos un paso más allá y el grupo de las prasinofíceas, que en la variable anterior había sido eliminado de los eucariotas totales, se incluye junto con las picocianobacterias con lo que sería similar al picoplancton ($< 2 \mu\text{m}$).

- picocianobacterias/(diatomeas+criptofíceas), picocnb/(dtm+cript): En esta variable el numerador representaría a la comunidad picoplanctónica, típica de medios oligotróficos, y el denominador a dos de los grupos fitoplanctónicos que dominan la comunidad en las zonas eutróficas y en el momento de las floración masivas.

- diatomeas/primnesiales, (dtm/primn): Esta variable relaciona las diatomeas, grupo indicador de eutrofia, con las primnesiales, grupo típicamente marino (Reynolds et al., 2008) que domina en ambientes oligotróficos con estabilidad hídrica en la columna de agua.

- (diatomeas+criptofíceas)/primnesiales, (dtm+cript)/primn: El cambio que presenta esta variable con respecto a la anterior es ampliar la representación de los grupos indicadores de eutrofia añadiendo al numerador el grupo de las criptofíceas.

- diatomeas+criptofíceas, (dtm+cript): Esta variable expresada en cel/L es la suma de dos grupos indicadores de eutrofia.

Se pretende pues adjuntar todas estas nuevas variables al análisis de los datos brutos (densidades celulares y porcentajes de abundancia) obtenidos en los recuentos de organismos fitoplanctónicos con objeto de analizar su comportamiento y correlación estadística con el grado de eutrofia.

4.2. TRABAJOS PREVIOS Y ENFOQUE TEÓRICO

4.2.1. ANÁLISIS DEL NIVEL DE INDICACIÓN DEL GRADIENTE DE EUTROFIA DE LOS DISTINTOS PARÁMETROS RELACIONADOS CON LA COMPOSICIÓN FITOPLANTÓNICA

Aunque es evidente que la clorofila presenta limitaciones a la hora de determinar el gradiente de eutrofia, siguiendo el enfoque llevado a cabo por Heiskanen para lagos (Heiskanen, 2006), y a falta de datos históricos de fósforo total, se decidió inicialmente analizar el comportamiento de la comunidad fitoplanctónica a lo largo del gradiente de clorofila *a*.

El análisis del comportamiento de la composición fitoplanctónica a lo largo del gradiente de clorofila se realizó con los datos obtenidos en la bahía de Cullera en el marco del proyecto ECOSUD. Para este análisis, se han utilizado los datos de un transecto que discurre desde la playa (estación P7) hasta la isóбата de 20 m (estación M3) con una longitud aproximada de 10 km (ver Figura 3.1).

El objetivo de este análisis preliminar es ver si el comportamiento de la composición fitoplanctónica sigue una tendencia a lo largo del gradiente eutrófico, aunque no se

llegue a resultados estadísticamente significativos desde el punto de vista del análisis de correlaciones (entre otras razones por el reducido gradiente de clorofila existente en esta zona).

Como cabía esperar, a lo largo de este transecto se produce una disminución de la clorofila tanto en lo que respecta a la media como al P_{50} o P_{90} al ir disminuyendo la influencia continental al alejarnos de la costa (Tabla 4.1). Los valores medios de clorofila *a* oscilan de $3,71 \text{ mg/m}^3$ en la estación P7 a $0,64 \text{ mg/m}^3$ en la estación M3. El P_{50} muestra valores más bajos para la estación de playa (P7), $3,36 \text{ mg/m}^3$, sin embargo en la estación más alejada el valor es igual que el de la media. Por último, el valor de P_{90} para el transecto fluctúa de $6,27$ a $1,21 \text{ mg/m}^3$.

Cl <i>a</i> (mg/m^3)	P7	M8	M9	M6	M3
Media	3,71	1,68	1,35	0,79	0,64
P_{50}	3,36	1,88	1,10	0,69	0,64
P_{90}	6,27	3,23	2,41	1,58	1,21

Tabla 4.1: Valores de clorofila *a* (media, P_{50} y P_{90}) para el transecto de ECOSUD

En la Figura 4.1 se representa la variación de la media, P_{50} y P_{90} de la clorofila para cada una de las estaciones que forman el transecto.

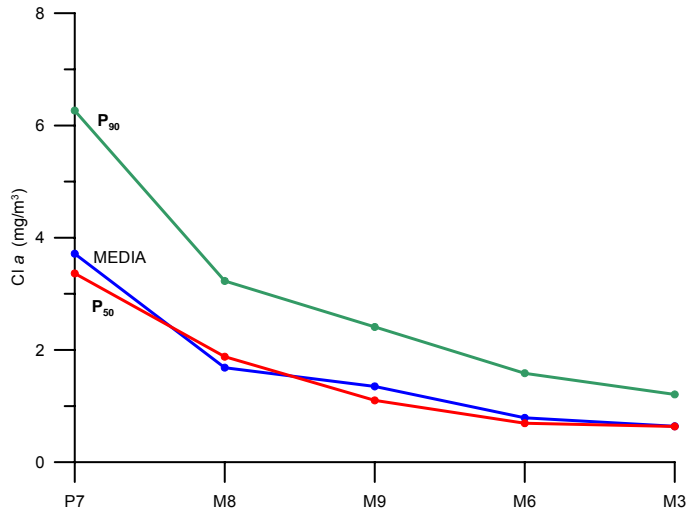


Figura 4.1: Variación de la clorofila *a* (mg/m^3) a lo largo del transecto de ECOSUD

A continuación se describe el comportamiento de los principales grupos fitoplanctónicos a lo largo de este mismo transecto. En la Tabla 4.2 se muestran los valores medios, P_{50} y P_{90} de los principales grupos (diatomeas, criptofíceas, clorofíceas y primnesiales), el total de la población eucariota (que incluye además de los grupos anteriormente mencionados prasinofíceas, dinoflagelados, crisofíceas,

rafidofíceas y euglenas), las picocianobacterias, los porcentajes de abundancia de diatomeas y primnesiales y las relaciones picocianobacterias/eucariota total (picocnb/ET) y primnesiales/diatomeas.

10 ⁴ cel/L		P7	M8	M9	M6	M3
DIATOMEAS	Media	664	296	213	171	117
	P ₅₀	524	330	272	191	77
	P ₉₀	1.267	498	364	335	254
CRIFTOFÍCEAS	Media	92	43	27	15	9
	P ₅₀	62	25	16	8	4
	P ₉₀	160	86	45	43	27
CLOROFÍCEAS	Media	67	39	39	34	16
	P ₅₀	44	22	30	18	10
	P ₉₀	161	98	79	90	51
PRIMNESIALES	Media	288	211	215	184	169
	P ₅₀	256	200	200	178	168
	P ₉₀	393	314	306	237	245
EUCARIOTA TOTAL	Media	1.184	649	550	449	342
	P ₅₀	1.018	676	554	438	290
	P ₉₀	1.730	911	822	666	547
PICOCIANOBACTERIAS	Media	9.074	6.656	6.608	6.792	4.636
	P ₅₀	8.494	5.739	5.429	6.154	4.246
	P ₉₀	14.801	12.404	12.389	11.351	7.696
% DIATOMEAS	Media	52,5	40,9	35,5	34,3	29,6
	P ₅₀	55,4	47,7	43,1	40,0	25,4
	P ₉₀	71,9	62,5	61,2	55,8	53,7
% PRIMNESIALES	Media	28,7	34,8	41,6	44,6	51,9
	P ₅₀	25,6	34,0	38,4	44,1	51,3
	P ₉₀	45,3	53,6	64,5	68,4	68,0
PICOCNB/ET	Media	8,8	11,6	14,0	16,2	15,5
	P ₅₀	9,5	9,2	11,3	16,7	14,7
	P ₉₀	14,2	23,3	25,7	24,2	24,2
PRIMNESIAL/DIATOMEAS	Media	0,7	1,8	3,1	3,0	3,7
	P ₅₀	0,5	0,6	0,9	1,1	2,5
	P ₉₀	1,4	5,5	8,2	7,8	7,8

Tabla 4.2: Valores medios, P₅₀ y P₉₀ de los principales grupos fitoplanctónicos (densidad celular y porcentaje de abundancia) del transecto de ECOSUD

El grupo de las diatomeas presenta el valor medio más alto de densidad celular en la estación de playa (P7, 664.10⁴ cel/L). Éste va disminuyendo a medida que nos alejamos de la costa, hasta alcanzar en la estación más alejada su valor mínimo (M3,

117.10^4 cel/L). Los porcentajes de abundancia para este grupo disminuyen también a lo largo del transecto, pasando de tener una representación media en la comunidad fitoplanctónica de 52,5% en la estación P7 a 29,6% en la estación más alejada (M3). Para el resto de parámetros (P_{50} y P_{90}) las pautas son similares, disminuyendo sus valores a lo largo del transecto.

Las criptofíceas y clorofíceas son grupos que proliferan en las zonas próximas a la costa por los aportes continentales y/o en torno a los emisarios de aguas residuales. Como se observa en la tabla el comportamiento de estos grupos es similar al de las diatomeas. La densidad celular media disminuye conforme nos alejamos de la costa, por ejemplo, las criptofíceas pasan de tener valores medios de 92.10^4 cel/L en P7 a 9.10^4 cel/L en M3 y las clorofíceas de 67.10^4 cel/L en P7 a 16.10^4 cel/L en M3.

Por tanto, diatomeas, criptofíceas y clorofíceas presentan un comportamiento con una pauta similar a la clorofila *a*, disminuyendo tanto su densidad celular como el porcentaje de abundancia a lo largo del gradiente eutrófico para los tres parámetros analizados.

Con respecto al grupo de las primnesiales éstas presentan una variación de densidad celular media de 288.10^4 cel/L en la estación P7 a 169.10^4 cel/L en M3. Aunque podría parecer que su comportamiento es similar al de la clorofila *a*, cuando observamos los porcentajes de abundancia de primnesiales vemos como éstos aumentan a lo largo del gradiente de clorofila (Figura 4.3). En la estación P7 la contribución media de las primnesiales al total de la comunidad fitoplanctónica es de un 28,7% y en la estación M3 este porcentaje aumenta hasta valores de 51,9%, mostrando un comportamiento inverso al gradiente eutrófico y aumentando su representación al disminuir el nivel de nutrientes (Romero et al., 2007). El reducido tamaño y la alta relación superficie/volumen que poseen la mayor parte de organismos de esta clase fitoplanctónica les confieren ventajas para la absorción de nutrientes en aquellos medios pobres en estos y por tanto presentan una ventaja frente a otros grupos fitoplanctónicos.

En lo que se refiere a los eucariotas totales y las picocianobacterias en la tabla vemos como los valores para las tres métricas disminuyen a lo largo del transecto.

La relación picocianobacterias/eucariotas totales, aumenta conforme lo hacen las condiciones oligotróficas, de hecho, esta relación presenta valores medios cercanos a 8,8 para la estación de playa (P7) y aumenta hasta valores de 15,5 en la estación M3.

Como cabía esperar de los resultados individuales anteriormente mencionados, la relación primnesiales/diatomeas aumenta a lo largo del gradiente eutrófico, pasando de valores medios cercanos a 0,7 en la estación P7 a valores de 3,7 para la estación M3.

Por lo que respecta a la densidad celular se puede apreciar que la mayor parte de los grupos sufren una reducción a lo largo del transecto, y eso sucede no sólo con aquellos grupos adaptados a niveles altos de nutrientes (criptofíceas, clorofíceas y diatomeas) sino también con grupos como las primnesiales y las picocianobacterias que están mejor adaptadas a condiciones de oligotrofia.

Parece que el efecto siembra (Kruk et al., 2002) permite la proliferación de grupos no eutróficos cuando éstos dominan la población que recibe el aporte de nutrientes. Sí

que está claro que hay una reducción pronunciada de la densidad celular de diatomeas y criptofíceas a lo largo del gradiente. Las primeras presentan una reducción de hasta un sexto de su densidad (similar a la de la clorofila *a*) y las criptofíceas se reducen a una décima parte. Los grupos mejor adaptados a condiciones oligotróficas (primnesiales y picocianobacterias) aunque también reducen sus densidades, lo hacen con unas tasas de reducción mucho más bajas que los grupos anteriores. De hecho, en ninguno de los dos casos los valores medios más bajos son inferiores al 50% de los más elevados.

En la Figura 4.2 se observa la variación de las relaciones primnesiales/diatomeas, primnesiales/(dtm+cript) y picocianobacterias/ET a lo largo del transecto.

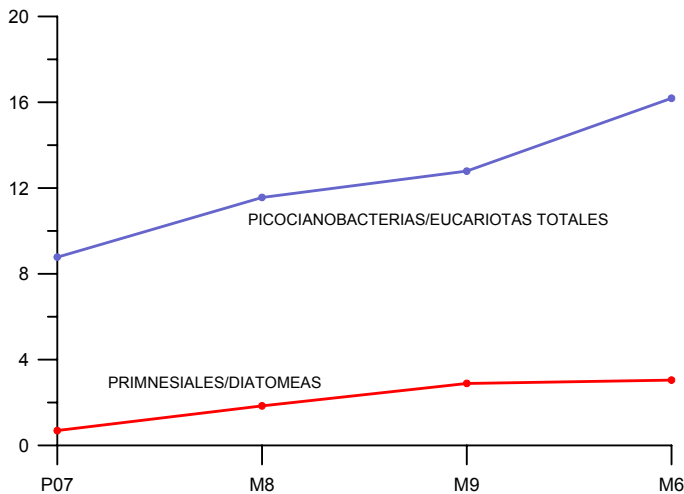


Figura 4.2: Comportamiento de las variables relacionadas con la composición fitoplanctónica a lo largo del transecto de ECOSUD

En cambio, es en el comportamiento de la composición donde se pueden apreciar las tendencias más relevantes. Así, en las Figuras 4.2 y 4.3 podemos apreciar como se produce un aumento claro de la proporción de primnesiales conforme disminuye la concentración media de clorofila acompañado por una disminución de la proporción de diatomeas y criptofíceas. También se puede apreciar el aumento de la relación picocianobacteria/ET con la disminución de la clorofila y el de la relación primnesiales/diatomeas o primnesiales/(diatomeas+criptofíceas).

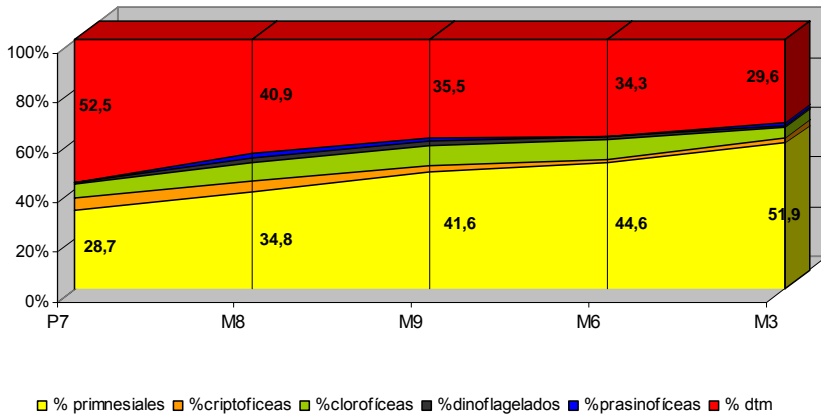


Figura 4.3: Composición de la comunidad fitoplanctónica a lo largo del transecto de ECOSUD

Como se ha comentado anteriormente, este trabajo previo tuvo como objetivo fundamental determinar si había indicios de que determinados parámetros de la composición fitoplanctónica mostraban pautas claras a lo largo del gradiente de eutrofia (en este caso representado por la clorofila *a*).

Ciertamente estos resultados apoyan la posibilidad de utilizar parámetros que reaccionan positivamente con el gradiente de clorofila (densidad celular de diatomeas, criptofíceas, y en menor medida los grupos restantes, y porcentajes de abundancia de estos mismos grupos) y otros parámetros con una pauta inversa (picocianobacterias/ET, diatomeas/primnesiales y %primnesiales).

Este análisis previo ha sido necesario porque no se encontró ninguna cita que justificara (al contrario de lo que sucede para lagos, Heiskanen 2006) el uso de la composición de la comunidad fitoplanctónica como indicador del gradiente de eutrofia.

4.3. VARIACIONES CUANTITATIVAS Y CUALITATIVAS DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA EN LAS MASAS DE AGUA COSTERAS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA

Con el fin de estudiar las variaciones tanto cuantitativas como cualitativas de la comunidad fitoplanctónica en las masas de agua costeras del litoral valenciano, se analizan los resultados obtenidos de los recuentos fitoplanctónicos para el periodo comprendido entre agosto de 2005 y julio de 2008.

Para este análisis se calcula de cada una de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana la media, los percentiles 50 y 90 y el valor máximo, tanto en densidad celular (cel/L) como en porcentajes de abundancia (%), de cada uno de los principales grupos fitoplanctónicos así como para los eucariotas totales y las picocianobacterias.

Para poder visualizar de una manera más sencilla y gráfica los resultados obtenidos para cada grupo fitoplanctónico en cada una de las métricas utilizadas se adjuntan los mapas de distribución de los valores medios y los percentiles por grupos y por masas de agua.

Además se ha calculado para cada uno de los principales grupos la media y los percentiles 50 y 90 de la serie de tres años por tipología de masas de agua (II-A y III).

También se comentan brevemente aquellos grupos minoritarios y con una representación en la comunidad fitoplanctónica menor al 3% (dinoflagelados, crisofíceas, euglenas y rafidofíceas).

DIATOMEAS

Las diatomeas son en general especies de crecimiento rápido en condiciones no limitantes de nutrientes. Esta característica hace que dominen la comunidad fitoplanctónica cuando se dan las concentraciones suficientes de nutrientes y sílice (Egge, 1998). Además, globalmente suelen dominar en aguas costeras templadas y ricas en nutrientes (Muylaert et al., 2009) a lo largo de todas las estaciones del año independientemente de la calidad del hábitat (Buchanan et al., 2005).

Como se observa en la Tabla 4.3 los valores medios de densidad celular más altos para la Comunidad Valenciana se alcanzan en las masas 008 ($3 \cdot 10^6$ cel/L), 009 ($2,7 \cdot 10^6$ cel/L), 007 ($2,4 \cdot 10^6$ cel/L) y 016 ($2,2 \cdot 10^6$ cel/L) y los mínimos en las masas 014 ($40 \cdot 10^4$ cel/L), 012 y 011 ($42 \cdot 10^4$ cel/L).

Respecto al percentil 50 las densidades celulares más elevadas se localizan en las masas 008 ($2,1 \cdot 10^6$ cel/L), 009 ($1,8 \cdot 10^6$ cel/L), 007 ($1,6 \cdot 10^6$ cel/L) y 016 ($1,1 \cdot 10^6$ cel/L) y las mínimas, una vez más, en las masas 014 ($18 \cdot 10^4$ cel/L) y 012 ($18 \cdot 10^4$ cel/L).

Para el percentil 90 de nuevo son las masas 008 ($6,4 \cdot 10^6$ cel/L), 007 ($5,7 \cdot 10^6$ cel/L), 009 ($5,7 \cdot 10^6$ cel/L) y 016 ($5,4 \cdot 10^6$ cel/L) las que presentan los valores más elevados. Los mínimos corresponden a las masas 011 y 013 ($1 \cdot 10^6$ cel/L) y 014 ($92 \cdot 10^4$ cel/L).

Los valores máximos de densidad celular de las diatomeas se alcanzan por orden de mayor a menor en las masas 008 ($22 \cdot 10^6$ cel/L), 009 ($19 \cdot 10^6$ cel/L), 010 ($19 \cdot 10^6$ cel/L), 005 ($16 \cdot 10^6$ cel/L) y 016 ($15 \cdot 10^6$ cel/L).

En cuanto a los porcentajes de abundancia los valores medios y medianos más altos se dan en la masa 007 (60,7 y 64,4% respectivamente) y los mínimos en la masa 014 (33,6% y 28,9% respectivamente).

DIATOMEAS		cel/L	%	DIATOMEAS		cel/L	%
MASA 001	Media	873.437	57,8	MASA 011	Media	421.288	40,6
	P ₅₀	595.454	57,9		P ₅₀	241.966	39,4
	P ₉₀	1.809.160	82,8		P ₉₀	1.049.583	74,0
	Máximo	7.085.153	95,9		Máximo	3.024.573	94,4
MASA 002	Media	802.156	53,0	MASA 012	Media	419.711	41,5
	P ₅₀	526.475	52,4		P ₅₀	175.840	40,3
	P ₉₀	1.973.413	80,7		P ₉₀	1.217.633	79,2
	Máximo	4.862.837	94,0		Máximo	3.834.228	96,0
MASA 003	Media	947.479	45,4	MASA 013	Media	425.149	44,4
	P ₅₀	564.363	43,2		P ₅₀	230.798	41,6
	P ₉₀	1.708.969	81,2		P ₉₀	1.070.310	76,2
	Máximo	13.401.184	91,3		Máximo	4.318.159	93,5
MASA 004	Media	1.069.580	44,7	MASA 014	Media	397.103	33,6
	P ₅₀	750.894	44,0		P ₅₀	180.180	28,9
	P ₉₀	2.215.241	76,1		P ₉₀	915.341	71,2
	Máximo	5.993.307	91,4		Máximo	3.065.630	96,6
MASA 005	Media	1.865.073	53,8	MASA 015	Media	1.337.435	41,1
	P ₅₀	1.047.698	54,1		P ₅₀	550.538	32,3
	P ₉₀	4.401.840	84,0		P ₉₀	2.350.726	80,7
	Máximo	16.131.054	96,0		Máximo	13.617.563	97,5
MASA 007	Media	2.407.845	60,7	MASA 016	Media	2.172.183	50,6
	P ₅₀	1.595.416	64,4		P ₅₀	1.119.500	55,3
	P ₉₀	5.683.197	84,5		P ₉₀	5.380.932	79,0
	Máximo	11.775.089	94,8		Máximo	15.275.791	98,0
MASA 008	Media	2.978.303	51,5	MASA 017	Media	1.501.598	46,0
	P ₅₀	2.073.681	56,2		P ₅₀	788.803	42,4
	P ₉₀	6.412.094	79,1		P ₉₀	3.788.185	81,1
	Máximo	21.647.443	96,4		Máximo	11.758.339	91,6
MASA 009	Media	2.671.336	53,7	MASA 018	Media	1.252.823	55,9
	P ₅₀	1.831.115	53,9		P ₅₀	664.320	57,4
	P ₉₀	5.656.505	86,8		P ₉₀	2.905.323	83,7
	Máximo	19.233.180	97,5		Máximo	9.678.633	95,0
MASA 010	Media	1.530.399	46,7	MASA 019	Media	706.761	43,3
	P ₅₀	665.464	47,0		P ₅₀	253.041	41,0
	P ₉₀	3.722.551	81,0		P ₉₀	1.712.497	78,2
	Máximo	19.345.985	97,2		Máximo	11.155.347	98,1

Tabla 4.3: Valores medios, P₅₀, P₉₀ y máximos de densidad celular y porcentajes de abundancia para diatomeas por masas de agua costeras

A continuación se muestran los mapas con los valores medios y los percentiles 50 y 90 de las diatomeas para las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana.

Los valores de densidad celular de este grupo para las tres métricas utilizadas están divididos en cinco rangos que se representan con una escala de colores de menor a mayor densidad.

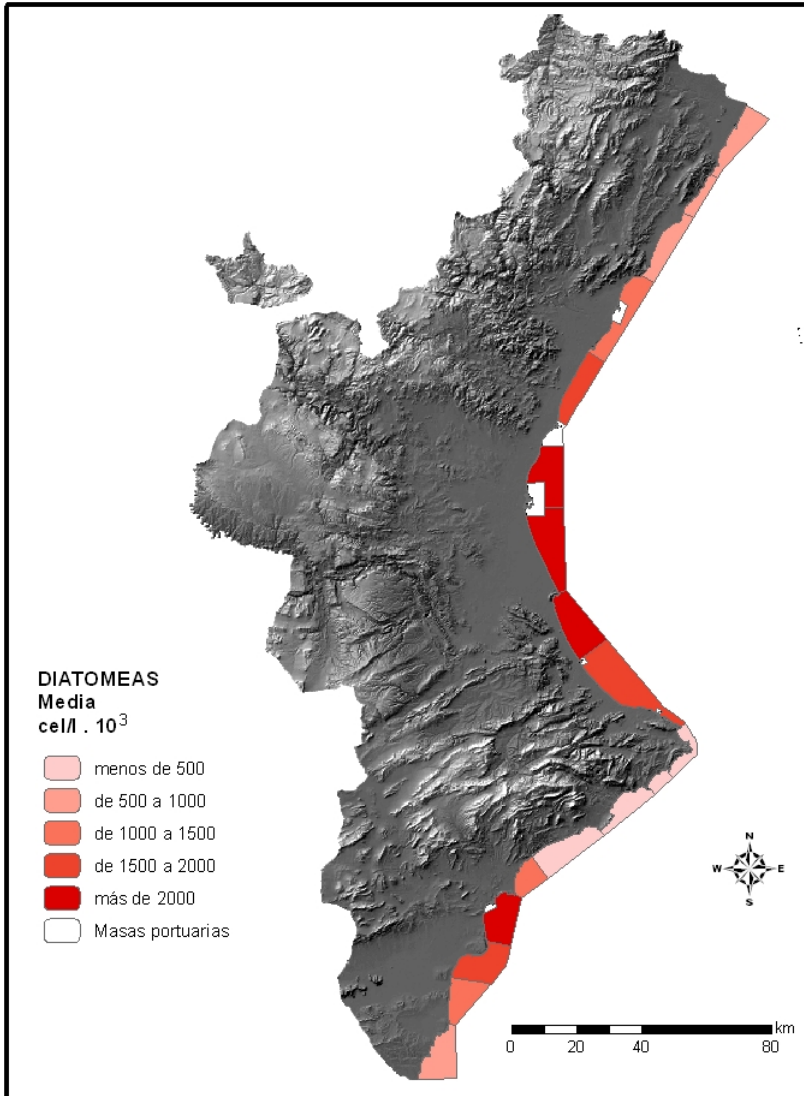


Figura 4.4: Distribución de los valores de densidad celular media de diatomeas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

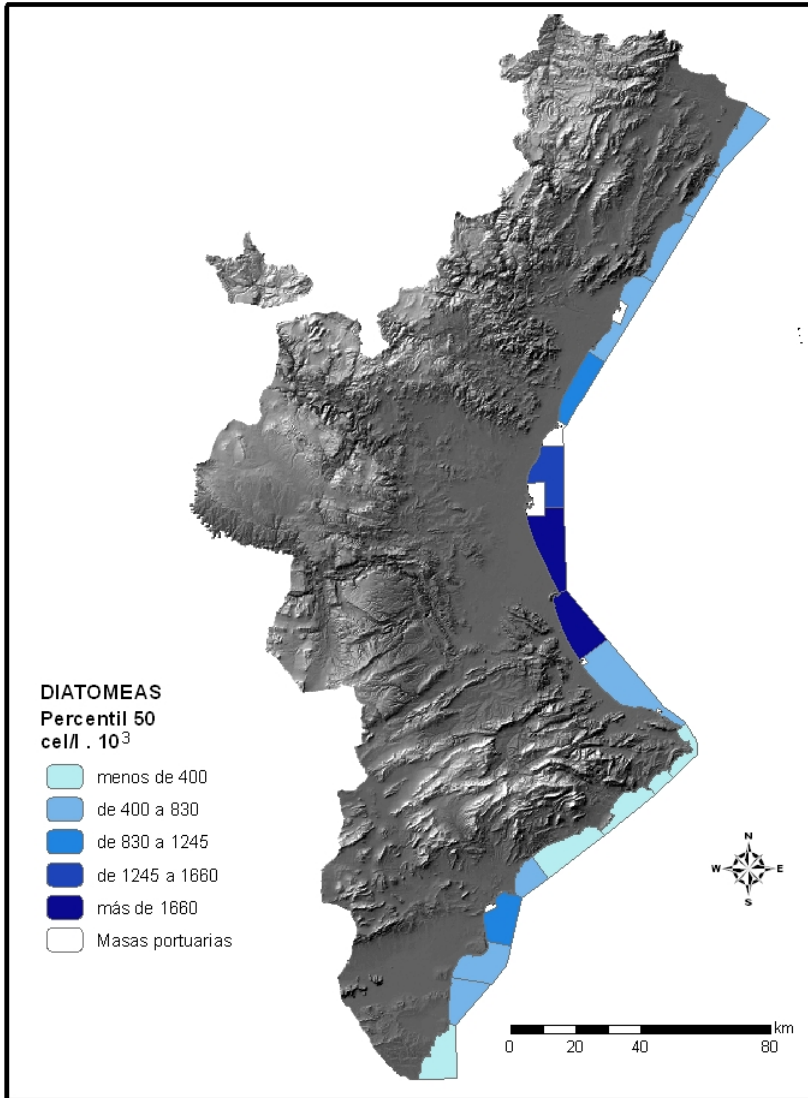


Figura 4.5: Distribución del P₅₀ de densidad celular de diatomeas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

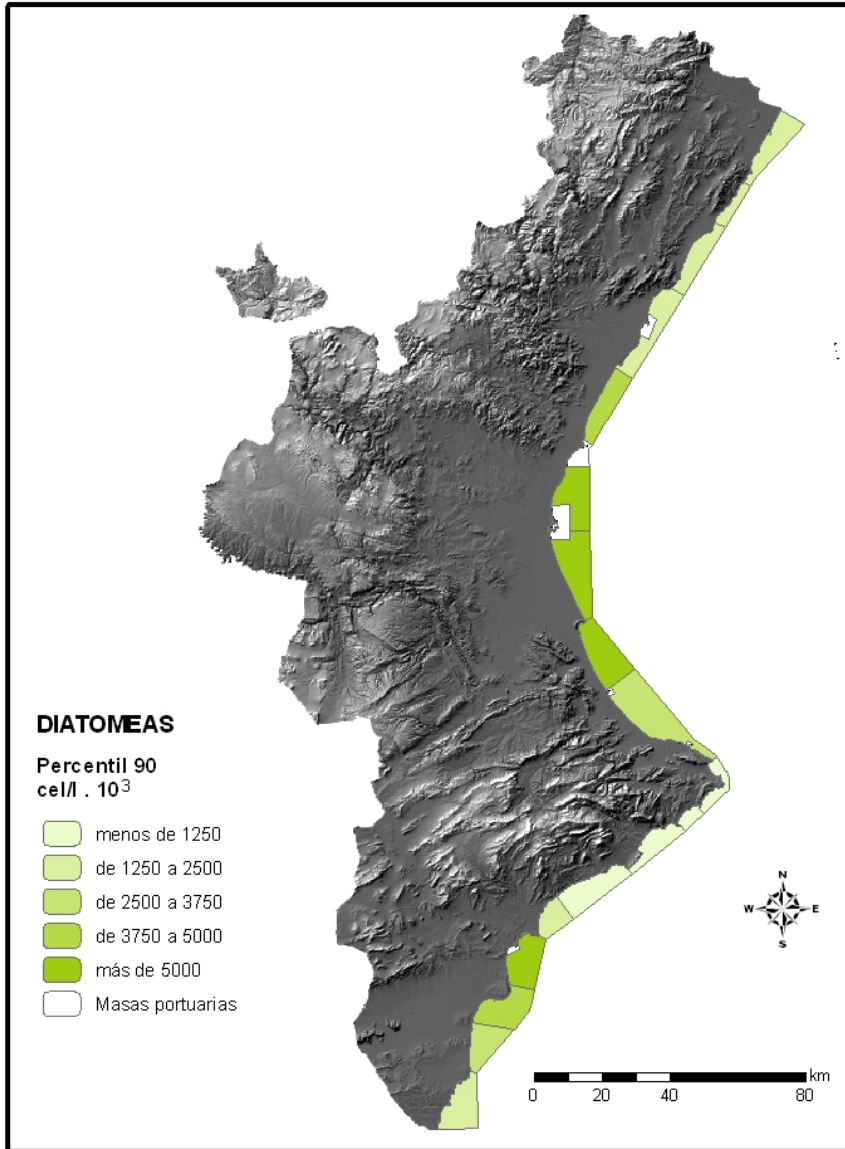


Figura 4.6: Distribución del P₉₀ de densidad celular de diatomeas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

Tal y como se pueden apreciar en las Figuras 4.4, 4.5 y 4.6 los rangos máximos para la media corresponden a las masas 007 (Costa norte de Valencia), 008 (Puerto de Valencia-Cabo de Cullera) y 017 (Santa Pola-Guardamar del Segura) y los mínimos para el tramo comprendido entre la masa 011 y 014 (Cabo San Antonio-Barranco de Aguas de Busot).

Los rangos máximos para el P_{50} incluyen la masa 007 (Costa norte de Valencia) y 008 (Puerto de Valencia-Cabo de Cullera) y los mínimos las masa 011-012 (Cabo San Antonio-Peñón de Ifach) y 014 (Punta de les Caletes-Barranco de Aguas de Busot). Con el P_{90} los rangos más altos se localizan en las masas 007, 008, 009 y 016 y los mínimos en el tramo litoral comprendido entre la masa 011 a 014.

A continuación en la Tabla 4.4 se muestran los valores medios y de percentil 50 y 90 de la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008) para las diatomeas por tipologías de masas de agua costeras.

DIATOMEAS (cel/L)					
TIPO II-A	Media	1.704.976	TIPO III	Media	854.764
	P_{50}	907.491		P_{50}	311.546
	P_{90}	4.109.233		P_{90}	2.097.406

Tabla 4.4: Valores medios, P_{50} y P_{90} para diatomeas según tipologías de masas de agua costeras para la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008)

Si realizamos el análisis por tipologías de masas de agua los valores más altos de densidad celular, tanto en media como en percentil 50 y 90 se registran en las masas de agua tipo II-A. Como se observa en la tabla, el valor medio de las masas de agua tipo II-A es el doble que el correspondiente al tipo III. Además, el P_{50} de las masas tipo II-A es tres veces superior al de tipo III y el P_{90} de la tipología II-A duplica el de la tipología III.

CRIFTOFÍCEAS

Este grupo de organismos está correlacionado negativamente con la salinidad y positivamente con la concentración de nutrientes (Jacquet et al., 2002; Vaulot et al., 2008). Como muestra la Tabla 4.5 la masa 008 presenta los valores medios, P_{50} y P_{90} más elevados ($38,2 \cdot 10^4$, $24,8 \cdot 10^4$ y $82,6 \cdot 10^4$ cel/L respectivamente). A esta masa le siguen la 005 ($35,4 \cdot 10^4$, $21,7 \cdot 10^4$ y $66,7 \cdot 10^4$ cel/L respectivamente) y la 009 ($32,7 \cdot 10^4$, $21,9 \cdot 10^4$ y $65,1 \cdot 10^4$ cel/L respectivamente). En cambio, la masa 012 presenta los valores mínimos tanto en media como en percentiles ($54,3 \cdot 10^3$, $25,6 \cdot 10^3$ y $11,6 \cdot 10^4$ cel/L). Las masas 011, 013 y 014 también registran para este grupo de organismos valores bajos en las tres métricas.

Los valores máximos de densidad celular para las criptofíceas se alcanzan por orden de mayor a menor en las masas 005 ($5,4 \cdot 10^6$ cel/L), 016 ($3,4 \cdot 10^6$ cel/L), 008 ($2,7 \cdot 10^6$ cel/L) y 019 ($2,1 \cdot 10^6$ cel/L).

Por lo que se refiere a los porcentajes de abundancia, los valores medios y de P₅₀ más altos se alcanzan en la masa 005 (12,1% y 9,8% respectivamente) y 017 (11,8% y 7,9% respectivamente). Sin embargo, el P₉₀ del porcentaje de abundancia más altos se alcanzan en las masas 004 (28,4%) y 017 (28,2%). Los mínimos, tanto en media como en P₉₀ son para la masa 015 (5,2% y 11% respectivamente), aunque para el P₅₀ es la masa 016 la que muestra los valores más bajos (3,6%).

CRIFTOFÍCEAS		cel/L	%	CRIFTOFÍCEAS		cel/L	%
MASA 001	Media	135.381	10,3	MASA 011	Media	55.142	6,2
	P ₅₀	82.936	7,6		P ₅₀	36.180	5,0
	P ₉₀	311.033	23,3		P ₉₀	116.830	11,2
	Máximo	1.015.036	55,8		Máximo	331.645	34,1
MASA 002	Media	141.197	11,0	MASA 012	Media	54.293	6,6
	P ₅₀	75.374	7,3		P ₅₀	25.599	4,7
	P ₉₀	346.879	25,9		P ₉₀	115.520	15,3
	Máximo	1.169.945	47,7		Máximo	1.166.399	29,7
MASA 003	Media	133.346	9,2	MASA 013	Media	64.024	9,5
	P ₅₀	104.362	7,7		P ₅₀	43.430	6,2
	P ₉₀	248.478	19,6		P ₉₀	129.213	22,5
	Máximo	486.790	44,0		Máximo	532.643	57,6
MASA 004	Media	235.777	11,0	MASA 014	Media	64.678	6,0
	P ₅₀	155.826	7,7		P ₅₀	33.918	3,8
	P ₉₀	431.538	28,4		P ₉₀	150.115	12,7
	Máximo	2.720.326	52,4		Máximo	519.606	51,6
MASA 005	Media	354.031	12,1	MASA 015	Media	123.784	5,2
	P ₅₀	217.149	9,8		P ₅₀	76.566	4,1
	P ₉₀	667.241	24,9		P ₉₀	301.419	11,0
	Máximo	5.443.675	86,7		Máximo	552.742	22,5
MASA 007	Media	265.213	8,5	MASA 016	Media	260.739	7,0
	P ₅₀	191.404	6,9		P ₅₀	91.779	3,6
	P ₉₀	568.309	16,9		P ₉₀	556.133	16,8
	Máximo	1.366.153	42,0		Máximo	3.350.296	63,0
MASA 008	Media	381.974	8,2	MASA 017	Media	275.722	11,8
	P ₅₀	248.170	6,0		P ₅₀	198.536	7,9
	P ₉₀	826.496	17,0		P ₉₀	644.866	28,2
	Máximo	2.728.538	60,4		Máximo	1.269.051	56,0
MASA 009	Media	327.266	8,0	MASA 018	Media	100.456	6,7
	P ₅₀	218.585	5,1		P ₅₀	77.941	5,1
	P ₉₀	651.231	16,9		P ₉₀	188.076	14,0
	Máximo	1.974.798	65,2		Máximo	632.834	30,2
MASA 010	Media	202.816	11,2	MASA 019	Media	122.337	10,8
	P ₅₀	124.085	7,7		P ₅₀	74.451	7,2
	P ₉₀	498.801	28,1		P ₉₀	238.342	24,5
	Máximo	1.457.230	66,0		Máximo	2.093.935	87,5

Tabla 4.5: Valores medios, P₅₀, P₉₀ y máximos de densidad celular y porcentajes de abundancia para criptofíceas por masas de agua costeras

Seguidamente se muestran los mapas con los valores medios y los percentiles 50 y 90 de las criptofíceas para las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana.

Los valores de densidad celular de este grupo para las tres métricas utilizadas están divididos en cinco rangos que se representan con una escala de colores de menor a mayor densidad.

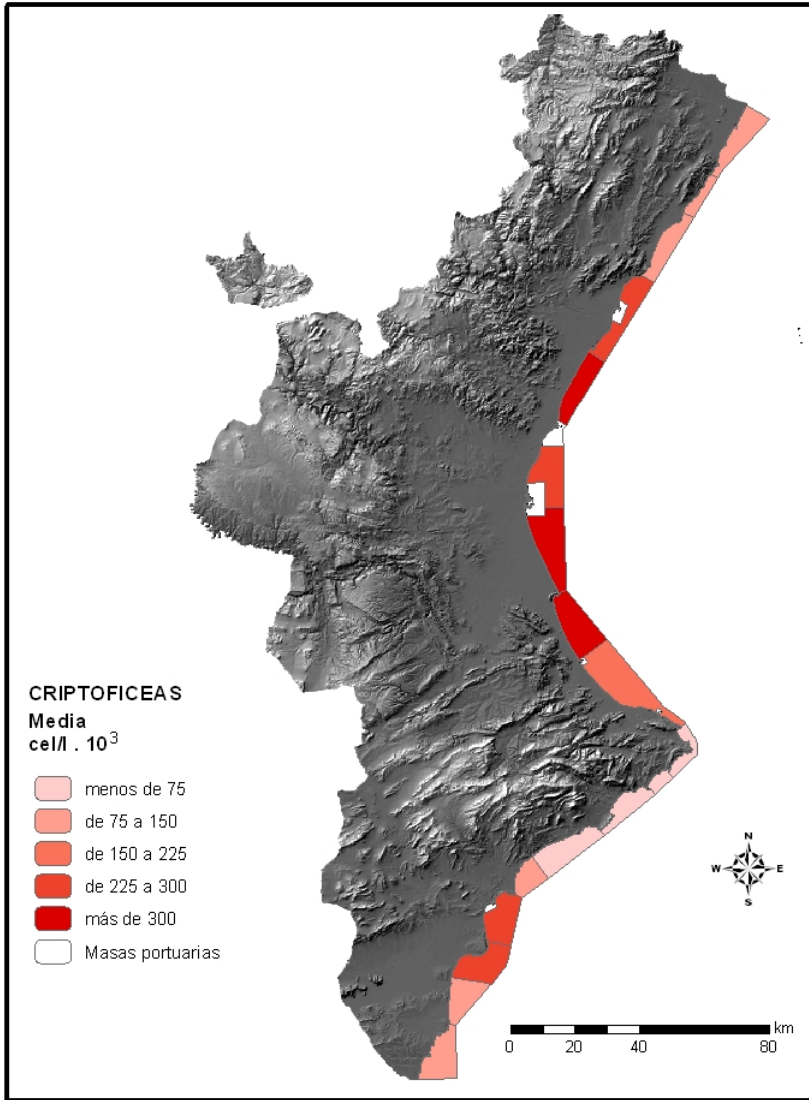


Figura 4.7: Distribución de los valores de densidad celular media de las criptófíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

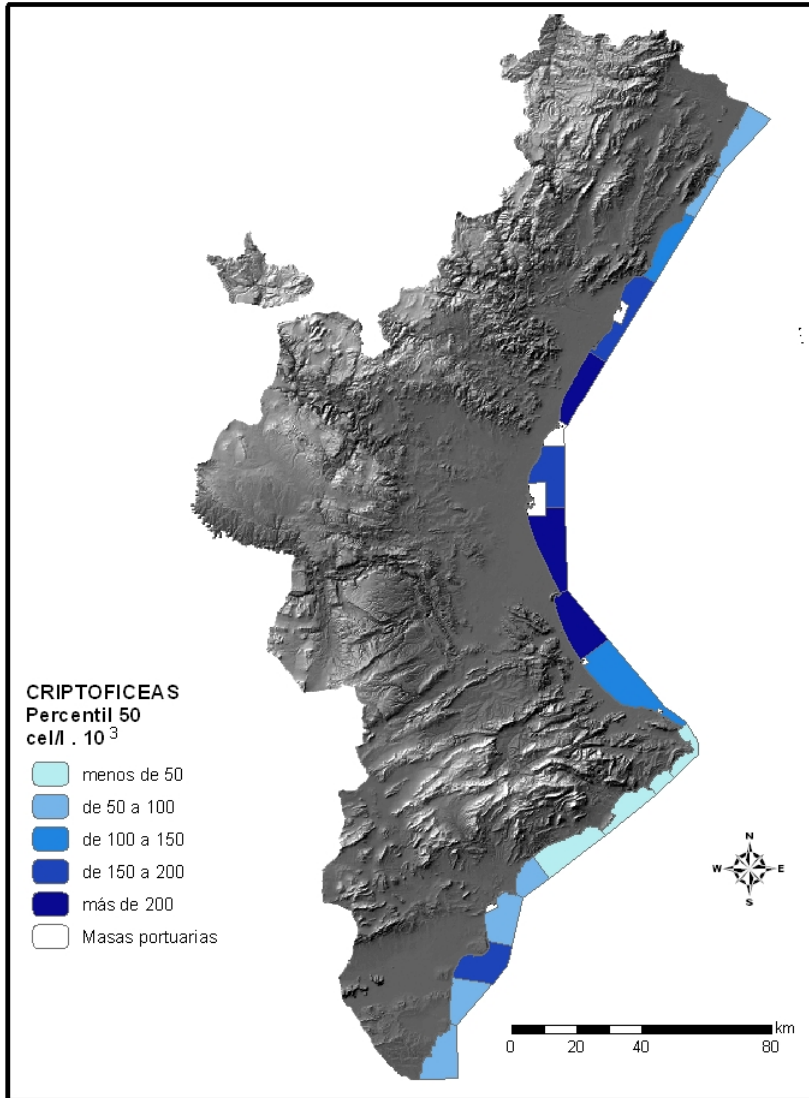


Figura 4.8: Distribución del P₅₀ de densidad celular de las criptofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

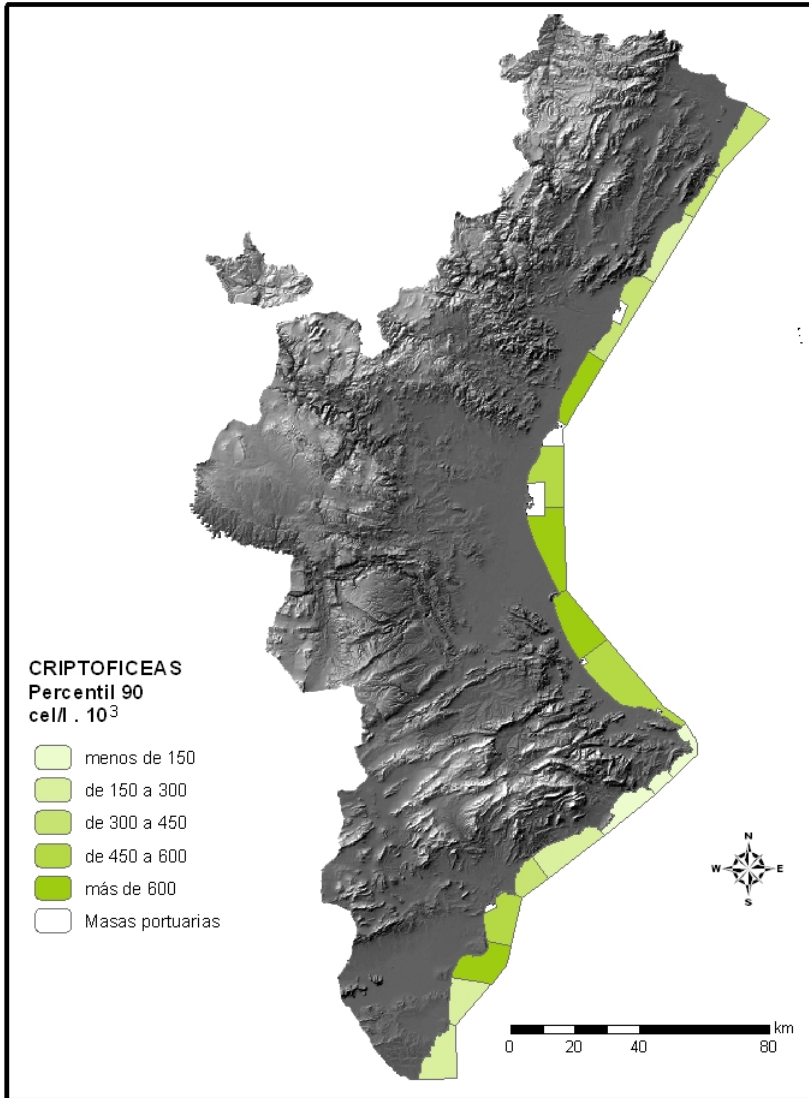


Figura 4.9: Distribución del P₉₀ de densidad celular de las criptofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

Como se observa en las Figuras 4.7, 4.8 y 4.9 los rangos más altos para las criptofíceas corresponden a las masas 005 (Burriana-Canet), 008 (Puerto de Valencia-Cabo de Cullera) y 009 (Cabo Cullera-Puerto de Gandía) y los mínimos al tramo comprendido entre las masas 011 y 013 (Cabo San Antonio- Punta de les Caletes).

En la Tabla 4.6 se muestran los valores medios y de percentil 50 y 90 de la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008) para las criptofíceas por tipologías de masas de agua costeras.

CRIPTOFÍCEAS (cel/L)					
TIPO II-A	Media	242.752	TIPO III	Media	120.103
	P ₅₀	150.748		P ₅₀	52.552
	P ₉₀	538.279		P ₉₀	288.290

Tabla 4.6: Valores medios, P₅₀ y P₉₀ para criptofíceas según tipologías de masas de agua costeras para la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008)

Si analizamos los resultados obtenidos en la tabla anterior observamos que, al igual que ocurre con el grupo de las diatomeas, existen diferencias entre los valores de densidad celular en las tres métricas utilizadas para ambas tipologías. Por ejemplo, los valores medios de densidad celular para la tipología II-A duplican los de la tipología III. Además, el percentil 50 de la tipología II-A es tres veces superior que el de tipo III.

CLOROFÍCEAS

En la Tabla 4.7 se muestran los valores medios, de P₅₀, P₉₀ y máximos de densidad celular y porcentajes de abundancia de las clorofíceas para cada una de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana.

Para este grupo de organismos, más típicos de aguas dulces (Reynolds, 2006), el valor medio, de P₅₀ y P₉₀ de densidad celular más elevado del litoral se registra en la masa 008 ($66,2 \cdot 10^4$, $19,0 \cdot 10^4$, y $1,5 \cdot 10^6$ cel/L respectivamente). También presentan valores altos la masa 017 para la media ($21,8 \cdot 10^4$ cel/L) y la masa 009 para los percentiles, tanto el 50 como el 90 ($10 \cdot 10^4$ y $35,1 \cdot 10^4$ cel/L respectivamente).

Por el contrario, los valores medios y de P₉₀ más bajos de densidad celular se registran en las masas 014 ($47,0 \cdot 10^3$ y $100,1 \cdot 10^3$ cel/L respectivamente) y 013 ($50,9 \cdot 10^3$ y $97,5 \cdot 10^3$ cel/L respectivamente). Sin embargo con el uso del P₅₀ son las masas 012 ($24,5 \cdot 10^3$ cel/L) y 011 ($29,8 \cdot 10^3$ cel/L) las que presentan los mínimos.

Los valores máximos de densidad celular de las clorofíceas se alcanzan por orden de mayor a menor en las masas 017 ($9,8 \cdot 10^6$ cel/L), 008 ($9,0 \cdot 10^6$ cel/L), 016 ($2,0 \cdot 10^6$ cel/L) y 007 ($1,5 \cdot 10^6$ cel/L).

Respecto a los porcentajes de abundancia, los valores medios más altos se dan en las masas 008 (9%) y 013 (7,7%). Con el uso del P₅₀ los porcentajes más elevados se registran en las masas 019 (5,4%) y 013 (5,2%), y con el P₉₀ en 008 (23%), 012 y 013 (ambas con 16,9%). Los porcentajes mínimos en las tres métricas se registran en la masa 007 (2,3%, 1,5% y 5,2% respectivamente) seguida de la masa 015 para la

media y el P₅₀ (3,2% y 2,1% respectivamente) y con el P₉₀, una vez más, la masa 007 registra los mínimos (5,2%) seguida de la masa 003 (6,5%).

CLOROFÍCEAS		cel/L	%	CLOROFÍCEAS		cel/L	%
MASA 001	Media	63.274	4,6	MASA 011	Media	53.539	6,0
	P ₅₀	35.090	2,9		P ₅₀	29.780	3,8
	P ₉₀	135.765	8,8		P ₉₀	118.563	13,1
	Máximo	789.632	43,4		Máximo	785.872	61,7
MASA 002	Media	54.392	4,3	MASA 012	Media	54.239	7,3
	P ₅₀	30.150	2,9		P ₅₀	24.468	4,8
	P ₉₀	110.972	9,6		P ₉₀	149.193	16,9
	Máximo	778.054	36,3		Máximo	297.804	37,8
MASA 003	Media	63.505	3,4	MASA 013	Media	50.863	7,7
	P ₅₀	37.687	2,7		P ₅₀	30.150	5,2
	P ₉₀	106.062	6,5		P ₉₀	97.458	16,9
	Máximo	1.364.935	21,1		Máximo	357.938	48,8
MASA 004	Media	73.868	3,9	MASA 014	Media	47.045	5,0
	P ₅₀	60.299	2,9		P ₅₀	34.089	3,9
	P ₉₀	153.978	8,5		P ₉₀	100.097	11,2
	Máximo	335.030	21,6		Máximo	297.189	26,0
MASA 005	Media	105.000	3,7	MASA 015	Media	70.379	3,2
	P ₅₀	75.374	2,9		P ₅₀	56.530	2,1
	P ₉₀	206.875	8,0		P ₉₀	150.733	7,8
	Máximo	724.918	23,1		Máximo	294.702	11,8
MASA 007	Media	91.169	2,3	MASA 016	Media	148.323	4,2
	P ₅₀	50.249	1,5		P ₅₀	68.522	2,7
	P ₉₀	208.261	5,2		P ₉₀	301.496	8,6
	Máximo	1.507.479	9,1		Máximo	2.009.972	36,7
MASA 008	Media	661.715	9,0	MASA 017	Media	218.365	5,4
	P ₅₀	188.435	3,9		P ₅₀	60.299	2,9
	P ₉₀	1.492.712	23,0		P ₉₀	297.804	9,9
	Máximo	9.044.876	80,4		Máximo	9.798.616	95,7
MASA 009	Media	144.137	3,3	MASA 018	Media	67.211	4,6
	P ₅₀	99.883	2,4		P ₅₀	34.678	3,1
	P ₉₀	350.983	8,1		P ₉₀	147.733	11,1
	Máximo	703.490	23,5		Máximo	558.383	22,9
MASA 010	Media	98.499	4,6	MASA 019	Media	63.797	6,4
	P ₅₀	57.954	3,0		P ₅₀	35.240	5,4
	P ₉₀	225.400	9,0		P ₉₀	138.257	12,9
	Máximo	1.124.521	42,1		Máximo	708.515	51,6

Tabla 4.7: Valores medios, P₅₀, P₉₀ y máximos de densidad celular y porcentajes de abundancia para clorofíceas por masas de agua costeras

A continuación se muestran los mapas con los valores medios y los percentiles 50 y 90 de las clorofíceas para las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana.

Los valores de densidad celular de este grupo para las tres métricas utilizadas están divididos en cinco rangos que se representan con una escala de colores de menor a mayor densidad.

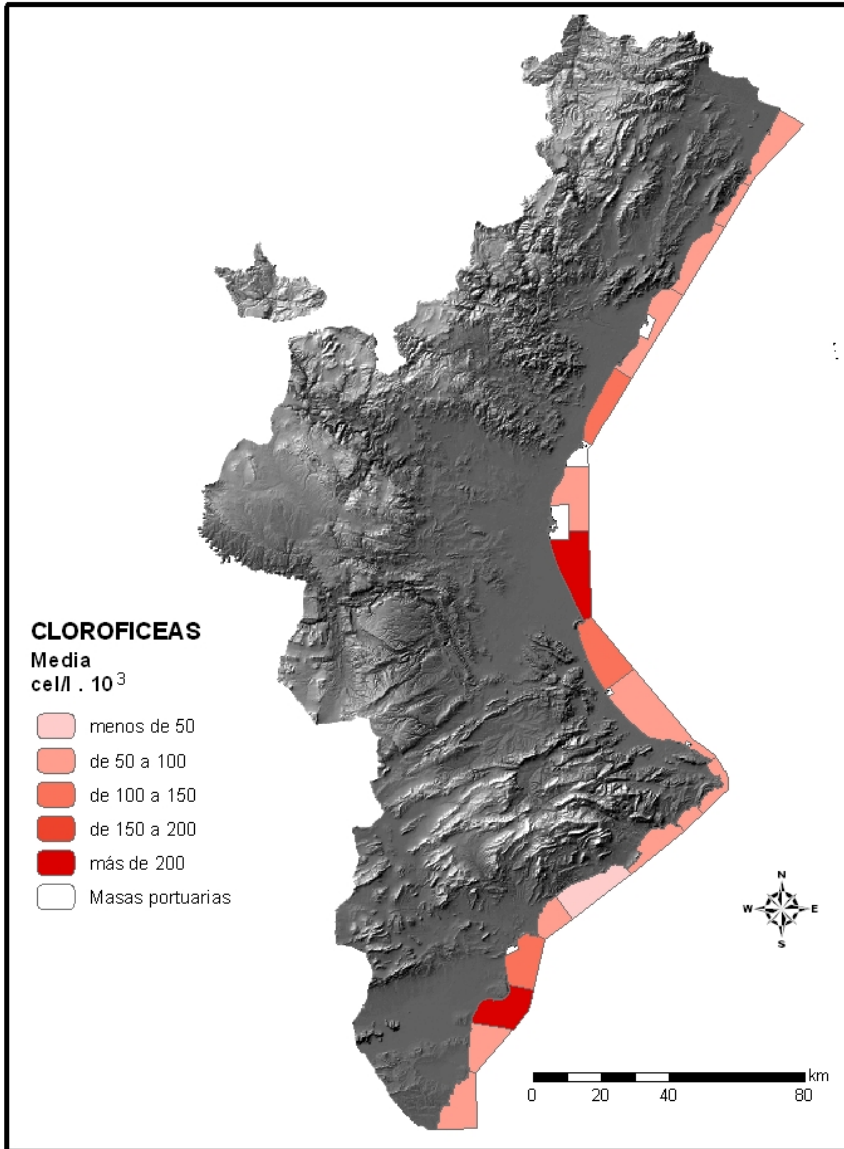


Figura 4.10: Distribución de los valores de densidad celular media de clorofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

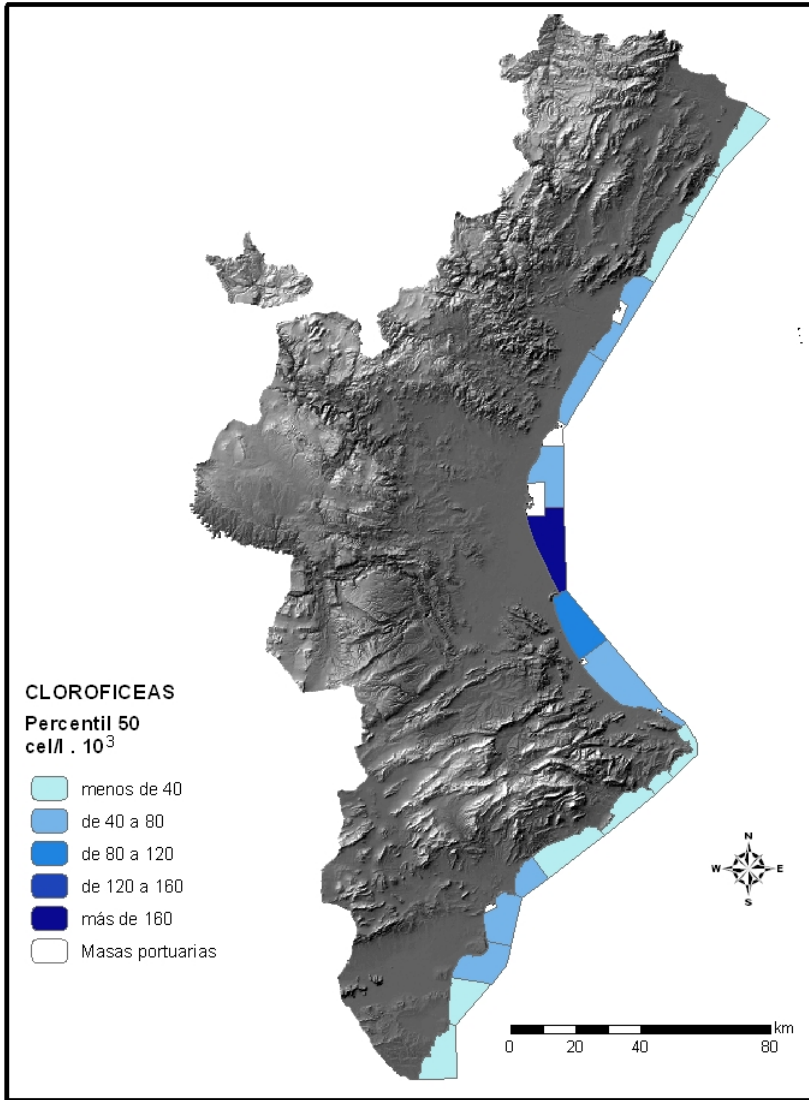


Figura 4.11: Distribución del P₅₀ de densidad celular de cloroficeas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

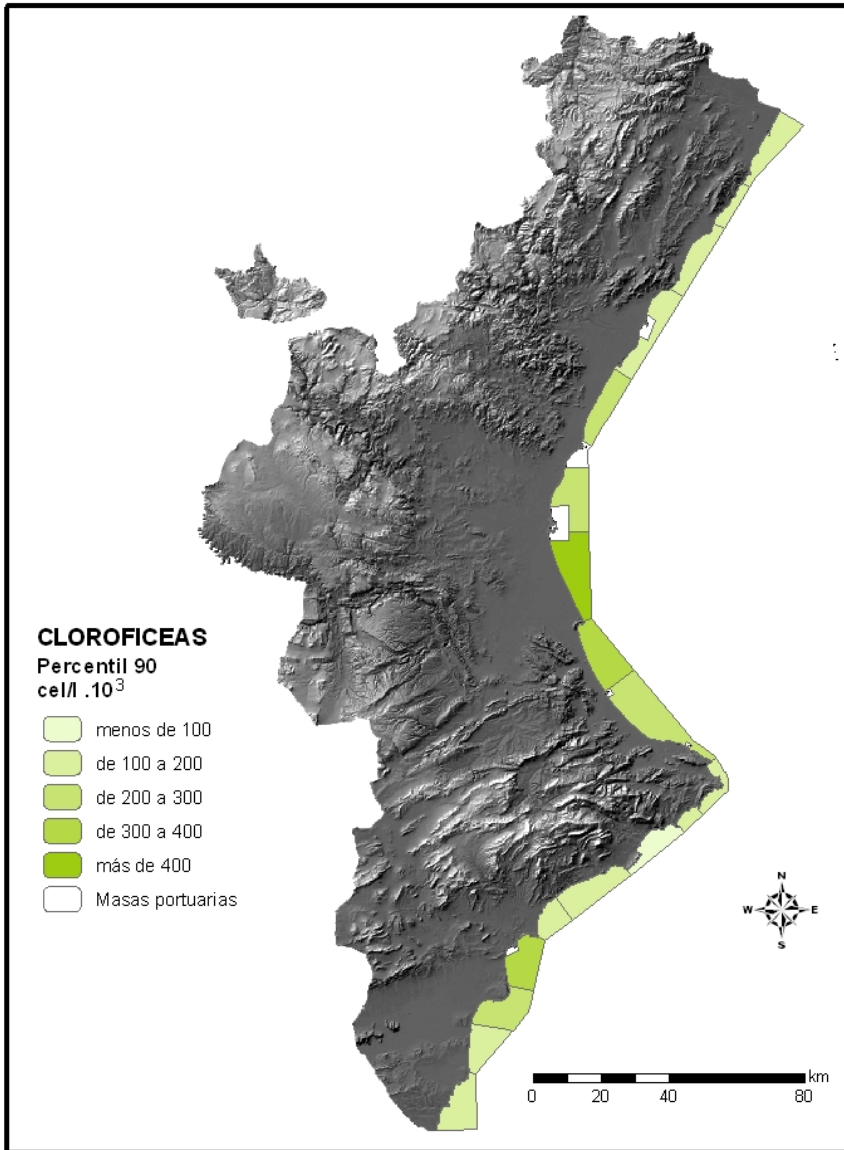


Figura 4.12: Distribución del P_{90} de densidad celular de clorofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

Tal y como muestran las Figuras 4.10, 4.11 y 4.12 los rangos máximos para las tres métricas se localizan en la masa 008 (Puerto de Valencia-Cabo de Cullera). Los rangos mínimos generalmente se limitan a la zona del litoral comprendida entre las masas 011 a 014 (Cabo San Antonio- Barranco de Aguas de Busot).

En la Tabla 4.8 se muestran los valores medios y los percentiles 50 y 90 de la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008) para las densidades celulares de las clorofíceas por tipologías de las masas de agua costeras.

CLOROFÍCEAS (cel/L)					
TIPO II-A	Media	152.889	TIPO III	Media	84.776
	P ₅₀	57.270		P ₅₀	37.687
	P ₉₀	263.280		P ₉₀	164.619

Tabla 4.8: Valores medios, P₅₀ y P₉₀ para clorofíceas según tipologías de masas de agua costeras para la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008)

Al igual que ocurre con los grupos anteriormente comentados hay diferencias en los valores de densidad celular de las clorofíceas para las tres métricas según la tipología de las masas de agua costeras. Una vez más, los valores medios de la tipología II-A casi duplican los valores del tipo III y los percentiles 50 y 90 son superiores que los obtenidos en la tipología III.

PRASINOFÍCEAS

Esta clase de organismos fitoplanctónicos que presenta una gran cantidad de géneros picoplantónicos (Vaulot et al., 2008) muestra cierta variabilidad en los datos tal y como se observa en la Tabla 4.9. Los valores de densidad celular media más elevados se alcanzan en las masas 009 ($1,6 \cdot 10^6$ cel/L) y 008 ($1,5 \cdot 10^6$ cel/L). Sin embargo, con el P₅₀ las masas con las mayores densidades de organismos son la 015 ($25,6 \cdot 10^4$ cel/L) y la 016 ($20,8 \cdot 10^4$ cel/L), y con el P₉₀ la 009 ($4 \cdot 10^6$ cel/L) y la 015 ($2,2 \cdot 10^6$ cel/L).

Por otra parte, las masas 001 y 002 presentan los valores medios y de P₉₀ más bajos (001: $78,8 \cdot 10^3$ cel/L, $12,9 \cdot 10^4$ cel/L y 002: $10,4 \cdot 10^3$ cel/L, $14,7 \cdot 10^4$ cel/L respectivamente) mientras que con el P₅₀ estos valores corresponden a las masas 013 ($23,6 \cdot 10^3$ cel/L) y 012 ($24,1 \cdot 10^3$ cel/L).

Los valores máximos de densidad celular de las prasinofíceas se alcanzan por orden de mayor a menor en las masas 008 ($39,9 \cdot 10^6$ cel/L), 010 ($34,8 \cdot 10^6$ cel/L), 009 ($29,6 \cdot 10^6$ cel/L) y 007 ($27,7 \cdot 10^6$ cel/L).

Respecto a los porcentajes de abundancia los valores más elevados se registran en las masas 014 y 015 para las tres métricas y los mínimos en las masas 001 y 002 para la media y el P₉₀ y en las masas 001 y 018 para el P₅₀.

PRASINOFÍCEAS		cel/L	%	PRASINOFÍCEAS		cel/L	%
MASA 001	Media	78.838	4,4	MASA 011	Media	312.475	11,0
	P ₅₀	27.919	2,5		P ₅₀	29.696	3,8
	P ₉₀	128.997	9,7		P ₉₀	321.430	30,3
	Máximo	2.650.456	74,8		Máximo	5.918.856	87,6
MASA 002	Media	103.965	5,2	MASA 012	Media	262.862	12,0
	P ₅₀	34.123	3,1		P ₅₀	24.120	3,6
	P ₉₀	147.411	10,1		P ₉₀	251.006	28,0
	Máximo	4.333.049	81,0		Máximo	5.155.733	90,5
MASA 003	Media	648.229	13,7	MASA 013	Media	233.013	11,0
	P ₅₀	77.049	6,0		P ₅₀	23.554	3,5
	P ₉₀	840.360	48,0		P ₉₀	342.857	27,0
	Máximo	24.395.118	95,9		Máximo	5.459.741	90,9
MASA 004	Media	604.838	12,4	MASA 014	Media	608.236	28,0
	P ₅₀	109.350	6,3		P ₅₀	119.731	16,1
	P ₉₀	684.647	33,2		P ₉₀	1.715.118	78,6
	Máximo	14.837.025	90,4		Máximo	14.608.845	92,2
MASA 005	Media	665.998	10,6	MASA 015	Media	1.253.460	23,5
	P ₅₀	90.449	3,7		P ₅₀	255.925	9,9
	P ₉₀	713.489	27,6		P ₉₀	2.235.992	67,1
	Máximo	16.349.444	90,0		Máximo	18.435.491	86,6
MASA 007	Media	799.476	11,7	MASA 016	Media	847.388	19,0
	P ₅₀	144.797	4,0		P ₅₀	207.928	5,9
	P ₉₀	1.319.137	28,9		P ₉₀	2.142.913	59,6
	Máximo	27.695.780	92,6		Máximo	11.688.810	92,4
MASA 008	Media	1.547.803	11,0	MASA 017	Media	1.045.711	18,4
	P ₅₀	155.143	3,6		P ₅₀	148.902	5,6
	P ₉₀	1.388.512	32,6		P ₉₀	2.214.990	58,3
	Máximo	39.935.527	94,7		Máximo	17.216.798	93,9
MASA 009	Media	1.597.147	14,0	MASA 018	Media	316.035	9,1
	P ₅₀	150.748	3,4		P ₅₀	30.150	2,6
	P ₉₀	4.002.983	50,0		P ₉₀	302.206	36,7
	Máximo	29.629.060	97,2		Máximo	7.657.819	80,5
MASA 010	Media	897.782	16,3	MASA 019	Media	218.258	8,6
	P ₅₀	103.429	4,6		P ₅₀	28.820	3,0
	P ₉₀	1.046.450	55,0		P ₉₀	209.721	18,5
	Máximo	34.767.955	94,5		Máximo	4.236.263	88,3

Tabla 4.9: Valores medios, P₅₀, P₉₀ y máximos de densidad celular y porcentajes de abundancia para prasinofíceas por masas de agua costeras

La gran variabilidad que experimentan los valores de densidad celular y abundancia en este grupo se debe a la presencia de organismos del género *Ostreococcus* (Chrétiennot-Dinet, 1995). Estos organismos fueron descritos por primera vez en Francia, en el lago Thaus (Chrétiennot-Dinet, 1995). Hasta entonces se desconocía su existencia debido a que los métodos de recuentos fitoplanctónicos utilizados

(principalmente *Utermöhl*), no permitían su detección ni identificación. Posteriormente, y conforme se han ido mejorando las técnicas, se han detectado en ecosistemas muy diferentes al primero, como por ejemplo en el océano Pacífico, océano Antártico y en el norte del Atlántico (Vaulot et al., 2002). Probablemente este organismo tenga una distribución mundial que no ha sido detectada anteriormente debido a su pequeño tamaño.

A pesar de que se han encontrado organismos del género *Ostreococcus* en muchos ambientes marinos parece ser que se encuentran normalmente a bajas densidades, pero esporádicamente pueden alcanzar grandes concentraciones (10^5 cel/mL) en zonas cercanas a la costa (Countway et al., 2006) y en ambientes costeros confinados (O'Kelly et al., 2003). Estos organismos también han sido detectados esporádicamente en el mar Mediterráneo (Marie, 2006). En las costas de la Comunidad Valenciana las proliferaciones masivas de estos organismos fueron detectados por primera vez en la primera anualidad de la red de seguimiento de la DMA (2005-2006). En las siguientes anualidades también se detectaron proliferaciones de estos organismos pero como se puede observar en la Figura 4.13 las densidades celulares alcanzadas fueron mucho menores. En la siguiente figura se observan los valores medios y de P_{50} del género *Ostreococcus* para cada una de las masas de aguas costeras de la C.V. para cada una de las anualidades por separado.

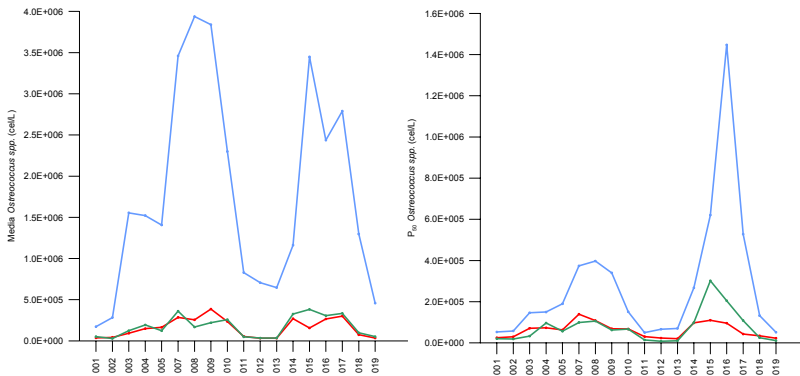


Figura 4.13: Densidad celular media y P_{50} de organismos del género *Ostreococcus* para las masas de agua costeras de la C.V. para los tres años de estudio (azul 05-06, rojo 06-07 y verde 07-08)

El análisis de los datos de densidad celular y porcentajes de abundancia para este género en la primera anualidad reveló que en casi todas las estaciones de muestreo del litoral valenciano se detectaron floraciones masivas de *Ostreococcus* spp. Con respecto a las pautas temporales parece ser que los valores máximos de abundancia se registraban generalmente en los meses de invierno (de noviembre a febrero).

Por otra parte, las pautas espaciales parecen indicar que los valores más altos se alcanzan, casi siempre, en las provincias de Valencia y Alicante. Para este tramo de costa en el primer año de la serie se detectaron dos floraciones, una en diciembre con valores medios de $15 \cdot 10^6$ cel/L y otra en marzo que duró hasta el mes de abril ($6 \cdot 10^6$ cel/L).

Sin embargo, en la provincia de Alicante el patrón de comportamiento de estos organismos fue diferente. También se detectaron dos floraciones, la primera en noviembre ($13 \cdot 10^6$ cel/L) que duró hasta diciembre y la segunda, desde febrero hasta abril, pero esta última con valores medios de abundancia más débiles (Pachés et al., 2009).

A continuación se muestran los mapas con los valores medios y los percentiles 50 y 90 de las prasinofíceas para las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana.

Los valores de densidad celular de este grupo para las tres métricas utilizadas están divididos en cinco rangos que se representan con una escala de colores de menor a mayor densidad.

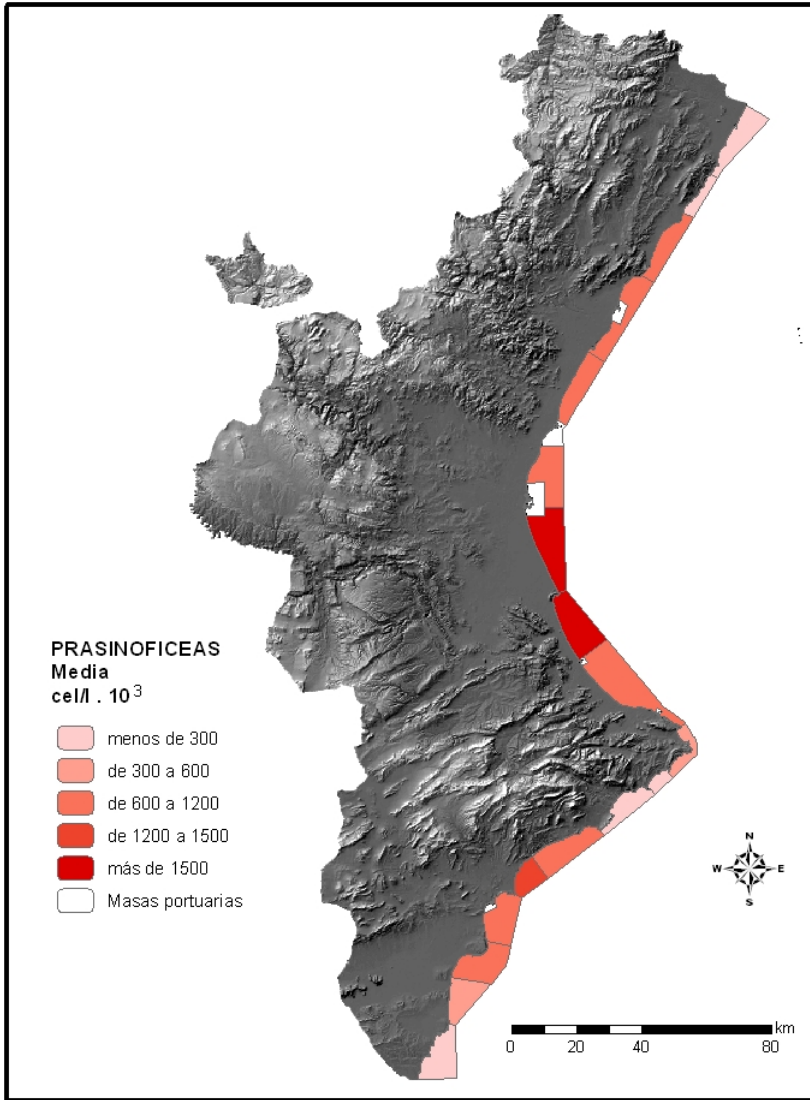


Figura 4.14: Distribución de los valores de densidad celular media de las prasinofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

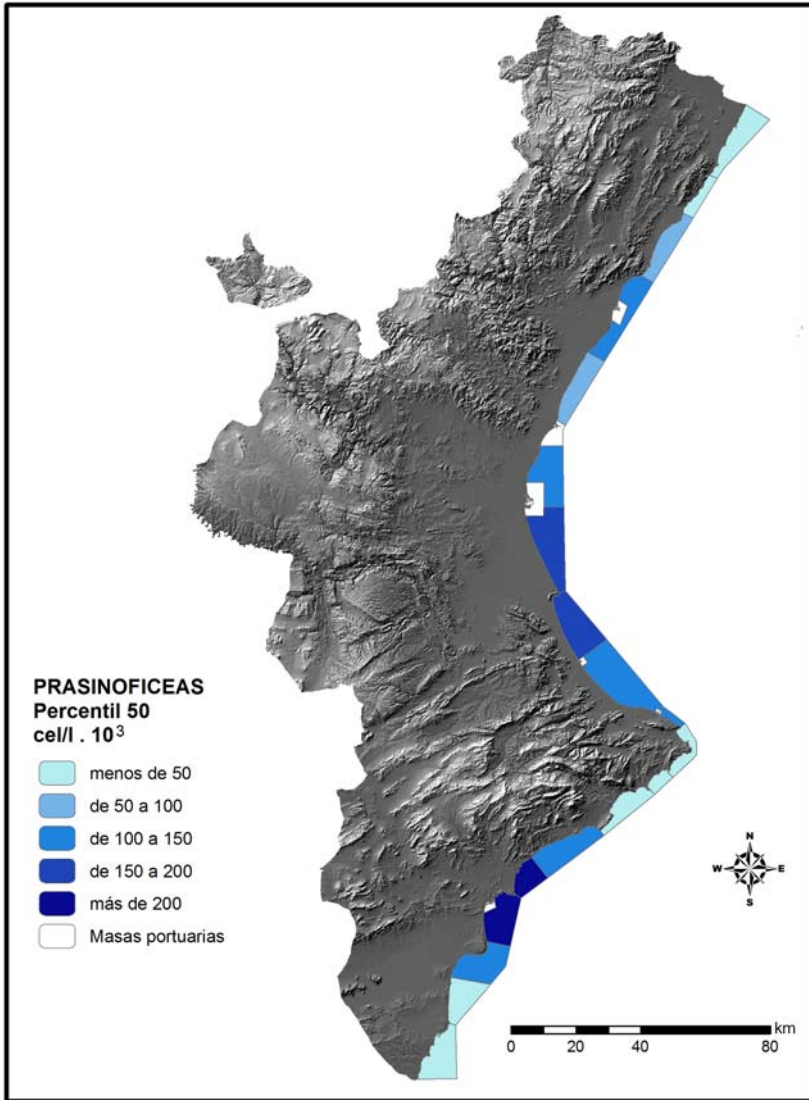


Figura 4.15: Distribución del P₅₀ de densidad celular de las prasinofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

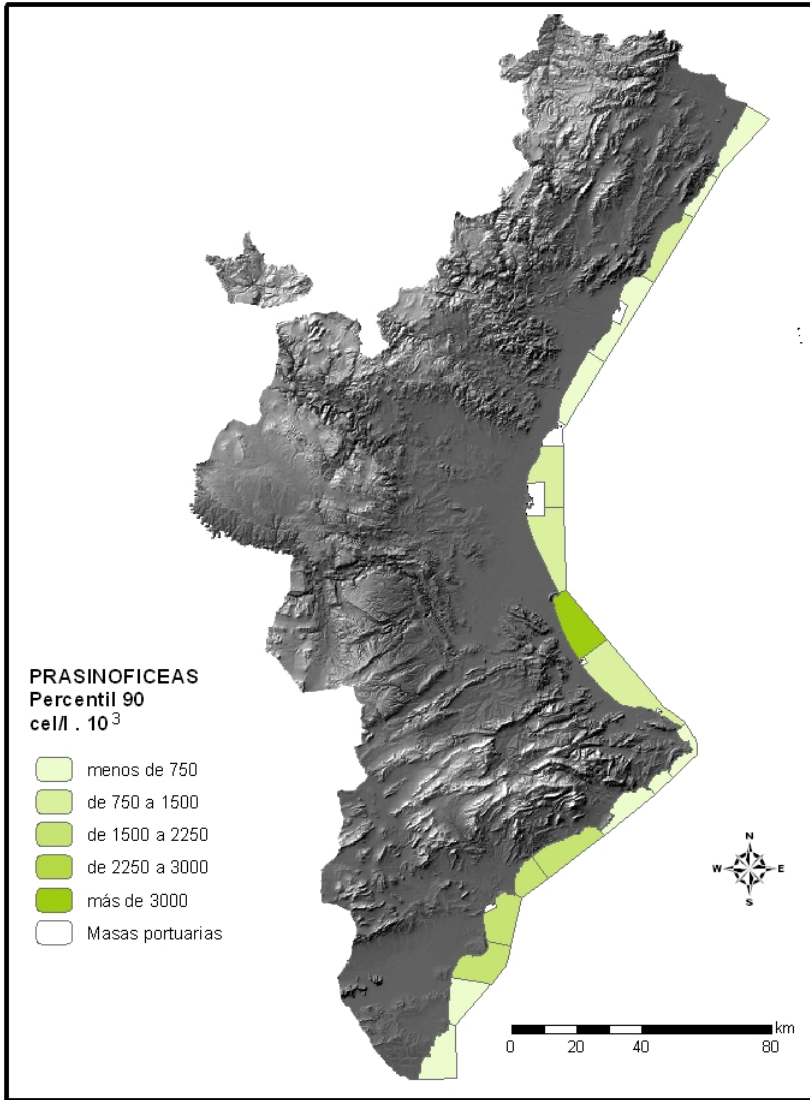


Figura 4.16: Distribución del P₉₀ de densidad celular de las prasinofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

Como muestran las figuras anteriores los rangos máximos para la media corresponden a las masas 008 (Puerto de Valencia-Cabo de Cullera) y 009 (Cabo Cullera-Puerto de Gandía). Para el percentil 50 éstos se sitúan en las masas 015 (Barranco de Aguas de Busot-Cabo Huertas) y 016 (Cabo Huertas-Santa Pola) y con el P_{90} otra vez, la masa 009. Los valores mínimos para la media y P_{90} corresponden a la masa 001 y para el P_{50} a la masa 013.

En la Tabla 4.10 se muestran los valores medios y de percentil 50 y 90 de la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008) para las prasinofíceas por tipologías de masas de agua costeras.

PRASINOFICEAS (cel/L)					
TIPO II-A	Media	788.593	TIPO III	Media	510.874
	P_{50}	81.655		P_{50}	49.044
	P_{90}	853.705		P_{90}	955.779

Tabla 4.10: Valores medios, P_{50} y P_{90} para prasinofíceas según tipologías de masas de agua costeras para la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008)

Al analizar los valores de este grupo por tipologías se observa que los valores para las tres métricas difieren, pero estas diferencias no son tan acusadas como las que exhiben los grupos anteriormente comentados. De hecho, el valor medio es ligeramente superior en la tipología II-A pero no alcanza a duplicar el valor del tipo III como sucede en los grupos anteriores. Lo mismo ocurre para el P_{50} y en este caso, el P_{90} de la tipología III es levemente superior al del tipo II-A.

PRIMNESIALES

Este grupo domina las comunidades fitoplanctónicas en medios oligotróficos marinos durante la estratificación térmica, y en el gradiente eutrófico aumentan su representación al disminuir el nivel de nutrientes.

Como se observa en la Tabla 4.11 las masas del litoral valenciano que muestran los valores más altos de densidad celular para este grupo de organismos, tanto en media como en P_{50} y P_{90} , son la 008 ($65,7 \cdot 10^4$, $49,6 \cdot 10^4$ y $1,5 \cdot 10^6$ cel/L) y la 009 ($59,3 \cdot 10^4$, $39,1 \cdot 10^4$ y $1,2 \cdot 10^6$ cel/L respectivamente). Mientras tanto, los valores mínimos, para las tres métricas, se dan en las masas 012 ($19,0 \cdot 10^4$, $10,3 \cdot 10^4$ y $43,5 \cdot 10^4$), 013 ($17,8 \cdot 10^4$, $12,4 \cdot 10^4$ y $43,6 \cdot 10^4$) y 014 ($24,8 \cdot 10^4$, $14,3 \cdot 10^4$ y $60,9 \cdot 10^4$ respectivamente).

Los valores máximos de densidad celular de las primnesiales se alcanzan por orden de mayor a menor en las masas 007 ($3,4 \cdot 10^6$ cel/L), 019 ($3,3 \cdot 10^6$ cel/L), 009 ($3,0 \cdot 10^6$ cel/L) y 008 ($2,8 \cdot 10^6$ cel/L).

Respecto a los porcentajes de abundancia, la masa 011 presenta los valores medios y de P_{50} más altos (28,4% y 26% respectivamente), mientras que los máximos de P_{90} corresponden a la masa 012 (52,7%). De igual modo, las masas 012 y 019 también presentan valores altos para las tres métricas. Por otro lado, los mínimos, con el uso de la media y del P_{90} , son para la masa 007 (13,2% y 25,7% respectivamente), y con el P_{50} para la masa 009 (10,1%).

PRIMNESAIALES		cel/L	%	PRIMNESAIALES		cel/L	%
MASA 001	Media	226.560	17,6	MASA 011	Media	278.483	28,4
	P ₅₀	167.352	13,9		P ₅₀	168.838	26,0
	P ₉₀	554.684	34,9		P ₉₀	643.552	51,0
	Máximo	1.270.590	70,0		Máximo	1.781.507	88,7
MASA 002	Media	282.170	21,5	MASA 012	Media	190.211	24,5
	P ₅₀	184.160	19,3		P ₅₀	102.509	21,4
	P ₉₀	601.343	42,0		P ₉₀	434.816	52,7
	Máximo	1.394.418	53,8		Máximo	1.793.900	82,2
MASA 003	Media	373.731	23,0	MASA 013	Media	177.946	21,4
	P ₅₀	235.762	17,6		P ₅₀	123.712	15,5
	P ₉₀	738.665	44,3		P ₉₀	436.477	50,0
	Máximo	2.853.956	61,2		Máximo	1.090.706	79,3
MASA 004	Media	433.288	21,0	MASA 014	Media	247.648	21,7
	P ₅₀	307.526	16,9		P ₅₀	143.426	15,3
	P ₉₀	1.077.327	43,0		P ₉₀	609.141	49,1
	Máximo	1.836.384	69,0		Máximo	1.613.003	68,6
MASA 005	Media	369.065	14,1	MASA 015	Media	447.391	22,4
	P ₅₀	269.239	11,8		P ₅₀	309.302	14,0
	P ₉₀	721.342	27,6		P ₉₀	997.333	51,0
	Máximo	2.198.407	45,1		Máximo	1.708.477	71,5
MASA 007	Media	440.988	13,2	MASA 016	Media	455.246	15,1
	P ₅₀	230.321	10,3		P ₅₀	260.579	11,8
	P ₉₀	830.810	25,7		P ₉₀	1.002.525	29,8
	Máximo	3.411.664	65,0		Máximo	2.729.871	74,5
MASA 008	Media	656.694	15,4	MASA 017	Media	349.644	15,1
	P ₅₀	496.314	11,7		P ₅₀	251.247	11,2
	P ₉₀	1.532.614	32,4		P ₉₀	803.733	36,3
	Máximo	2.780.462	63,3		Máximo	1.706.169	64,8
MASA 009	Media	593.635	15,1	MASA 018	Media	298.334	19,0
	P ₅₀	390.868	10,1		P ₅₀	189.691	17,6
	P ₉₀	1.277.337	38,2		P ₉₀	784.528	33,5
	Máximo	3.003.422	65,6		Máximo	1.489.020	74,8
MASA 010	Media	321.894	16,0	MASA 019	Media	297.537	25,2
	P ₅₀	193.819	11,8		P ₅₀	177.883	21,3
	P ₉₀	699.849	39,5		P ₉₀	584.833	51,6
	Máximo	2.444.561	84,8		Máximo	3.266.205	83,3

Tabla 4.11: Valores medios, P₅₀, P₉₀ y máximos de densidad celular y porcentajes de abundancia de las primnesiales por masas de agua costeras

A continuación se muestran los mapas con los valores medios y los percentiles 50 y 90 de las primnesiales para las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana.

Los valores de densidad celular de este grupo para las tres métricas utilizadas están divididos en cinco rangos que se representan con una escala de colores de menor a mayor densidad.

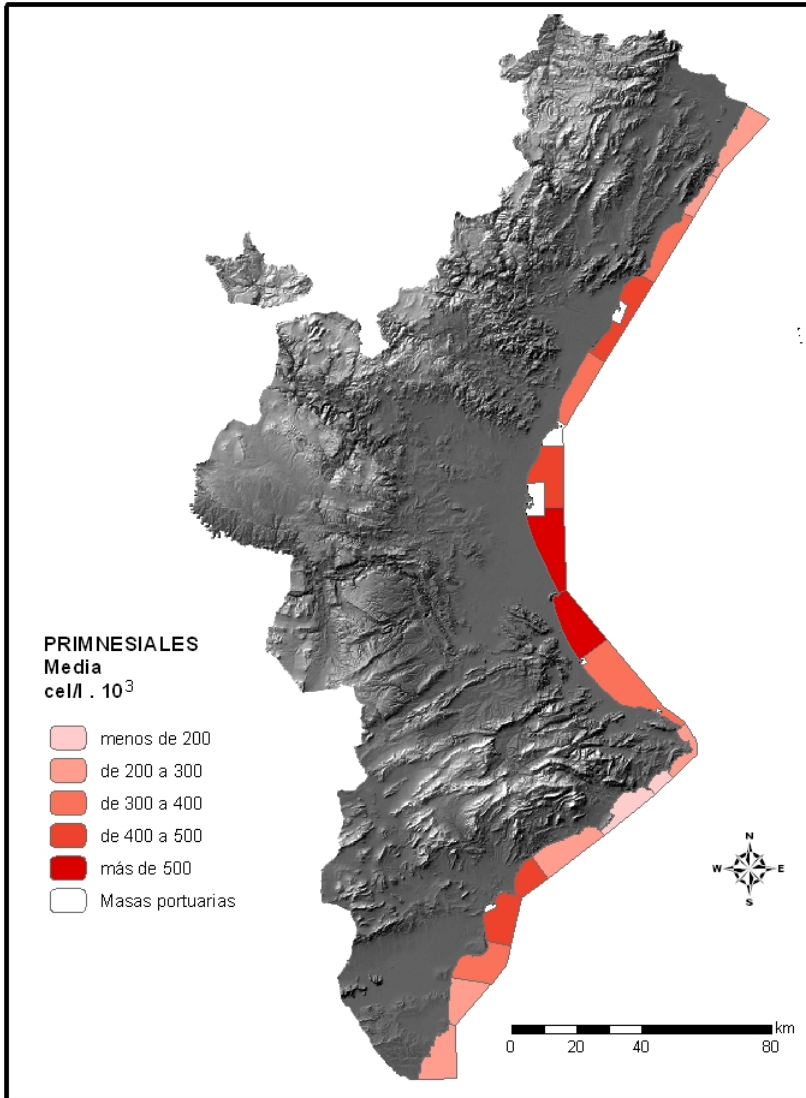


Figura 4.17: Distribución de los valores de densidad celular media de primnesiales para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

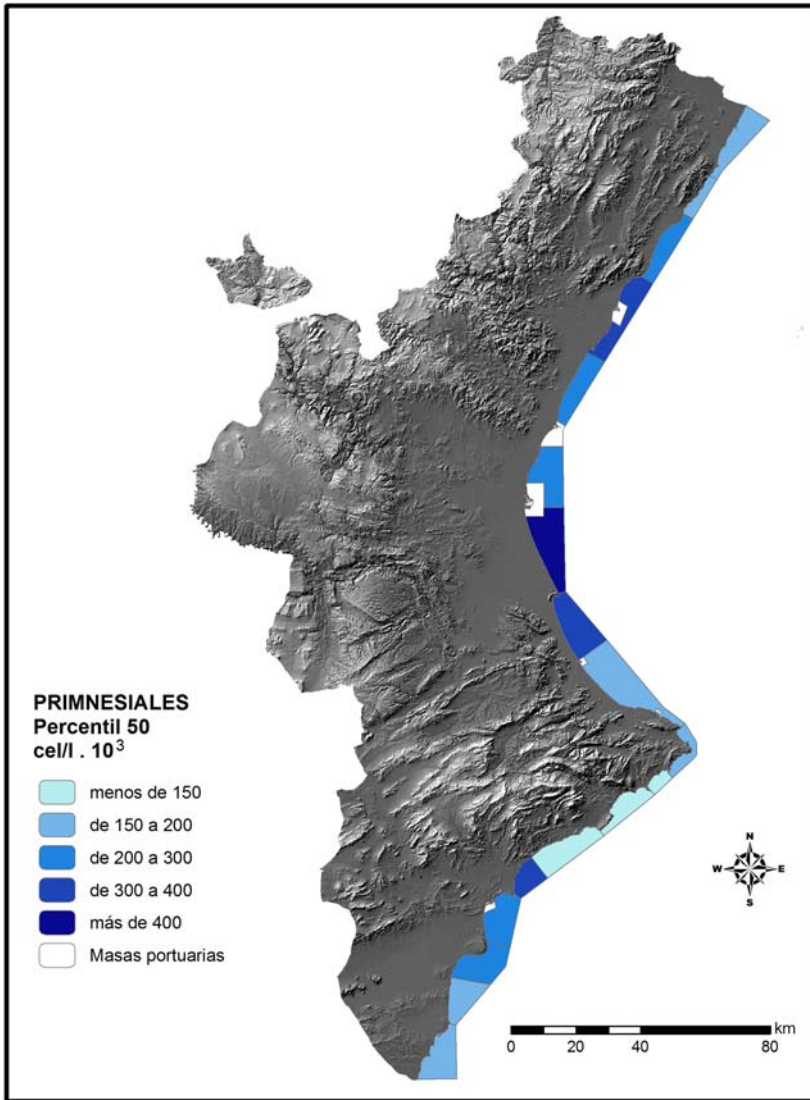


Figura 4.18: Distribución del P₅₀ de densidad celular de primnecyptans para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

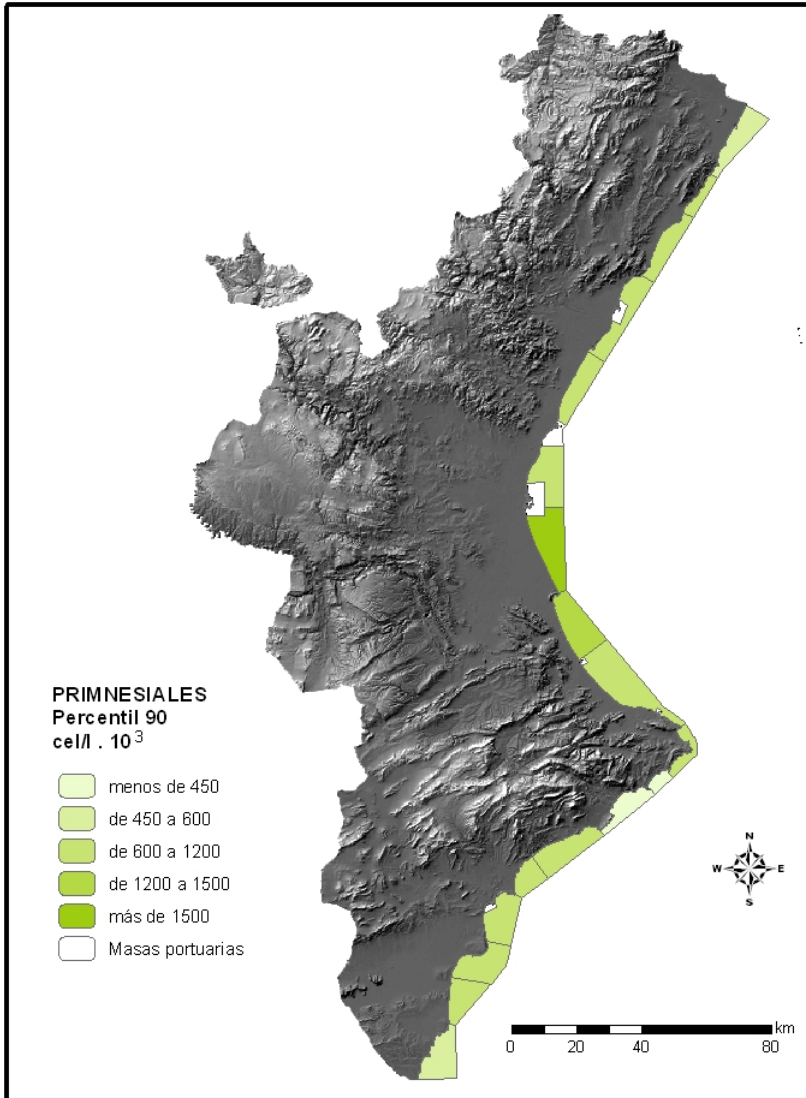


Figura 4.19: Distribución del P₉₀ de densidad celular de primnesiales para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

Tal y como muestran las figuras anteriores los rangos máximos para las tres métricas se localizan en las masas 008 (Puerto de Valencia-Cabo de Cullera) y 009 (Cabo Cullera-Puerto de Gandía) y los mínimos en las masas 012 (Punta de Moraira-Peñón de Ifach), 013 (Peñón de Ifach-Punta de les Caletes) y para el P_{50} también en la masa 014 (Punta de les Caletes-Barranco de Aguas de Busot).

En la siguiente tabla se muestran los valores medios y los percentiles 50 y 90 para la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008) de las primnesiales para cada una de las tipologías de aguas costeras.

PRIMNESIALES (cel/L)					
TIPO II-A	Media	407.188	TIPO III	Media	289.647
	P_{50}	263.681		P_{50}	176.500
	P_{90}	942.175		P_{90}	647.507

Tabla 4.12: Valores medios, P_{50} y P_{90} para primnesiales según tipologías de masas de agua costeras para la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008)

El análisis por tipologías manifiesta que, al igual que en la mayor parte de los grupos fitoplanctónicos comentados anteriormente, los valores de densidad celular en las tres métricas utilizadas son mayores en la tipología II-A, aunque en este caso no llegan a duplicar los valores.

OTROS GRUPOS

Los recuentos llevados a cabo en la red de seguimiento han revelado la presencia de otros grupos fitoplanctónicos minoritarios con densidades celulares inferiores a los anteriores y con una representación media en la comunidad fitoplanctónica menor al 3%. Estos grupos son: dinoflagelados, euglenas, crisofíceas y rafidofíceas.

Muy brevemente podemos apuntar que los valores más altos de densidad celular de dinoflagelados se dan en las masas 008 y 016 para las tres métricas utilizadas, aunque los porcentajes de abundancia en ninguna de las tres, ni en ninguna masa, supera el 2%.

Con respecto a las euglenas, se detectan principalmente en las masas 015 y 016 con valores de densidad celular media que no superan los 11.10^3 cel/L y porcentajes de abundancia inferiores al 1%.

En cuanto a las crisofíceas, éstas se detectan principalmente en las masas 008 y 009 con valores de densidad celular media inferiores a 10.10^3 cel/L y porcentajes de abundancia que no superan el 2%.

Por último el grupo de las rafidofíceas que aparece principalmente en las masas 005 y 009 con valores medios de densidad celular de 13.10^3 cel/L y porcentajes de abundancia inferiores al 1%.

A continuación se muestran los mapas de distribución de los valores medios para cada una de las masas de agua costeras de estos grupos minoritarios.

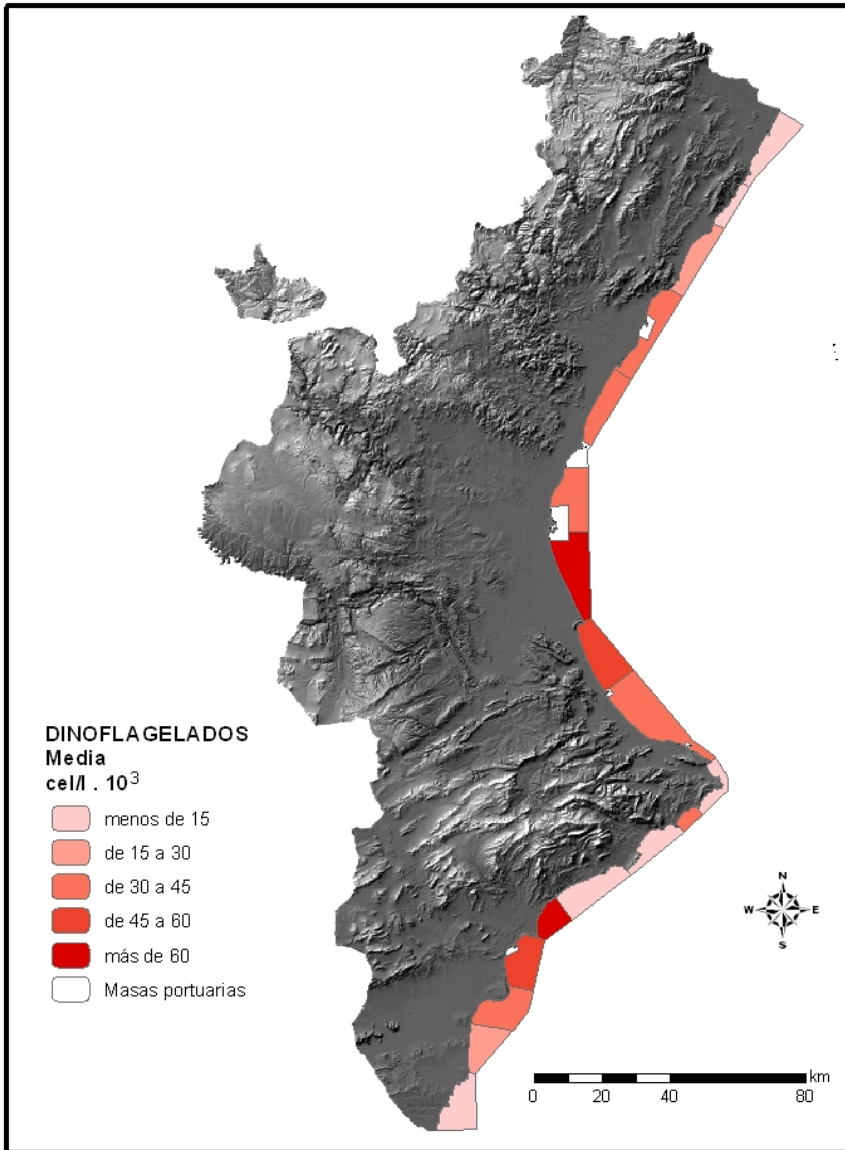


Figura 4.20: Distribución de los valores de de densidad celular media de dinoflagelados para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

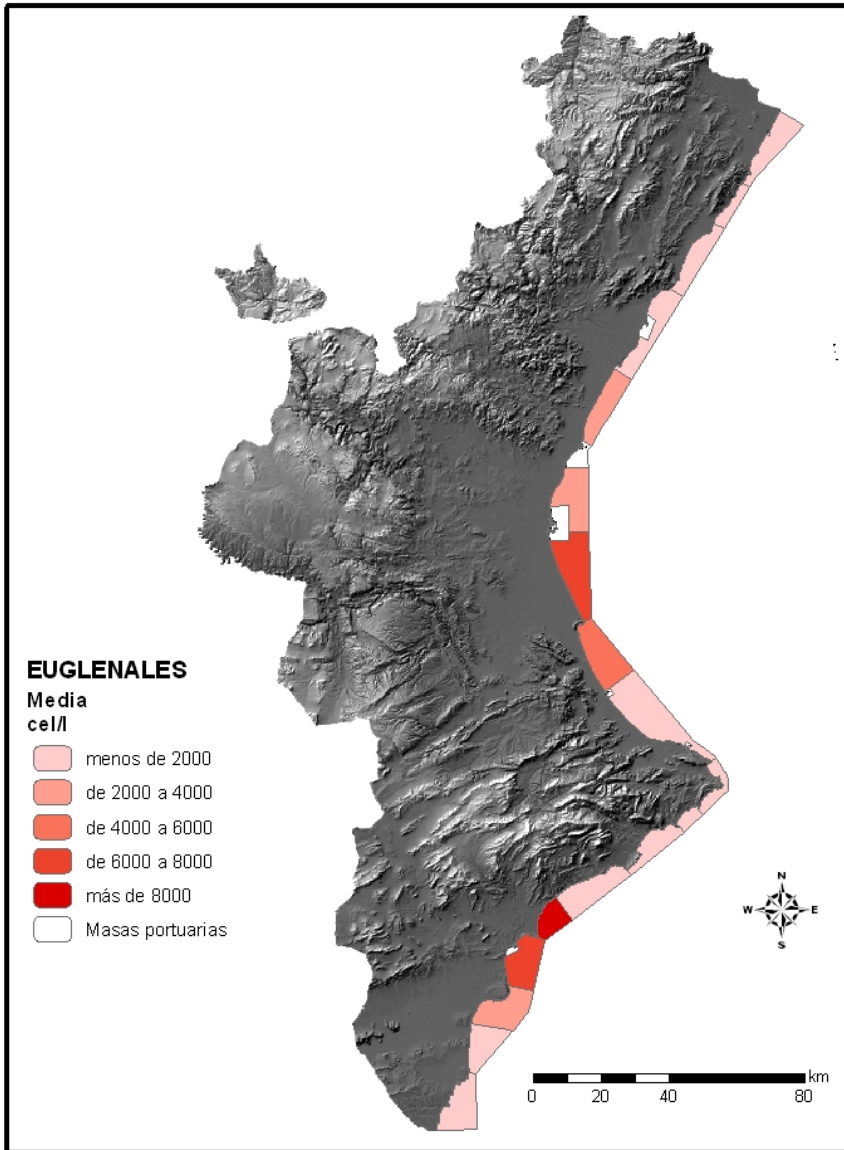


Figura 4.21: Distribución de los valores de densidad celular media de euglenales para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

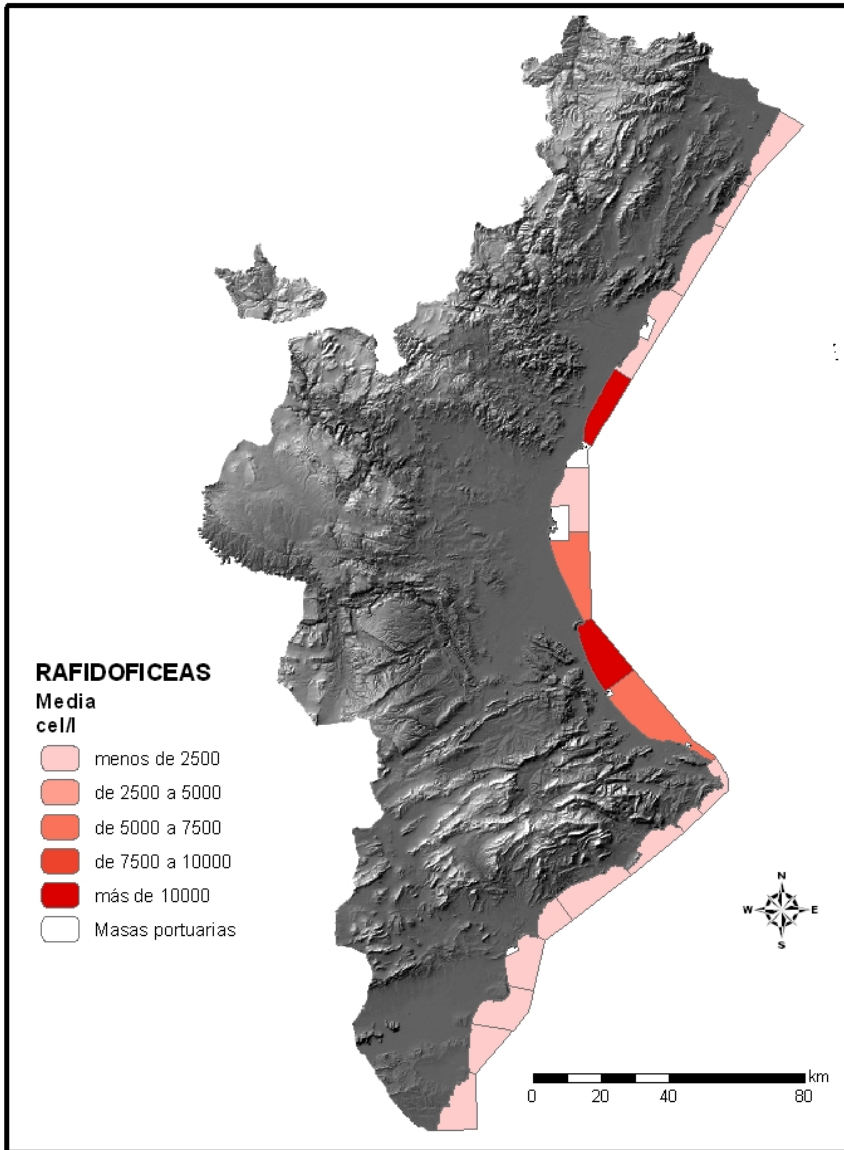


Figura 4.22: Distribución de los valores de densidad celular media de rafidofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

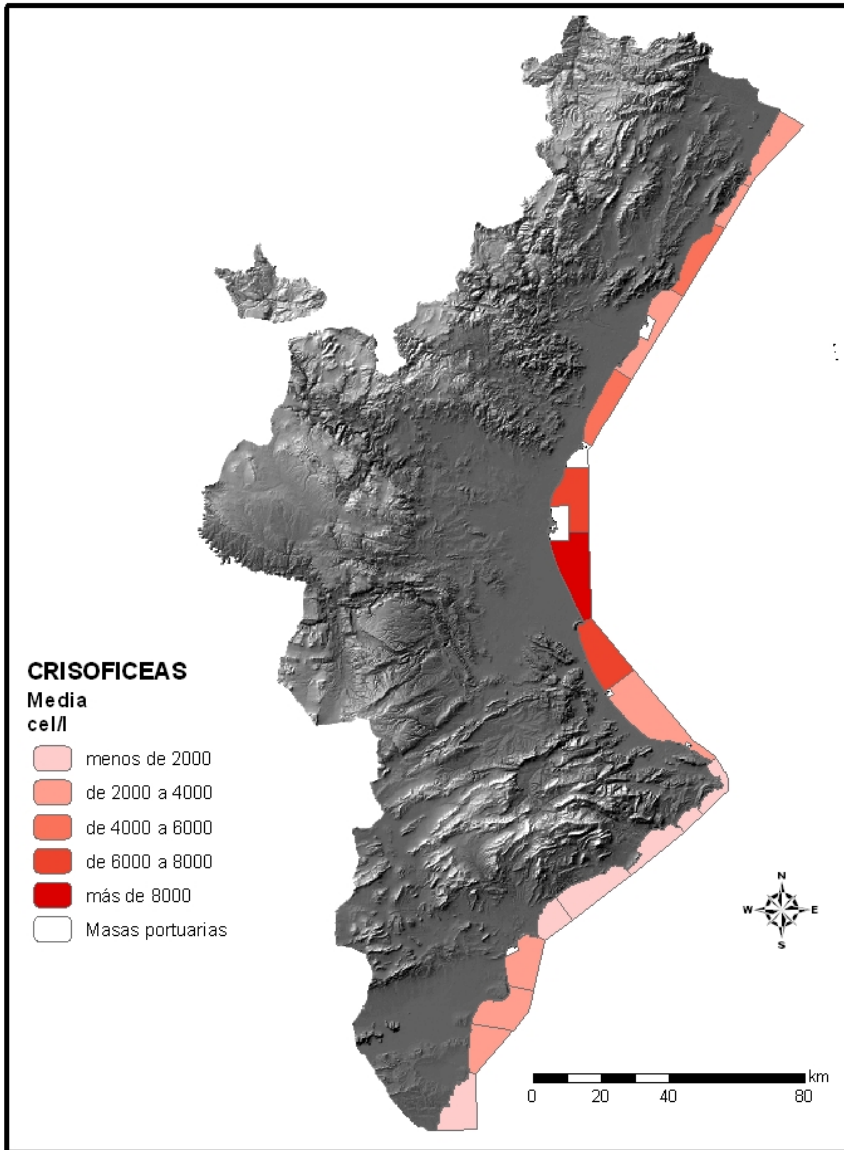


Figura 4.23: Distribución de los valores de densidad celular media de crisofíceas para las masas de agua costeras de la C.V. durante el periodo de agosto 2005-julio 2008

PICOCIANOBIOTERIAS

Este término engloba todos los organismos procariotas de tamaño inferior a 2 μm (Sieburg et al., 1978). En la siguiente tabla se muestran los valores medios, de P_{50} , P_{90} y máximos de densidad celular de las picocianobacterias para cada una de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana.

Para las masas del litoral valenciano el valor más elevado de densidad celular de las picocianobacterias se registra en la masa 005, tanto para la media como para los percentiles 50 y 90 ($43,6 \cdot 10^6$ cel/L, $25,4 \cdot 10^6$ cel/L y $100,6 \cdot 10^6$ cel/L respectivamente).

Con el uso de la media le siguen las masas 009 ($38,0 \cdot 10^6$), 007 ($37,0 \cdot 10^6$) y 008 ($34,8 \cdot 10^6$). Con el P_{50} las masas 015 ($23,7 \cdot 10^6$), 009 ($22,2 \cdot 10^6$) y 003 ($21,2 \cdot 10^6$) y con el P_{90} las masas 009 ($94,9 \cdot 10^6$), 007 ($93,6 \cdot 10^6$) y 008 ($92,7 \cdot 10^6$).

Sin embargo, los valores mínimos de densidad celular se dan en la masa 012 para las tres métricas utilizadas ($12,8 \cdot 10^6$ cel/L, $9,4 \cdot 10^6$ cel/L y $27,3 \cdot 10^6$ cel/L respectivamente). Hay que añadir que, la masa 013 es, con el uso de la media, el segundo valor más bajo ($14 \cdot 10^6$ cel/L), para el P_{50} la masa 010 ($10 \cdot 10^6$ cel/L) y con el P_{90} la masa 011 ($27,9 \cdot 10^6$ cel/L).

Los valores máximos de densidad celular para las picocianobacterias se alcanzan por orden de mayor a menor en las masas 005 ($374 \cdot 10^6$ cel/L), 011 ($343 \cdot 10^6$ cel/L), 004 ($333 \cdot 10^6$ cel/L) y 009 ($294 \cdot 10^6$ cel/L).

PICOCIANOBIOTERIAS		cel/L	PICOCIANOBIOTERIAS		cel/L
MASA 001	Media	18.835.103	MASA 011	Media	15.933.835
	P_{50}	14.246.466		P_{50}	10.509.048
	P_{90}	38.567.013		P_{90}	27.882.525
	Máximo	81.548.313		Máximo	342.870.250
MASA 002	Media	20.953.154	MASA 012	Media	12.761.931
	P_{50}	13.654.786		P_{50}	9.400.323
	P_{90}	43.563.146		P_{90}	27.257.332
	Máximo	92.164.287		Máximo	62.461.600
MASA 003	Media	27.044.462	MASA 013	Media	14.007.822
	P_{50}	21.678.732		P_{50}	11.105.098
	P_{90}	61.415.116		P_{90}	31.238.322
	Máximo	106.299.328		Máximo	57.017.699
MASA 004	Media	36.675.108	MASA 014	Media	17.707.173
	P_{50}	19.155.627		P_{50}	13.166.482
	P_{90}	86.023.185		P_{90}	37.487.158
	Máximo	332.991.941		Máximo	113.772.246
MASA 005	Media	43.646.826	MASA 015	Media	27.500.463
	P_{50}	25.428.748		P_{50}	23.687.985
	P_{90}	100.577.809		P_{90}	55.821.686
	Máximo	373.910.036		Máximo	87.293.428
MASA 007	Media	37.014.325	MASA 016	Media	20.856.322
	P_{50}	18.889.169		P_{50}	15.262.666

	P ₉₀	93.635.095		P ₉₀	45.978.849
	Máximo	222.611.279		Máximo	144.120.321
MASA 008	Media	34.764.065	MASA 017	Media	24.069.766
	P ₅₀	19.431.940		P ₅₀	14.592.400
	P ₉₀	92.700.429		P ₉₀	56.418.535
	Máximo	227.735.867		Máximo	152.142.704
MASA 009	Media	37.981.947	MASA 018	Media	24.690.067
	P ₅₀	22.189.467		P ₅₀	16.423.711
	P ₉₀	94.931.425		P ₉₀	50.169.845
	Máximo	293.772.890		Máximo	172.662.488
MASA 010	Media	20.000.503	MASA 019	Media	18.176.308
	P ₅₀	10.096.010		P ₅₀	12.813.574
	P ₉₀	56.158.136		P ₉₀	39.245.788
	Máximo	166.907.071		Máximo	114.549.228

Tabla 4.13: Valores medios, P₅₀, P₉₀ y máximos para picocianobacterias por masas de agua costeras

A continuación se muestran los mapas con los valores medios y los percentiles 50 y 90 de las picocianobacterias para las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana.

Los valores de densidad celular de este grupo para las tres métricas utilizadas están divididos en cinco rangos que se representan con una escala de colores de menor a mayor densidad.

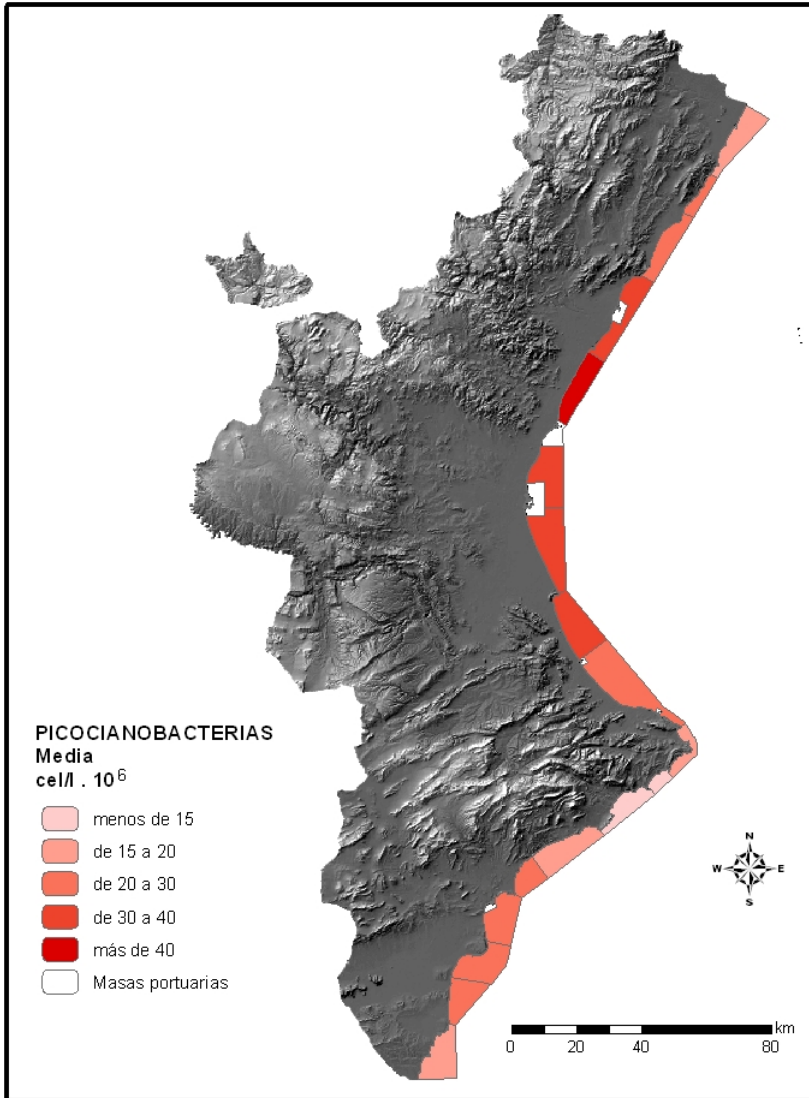


Figura 4.24: Distribución de los valores de densidad celular media de las picocianobacterias para las masas de agua costeras de la C.V. para el periodo de agosto 2005-julio 2008

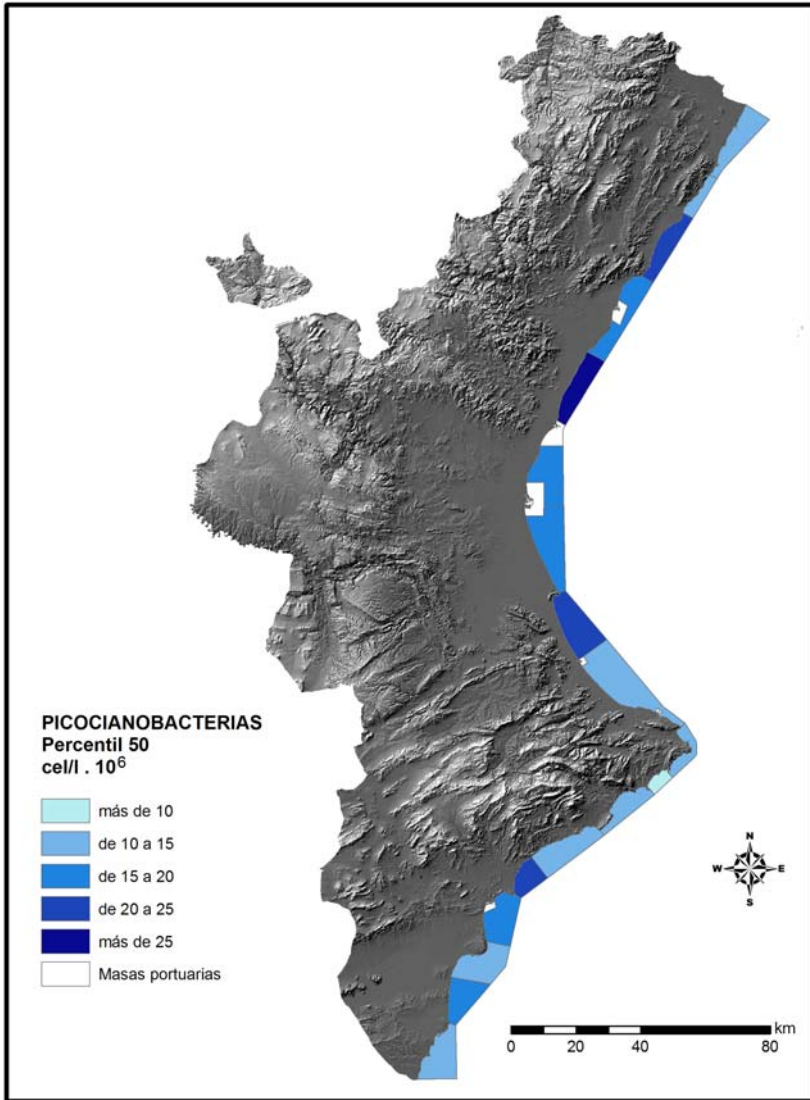


Figura 4.25: Distribución del P₅₀ de densidad celular de picocianobacterias para las masas de agua costeras de la C.V. para el periodo de agosto 2005-julio 2008

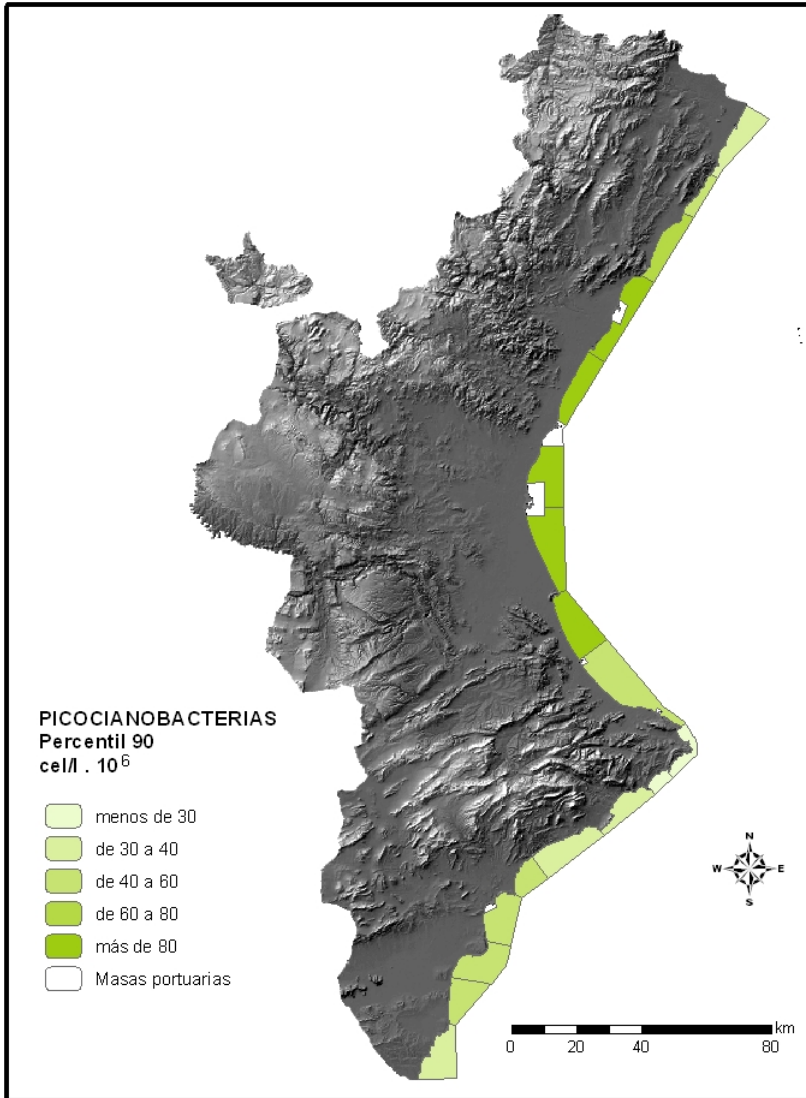


Figura 4.26: Distribución del P_{90} de densidad celular de picocianobacterias para las masas de agua costeras de la C.V. para el periodo de agosto 2005-julio 2008

Como muestran las figuras anteriores los rangos máximos, tanto en media como en percentil 50, corresponden a la masa 005 (Burriana-Canet). Para el percentil 90 los rangos máximos se dan en el tramo comprendido entre las masas 004 a la 009 (Cabo de Oropesa-Puerto de Gandia). Los rangos mínimos en las tres métricas pertenecen a la masa 012 (Punta de Moraira-Peñón de Ifach), aunque la masa 011 (Cabo San Antonio-Punta de Moraira) y 013 (Peñón de Ifach-Punta de les Caletes) para el P₉₀ y media respectivamente, también presentan valores de los rangos más bajos.

En la Tabla 4.14 se muestran los valores medios y de percentil 50 y 90 de la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008) para las picocianobacterias por tipologías de masas de agua costeras.

PICOCIANOBACTERIAS (cel/L)					
TIPO II-A	Media	30.146.047	TIPO III	Media	18.405.203
	P ₅₀	17.379.913		P ₅₀	12.439.734
	P ₉₀	72.976.924		P ₉₀	39.156.620

Tabla 4.14: Valores medios, P₅₀ y P₉₀ para picocianobacterias según tipologías de masas de agua costeras para la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008)

En la tabla anterior se observa, una vez más, que la tipología II-A registra los máximos valores en densidad celular para las tres métricas utilizadas aunque en este caso los valores de la tipología IIA no dupliquen aquellos de la tipología III.

EUCARIOTAS TOTALES

Este término incluye todas las clases de organismos eucariotas que integran el fitoplancton y se obtiene de la suma de todos los grupos anteriormente mencionados.

En la siguiente tabla se muestran los valores medios, de P₅₀, P₉₀ y máximos de densidad celular de eucariotas totales para cada una de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana.

Los valores medios más altos de eucariotas totales para las tres métricas se dan en las masas 008 (6,3.10⁶, 4,4.10⁶ y 12,6.10⁶ cel/L respectivamente) y 009 (5,4.10⁶, 3,6.10⁶ y 11,7.10⁶ cel/L respectivamente).

Los valores máximos de densidad celular de los eucariotas totales se alcanzan por orden de mayor a menor en las masas 008 (42.10⁶ cel/L), 010 (37.10⁶ cel/L), 009 (34.10⁶ cel/L) y 007 (30.10⁶ cel/L).

Por otra parte, los valores mínimos de densidad celular, tanto en media como en P₉₀ se dan en las masas 013 (96,1.10⁴ y 2.10⁶ cel/L) y con el P₅₀ el mínimo se registra en la masa 012 (57,9.10⁴ cel/L).

EUCARIOTAS TOTALES		cel/L	EUCARIOTAS TOTALES		cel/L
MASA 001	Media	1.429.961	MASA 011	Media	1.138.433
	P ₅₀	1.141.377		P ₅₀	732.802
	P ₉₀	2.616.392		P ₉₀	2.611.742
	Máximo	9.446.871		Máximo	7.612.771
MASA 002	Media	1.437.559	MASA 012	Media	1.026.164
	P ₅₀	1.038.177		P ₅₀	579.170
	P ₉₀	2.852.095		P ₉₀	2.735.189
	Máximo	7.440.140		Máximo	5.766.305
MASA 003	Media	2.216.082	MASA 013	Media	961.039
	P ₅₀	1.334.375		P ₅₀	614.298
	P ₉₀	3.931.506		P ₉₀	1.964.680
	Máximo	25.449.840		Máximo	6.680.018
MASA 004	Media	2.542.019	MASA 014	Media	1.382.489
	P ₅₀	1.774.803		P ₅₀	907.400
	P ₉₀	4.258.629		P ₉₀	2.844.037
	Máximo	16.751.480		Máximo	16.637.090
MASA 005	Media	3.444.173	MASA 015	Media	3.239.482
	P ₅₀	2.479.804		P ₅₀	2.080.402
	P ₉₀	6.682.306		P ₉₀	5.726.619
	Máximo	18.166.049		Máximo	21.426.826
MASA 007	Media	4.049.918	MASA 016	Media	3.931.790
	P ₅₀	2.683.313		P ₅₀	2.443.373
	P ₉₀	8.428.476		P ₉₀	9.886.757
	Máximo	29.908.038		Máximo	21.707.702
MASA 008	Media	6.337.481	MASA 017	Media	3.375.316
	P ₅₀	4.373.997		P ₅₀	2.298.906
	P ₉₀	12.565.426		P ₉₀	7.856.072
	Máximo	42.183.948		Máximo	19.000.521
MASA 009	Media	5.419.613	MASA 018	Media	2.051.675
	P ₅₀	3.623.671		P ₅₀	1.453.191
	P ₉₀	11.700.767		P ₉₀	4.645.123
	Máximo	33.500.513		Máximo	10.582.681
MASA 010	Media	3.102.900	MASA 019	Media	1.419.769
	P ₅₀	1.804.005		P ₅₀	834.139
	P ₉₀	6.359.358		P ₉₀	3.385.867
	Máximo	36.878.426		Máximo	12.059.835

Tabla 4.15: Valores medios, P₅₀, P₉₀ y máximos para eucariotas totales por masas de agua costeras

A continuación se muestran los mapas con los valores medios y los percentiles 50 y 90 de eucariotas totales para las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana.

Los valores de densidad celular de este grupo para las tres métricas utilizadas están divididos en cinco rangos que se representan con una escala de colores de menor a mayor densidad.

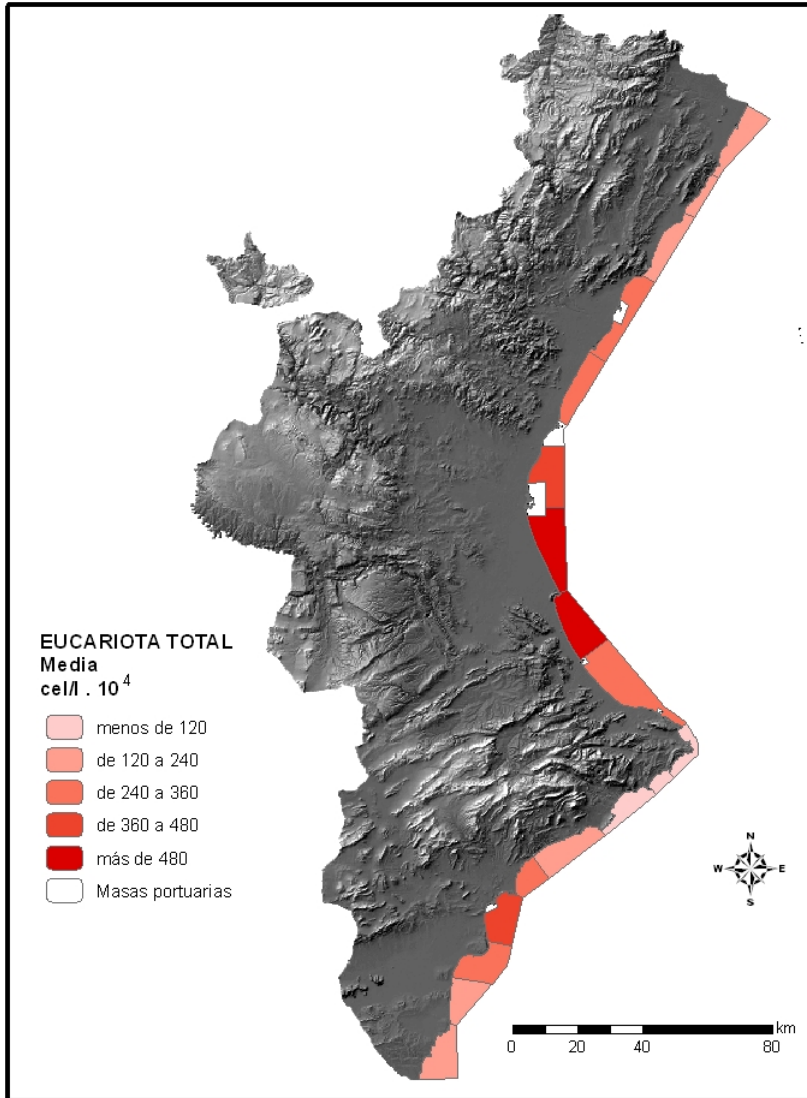


Figura 4.27: Distribución de los valores de densidad celular media de eucariotas totales para las masas de agua costeras de la C.V. para el periodo de agosto 2005-julio 2008

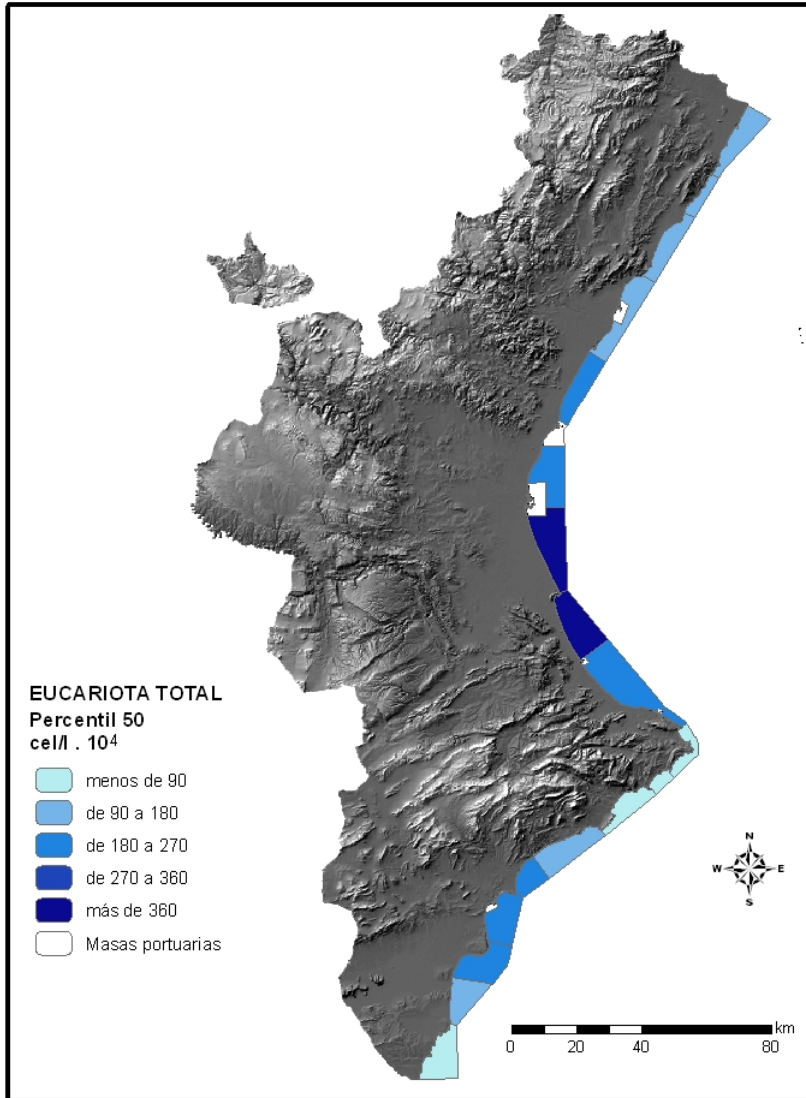


Figura 4.28: Distribución del P_{50} de densidad celular de eucariotas totales para las masas de agua costeras de la C.V. para el periodo de agosto 2005-julio 2008

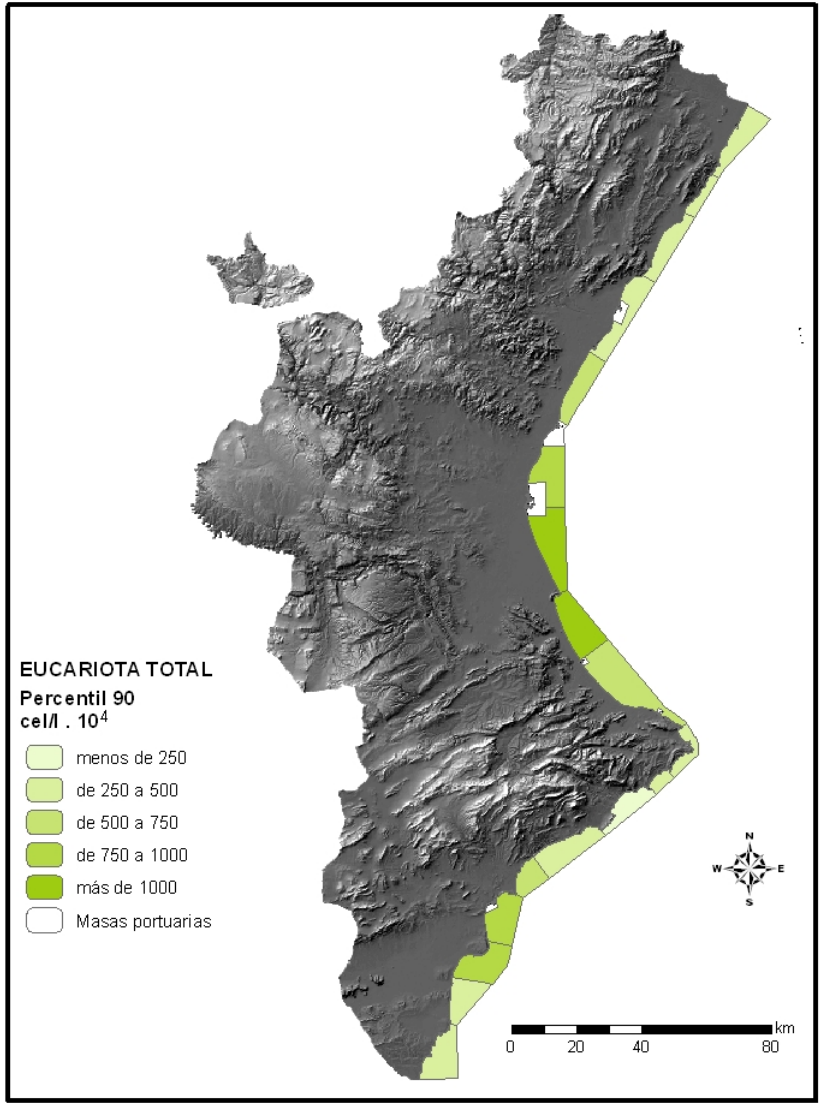


Figura 4.29: Distribución del P₉₀ de densidad celular de eucariotas totales para las masas de agua costeras de la C.V. para el periodo de agosto 2005-julio 2008

Como muestran las figuras anteriores los rangos máximos para las tres métricas corresponden a las masas 008 (Puerto de Valencia-Cabo de Cullera) y 009 (Cabo Cullera-Puerto de Gandía) y los mínimos a las masas 011, 012 y 013 (Cabo San Antonio-Punta de les Caletes).

En la Tabla 4.16 se muestran los valores medios y de percentil 50 y 90 de la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008) para eucariotas totales por tipologías de masas de agua.

EUCARIOTAS TOTALES (cel/L)					
TIPO II-A	Media	3.365.870	TIPO III	Media	1.870.389
	P ₅₀	2.035.046		P ₅₀	1.026.868
	P ₉₀	7.304.430		P ₉₀	4.080.188

Tabla 4.16: Valores medios, P₅₀ y P₉₀ para eucariotas totales según tipologías de masas de agua costeras para la serie de tres años (agosto 2005-julio 2008)

Como cabía esperar por los resultados comentados anteriormente, los valores más altos para las tres métricas se registran en las masas de agua tipo II-A. Como se observa en la Tabla 4.16, el P₅₀ de la tipología II-A duplica el de la tipología III, además, la media y el P₉₀ en esta tipología son casi el doble.

4.4 COMPORTAMIENTO DE LA COMUNIDAD FITOPLANTÓNICA Y LAS VARIABLES RELACIONADAS A LO LARGO DEL GRADIENTE DE EUTROFIA EN LAS MASAS COSTERAS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA.

Aunque a la hora de desarrollar los índices de calidad ecológica (EQR Ecological Quality Ratio) y los límites entre clases de estado ecológico vamos a tener en cuenta la tipología de las masas de agua costeras, para establecer la existencia o no de una correlación a lo largo del gradiente de eutrofia primero vamos a realizar un análisis global.

En éste se analizará la correlación de la comunidad fitoplanctónica y las variables relacionadas primero con la clorofila *a* y posteriormente con el fósforo total.

4.4.1. PARAMETROS ESTADÍSTICOS A UTILIZAR

En primer lugar se analiza la correlación existente entre los diferentes parámetros estadísticos del fósforo total y clorofila para observar cuál de ellos tiene la correlación más alta basándonos en datos reales y no siguiendo simplemente los criterios utilizados hasta el momento por los grupos que trabajan en el Báltico.

Indudablemente el Mediterráneo es un mar con características propias y claramente diferentes de los otros mares (Báltico y Atlántico norte). En primer lugar el nutriente limitante es el fósforo y no el nitrógeno como sucede en la mayor parte de océanos del mundo (Agius et al., 1982; Krom et al., 1991; Estrada, 1996).

Además, existe una diferencia apreciable entre la evolución estacional del contenido en clorofila *a* y las proliferaciones fitoplanctónicas del Mediterráneo y las del Atlántico norte y Báltico. Ésta deriva de las diferencias en intensidad lumínica y el comportamiento hidrodinámico que se da en el Mediterráneo occidental, de hecho, mientras que durante el invierno se da en los mares mencionados una limitación lumínica con mínimos de biomasa fitoplanctónica debido a ello, en el Mediterráneo occidental durante estas fechas se dan las concentraciones más altas de clorofila. De hecho hay numerosas referencias que indican floraciones masivas durante los meses de enero y febrero (GIB, 2009). Todo ello ha llevado a que:

- no se pueda desechar los meses invernales a la hora del seguimiento de las condiciones de eutrofia de las masas costeras del Mediterráneo occidental

- sea necesario analizar cual es el parámetro estadístico más adecuado para evaluar estas condiciones

Indudablemente parece lógico el uso del P_{90} tanto en el Atlántico norte como en el Báltico porque este parámetro estadístico representaría adecuadamente las condiciones de las floraciones de primavera en las que se alcanza la biomasa más alta.

Ahora bien, al ser distinto el funcionamiento de las masas de agua costeras del Mediterráneo occidental es necesario analizar cuál es el parámetro más apropiado para la evaluación de las condiciones de eutrofia. Para ello hemos calculado cuál es la correlación existente entre el fósforo total como medida de la presión eutrófica (ver

Guidance Document No.23, 2009 “Guidance document on eutrophication assessment in the context of european water policies”) y el contenido en clorofila para los distintos parámetros estadísticos.

R ²	Media	P ₁₀	P ₂₀	P ₅₀	P ₈₀	P ₉₀
PT vs CL <i>a</i>	0,74*	0,52*	0,65*	0,80*	0,78*	0,64*
Sig.Bilateral	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

Tabla 4.17: Coeficiente de determinación del fósforo total frente a clorofila para P₁₀, P₂₀, P₅₀, P₈₀, P₉₀ y media de las masas de agua costeras de la C.V. * la correlación es significativa a un nivel α de significatividad de 0,01

Como se puede apreciar en la Tabla 4.17 la correlación más alta se establece con el P₅₀ y P₈₀ siendo las más bajas la de P₉₀ y P₁₀. Por ello a partir de ahora se va analizar las correlaciones para los parámetros que en este análisis han alcanzado los valores más elevados, es decir, ordenados en función de los valores de su correlación de mayor a menor. Estos son:

-P₅₀

-P₈₀

-Media

-P₂₀

4.4.2. CLOROFILA *a*

Para el conjunto de masas de agua costeras en que se ha dividido la Comunidad Valenciana (Figura 3.2), se ha analizado la relación de la clorofila *a* con los principales grupos fitoplanctónicos y las variables descritas en el apartado 4.1, tanto para la media como para los percentiles 20, 50 y 80 de la serie de tres años.

Como ya se ha visto en el apartado 4.2 las variables que están relacionadas positivamente con la eutrofia (aumentan conforme lo hace el nivel de eutrofia) y aquellas que lo están negativamente (disminuyen conforme aumentan los niveles de eutrofia) tienen un comportamiento con respecto a la clorofila diferente. Por eso, para las nuevas variables formuladas en el apartado 4.1 se ha analizado también el comportamiento de sus inversas.

En la Tabla 4.18 se muestran los coeficientes de determinación (R²) de la relación clorofila *a* (mg/m³) y las variables fitoplanctónicas, tanto en densidades celulares (cel/L) como en porcentajes de abundancia %, para los valores medios y los percentiles 20, 50 y 80. Estos coeficientes se han obtenido con el programa estadístico SPSS 16.1. Para determinar si las correlaciones son significativas o no se ha utilizado un nivel α de significatividad de 0,01 que se representa con un asterisco en los coeficientes de determinación.

También se muestran en la tabla los p-valores (Sig.(bilateral)) para cada una de las correlaciones. Cuanto más cercanos a cero sean estos p-valores mayor evidencia estadística existe de la correlación de las variables.

CLOROFILA(mg/m ³)		MEDIA	P ₂₀	P ₅₀	P ₈₀
DIATOMEAS (cel/L)	R ²	0,90*	0,94*	0,93*	0,87*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
CRIFTOFÍCEAS (cel/L)	R ²	0,83*	0,78*	0,75*	0,79*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
DTM+CRIFTO (cel/L)	R ²	0,92*	0,92*	0,93*	0,88*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
CLOROFÍCEAS (cel/L)	R ²	0,42*	0,58*	0,62*	0,47*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
DINOFLEGELADOS (cel/L)	R ²	0,60*	0,10	0,73*	0,68*
	Sig. (bilateral)	<0,001	0,202	<0,001	<0,001
PRASINOFÍCEAS (cel/L)	R ²	0,61*	0,28	0,31	0,42*
	Sig. (bilateral)	<0,001	0,024	0,016	0,004
PRIMNESIALES (cel/L)	R ²	0,68*	0,63*	0,65*	0,52*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
CIANOBACTERIAS COL.(cel/L)	R ²	0,35*	0,25	0,37	0,29
	Sig. (bilateral)	0,010	0,034	0,007	0,021
PICOCIANOBACTERIAS (cel/L)	R ²	0,46*	0,38*	0,34*	0,42*
	Sig. (bilateral)	0,002	0,006	0,011	0,004
EUCARIOTA TOTAL (cel/L)	R ²	0,87*	0,78*	0,88*	0,85*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
%DIATOMEAS	R ²	0,36*	0,41*	0,51*	0,38*
	Sig. (bilateral)	0,009	0,004	0,001	0,006
%CRIFTOFÍCEAS	R ²	0,04	0,12	0,02	0,03
	Sig. (bilateral)	0,440	0,154	0,549	0,509
%DTM+%CRIFTO	R ²	0,34	0,35*	0,43*	0,37*
	Sig. (bilateral)	0,011	0,009	0,003	0,007
%CLOROFÍCEAS	R ²	0,03	0,24	0,38*	0,07
	Sig. (bilateral)	0,523	0,037	0,006	0,303
%DINOFLEGELADOS	R ²	0,16	0,00	0,13	0,20
	Sig. (bilateral)	0,105	0,899	0,138	0,064
%PRASINOFÍCEAS	R ²	0,00	0,01	0,05	0,00
	Sig. (bilateral)	0,997	0,719	0,373	0,927
%PRIMNESIALES	R ²	0,70*	0,31	0,59*	0,64*
	Sig. (bilateral)	<0,001	0,016	<0,001	<0,001
INV %PRIMNESIALES	R ²	0,50*	0,60*	0,68*	0,58*
	Sig. (bilateral)	0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PICOENB/(ET+ENB)	R ²	0,74*	0,34	0,62*	0,77*
	Sig. (bilateral)	<0,001	0,011	<0,001	<0,001
PICOENB/ET	R ²	0,78*	0,41*	0,68*	0,82*
	Sig. (bilateral)	<0,001	0,004	<0,001	<0,001
PICOENB/(ET-PRAS)	R ²	0,85*	0,49*	0,68*	0,85*
	Sig. (bilateral)	<0,001	0,001	<0,001	<0,001
PICOENB/(DTM+CRIFTO)	R ²	0,71*	0,54*	0,66*	0,79*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
(PICOENB+PRAS)/(ET-PRAS)	R ²	0,84*	0,43*	0,70*	0,85*
	Sig. (bilateral)	<0,001	0,003	<0,001	<0,001
(DTM+CRIFTO)/PRYMN	R ²	0,66*	0,69*	0,74*	0,44*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	0,003
DTM/CRIFTO	R ²	0,01	0,19	0,14	0,15
	Sig. (bilateral)	0,769	0,070	0,132	0,110
DTM/PRYMN	R ²	0,68*	0,65*	0,78*	0,42*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	,003

CLOROFILA(mg/m ³)		MEDIA	P ₂₀	P ₅₀	P ₈₀
(ET+CNB)/PICO CNB	R ²	0,02	0,40*	0,50*	0,59*
	Sig. (bilateral)	0,619	0,005	0,001	<0,001
ET/PICO CNB	R ²	0,01	0,46*	0,56*	0,60*
	Sig. (bilateral)	0,716	0,002	<0,001	<0,001
(ET-PRAS)/PICO CNB	R ²	0,00	0,58*	0,67*	0,72*
	Sig. (bilateral)	0,788	<0,001	<0,001	<0,001
(ET-PRAS)/(PICO CNB+PRAS)	R ²	0,02	0,61*	0,69*	0,73*
	Sig. (bilateral)	0,618	<0,001	<0,001	<0,001
(DTM+CRIP T)/PICO CNB	R ²	0,00	0,62*	0,72*	0,76*
	Sig. (bilateral)	0,981	<0,001	<0,001	<0,001
PRIMN/(DTM+CRIP T)	R ²	0,54*	0,34	0,62*	0,53*
	Sig. (bilateral)	0,001	0,011	<0,001	0,001
CRIP T/DTM	R ²	0,11	0,01	0,07	0,06
	Sig. (bilateral)	0,187	0,689	0,274	0,339
PRIMN/DTM	R ²	0,54*	0,34	0,62*	0,54*
	Sig. (bilateral)	<0,001	0,012	<0,001	0,001
CNB+CLOROFÍCEAS	R ²	0,32	0,42*	0,41*	0,25
	Sig. (bilateral)	0,015	0,004	0,004	0,035

Tabla 4.18: Correlación de las variables fitoplanctónicas con la clorofila *a* para medias y percentiles 20, 50 y 80 para las masas de agua costeras de la C.V. * la correlación es significativa a un nivel α de significatividad de 0,01

Como se puede observar en la Tabla 4.18 no todas las variables fitoplanctónicas muestran correlación con la clorofila *a*. Además, para las que sí muestran correlación los valores de los coeficientes más altos varían según la métrica utilizada.

Para las variables que expresan densidad celular de diatomeas, criptofíceas, la suma de ambas y eucariotas totales la correlación con la clorofila *a* es significativa y mayor a 0,75 para las cuatro métricas utilizadas. Para diatomeas, dtm+cript, y ET la correlación más alta se da con el uso del percentil 50. Sin embargo, para el resto de grupos fitoplanctónicos analizados (prasinofíceas, clorofíceas y primnesiales) las correlaciones, cuando son significativas, son inferiores a 0,70 obteniéndose generalmente los coeficientes más altos con el uso de la media, excepto los dinoflagelados que con la métrica del P₅₀ consiguen correlaciones de 0,73.

La correlación de las cianobacterias coloniales con la clorofila *a* solo es significativa con el uso de la media aunque con valores de 0,35.

Por otra parte, los coeficientes de determinación de las picocianobacterias con la clorofila *a* son significativos para los cuatro parámetros utilizados pero no superan en ninguno de los casos el valor de 0,50.

Para las variables que indican abundancia de los grupos fitoplanctónicos las correlaciones con la clorofila *a* sólo son significativas en las cuatro métricas para el %diatomeas (con valores de R² inferiores a 0,60) y la inversa del %primnesiales (con valores de 0,50 para la media y de 0,68 para el P₅₀). Para el resto de variables, la suma de %diatomeas+%criptofíceas sólo presenta relación significativa y menor a 0,45 con el uso de los percentiles, el %clorofíceas sólo es significativo con el uso del P₅₀ (0,38) y por último, el %primnesiales es significativa para la media (0,70) y los P₅₀ (0,59) y P₈₀ (0,64).

Todas estas correlaciones, aunque significativas, son bajas excepto en las primnesiales que presentan valores altos de correlación para la media (0,70).

De manera general, los grupos fitoplanctónicos que se relacionan negativamente con niveles altos de nutrientes y por tanto son indicadores de oligotrofia, no funcionan bien con valores de densidad celular debido al efecto siembra. Con este nombre se describe el efecto que la composición inicial de la comunidad fitoplanctónica tiene sobre el resultado final (o posterior) de un aporte de nutrientes. Cuando las formas oligotróficas (por ejemplo primnesiales y picocianobacterias) dominan la comunidad, la llegada de nutrientes puede dar lugar a un aumento de sus densidades celulares, aunque los grupos mejor adaptados a condiciones elevadas de nutrientes pueden crecer más proporcionalmente.

De hecho, aun en los casos en que, como se puede apreciar en la tabla, existe una correlación relativamente alta y significativa entre las densidades celulares de primnesiales y clorofila *a* (como veremos posteriormente esto no sucede con el fósforo total) esta relación no se utiliza para discriminar los niveles de eutrofia ya que, como sucede con otros grupos fitoplanctónicos, la población de primnesiales alcanza sus densidades más elevadas en aquellas condiciones donde existen más nutrientes y por tanto, así como el porcentaje de primnesiales o la relación de éste con las diatomeas y criptofíceas aumenta al hacerlo el nivel de oligotrofia, no sucede lo mismo con las densidades celulares.

Respecto al conjunto de variables que relacionan las picocianobacterias con el resto de grupos de la comunidad fitoplanctónica, o con los grupos indicadores de influencia continental y eutrofia, las correlaciones para las cuatro métricas son significativas (excepto el P_{20} de $\text{picocnb}/(\text{ET}+\text{cnb})$). Los valores de los coeficientes son más elevados cuando se utiliza la media y el P_{80} , aunque todos son significativos y están por encima de 0,6 cuando se utiliza el P_{50} .

No obstante, las variables inversas a las anteriormente comentadas sólo muestran correlaciones significativas con el uso de los percentiles y además éstas son generalmente menores a 0,70.

Por otra parte, la correlación de la variable dtm/cript y su inversa con la clorofila *a* no es significativa para ninguna de las métricas utilizadas.

La variable que relaciona las diatomeas y criptofíceas con las primnesiales presenta correlaciones significativas y altas con la clorofila *a* para todas las métricas, especialmente el P_{50} con valores mayores a 0,70. Sin embargo para su inversa la correlación con el P_{20} no es significativa y las que sí lo son presentan valores bajos e inferiores a 0,65, aunque los más altos se consiguen una vez más con el uso del P_{50} .

Para la relación diatomeas/primnesiales las correlaciones son significativas con las cuatro métricas. Una vez más, las correlaciones más elevadas se dan con el P_{50} (0,78). Su inversa presenta correlaciones significativas con la media, el P_{50} y P_{90} y es el P_{50} el que muestra los máximos (0,62).

Por último, la variable $\text{cnb}+\text{clorofíceas}$ con la clorofila *a* sólo presenta correlaciones significativas con el uso del P_{20} y P_{50} , pero para ambas métricas, los valores del coeficiente de determinación es inferior a 0,50.

Respecto a las métricas utilizadas en la Tabla 4.18 se observa que con el uso de la media y el P_{20} solo 22 de las 35 correlaciones son significativas, con el P_{80} aumenta a 27 y con el P_{50} se alcanza el máximo número de correlaciones significativas, hasta 28.

Por todo lo visto anteriormente se concluye que el P_{50} es la métrica que proporciona las correlaciones más altas y significativas de la clorofila *a* con las variables fitoplanctónicas. Por ello, ésta es la métrica que se va a utilizar tanto para los cálculos posteriores como para la representación gráfica de estas relaciones.

En la Figura 4.30 se muestran los gráficos de las relaciones entre la clorofila *a* y aquellas variables fitoplanctónicas para las cuales las correlaciones con la clorofila son altas y significativas con el uso del P_{50} . Estas variables son:

- Respecto a los principales grupos fitoplanctónicos:
 - En densidades celulares: diatomeas, criptofíceas, (diatomeas+criptofíceas), primnesiales y eucariotas totales. Las cianobacterias coloniales y las clorofíceas no se incluyen porque son grupos que generalmente aparecen asociados a aportes de aguas continentales y en ecosistemas marinos no son abundantes. Las prasinofíceas no se incluyen porque la correlación con la clorofila *a* con el P_{50} no es significativa. Los dinoflagelados, aunque muestran correlaciones con la clorofila *a* altas no se tienen en cuenta porque su contribución a la comunidad fitoplanctónica es inferior al 2% (Apartado 4.3).
 - En porcentajes de abundancia: %primnesiales y su inversa. El resto de variables presenta valores que, o no son significativos, o si lo son poseen coeficientes de determinación bajos.
- Respecto a las variables que relacionan grupos fitoplanctónicos: Se incluyen todas las listadas en la Tabla 4.18 excepto dtm/criptofíceas y criptofíceas/dtm por falta de correlación y (cnb+clorofíceas) por indicar aportes de aguas dulces.

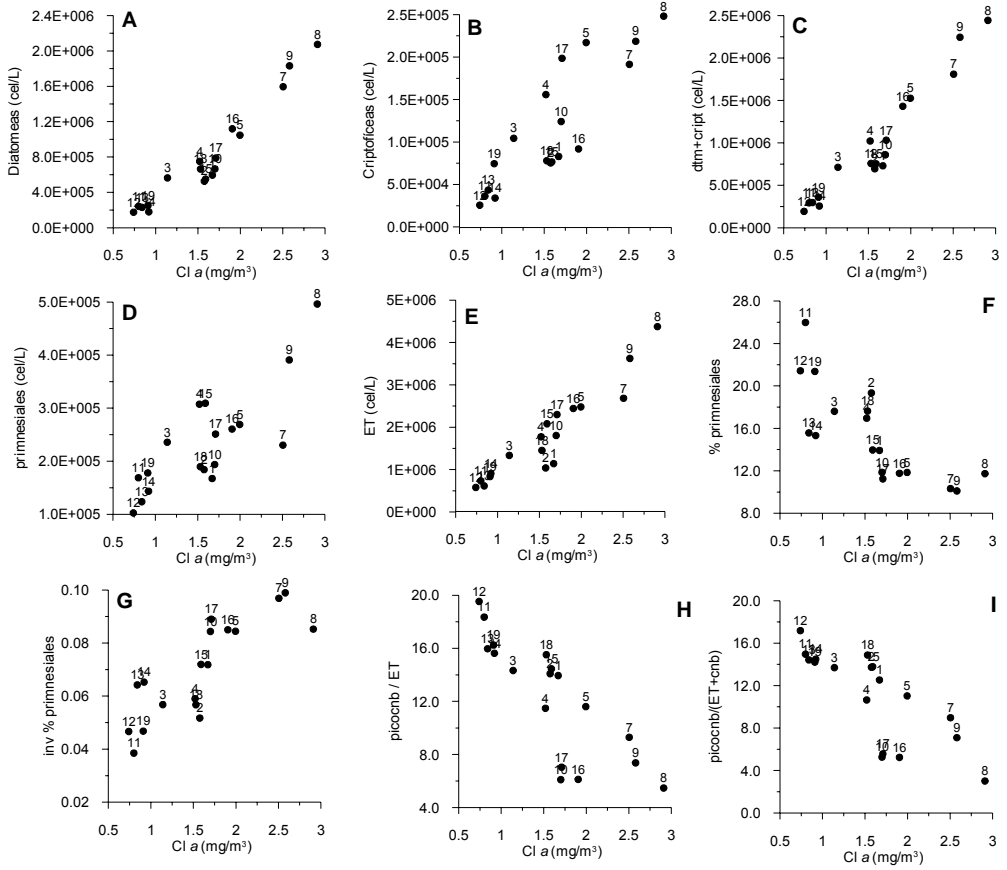


Figura 4.30: Relación entre clorofila a (mg/m^3) y el fitoplancton utilizando los valores de P_{50} de las masas de agua de la Comunidad Valenciana. Los números indican la masa de agua costera

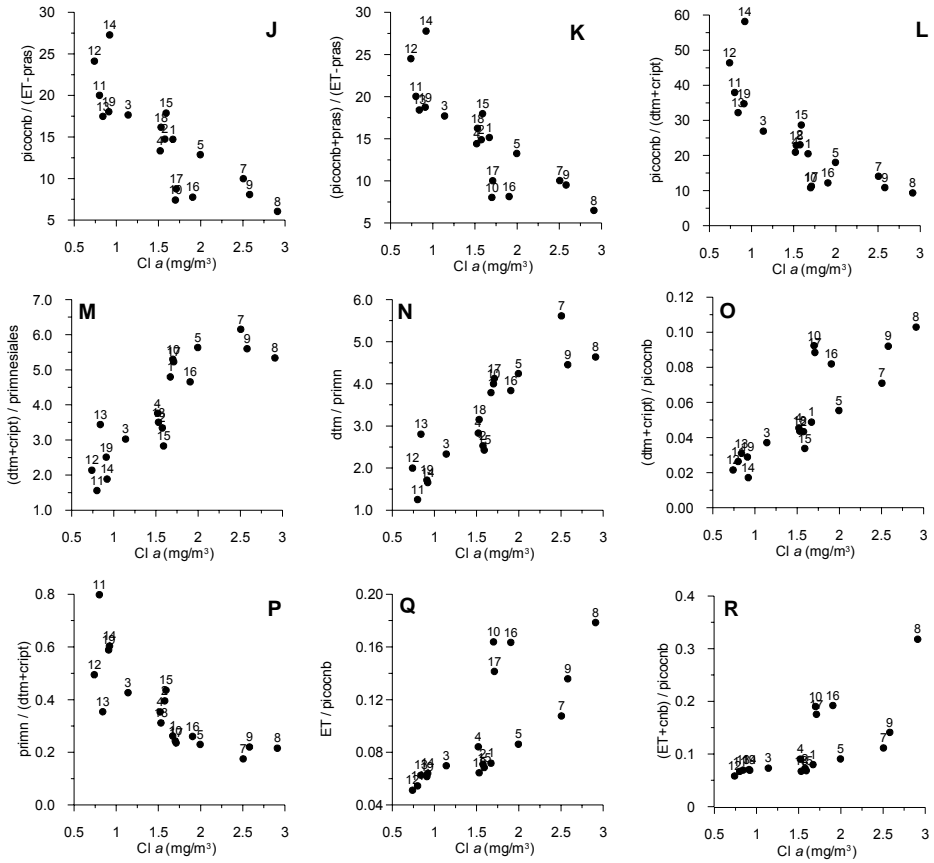


Figura 4.30 (continuación): Relación entre clorofila a (mg/m^3) y el fitoplancton utilizando los valores de P_{50} de las masas de agua de la Comunidad Valenciana. Los números indican la masa de agua costera

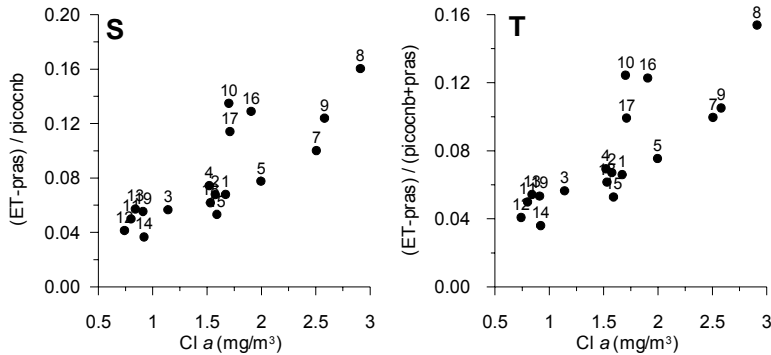


Figura 4.30 (continuación): Relación entre clorofila *a* (mg/m³) y el fitoplancton utilizando los valores de P₅₀ de las masas de agua de la Comunidad Valenciana. Los números indican la masa de agua costera

Como muestra la Figura 4.30; A, B, C, D y E la relación de la clorofila *a* frente a las densidades celulares de diatomeas, criptofíceas, (diatomeas+criptofíceas), primnesiales y eucariotas totales es positiva, además en los gráficos A, C y E apenas hay dispersión en el conjunto de datos.

La variable % de primnesiales (F) presenta una relación con la clorofila negativa y su inversa (G), como cabe esperar, positiva.

En cuanto a las variables que relacionan las picocianobacterias con el resto de grupos fitoplanctónicos (Figura 4.30; H, I, J, K y L) la relación con la clorofila *a* es negativa. Como se ha comentado anteriormente (Apartado 4.1 y 4.2) los organismos picoplanctónicos están mejor adaptados en medios oligotróficos con bajos niveles de nutrientes (Reynolds, 2006). Por ello, en condiciones de oligotrofia (valores bajos de clorofila *a*) las relaciones de éstos con el resto de grupos fitoplanctónicos es elevada, de ahí que a valores bajos de clorofila estas relaciones sean altas y conforme aumenta ésta las relaciones disminuyen.

En estos gráficos también se observa como las masas 010, 016 y 017 aparecen agrupadas y en la parte inferior del conjunto de puntos, indicando que presentan valores para estas variables fitoplanctónicas más bajos de lo que cabría esperar.

La relación picocianobacterias con el resto de organismos eucariotas puede disminuir bien por un descenso de la densidad de picocianobacterias o por un aumento de organismos eucariotas. Todo parece indicar que el primer caso se da en la masa 010 (Puerto de Gandía-Cabo de San Antonio). Esta masa al recibir aguas procedentes de marjales, ríos y/o barrancos (Apartado 3.1) presenta valores de salinidad más bajos. Además, cuando se analizan los valores de las picocianobacterias las densidades celulares de éstas son inferiores en comparación a aquellas masas de agua de la misma tipología con valores de clorofila *a* similares. Esto es debido a que las aguas dulces que recibe esta masa contienen menor proporción de picocianobacterias ya que éstas son típicas de medios marinos (González del Río et al., 2005) y por tanto los valores de estas relaciones disminuyen.

El segundo caso parece ser que se da en las masas 016 y 017 (Cabo Huertas-Guardamar del Segura). Estas masas que presentan una costa muy confinada (ver Figuras 3.10 y 3.11) las densidades celulares de los organismos eucariotas son mucho más altas que en el resto de masas de su tipología, de ahí que las relaciones sean más bajas.

Para la variable picocianobacterias/(ET-prasinofíceas) (Figura 4.30: J), la masa 014 presenta valores de la relación más altos de lo que cabría esperar. Sin embargo, para la relación picocianobacterias/ET (Figura 4.30: H) el comportamiento de esta masa es normal. Esto es debido a que esta masa presenta valores altos de prasinofíceas y por tanto si eliminamos este grupo del total de la población eucariota los valores de ET disminuyen y en consecuencia la relación aumenta.

Respecto a las variables (dtm+criptofíceas)/primnesiales, diatomeas/primnesiales y (diatomeas+criptofíceas)/picocianobacterias (Figura 4.30: M, N y O) la relación con la clorofila *a* es positiva.

Diatomeas y criptofíceas son grupos que proliferan en medios eutróficos y aumentan sus densidades conforme lo hace la clorofila *a* mientras que, primnesiales y picocianobacterias, como se ha comentado anteriormente, son típicos de medios oligotróficos. Por tanto es de esperar que a valores altos de clorofila predominen diatomeas y criptofíceas sobre primnesiales y picocianobacterias y la relación sea alta, y que a valores bajos de clorofila sean estos últimos grupos los que prevalezcan haciendo disminuir la relación.

En el gráfico (O) se observa que las masas 010, 016 y 017 exhiben valores más altos de la relación. Los motivos son los explicados anteriormente, la masa 010 presenta densidades bajas de picocianobacterias y por tanto la relación es mayor de lo que cabría esperar y las masas 016 y 017 presentan densidades altas de diatomeas y especialmente de criptofíceas debido probablemente a los vertidos de aguas residuales que se dan en estas masas.

Las gráficas restantes (Figura 4.30: P, Q, R, S y T) muestran la relación de la clorofila *a* con las variables inversas. Todas éstas presentan las mismas pautas que las variables anteriormente comentadas pero con signo contrario.

De los gráficos anteriores, se vislumbra que algunas de las relaciones de la clorofila con las variables fitoplanctónicas presentan un comportamiento que se ajusta más a una función exponencial que a una lineal. Por ello se calculó también la correlación de la clorofila *a* con las variables fitoplanctónicas con un ajuste exponencial. La Tabla 4.19 compara las correlaciones obtenidas utilizando una relación lineal y exponencial para el P_{50} de las masas obtenido con el programa estadístico SPSS, 16.1.

CLOROFILA <i>a</i> (mg/m ³)	R ²	
	P ₅₀ lineal	P ₅₀ exponencial
Diatomeas (ceL/L)	0,929	0,920
Criptofíceas (ceL/L)	0,746	0,730
dtm+cript (cel/l)	0,931	0,902
Primnesiales	0,654	0,658
Eucariota Totales (ceL/l)	0,883	0,866
% primnesiales	0,594	0,646
inv %primnesiales	0,678	0,645
picocnb/ET	0,675	0,625
picocnb/(ET+cnb)	0,619	0,571
picocnb/(ET-prasinofíceas)	0,683	0,709
(picocnb+pras)/(ET-pras)	0,695	0,723
picocnb/(dtm+cript)	0,656	0,744
(dtm+cript)/primn	0,737	0,693
dtm/primn	0,783	0,733
(dtm+cript)/picocnb	0,717	0,736
ET/picocnb	0,556	0,622
(ET+cnb)/picocnb	0,502	0,566
(ET-pras)/picocnb	0,669	0,699
(ET-pras)/(picocnb+pras)	0,685	0,717
prym/(dtm+cript)	0,616	0,718

Tabla 4.19: Correlaciones lineales y exponenciales de la clorofila y las variables de fitoplancton para P₅₀

En la Tabla 4.19 se puede ver como para las variables primnesiales, % primnesiales, picocnb/(ET-prasinofíceas), (picocnb+pras)/(ET-pras), picocnb/(dtm+cript), (dtm+cript)/picocnb, ET/picocnb, (ET+cnb)/picocnb, (ET-pras)/(picocnb+pras), (ET-pras)/picocnb y prym/(dtm+cript) la relación se ajusta más a función exponencial.

Como se ha comprobado en la Figura 4.30 las variables que tienen una correlación positiva con la clorofila *a* son: diatomeas, criptofíceas, diatomeas+criptofíceas, primnesiales, ET, inversa del % de primnesiales, (dtm+cript)/primn, dtm/primn, (dtm+cript)/picocnb, ET/picocnb, (ET+cnb)/picocnb, (ET-pras)/picocnb, y (ET-pras)/(picocnb+pras).

Las variables con una correlación negativa con la clorofila *a* son, %primnesiales, picocnb/ET, picocnb/(ET+cnb), picocnb/(ET-pras), (picocnb+pras)/(ET-pras), picocnb/(dtm+cript) y primn/(dtm+cript).

Las variables que relacionan grupos eutróficos (diatomeas, criptofíceas) con oligotróficos (primnesiales y picocianobacterias) presentan valores de R² más altos que sus inversas, sin embargo éstas se ajustan mejor a una relación exponencial que a una normal.

Por tanto la clorofila *a* es un buen indicador de las variables que denotan condiciones eutróficas como diatomeas, criptofíceas, eucariotas totales, inversa del % de primnesiales y la combinación de éstas con grupos indicadores de oligotrofia (primnesiales y picocianobacterias).

4.4.3. FÓSFORO TOTAL

Las actividades humanas generan grandes cantidades de fósforo (aguas residuales, tanto domésticas como industriales, actividades agrícolas, ganaderas, actividades humanas como la deforestación, etc) que acaban llegando a las aguas marinas.

El fósforo juega un papel muy importante en los procesos de eutrofización de las mismas (Koray et al., 1996; Correll, 1998) puesto que es uno de los nutrientes más importantes que gobierna el crecimiento de las algas (Egge y Aksnes, 1992) y junto con otros factores puede regular la composición del fitoplancton (Vaulot et al., 1996). Además, este nutriente es limitante en los ecosistemas costeros mediterráneos (Agius et al., 1982; Krom et al., 1991; Estrada, 1996) y por tanto esta variable se considera apropiada para describir el fenómeno de eutrofización en el Mediterráneo (EEA, 1999).

Muchos de los compuestos de fósforo disuelto y particulado que llegan a las masas de agua pasan a estar disponibles para el fitoplancton y las bacterias como resultado del equilibrio entre las fases particuladas y disueltas, por eso para evaluar el estado del fósforo es mejor medir la suma de la parte disuelta y la parte particulada (Correll 1998).

Cuando se da un vertido de fósforo total en ríos y lagos el balance es igual a la entrada menos la salida más lo que se intercambia con la capa de sedimentos. En los ecosistemas marinos las pérdidas son mucho más complejas (hay pérdidas en todas las direcciones, más lo que se deposita en las capas más profundas). Éstos al no ser sistemas cerrados dependen en su mayor parte de la hidrodinámica, por tanto, en estos sistemas la única manera de saber el estado real de fósforo es con la medida de fósforo total. De modo que la concentración de éste en un ecosistema acuático es el resultado de los aportes continentales, que se consideran fuentes de contaminación puntual, la capacidad de dilución del sistema y los niveles "naturales" de fondo.

Con objeto de estudiar la relación existente entre la composición y abundancia del fitoplancton y la medida de fósforo total (PT) se realiza el mismo análisis llevado a cabo anteriormente para la clorofila.

En la Tabla 4.20 se muestran los coeficientes de determinación (R^2) entre el fósforo total (μM) y las variables fitoplanctónicas (cel/L y % de abundancia) obtenidos con el programa estadístico SPSS 16.1. Los parámetros utilizados han sido los mismos que para la clorofila (media, P_{20} , P_{50} y P_{80}). Para determinar la significatividad de las correlaciones se ha utilizado un nivel α de 0,01 que se representa con un asterisco en los coeficientes de determinación. También se muestran en la tabla los p-valores (sig.(bilateral)) para cada una de las correlaciones. Cuanto más cercanos a cero sean estos p-valores mayor evidencia estadística existe de que la correlación de las variables es alta.

FOSFORO TOTAL (µM)		MEDIA	P ₂₀	P ₅₀	P ₈₀
DIATOMEAS (cel/L)	R ²	0,69*	0,65*	0,76*	0,74*
	Sig. (bilateral)	0,00	0,00	<0,001	<0,001
CRIFTOFÍCEAS (cel/L)	R ²	0,71*	0,52*	0,67*	0,71*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
DTM+CRIFTO (cel/L)	R ²	0,71*	0,66*	0,81*	0,74*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
CLOROFÍCEAS (cel/L)	R ²	0,30	0,49*	0,64*	0,42*
	Sig. (bilateral)	0,02	<0,001	<0,001	,004
DINOFILAGELADOS (cel/L)	R ²	0,28	0,00	0,64*	0,50*
	Sig. (bilateral)	0,02	0,96	<0,001	,001
PRASINOFÍCEAS (cel/L)	R ²	0,34	0,28	0,34	0,38*
	Sig. (bilateral)	0,01	0,02	0,011	,007
PRIMNESIALES (cel/L)	R ²	0,32	0,45*	0,52*	0,31
	Sig. (bilateral)	0,01	<0,001	0,001	0,016
CIANOBACTERIAS COL.(cel/L)	R ²	0,25	0,21	0,36*	0,27
	Sig. (bilateral)	0,03	0,05	0,009	0,028
PICOCIANOBACTERIAS (cel/L)	R ²	0,25	0,10	0,19	0,27
	Sig. (bilateral)	0,03	0,21	0,069	0,029
EUCARIOTA TOTAL (cel/L)	R ²	0,60*	0,63*	0,80*	0,73*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
%DIATOMEAS	R ²	0,31	0,15	0,34	0,27
	Sig. (bilateral)	0,020	0,110	0,011	0,028
%CRIFTOFÍCEAS	R ²	0,07	0,01	0,02	0,05
	Sig. (bilateral)	0,280	0,690	0,542	0,384
%DTM+%CRIFTO	R ²	0,33	0,13	0,35	0,27
	Sig. (bilateral)	0,010	0,130	0,010	0,029
%CLOROFÍCEAS	R ²	0,00	0,31	0,19	0,02
	Sig. (bilateral)	0,830	0,020	0,068	0,598
%DINOFILAGELADOS	R ²	0,12	0,03	0,11	0,12
	Sig. (bilateral)	0,170	0,510	0,187	0,161
%PRASINOFÍCEAS	R ²	0,00	0,00	0,02	0,00
	Sig. (bilateral)	0,900	0,850	0,582	0,914
%PRIMNESIALES	R ²	0,82*	0,46*	0,71*	0,73*
	Sig. (bilateral)	0,000	0,000	<0,001	<0,001
INV %PRIMNESIALES	R ²	0,51*	0,80*	0,79*	0,66*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PICOCNB/(ET+CNB)	R ²	0,68*	0,57*	0,82*	0,70*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PICOCNB/ET	R ²	0,65*	0,66*	0,84*	0,66*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PICOCNB/(ET-PRAS)	R ²	0,66*	0,64*	0,72*	0,62*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PICOCNB/(DTM+CRIFTO)	R ²	0,63*	0,62*	0,61*	0,62*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
(PICOCNB+PRAS)/(ET-PRAS)	R ²	0,66*	0,59*	0,72*	0,61*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
(DTM+CRIFTO)/PRIMN	R ²	0,67*	0,62*	0,77*	0,44*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	0,003
DTM/CRIFTO	R ²	0,00	0,12	0,10	0,11
	Sig. (bilateral)	0,920	0,170	0,199	0,183
DTM/PRIMN	R ²	0,63*	0,54*	0,75*	0,43*
	Sig. (bilateral)	<0,001	<0,001	<0,001	0,003

FOSFORO TOTAL (μM)		MEDIA	P ₂₀	P ₅₀	P ₈₀
(ET+CNB)/PICO CNB	R ²	0,00	0,72*	0,67*	0,63*
	Sig. (bilateral)	0,870	<0,001	<0,001	<0,001
ET/PICO CNB	R ²	0,00	0,80*	0,79*	0,63*
	Sig. (bilateral)	0,980	<0,001	<0,001	<0,001
(ET-PRAS)/PICO CNB	R ²	0,02	0,78*	0,82*	0,74*
	Sig. (bilateral)	0,580	<0,001	<0,001	<0,001
(ET-PRAS)/(PICO CNB+PRAS)	R ²	0,00	0,77*	0,82*	0,76*
	Sig. (bilateral)	0,930	<0,001	<0,001	<0,001
(DTM+CRIP T)/PICO CNB	R ²	0,01	0,80*	0,82*	0,79*
	Sig. (bilateral)	0,690	<0,001	<0,001	<0,001
PRIMN/(DTM+CRIP T)	R ²	0,54*	0,35*	0,61*	0,60*
	Sig. (bilateral)	<0,001	0,01	<0,001	<0,001
CRIP T/DTM	R ²	0,04	0,01	0,03	0,05
	Sig. (bilateral)	0,410	0,680	0,482	0,362
PRIMN/DTM	R ²	0,54*	0,34	0,61*	0,60*
	Sig. (bilateral)	<0,001	0,01	<0,001	<0,001
CNB+CLOROFÍCEAS	R ²	0,21	0,35	0,46*	0,24
	Sig. (bilateral)	0,05	0,01	0,002	0,041

Tabla 4.20: Correlación de las variables fitoplanctónicas con el fósforo total para medias y percentiles 20, 50 y 80 para las masas de agua costeras de la C.V. * la correlación es significativa a un nivel α de significatividad de 0,01

Como se observa en la Tabla 4.20, y al igual que ocurre con la clorofila *a*, no todas las variables fitoplanctónicas muestran correlación con el fósforo total. Además, para las que sí muestran correlación con el fósforo los valores de los coeficientes más altos varían según la métrica utilizada.

Por una parte, las variables que expresan densidad celular de diatomeas, criptofíceas, la suma de ambas y eucariotas totales presentan una correlación con el fósforo total significativa y mayor a 0,60 para todas las métricas utilizadas. Generalmente con el P₅₀ se obtienen las correlaciones más altas.

Para las clorofíceas la correlación con el fósforo total sólo es significativa con el uso de los percentiles y para éstos la correlación es menor a 0,65. Los dinoflagelados sólo muestran correlaciones significativas e inferiores a 0,65 con el P₅₀ y P₈₀. Para el grupo de las prasinofíceas, ni la media ni los percentiles 20 y 50 son significativos, sólo lo es el P₈₀ y con valores bajos (0,38). Para las primnesiales sólo el P₂₀ y el P₅₀ son significativos y con coeficientes menores o iguales a 0,55. Las cianobacterias coloniales sólo presentan correlaciones significativas con el uso del P₅₀ y éstas son inferiores a 0,40. Además, los coeficientes de determinación de las picocianobacterias con el fósforo total no son significativos en ninguna de las cuatro métricas utilizadas a diferencia de lo que ocurría con la clorofila *a*.

Por otro lado, ninguna de las variables que expresan porcentaje de abundancia de los grupos fitoplanctónicos muestra correlación con el fósforo total a excepción del % de primnesiales que presenta valores de R² que van de 0,46 con el P₂₀ a 0,82 con la media y la inversa de éste con coeficientes de 0,51 para la media y 0,80 para el P₂₀. Al igual que para la clorofila, los grupos que indican oligotrofia (primnesiales) presentan correlaciones más elevadas cuando se utiliza el porcentaje de abundancia. Por ejemplo, la correlación entre el P₅₀ de la densidad celular de primnesiales y el

fósforo total es de 0,52, sin embargo ésta aumenta a 0,71 cuando se utilizan los porcentajes de abundancia. Además, alcanza valores de 0,79 con la inversa del %primnesiales. Para la media, la correlación en densidad celular no es significativa, sin embargo cuando se utiliza el porcentaje de abundancia es significativa y con un coeficiente de 0,82.

Respecto al conjunto de variables que relacionan las picocianobacterias con el resto de grupos de la comunidad fitoplactónica, o con los grupos indicadores de influencia continental y eutrofia, las correlaciones para las cuatro métricas son significativas con coeficientes que varían de 0,57 a 0,82. Asimismo, para todas estas variables, los coeficientes de determinación más elevados se alcanzan con el uso del P_{50} .

Para las variables inversas a las anteriores, que relacionan los eucariotas totales o grupos indicadores de eutrofia con las picocianobacterias, y al igual que ocurre con la clorofila *a*, las correlaciones con el fósforo total sólo se muestran significativas con el uso de los percentiles. Generalmente es el P_{50} una vez más el que muestra valores del coeficiente más elevados entre 0,67 y 0,82.

Como sucede con la clorofila *a*, las correlaciones de la variable dtm/cript y su inversa con el fósforo total no son significativas en ninguna de las métricas utilizadas.

Las variables que relacionan las diatomeas y criptofíceas con primnesiales presentan correlaciones significativas y altas con el fósforo total para todas las métricas y con valores iguales o mayores a 0,75 con el P_{50} . Sus inversas muestran correlaciones significativas para todas las métricas (a excepción del P_{20} de primn/dtm) pero con valores de los coeficientes más bajos que en el caso anterior.

Por último la variable (cnb+clorofíceas) con el fósforo total sólo presenta correlaciones significativas (0,46) con el uso del P_{50} .

Respecto a las métricas utilizadas en la Tabla 4.20 se observa que con el uso de la media solo 15 de las 35 correlaciones son significativas, el P_{20} presenta 21 correlaciones significativas, el P_{80} 23 y con el P_{50} se alcanza una vez más, el máximo de correlaciones significativas, hasta 25.

Como se ha comentado anteriormente y del mismo modo que sucede con la clorofila *a*, el P_{50} es la métrica que proporciona las correlaciones más altas y significativas del fósforo total con las variables fitoplanctónicas, por ello ésta es la métrica que se utiliza tanto para los cálculos posteriores como para la representación gráfica de estas relaciones.

En las Figuras 4.31 se muestran los gráficos de las relaciones entre el fósforo total y aquellas variables fitoplanctónicas para las cuales las correlaciones son altas y significativas para el P_{50} . Estas variables son las mismas que para la clorofila *a*.

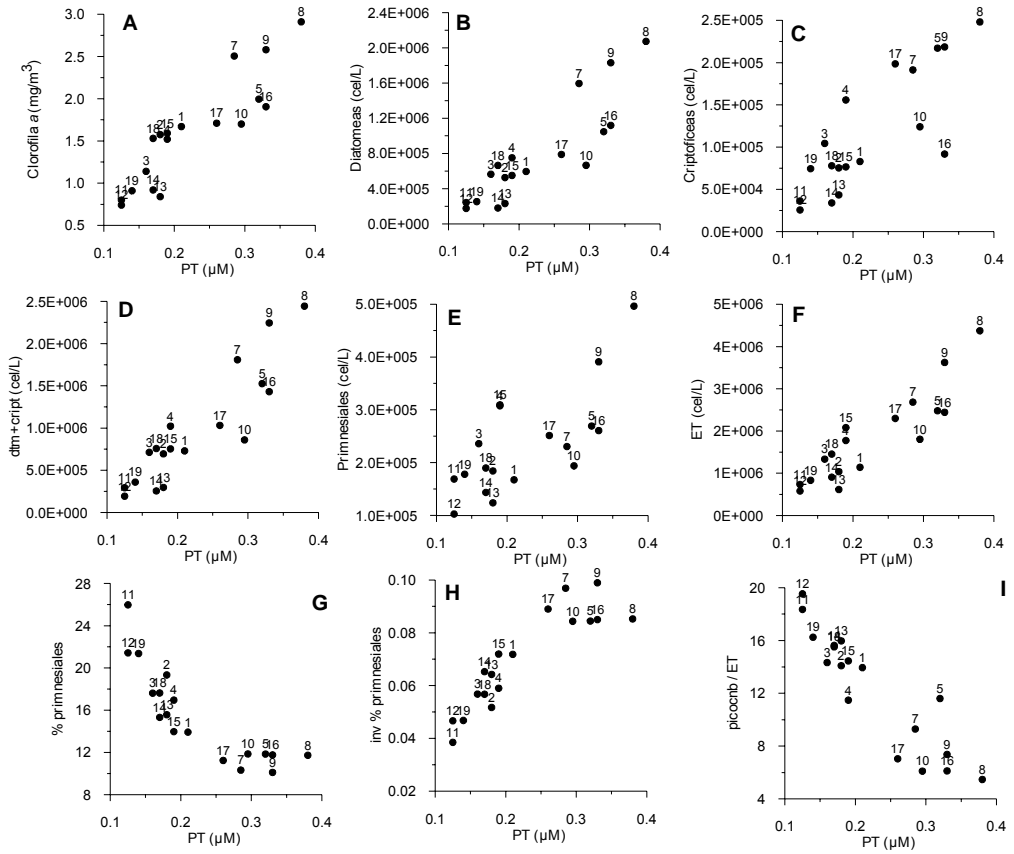


Figura 4.31: Relación entre el fósforo total (μM) y el fitoplancton utilizando los valores de P_{50} de las masas de agua de la Comunidad Valenciana. Los números indican la masa de agua costera

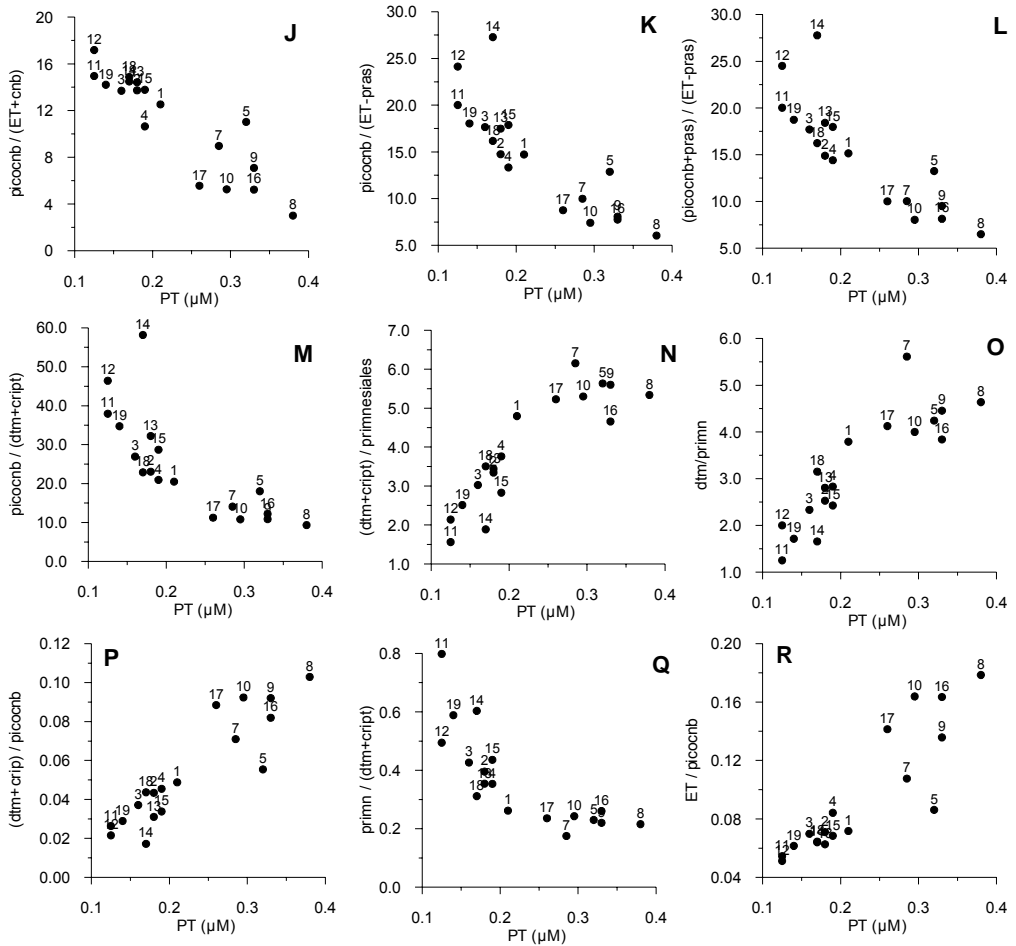


Figura 4.31 (continuación): Relación entre el fósforo total (μM) y el fitoplancton utilizando los valores de P_{50} de las masas de agua de la Comunidad Valenciana. Los números indican la masa de agua costera

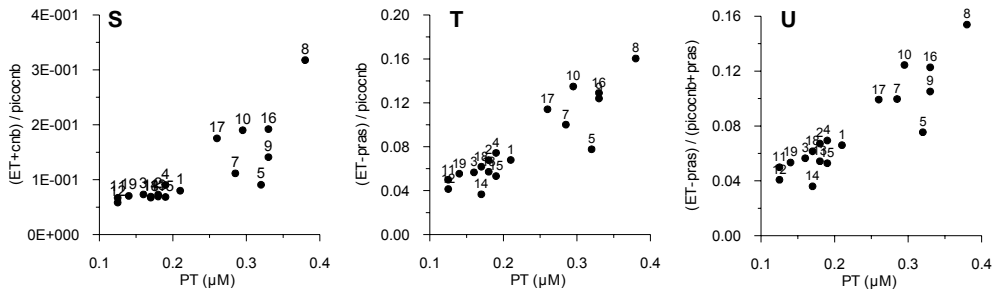


Figura 4.31 (continuación): Relación entre el fósforo total (μM) y el fitoplancton utilizando los valores de P_{50} de las masas de agua de la Comunidad Valenciana. Los números indican la masa de agua costera

Se ha incluido en esta Figura 4.31 el gráfico que relaciona la clorofila *a* con el fósforo total (A) en el que se observa como las masas 005, 010, 013 y 016 presentan valores con cierta desviación respecto del conjunto de los datos. A los valores de fósforo total que poseen estas masas les corresponden valores más altos de clorofila *a*. Los resultados obtenidos para estas masas parecen indicar que, por la elevada proporción de criptofíceas y la baja proporción de primnesiales que muestran, estas masas tengan influencia de vertidos con presencia de fósforo en forma de materia orgánica que no forma parte del fitoplancton. Las anomalías de estas masas en el fósforo total desaparecen cuando se utilizan otras variables como por ejemplo $(\text{ET-pras})/\text{picocnb}$ y $(\text{ET-pras})/(\text{picocnb}+\text{pras})$.

La Figura 4.31: B, C, D, E y F relaciona el fósforo total con densidades celulares de diatomeas, criptofíceas, (diatomeas+criptofíceas), primnesiales y ET. Todas estas variables se relacionan de manera positiva con el fósforo total, a mayores valores de fósforo mayores densidades celulares. En estos gráficos las masas 005, 010 y 016 presentan valores más altos de fósforo total por lo comentado anteriormente.

La variable % de primnesiales (G) presenta una relación con la clorofila negativa y su inversa (H), como cabe esperar, positiva.

Para las variables que relacionan las picocianobacterias con el resto de grupos (Figura 4.31: I, J, K, L y M), la relación con el fósforo total es negativa. Valores bajos de nutrientes (fósforo total) permiten el crecimiento competitivo de las picocianobacterias respecto al resto de grupos fitoplanctónicos de ahí que las relaciones sean altas, mientras que, generalmente, en estas condiciones el resto de organismos ven limitada su capacidad de crecimiento. En estos gráficos se observa que la masa 005 aparece en la parte superior del conjunto de puntos. Como se ha comentado anteriormente, esta masa presenta influencia de vertidos con presencia de fósforo que no forma parte del fitoplancton y por tanto los valores de fósforo total son más altos de lo que le correspondería. La masa 017 (Santa Pola -Guardamar del Segura) presenta valores altos de fósforo total debido a que en ésta vierten aguas residuales urbanas procedentes de Elche y Alicante que hacen aumentar la carga de fósforo que llega al mar y permite una mayor proliferación de células fitoplanctónicas. De hecho, esta masa presentan valores altos de densidad celular y este aumento es el responsable de la disminución de los valores de la relación.

Las variables que relacionan los grupos indicadores de eutrofia (diatomeas y criptofíceas) con las primnesiales y picocianobacterias (Figuras 4.31: N, O y P) la relación con el fósforo total es positiva. En el gráfico O de esta figura, la masa 007 (costa Norte de Valencia) presenta un valor más alto del que cabría esperar.

Con respecto a las variables inversas (Figura 4.31: Q, R, S, T y U) las pautas son iguales pero de signo contrario.

Al igual que con la clorofila *a*, las relaciones del fósforo total con algunas de las variables fitoplanctónicas parece que se ajusten más a una función exponencial que a una lineal. Por ello, se ha calculado la correlación de estas variables con ajustes exponenciales y se han comparado éstos con las correlaciones obtenidas de los ajustes lineales. En la Tabla 4.21 se comparan los coeficientes de las correlaciones lineales y exponenciales para el P_{50} de las masas.

FOSFORO TOTAL (μM)	R^2	
	P_{50} lineal	P_{50} exponencial
Clorofila <i>a</i> (mg/m^3)	0,797	0,750
Diatomeas (cel/l)	0,763	0,737
Criptofíceas (cel/l)	0,670	0,621
dtm+cript (cel/l)	0,808	0,750
Primnesiales	0,516	0,507
Eucariota Totales (cel/l)	0,802	0,769
% primnesiales	0,714	0,771
inv %primnesiales	0,795	0,770
picocnb/ET	0,835	0,825
picocnb/(ET+cnb)	0,813	0,767
picocnb/(ET-prasinofíceas)	0,720	0,809
(picocnb+pras)/(ET-pras)	0,717	0,809
picocnb/(dtm+cript)	0,606	0,772
(dtm+cript)/primn	0,767	0,707
dtm/primn	0,746	0,714
(dtm+cript)/picocnb	0,820	0,771
ET/picocnb	0,786	0,827
(ET+cnb)/picocnb	0,674	0,773
(ET-pras)/picocnb	0,819	0,805
(ET-pras)/(picocnb+pras)	0,819	0,807
primn/(dtm+cript)	0,608	0,709

Tabla 4.21: Correlaciones lineales y exponenciales de PT y las variables fitoplanctónicas para P_{50}

Como se aprecia en la Tabla 4.21 las variables % primnesiales, picocnb/(ET-prasinofíceas), (picocnb+pras)/(ET-pras), picocnb/(dtm+cript), ET/picocnb, (ET+cnb)/picocnb, y primn/(dtm+cript), al igual que para la clorofila *a*, se relacionan mejor con el fósforo total de manera exponencial.

Como se ha comprobado en la Figura 4.31 la relación con el fósforo total es positiva para las variables diatomeas, criptofíceas, la suma de ambas, primnesiales, ET,

inversa del % de primnesiales, $(dtm+cript)/primn$, $dtm/primn$, $(dtm+cript)/picocnb$, $ET/picocnb$, $(ET+cnb)/picocnb$, $(ET-pras)/picocnb$, y $(ET-pras)/(picocnb+pras)$.

Las relación con el fósforo total es negativa para las variables, % primnesiales, $picocnb/ET$, $picocnb/(ET+cnb)$, $picocnb/(ET-pras)$, $(picocnb+pras)/(ET-pras)$, $picocnb/(dtm+cript)$ y $primn/(dtm+cript)$.

Las variables indicadoras de oligotrofia (grupo de las primnesiales) se relacionan mejor con el fósforo total en porcentajes de abundancia que en densidades celulares, además, éstas se ajustan mejor a una función exponencial (%primnesiales), mientras que la inversa se ajusta mejor a una lineal.

Las variables que relacionan grupos eutróficos con oligotróficos ($(dtm+cript)/primn$, $dtm/prim$, $(dtm+cript)/picocnb$) presentan valores de R^2 más altos que sus inversas, sin embargo éstas se ajustan mejor a una función exponencial que a una lineal. De manera que las variables relacionadas con el fósforo total de modo positivo presentan un comportamiento lineal mientras que sus inversas se ajustan mejor a funciones exponenciales.

4.5. DESARROLLO DE UN SISTEMA DE CLASIFICACIÓN PARA DETERMINAR EL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS MASAS DE AGUA SEGÚN LA DMA

El desarrollo de sistemas de clasificación que determinen el estado ecológico de las masas de agua utilizando como elemento de calidad biológica el fitoplancton hasta ahora se ha realizado empleando la clorofila *a* como estimador de la biomasa y/o abundancia fitoplanctónica.

Sin embargo hay que tener en cuenta que la concentración de clorofila *a*, la biomasa y la abundancia fitoplanctónica son tres variables diferentes y por tanto el uso de la primera de ellas para estimar las otras genera problemas (Kruskopf y Flynn, 2006; Domingues et al., 2008).

Por ello, un enfoque univariado (clorofila *a*) o un índice de calidad derivado de éste, no parece que pueda describir adecuadamente el estado trófico de un sistema marino (Primpas et al., 2009; Guidance Document No. 14, 2009 “Guía de Intercalibración”) lo que como veremos, está corroborado por nuestros resultados.

Este apartado aborda esta problemática desarrollando un índice de calidad (a partir de ahora PHYMED) que utiliza diversas variables basadas en la composición de la comunidad fitoplanctónica junto a la biomasa (clorofila *a*) para establecer el nivel de eutrofia.

4.5.1. CRITERIOS UTILIZADOS A LA HORA DE ESCOGER LOS INDICADORES Y LAS CONDICIONES DE REFERENCIA

Siguiendo las directrices de la DMA, una vez establecida la tipología de las masas de agua costeras se debe seleccionar las condiciones de referencia que representen un buen estado ecológico para cada elemento de calidad, según lo especificado en la sección 1.2 del Anexo V de la DMA para cada una de las tipologías.

Una vez elegidas las condiciones de referencia y con el objeto de poder comparar diversos sistemas, se desarrollan unos índices de calidad a efectos de la clasificación del estado ecológico de las masas de agua (Anexo V, DMA).

Estos índices representarán la relación entre los valores de los parámetros biológicos observados en una masa determinada y los valores correspondientes a dichos parámetros en las condiciones de referencia. La escala del índice de calidad ecológica varía entre 0 y 1 y los límites entre clase se han establecido de momento dividiendo éste de forma equidistante en cinco intervalos.

En este apartado primero seleccionaremos las condiciones de referencia para cada una de las tipologías de masas de agua que presenta la Comunidad Valenciana. Después abordaremos el desarrollo del índice de calidad ecológica (PHYMED) y los límites entre las clases de cada tipología para, finalmente, establecer el estado ecológico de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana.

En un último apartado se compararán los resultados obtenidos con este método (PHYMED) con aquellos derivados de otros enfoques.

SELECCIÓN DE LAS CONDICIONES DE REFERENCIA

Las condiciones de referencia para los tipos de masas de agua, son una descripción de los elementos de calidad biológica que existen o existirían en un estado biológico alto, con poca o ninguna alteración por parte de la actividad humana y con una modificación muy pequeña de la composición físico-química, hidromorfológica y/o biológica (alteración antropogénica).

Por tanto, estas zonas representan las condiciones físico-químicas y/o biológicas del sistema en el mejor estado físico-químico o ecológico posible y con el menor impacto antropogénico, al que le será asignado el estado de “Muy Bueno” (Casazza et al., 2004). Estas condiciones de referencia del estado ecológico (“Muy bueno”) para el elemento de calidad biológica (fitoplancton) nos permitirá conocer cuál es el objetivo de calidad ecológica a mantener o restablecer en un tipo determinado de masa de agua costera.

Masas de referencia

Previamente a la elección de las “condiciones de referencia” se selecciona la “masa de referencia” para cada una de las tipologías presentes en la Comunidad Valenciana. Esto se consigue a través de los resultados obtenidos de un análisis integrado de las presiones e impactos de la Comunidad Valenciana en los que se han tenido en cuenta las presiones antrópicas (fuentes de contaminación puntual, difusas y las alteraciones morfológicas), un análisis exhaustivo del territorio, su densidad poblacional y el análisis de los parámetros fisicoquímicos.

A continuación pasamos a describir cada una de las presiones antrópicas que reciben las masas costeras de la Comunidad Valenciana.

La Directiva Marco del Agua en el artículo 5 establece la necesidad de realizar un estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales.

Este estudio para la Comunidad Valenciana se ha llevado a cabo siguiendo el manual del Ministerio de Medio Ambiente (Manual para la identificación de las presiones y análisis del impacto en aguas superficiales, Ministerio de Medio Ambiente-14 de febrero de 2005).

Este manual indica que el análisis de presiones antrópicas debe centrarse principalmente en las presiones significativas. Para una masa de agua costeras determinada éstas son:

- Fuentes de contaminación puntual
- Fuentes de contaminación difusa
- Alteraciones morfológicas
- Otras presiones

Para determinar la presión por *fuentes de contaminación puntual* se han tenido en cuenta los aportes de fósforo total y las sustancias prioritarias. Los aportes de fósforo han sido calculados a partir de los datos de concentraciones y caudales de diseño (por tanto es una aproximación a la realidad) de los diferentes vertidos que se

realizaban al mar. A éstos se les ha añadido el que origina La Albufera de Valencia. Se ha establecido como límite el aporte mayor a 25 T de fósforo y/o la presencia de aportes significativos de sustancias prioritarias, bien sea compuestos metálicos o tóxicos orgánicos (GVA, 2009).

Masa	Carga PT (ton/año)
001	117,2
002	4,9
003	13,8
004	15,0
005	5,4
007	21,0
010	15,1
012	1,9
013	4,3
016	15,3

Tabla 4.22: Aportes estimados de fósforo total para las diferentes masas de agua (GVA, 2009)

La presión por *fuentes de contaminación difusa* considera básicamente los aportes agrícolas y el nitrato derivado de los NOx de las distintas fuentes de combustión, pero al no ser el nitrógeno un elemento limitante en el Mediterráneo no se ha considerado.

Las presiones por *alteraciones morfológicas* pueden deberse a la antropización de la morfología costera y la regeneración de playas (extracciones y/o aportes de arenas).

La primera de ellas se ha evaluado calculando la longitud de costa antropizada a partir de los datos existentes en el SIG de la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda de la Generalitat de Valencia. En la Tabla 4.23 se detallan los porcentajes de antropización para cada una de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana.

Masas	Longitud total línea de costa (m)	Longitud línea costa restituida (m)	Antropización	Masas	Longitud total línea de costa (m)	Longitud línea costa restituida (m)	Antropización
001	30.730	28.564	7,05%	011	30.803	27.719	10,01%
002	17.770	16.324	8,14%	012	12.424	12342	0,66%
003	28.088	26.361	6,15%	013	29.925	28.687	4,14%
004	31.500	25.905	17,76%	014	32.545	27.633	15,09%
005	27.413	24.136	11,95%	015	20.609	15.943	22,64%
007	18.306	12.908	29,49%	016	19.656	17.396	11,50%
008	26.774	26.290	1,81%	017	27.477	19.428	29,29%
009	28.759	24.929	13,32%	018	17.187	14.915	13,22%
010	40.461	37.515	7,28%	019	28.518	25.581	10,30%

Tabla 4.23: Longitud total de la línea de costa, costa restituida y % de antropización las masas de agua costeras de la C.V.

Los datos de regeneración de playas no han sido utilizados para asignar una presión significativa desde el punto de vista de la morfología, ya que la influencia de estos aportes deviene fundamentalmente de dos factores, turbidez y textura de los fondos. La primera es un fenómeno temporal y la segunda no puede tener un reflejo claro en la evaluación ecológica ya que lo primero que se hace en los estudios de fauna bentónica de fondos sedimentarios es normalizar los datos en función de la granulometría.

Dado que en los últimos años no se están realizando extracciones de arenas en los fondos marinos o en las playas del litoral de la Comunidad Valenciana, no se ha podido tener en cuenta este apartado a la hora de evaluar el nivel de significación de las presiones antrópicas.

Con las diferentes presiones enumeradas anteriormente se procede a la estimación de la presión global. El criterio utilizado es similar al adoptado por la DMA para los indicadores, considerando que la presión global era significativa cuando así lo era alguno de los tipos de presión en vez de utilizar una ecuación polinomial.

En la Tabla 4.24 se puede ver la caracterización de los tipos de presiones, así como de la presión global (significativa o no significativa) para las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana.

MASA	LÍMITES	FUENTE PUNTUAL	FUENTE DIFUSA	ALTERACIONES MORFOLÓGICAS	OTRAS	GLOBAL
001	Límite CV-Sierra de Irta	Significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	Significativa
002	Sierra de Irta	No significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	No significativa
003	Sierra de Irta-Cabo de Oropesa	No significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	No significativa
004	Cabo de Oropesa-Burriana	Significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	Significativa
005	Burriana-Canet	No significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	No significativa
007	Costa norte de Valencia	Significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	Significativa
008	Puerto de Valencia-Cabo de Cullera	Significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	Significativa
009	Cabo Cullera-Puerto de Gandia	No significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	No significativa
010	Puerto de Gandia-Cabo de San Antonio	Significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	Significativa
011	Cabo San Antonio-Punta de Moraira	No significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	No significativa
012	Punta de Moraira-Peñon de Ifach	No significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	No significativa
013	Peñon de Ifach-Punta de les Caletes	No significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	No significativa
014	Punta de les Caletes-Barranco de Aguas de Busot	No significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	No significativa
015	Barranco de Aguas de Busot-Cabo Huertas	No significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	No significativa
016	Cabo Huertas-Santa Pola	Significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	Significativa
017	Santa Pola-Guardamar del Segura	Significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	Significativa
018	Guardamar del Segura-Cabo Cervera	Significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	Significativa
019	Cabo Cervera-Límite CV	No significativa	No significativa	No significativa	Sin dato	No significativa

Tabla 4.24: Caracterización de los distintos tipos de presiones y de la presión global para las masas de agua costeras de la C.V. (GVA, 2009)

En las masas de agua costeras puede apreciarse que el tipo de presión más influyente sobre la presión global es la ejercida por las fuentes de contaminación puntuales, que para las masas de la Comunidad Valenciana es significativa en las masas 001, 004, 007, 008, 010, 016 y 018.

Con toda la información acerca de las presiones antrópicas, el análisis territorial y el análisis de la población existente en cada masa (INE, 2009) se seleccionan la masa 002 “Sierra de Irta”, las masas 011 “Cabo San Antonio-Punta de Moraira” y 012 “Punta

de Moraira-Peñón de Ifach” como “masas de referencia” para las tipologías II-A y III respectivamente (Figura 4.32).

Tanto la Sierra de Irta (área litoral sin urbanizar más extensa de la C.V. (GVA, 2009), como el cabo San Antonio y el peñón de Ifach han sido declarados Parques Naturales (Decreto 108/2002; Decreto 1/1987, Decreto 25/1987) y LIC's (Directiva 92/43/CEE) de la Comunidad Valenciana. Asimismo, el entorno del cabo de San Antonio y de la Sierra de Irta fueron declarados Reservas Naturales Marinas (Decreto 108/2002; Decreto 212/1993). Además, para la región del Mediterráneo se ha sugerido la posibilidad de que sean las áreas de reservas marinas las que se utilicen como condiciones de referencia puesto que proporcionan las mejores condiciones ecológicas (Casazza et al., 2004).

Aunque indudable la masa 003 (Sierra de Irta-Cabo de Oropesa) no tiene presiones significativas y presenta valores de fósforo total bajos, el brutal desarrollo urbanístico que se está llevando a cabo y aún más el que está planeado realizar (Marina d'Or en Oropesa y Cabanes) no aconseja el uso de esta masa, ni los resultados obtenidos en ella, como masa de referencia por mucho que las condiciones hidrogeológicas favorezcan la dilución del fósforo y de lugar a concentraciones que podrían ser utilizadas como referencia.

De modo que las masas seleccionadas (masas 002, 011 y 012), representan las condiciones de menor alteración antropogénica y menor impacto derivado de la actividad humana y por tanto son las masas de referencia para el litoral de la Comunidad Valenciana.

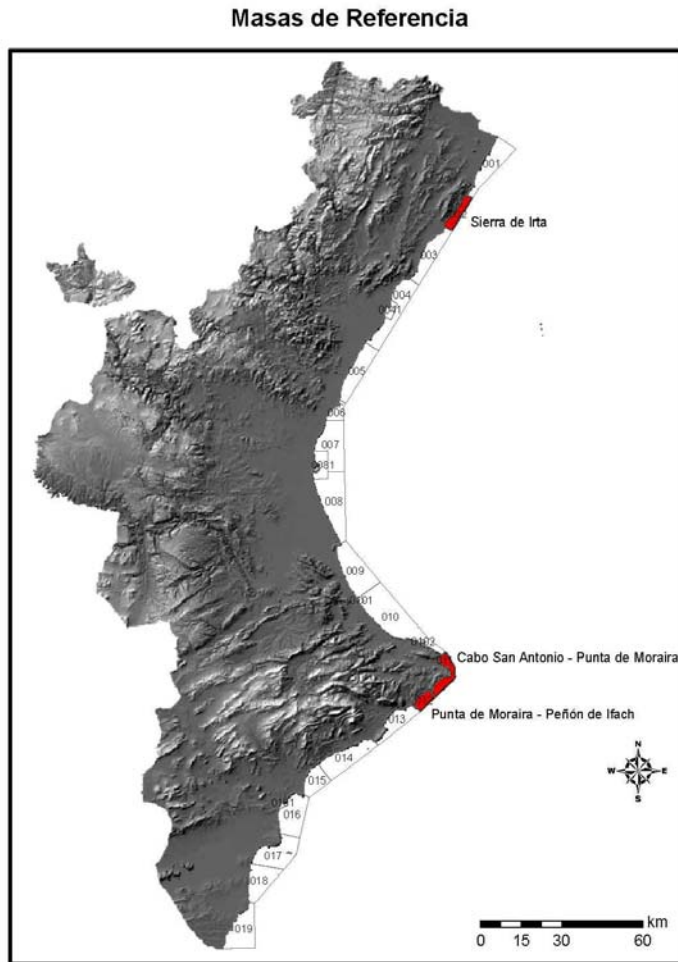


Figura 4.32: Mapa de localización de las masas de referencia de la Comunidad Valenciana para las tipologías II-A y III

Estaciones de referencia

Una vez seleccionadas las “masas de referencia” para cada tipología analizamos cada una de las estaciones que forman parte de ellas con el propósito de seleccionar las “condiciones de referencia” que representen un buen estado ecológico.

En la masa 002, (tipología II-A) el seguimiento se realiza a través de las siguientes estaciones de muestreo, DP010, DP134, DP135, DP136 y DP137 (Figura 3.4) y en las masas 011 y 012 (tipología III) a través de DP076, DP078, DP079, DP080, DP082, DP084 y DP086 respectivamente (Figura 3.7 y 3.8).

Como se apunta en la Guía de Intercalibración (Guidance Document No.14, 2009) en la selección de las condiciones de referencia para un elemento de calidad biológica no pueden incluirse los valores de dicho elemento de calidad.

Siguiendo este acuerdo se han analizado para las estaciones de las masas de referencia los valores de los indicadores químicos que afectan a los indicadores biológicos (salinidad y condiciones relativas a los nutrientes, DMA Anexo V, 1.1.4.) obtenidos para la serie de tres años.

Las principales características estadísticas (P_{10} , P_{20} , P_{50} , P_{80} y P_{90}) de estas variables (salinidad, fósforo total (PT), amonio, nitrito, nitrato y ácido ortosilícico) se resumen en los siguientes diagramas de cajas. En estos diagramas los extremos (bigotes) representan los valores de P_{10} y P_{90} , los extremos de las cajas los P_{20} y P_{80} y la línea interior el P_{50} .

Resultados y Discusión

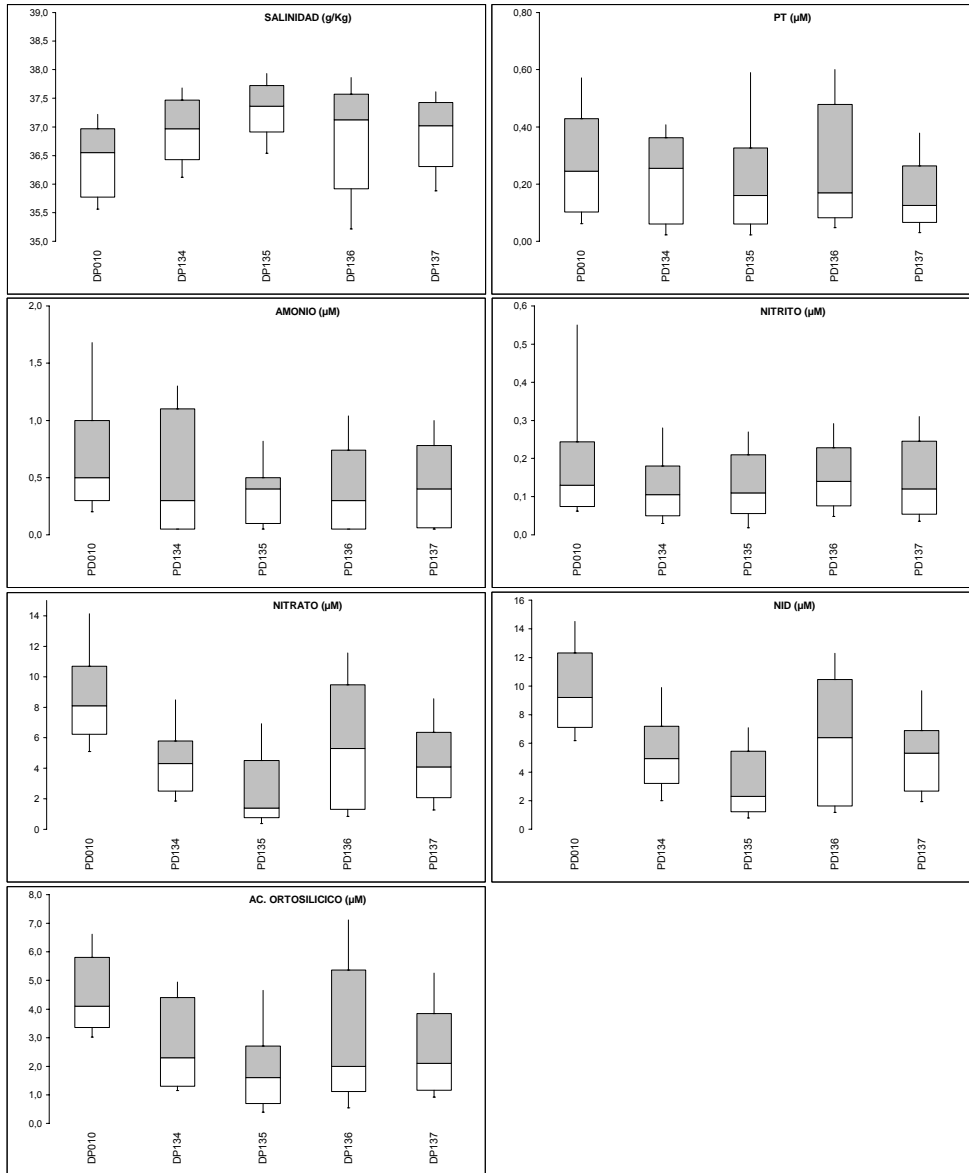


Figura 4.33: Diagrama de cajas para las estaciones de la masa 002 de la salinidad y los principales nutrientes

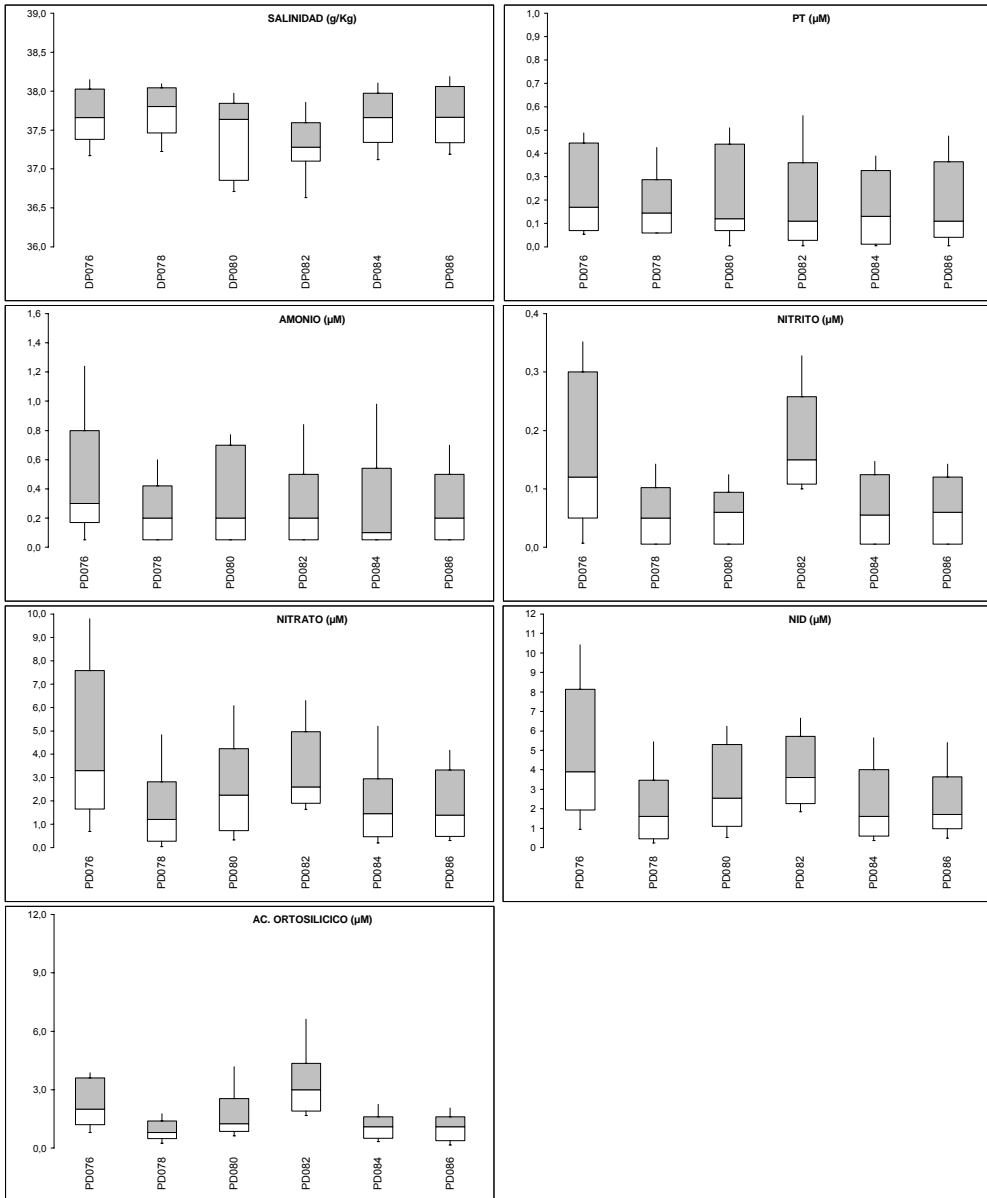


Figura 4.34: Diagrama de cajas para las estaciones de las masas 011 y 012 de la salinidad y los principales nutrientes

Examinando los diagramas de cajas de la Figura 4.33 (masa 002, tipología II-A) se escogen las estaciones DP135, DP136 y DP137 por ser las que muestran los valores de P_{50} de salinidad más altos de todos y los valores de P_{50} de fósforo total más bajos. Respecto al ácido ortosilícico las estaciones seleccionadas muestran los valores de P_{50} más bajos indicando que presentan poca influencia continental. Estas tres estaciones ubicadas en la Sierra de Irta (Figura 3.4) además permiten establecer una variabilidad natural para la tipología de masas de agua costera a la que pertenecen.

Las estaciones seleccionadas en la Figura 4.34 (masas 011 y 012, tipología III) son la DP078 (El Portixol), DP084 (cala Baladrar) y DP086 (playa La Fossa). En este caso se han seleccionado aquellas estaciones que presentan los valores de P_{50} de salinidad más altos y de fósforo total más bajos y además con menor variabilidad puesto que representan las condiciones de referencia para la tipología III (masas sin influencia continental). Como se observa en esta figura para estas estaciones los valores de P_{50} de ácido ortosilícico son también los más bajos.

Por tanto se utilizan las estaciones DP135, DP136 y DP137 para establecer las condiciones de referencia para la tipología II-A y las estaciones DP078, DP084 y DP086 para la tipología III.

Se han utilizado tres estaciones en cada una de las tipologías con el fin de tener en cuenta la variabilidad natural dentro de las condiciones de referencia como indica la DMA y también siguiendo la metodología utilizada para masas de agua epicontinentales (torrentes y aguas de transición) (Pardo et al., 2009). Con ello se pretende analizar cuándo la variabilidad dentro de las zonas de referencia muestra valores que harían problemática la utilización del indicador, por ser esta variabilidad demasiado grande, con lo cual no se podría discernir si los valores del indicador y del índice que deriva de él se deben a las presiones humanas o a la variabilidad natural.

4.5.2. CÁLCULO DEL ÍNDICE DE CALIDAD

Una vez determinadas cuáles son las condiciones de referencia para cada tipología, que representan el mejor estado ecológico, se procede al desarrollo de un índice de calidad ambiental (PHYMED) que permita comparar los valores de las condiciones de referencia con los valores de las masas de agua.

Para el cálculo del índice se ha utilizado el enfoque llevado a cabo por Pardo et al., 2009 en base a Pardo et al., 2007 para aguas epicontinentales utilizando indicadores e índices biológicos.

Como ya se ha comentado en el capítulo de material y métodos los percentiles 50 utilizados (tanto para las masas como para las estaciones) derivan de los resultados obtenidos a lo largo de las tres primeras anualidades de muestreo (hay que señalar que no son años naturales sino de agosto 2005 hasta julio 2008).

Las variables que se han utilizado en el análisis son aquellas en las que se ha demostrado una correlación estadísticamente significativa en el P_{50} del fósforo total (apartado 4.4.1 y 4.4.2). Lógicamente al mismo tiempo que para estas variables, también se han realizado todos los cálculos para el P_{50} de fósforo total y clorofila *a*.

Los pasos seguidos han sido los siguientes:

1) Normalización de los datos. A fin de normalizar los datos de los distintos parámetros analizados cuya magnitud es tan diferente se ha seguido la metodología utilizada por Pardo et al., (2009) y se han transformado todos los datos aplicando $\log(x+1)$

2) Inversión de las variables. Se han invertido aquellas variables que presentan un gradiente positivo a través del gradiente de fósforo total

Como se ha comentado anteriormente, el comportamiento frente a las presiones antrópicas de las variables utilizadas no es el mismo. Hay variables que se relacionan positivamente con las presiones antrópicas aumentando su valor cuando aumentan éstas. Un ejemplo de estas variables son diatomeas, criptofíceas, ET, las relaciones de éstas con el resto de organismos y (diatomeas+criptofíceas)/primnesiales. De modo que en zonas con presiones antrópicas estas variables presentarán valores altos. Por el contrario, las variables %primnesiales, primnesiales/(diatomeas+criptofíceas) y las relaciones de picocianobacterias con el resto de organismos, se relacionan negativamente con la presión antrópica, disminuyendo sus valores al aumentar éstas.

El comportamiento de estos dos grupos de variables también afecta al índice de calidad ecológica. En condiciones de baja presión antrópica (valores altos del índice) cabe esperar valores altos de un grupo de variables y valores bajos del otro.

Las variables que se consideran buenas para establecer el índice de calidad son las que varían del mismo modo que éste, es decir, aumentan al aumentar el índice. Como se ha explicado anteriormente esta condición sólo la cumple aquel grupo de variables que se relacionan negativamente con las presiones (aumentan cuando aumenta el índice). Pero, con la finalidad de poder incluir en los cálculos del índice también aquellas variables que se relacionan directamente con la presión y que disminuyen al aumentar el índice, éstas han sido transformadas a sus inversas.

3) Cálculo del Índice de Calidad

Tras el pretratamiento de las variables se procede al cálculo del índice de calidad ecológica para cada una de las variables estudiadas. Éste se establece como la relación entre el P_{50} de la masa y el P_{50} de la condición de referencia, tal y como se muestra en la Figura 4.35. El P_{50} de las condiciones de referencia procede de los datos brutos de las estaciones de referencia (DP135, DP136 y DP137 para tipo II-A y DP078, DP084 y DP086 para tipo III) seleccionadas para las tres anualidades.

$$\text{Índice Calidad} = \frac{P_{50} \text{ masa de agua}^*}{P_{50} \text{ referencia}^*}$$

Figura 4.35: Cálculo del índice de calidad para cada una de las variables (*normalizados y/o invertidos)

De este modo se establece el índice de calidad para todas las variables mencionadas anteriormente.

A continuación se presentan los valores de P_{50} (de las tres anualidades) para cada una de las variables fitoplanctónicas, el fósforo total y la clorofila *a* tanto para las masas de agua costeras como para las condiciones de referencia. Se han añadido también los valores de las tres estaciones que componen las condiciones de referencia. Estos datos se presentan en la Tabla 4.25 y 4.26 para las tipologías II-A y III respectivamente.

Seguidamente, en la Tabla 4.27 y 4.28 se muestran los índices de calidad obtenidos (tras normalizar y/o invertir) para todas las variables fitoplanctónicas, fósforo total y clorofila *a* tanto para las masas de agua como para las condiciones de referencia. También se han añadido los valores del índice para las estaciones seleccionadas como referencia.

PERCENTIL 50																					
TIPO II-A	PT (µM)	Cl _a (mg/m ³)	DIATOMÉAS (cel/ml)	CRIPTOFICEAS (cel/ml)	ET (cel/ml)	%primeniales	picochb/(ET+cnb)	picochb/ET	picochb/(ET-pras)	picochb/(dtm+cript)	(dtm+cript)/primeniales	dtm/primeniales	dtm+cript (cel/ml)	(picochb+pras)/(ET-pras)	(ET+cnb)/picochb	ET/picochb	(ET-pras)/picochb	(dtm+cript)/picochb	primeniales/(dtm+cript)	(ET-pras)/(picochb+pras)	inv % primeniales
DP135	0,16	1,23	357.035	76.379	697.443	20,8	14,9	15,2	15,7	30,6	2,6	4,3	432.158	15,7	0,07	0,07	0,06	0,03	0,39	0,06	0,05
DP136	0,17	1,46	501.510	57.180	914.884	19,6	12,3	13,9	14,5	22,1	3,4	8,7	680.965	14,5	0,08	0,07	0,07	0,05	0,29	0,07	0,05
DP137	0,13	1,33	458.525	51.924	818.961	18,9	13,1	16,8	17,8	37,0	2,9	6,9	546.461	17,9	0,08	0,06	0,06	0,03	0,35	0,06	0,05
REFERENCIA	0,16	1,35	432.747	57.180	824.744	19,6	13,7	14,5	15,6	27,1	3,3	6,0	515.717	15,7	0,07	0,07	0,06	0,04	0,31	0,06	0,05
MASA 001	0,21	1,67	595.454	82.936	1.141.377	13,9	12,5	13,9	14,7	20,5	4,8	3,8	729.620	15,2	0,08	0,07	0,07	0,05	0,26	0,07	0,07
MASA 002	0,18	1,58	526.475	75.374	1.038.177	19,3	13,7	14,1	14,7	23,1	3,3	2,5	694.740	14,9	0,07	0,07	0,07	0,04	0,40	0,07	0,05
MASA 003	0,16	1,14	564.363	104.362	1.334.375	17,6	13,7	14,3	17,7	26,9	3,0	2,3	712.727	17,7	0,07	0,07	0,06	0,04	0,43	0,06	0,06
MASA 004	0,19	1,52	750.894	155.826	1.774.803	17,0	10,6	11,5	13,3	20,9	3,8	2,8	1.022.301	14,4	0,09	0,08	0,07	0,05	0,35	0,07	0,06
MASA 005	0,32	2,00	1.047.698	217.149	2.479.804	11,8	11,0	11,6	12,9	18,0	5,6	4,2	1.526.246	13,3	0,09	0,09	0,08	0,06	0,23	0,08	0,08
MASA 007	0,29	2,51	1.595.416	191.404	2.693.313	10,3	9,0	9,3	10,0	14,1	6,2	5,6	1.808.975	10,0	0,11	0,11	0,10	0,07	0,18	0,10	0,10
MASA 008	0,38	2,91	2.073.681	248.170	4.373.997	11,7	3,0	5,5	6,0	9,3	5,3	4,6	2.443.373	6,5	0,32	0,18	0,16	0,10	0,22	0,15	0,09
MASA 009	0,33	2,58	1.831.115	218.585	3.623.671	10,1	7,1	7,4	8,1	10,9	5,6	4,5	2.244.388	9,5	0,14	0,14	0,12	0,09	0,22	0,11	0,10
MASA 010	0,30	1,70	665.464	124.085	1.804.005	11,9	5,3	6,1	7,4	10,8	5,3	4,0	859.263	8,0	0,19	0,16	0,13	0,09	0,24	0,12	0,08

Tabla 4.25: Percentil 50 para las variables fitoplanctónicas tanto para las estaciones de referencia, las condiciones de referencia y las masas de agua costeras tipo II-A

		PERCENTIL 50																			
TIPO III	PT (µM)	Cl ₂ (mg/m ³)	DIATOMEAS (cell)	CRIPTOFICEAS (cell)	ET (cell)	%primnestales	picocnb/(ET+cnb)	picocnb/ET	picocnb/(ET-pras)	picocnb/(dtm+cript)	(dtm+cript)/primnestales	dtm/primnestales	dtm+cript (cell)	(picocnb+pras)/(ET-pras)	(ET+cnb)/picocnb	ET /picocnb	(ET-pras)/picocnb	(dtm+cript)/picocnb	primnestales/(dtm+cript)	(ET-pras)/(picocnb+pras)	inv % primnestales
DP078	0,15	0,66	143.939	24.817	372.255	21,7	15,0	16,6	17,8	37,9	1,9	1,4	158.285	17,8	0,07	0,06	0,06	0,03	0,53	0,06	0,05
DP084	0,13	0,63	118.624	22.764	503.372	25,8	21,6	23,0	25,7	74,8	1,8	1,4	151.017	26,8	0,05	0,04	0,04	0,01	0,55	0,04	0,04
DP086	0,11	0,72	150.748	26.590	497.310	22,4	15,9	20,8	28,5	48,4	2,0	2,0	181.164	28,9	0,06	0,05	0,04	0,02	0,50	0,03	0,04
REFERENCIA	0,13	0,65	142.698	23.656	442.222	23,4	18,6	21,1	24,5	48,7	1,9	1,6	163.086	25,3	0,05	0,05	0,04	0,02	0,53	0,04	0,04
MASA 011	0,13	0,80	241.966	36.180	732.802	26,0	15,0	18,4	20,0	38,0	1,6	1,3	293.839	20,0	0,07	0,05	0,05	0,03	0,80	0,05	0,04
MASA 012	0,13	0,74	175.840	25.599	579.170	21,4	17,2	19,5	24,1	46,4	2,1	2,0	193.209	24,5	0,06	0,05	0,04	0,02	0,49	0,04	0,05
MASA 013	0,18	0,84	230.798	43.430	614.298	15,6	14,4	16,0	17,5	32,2	3,4	2,8	297.422	18,4	0,07	0,06	0,06	0,03	0,35	0,05	0,06
MASA 014	0,17	0,92	180.180	33.918	907.400	15,3	14,5	15,6	27,3	58,2	1,9	1,7	255.779	27,8	0,07	0,06	0,04	0,02	0,60	0,04	0,07
MASA 015	0,19	1,59	550.538	76.566	2.080.402	14,0	13,8	14,5	17,9	28,7	2,8	2,4	753.780	18,0	0,07	0,07	0,05	0,03	0,44	0,05	0,07
MASA 016	0,33	1,91	1.119.500	91.779	2.443.373	11,8	5,2	6,1	7,8	12,2	4,7	3,8	1.430.875	8,1	0,19	0,16	0,13	0,08	0,26	0,12	0,09
MASA 017	0,26	1,71	788.803	198.536	2.298.906	11,2	5,6	7,0	8,8	11,3	5,2	4,1	1.032.044	10,0	0,18	0,14	0,11	0,09	0,24	0,10	0,09
MASA 018	0,17	1,53	664.320	77.941	1.453.191	17,6	14,9	15,5	16,2	22,9	3,5	3,2	757.849	16,2	0,07	0,06	0,06	0,04	0,31	0,06	0,06
MASA 019	0,14	0,91	253.041	74.451	834.139	21,4	14,2	16,2	18,0	34,7	2,5	1,7	359.911	18,7	0,07	0,06	0,06	0,03	0,59	0,05	0,05

Tabla 4.26: Percentil 50 para las variables fitoplanctónicas tanto para las estaciones de referencia, las condiciones de referencia y las masas de agua costeras tipo III

ÍNDICE DE CALIDAD ECOLÓGICA																					
TIPO II-A	Pt	Cl _a	DIATOMEAS	CRIPTOFICEAS	ET	%primnestales	picochb/(ET+cnb)	picochb/ET	picochb/(ET-pras)	picochb/(dtm+cript)	(dtm+cript)/primnestales	dtm/primnestales	dtm+cript	(picochb+pras)/(ET-pras)	(ET+cnb)/picochb	ET/picochb	(ET-pras)/picochb	(dtm+cript)/picochb	primnestales/(dtm+cript)	(ET-pras)/(picochb+pras)	inv % primnestales
DPI35	0,97	1,07	1,02	0,97	1,01	1,02	1,03	1,02	1,00	1,04	1,13	1,17	1,01	1,00	1,08	1,04	1,00	1,13	1,22	1,00	1,06
DPI36	0,92	0,95	0,99	1,00	0,99	1,00	0,96	0,98	0,97	0,94	0,97	0,85	0,98	0,97	0,90	0,96	0,93	0,82	0,95	0,93	1,00
DPI37	1,22	1,01	1,00	1,01	1,00	0,99	0,99	1,05	1,04	1,09	1,07	0,94	1,00	1,04	0,96	1,15	1,14	1,36	1,12	1,14	0,97
REFERENCIA	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
MASA 001	0,76	0,87	0,98	0,97	0,98	0,89	0,97	0,99	0,98	0,92	0,82	1,24	0,97	0,99	0,92	0,96	0,94	0,76	0,87	0,97	0,72
MASA 002	0,87	0,90	0,99	0,98	0,98	1,00	1,00	0,99	0,98	0,95	0,99	1,54	0,98	0,98	1,00	0,97	0,94	0,85	1,24	0,95	0,99
MASA 003	0,97	1,12	0,98	0,95	0,97	0,97	1,00	1,00	1,04	1,00	1,04	1,61	0,98	1,04	1,00	0,99	1,12	0,99	1,32	1,12	0,90
MASA 004	0,83	0,92	0,96	0,92	0,95	0,95	0,91	0,92	0,95	0,93	0,93	1,44	0,95	0,97	0,82	0,82	0,86	0,82	1,13	0,92	0,87
MASA 005	0,52	0,78	0,94	0,89	0,93	0,84	0,93	0,92	0,94	0,88	0,76	1,17	0,92	0,94	0,81	0,81	0,83	0,67	0,77	0,85	0,61
MASA 007	0,57	0,68	0,91	0,90	0,92	0,80	0,86	0,85	0,85	0,81	0,74	1,03	0,91	0,85	0,67	0,65	0,65	0,53	0,60	0,65	0,54
MASA 008	0,45	0,63	0,89	0,88	0,89	0,84	0,52	0,68	0,69	0,70	0,78	1,12	0,89	0,72	0,26	0,41	0,42	0,37	0,73	0,43	0,61
MASA 009	0,51	0,67	0,90	0,89	0,90	0,80	0,78	0,77	0,78	0,74	0,77	1,14	0,90	0,84	0,54	0,52	0,53	0,41	0,74	0,62	0,53
MASA 010	0,56	0,86	0,97	0,93	0,95	0,84	0,68	0,71	0,76	0,74	0,79	1,21	0,96	0,78	0,41	0,44	0,49	0,41	0,81	0,53	0,61

Tabla 4.27: Cálculo del índice de calidad individual para cada una de las variables analizadas para las aguas costeras tipo II-A

TIPO III	P1	Cl ₂	DIATOMEAS	CRIPTOFICEAS	ET	%primestales	picocnb/(ET+cnb)	picocnb/ET	picocnb/(ET-pras)	picocnb/(dtm+cript)	(dtm+cript)/primestales	dtm/primestales	dtm+cript	(picocnb+pras)/(ET-pras)	(ET+cnb)/picocnb	ET/picocnb	(ET-pras)/picocnb	(dtm+cript)/picocnb	primestales/(dtm+cript)	(ET-pras)/(picocnb+pras)	inv % primestales
DP078	0,90	0,99	1,00	1,00	1,01	0,98	0,93	0,93	0,91	0,94	1,00	1,10	1,00	0,90	0,81	0,79	0,73	0,78	1,00	0,71	0,93
DP084	1,00	1,02	1,02	1,00	0,99	1,03	1,05	1,03	1,01	1,11	1,03	1,09	1,01	1,02	1,16	1,09	1,05	1,53	1,04	1,06	1,10
DP086	1,17	0,92	1,00	0,99	0,99	0,99	0,95	1,00	1,05	1,00	0,97	0,88	0,99	1,04	0,86	0,99	1,16	0,99	0,96	1,14	0,96
REFERENCIA	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
MASA 011	1,04	0,85	0,96	0,96	0,96	1,03	0,93	0,96	0,94	0,94	1,13	1,19	0,95	0,93	0,81	0,87	0,82	0,78	1,38	0,80	1,11
MASA 012	1,04	0,90	0,98	0,99	0,98	0,97	0,98	0,98	1,00	0,99	0,93	0,88	0,99	0,99	0,93	0,93	0,99	0,95	0,95	0,97	0,92
MASA 013	0,74	0,82	0,96	0,94	0,98	0,88	0,92	0,91	0,90	0,90	0,71	0,72	0,95	0,91	0,78	0,76	0,72	0,66	0,72	0,73	0,67
MASA 014	0,78	0,77	0,98	0,97	0,95	0,87	0,92	0,91	1,03	1,04	1,00	0,99	0,96	1,03	0,79	0,75	1,11	1,19	1,11	1,10	0,66
MASA 015	0,70	0,53	0,90	0,90	0,89	0,85	0,91	0,88	0,91	0,87	0,79	0,78	0,89	0,90	0,79	0,70	0,77	0,61	0,85	0,75	0,60
MASA 016	0,43	0,47	0,85	0,88	0,88	0,80	0,62	0,63	0,67	0,66	0,61	0,61	0,85	0,68	0,30	0,31	0,33	0,26	0,55	0,34	0,51
MASA 017	0,53	0,50	0,87	0,83	0,89	0,78	0,63	0,67	0,70	0,64	0,58	0,59	0,87	0,73	0,33	0,35	0,37	0,24	0,50	0,41	0,49
MASA 018	0,78	0,54	0,89	0,89	0,92	0,92	0,93	0,91	0,88	0,81	0,71	0,68	0,89	0,87	0,81	0,74	0,67	0,48	0,64	0,65	0,76
MASA 019	0,93	0,77	0,95	0,90	0,95	0,97	0,92	0,92	0,91	0,92	0,85	0,97	0,94	0,91	0,77	0,78	0,74	0,71	1,09	0,75	0,92

Tabla 4.28: Cálculo del índice de calidad individual para cada una de las variables analizadas para las aguas costeras tipo III

Las variables idóneas para establecer el índice de calidad ecológica son aquellas que, permiten discriminar entre las masas de agua costeras y además, exhiben una variabilidad entre las diferentes estaciones de referencia reducida y claramente inferior a la variabilidad que se da entre las masas. Por ello, a partir del análisis y revisión de las tablas anteriores y teniendo en cuenta la metodología de Pardo et al., 2009 se ha decidido seguir los siguientes pasos:

1) Eliminar aquellas variables que no permiten discernir entre masas de agua porque, o bien dan todos los valores del índice demasiado altos o demasiado bajos, aunque hay que señalar que en nuestro caso ha sido el primero. Estas variables eliminadas han sido: diatomeas, criptofíceas, diatomeas+criptofíceas, eucariotas totales, %primnesiales, las variables que relacionan picocianobacterias con el resto y diatomeas/primnesiales

2) Eliminar aquellas variables que presentan una variabilidad del índice demasiado alta en las estaciones de referencia. En este caso se ha eliminado la variable (diatomeas+criptofíceas)/picocianobacterias por presentar una variabilidad demasiado alta que va de 0,82 a 1,36 en las estaciones de referencia de las masas de agua tipo II-A y de 0,78 a 1,53 en las tipo III

Por tanto, las variables que se consideran adecuadas para utilizar en el proceso son:

- $(ET+cnb)/picocnb$
- $ET/picocnb$
- $(ET-pras)/picocnb$
- $(ET-pras)/(picocnb+pras)$
- $primnesiales/(dtm+criptofíceas)$
- $inversa \%primnesiales$

A todas estas variables hay que añadir lógicamente la clorofila *a*.

Como se ha comentado anteriormente, un enfoque univariado (clorofila *a*) o un índice derivado de éste no puede describir adecuadamente el estado trófico de un sistema marino (Primpas, 2009). Por tanto se plantea el establecimiento de un índice multimétrico donde se incluyen variables relacionadas con la composición, abundancia y biomasa (clorofila *a*) de la comunidad fitoplanctónica.

Se decidió seguir la metodología utilizada por Pardo et al., 2009 en la que se asignaba el mismo peso a todas las variables en el cálculo del índice y por eso en cada caso este índice final es la media de los índices que se han utilizado en la elaboración del indicador global.

Hay que señalar que entre las variables que nos quedan para utilizar hay cuatro de ellas ($ET+cnb/picocnb$; $ET/picocnb$; $ET-pras/picocnb$; $ET-pras/picocnb+pras$) que son redundantes ya que más o menos vienen a medir la proporción entre formas medianas y grandes (micro y nanoplancton) y las formas pequeñas del fitoplancton (picoplancton). Por ello, el primer paso ha sido ver cuál de estas cuatro variables es la más apropiada para incluir en el índice y para ello se ha analizado el comportamiento de los siguientes índices.

- Clorofila +(ET+cnb/picocnb)+primn/(dtm+cript)+inv%prim
- Clorofila +(ET/picocnb)+primn/(dtm+cript)+inv%prim
- Clorofila +(ET-pras/picocnb)+primn/(dtm+cript)+inv%prim
- Clorofila +(ET-pras/picocnb+pras)+primn/(dtm+cript)+inv%prim

En éstos cuatro índices propuestos, como se puede apreciar, permanecen constantes tres variables y cambian las variables redundantes mencionadas anteriormente.

Para decidir cuál de las cuatro propuestas de índice resulta más idónea, se ha calculado la correlación de éstos con el P₅₀ de fósforo total. A continuación se muestran los valores del coeficiente de determinación (R²) obtenido con el programa estadístico SPSS 16.1. Se ha utilizado un nivel α de significatividad de 0,01 que se representa con un asterisco en los coeficientes de determinación.

PT (µM) P ₅₀		R ² TIPO IIA	R ² TIPO III	
ÍNDICE CALIDAD	Cl a+(ET+CNB/PICOCNB)+PRIMN/(DTM+CRIPT)+INV%PRIM	R ²	0,88*	0,85*
		Sig. (bil.)	0,00	0,00
	Cl a+(ET/PICOCNB)+PRIMN/(DTM+CRIPT)+INV%PRIM	R ²	0,87*	0,82*
		Sig. (bil.)	0,00	0,00
	Cl a+(ET-PRAS/PICOCNB)+PRIMN/(DTM+CRIPT)+INV%PRIM	R ²	0,85*	0,79*
		Sig. (bil.)	0,00	0,00
	Cl a+(ET-PRAS/PICOCNB+PRAS)+PRIMN/(DTM+CRIPT)+INV%PRIM	R ²	0,85*	0,79*
		Sig. (bil.)	0,00	0,00

Tabla 4.29: Correlación con el fósforo total de los índices multimétricos para el fitoplancton. * Correlación significativa al 0,01

Como se observa en la Tabla 4.29 las correlaciones de los cuatro índices propuestos son altas y significativas al nivel de 0,01 para ambas tipologías. De todos ellos se ha elegido el primero (Clorofila+ (ET+cnb/picocnb)+primn/(dtm+cript)+inv%prim) por presentar las correlaciones con el fósforo total más altas.

De modo que el Índice multimétrico de fitoplancton para la Comunidad Valenciana PHYMED queda definido de la siguiente manera:

$$PHYMED = \frac{\sum \text{Índice Cl a} + \text{Índice (ET+cnb)/picocnb} + \text{Índice primn/(dtm+cript)} + \text{Índice inv%primn}}{4}$$

Figura 4.36: Índice multimétrico de fitoplancton para la Comunidad Valenciana PHYMED

Aplicando el índice PHYMED se obtiene el valor del índice multimétrico para cada una de las masas de agua costeras. En la Tabla 4.30 se muestran los valores del índice para las masas de agua costeras tipo II-A y III respectivamente para la Comunidad Valenciana.

TIPOLOGIA	MASAS	PHYMED
TIPO II-A	MASA 001	0,84
	MASA 002	1,03
	MASA 003	1,01
	MASA 004	0,93
	MASA 005	0,74
	MASA 007	0,62
	MASA 008	0,55
	MASA 009	0,62
	MASA 010	0,67
	TIPO III	MASA 011
MASA 012		0,92
MASA 013		0,75
MASA 014		0,83
MASA 015		0,69
MASA 016		0,46
MASA 017		0,45
MASA 018		0,69
MASA 019		0,89

Tabla 4.30: Valores del índice PHYMED para las masas de agua costeras de la C.V.

4.5.3. ESTADO ECOLÓGICO DE LAS MASAS DE AGUA COSTERAS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA CON EL NUEVO SISTEMA (PHYMED)

La DMA establece en el apartado 1.4.1. del Anexo V que la escala de los índices de calidad ecológica sea dividido en cinco clases, desde el estado ecológico “Muy Bueno” hasta “Malo” asignando un valor numérico a cada uno de los límites entre clases.

La DMA también apunta que el límite entre las clases de estado “Muy Bueno” y “Bueno”, así como el valor del límite entre estado “Bueno” y “Moderado” se establezca mediante ejercicio de intercalibración.

Como el grupo para la intercalibración de masas de agua costeras del Mediterráneo (MED-GIG) no ha desarrollado todavía dicho ejercicio de intercalibración para las variables relacionadas con la abundancia y composición de la comunidad fitoplanctónica, la división y el límite entre clases se ha realizado siguiendo el enfoque de Pardo et al., 2007 dividiendo el índice en cinco intervalos equidistantes.

Indice	Estado ecológico
1-0,8	Muy bueno
0,8-0,6	Bueno
0,6-0,4	Moderado
0,4-0,2	Deficiente
0,2-0	Malo

Tabla 4.31: Límites de los índices de calidad y clasificación ecológica

De modo que aplicando estos límites entre clases al índice PHYMED obtenido en la Tabla 4.30 la clasificación del estado ecológico de las masas de agua para la Comunidad Valenciana queda de la siguiente manera:

TIPOLOGÍA	MASAS	PHYMED	ESTADO ECOLÓGICO
TIPO II-A	MASA 001	0,84	Muy Bueno
	MASA 002	1,03	Muy Bueno
	MASA 003	1,01	Muy Bueno
	MASA 004	0,93	Muy Bueno
	MASA 005	0,74	Bueno
	MASA 007	0,62	Bueno
	MASA 008	0,55	Moderado
	MASA 009	0,62	Bueno
	MASA 010	0,67	Bueno
	TIPO III	MASA 011	1,04
MASA 012		0,92	Muy Bueno
MASA 013		0,75	Bueno
MASA 014		0,83	Muy Bueno
MASA 015		0,69	Bueno
MASA 016		0,46	Moderado
MASA 017		0,45	Moderado
MASA 018		0,69	Bueno
MASA 019		0,89	Muy Bueno

Tabla 4.32: Clasificación de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana

Para las masas de agua costeras tipo II-A de la masa 001 a la 004 (Límite CV-Burriana) el estado ecológico correspondiente es Muy Bueno. Las masas 005 (Burriana-Canet), 007 (Costa norte de Valencia), 009 (Cabo Cullera-Puerto de Gandía) y 010 (Puerto de Gandia-Cabo de San Antonio) quedan clasificadas como Buenas. Tan solo la masa 008 (Puerto de Valencia-Cabo de Cullera) presenta un estado ecológico Moderado.

Para la tipología III, las masas 011 (Cabo San Antonio-Punta de Moraira), 012 (Punta de Moraira-Peñón de Ifach), 014 (Punta de les Caletes-Barranco de Aguas de Busot) y 019 (Cabo Cervera-Límite CV) presentan un estado ecológico Muy Bueno. Las masas 013 (Peñón de Ifach-Punta de les Caletes), 015 (Barranco de Aguas de Busot-Cabo Huertas) y 018 (Guardamar del Segura-Cabo Cervera) quedan clasificadas como Buenas y la 016 (Cabo Huertas-Santa Pola) y 017 (Santa Pola-Guardamar del Segura) Moderadas.

4.5.4. ANÁLISIS DE LA IDONEIDAD DE LOS DIFERENTES ÍNDICES PARA ESTABLECER EL NIVEL DE EUTROFIA DE LAS MASAS DE AGUA COSTERAS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA

Con éste fin, el último paso ha sido analizar la correlación entre el índice PHYMED y aquel que deriva de la aplicación del índice basado en el P_{90} de la clorofila *a* con el P_{50} y/o P_{90} de fósforo total de cada masa de agua.

Índices de calidad ecológica con el uso de la clorofila *a*

Se ha calculado el índice de calidad ecológica utilizando la clorofila *a* como indicador de calidad biológica según lo acordado en el Diario Oficial de la Unión Europea (Decisión de la Comisión de octubre de 2008). Para el cálculo de este índice se utilizan los valores de P_{90} de clorofila de las tres anualidades para cada una de las masas. Como condiciones de referencia para las masas de agua tipo II-A y tipo III se han utilizado los valores propuestos en el Diario Oficial. Los valores límites de calidad ecológica entre clases que permiten la clasificación ecológica de las masas de agua para ambas tipologías se muestra a continuación.

Tipo	Índices de Calidad Ecológica	
	Límite Muy Bueno-Bueno	Límite Bueno-Moderado
Tipo IIA	0,80	0,53
Tipo III	0,80	0,50

Tabla 4.33: Índices de calidad ecológica (Diario Oficial Unión Europea 10-12-2008)

En la Tabla 4.34 se muestra para cada una de las masas de agua costeras el valor del P_{90} de clorofila *a* (mg/m^3), el índice de calidad ecológica que se deriva de éste y la clasificación ecológica de cada una de las masas de agua costeras.

	Masas	P_{90} Clorofila <i>a</i> (mg/m^3)	Índice de Calidad	Clasificación Ecológica
TIPO II-A	001	3,58	1,06	Muy Bueno
	002	3,52	1,08	Muy Bueno
	003	2,16	1,75	Muy Bueno
	004	3,54	1,07	Muy Bueno
	005	4,37	0,87	Muy Bueno
	007	4,63	0,82	Muy Bueno
	008	7,03	0,54	Bueno
	009	7,99	0,48	Moderado
	010	5,26	0,72	Bueno
	TIPO III	011	2,23	0,81
012		2,24	0,80	Muy Bueno
013		3,38	0,53	Bueno
014		1,75	1,03	Muy Bueno
015		4,45	0,40	Moderado
016		6,22	0,29	Moderado
017		5,29	0,34	Moderado
018		3,16	0,57	Bueno
019		2,98	0,60	Bueno

Tabla 4.34: Índices de calidad y clasificación de las masas de agua con el uso de la clorofila *a*

La clasificación ecológica de las masas de agua costeras según el índice que deriva del P_{90} de la clorofila *a* establece el estado ecológico de “Muy Bueno” para las masas de la 001 a la 007. Las masas 008 y 010 quedan clasificadas como “Bueno” y solamente la masa 009 como “Moderado”, para la tipología II-A. Para las masas tipo III la clasificación ecológica “Muy Bueno” corresponde a las masas 011, 012 y 014. Las masas 013, 018 y 019 presentan un estado “Bueno” y las masas 015, 016 y 017 “Moderado”.

A continuación se compara la clasificación ecológica de las masas de agua según los dos enfoques (PHYMED y P_{90} de clorofila *a*). Se han añadido también en la siguiente tabla los valores de P_{50} de fósforo total de las masas de agua costeras

Tipología	MASA	PTP ₅₀	Índice de calidad Clorofila <i>a</i>	Índice PHYMED
TIPO II-A	001	0,21	Muy Bueno	Muy Bueno
	002	0,18	Muy Bueno	Muy Bueno
	003	0,16	Muy Bueno	Muy Bueno
	004	0,19	Muy Bueno	Muy Bueno
	005	0,32	Muy Bueno	Bueno
	007	0,29	Muy Bueno	Bueno
	008	0,38	Bueno	Moderado
	009	0,33	Moderado	Bueno
	010	0,30	Bueno	Bueno
	TIPO III	011	0,13	Muy Bueno
012		0,13	Muy Bueno	Muy Bueno
013		0,18	Bueno	Bueno
014		0,17	Muy Bueno	Muy Bueno
015		0,19	Moderado	Bueno
016		0,33	Moderado	Moderado
017		0,26	Moderado	Moderado
018		0,17	Bueno	Bueno
019		0,14	Bueno	Muy Bueno

Tabla 4.35: Clasificación ecológica de las masas de agua costeras según el índice de calidad de la clorofila *a* y PHYMED

Si comparamos las clasificaciones de las masas de agua costeras según los diferentes enfoques (P_{90} de clorofila *a* y el índice PHYMED) y teniendo en cuenta los valores de P_{50} de fósforo total observamos que para la tipología II-A de la masa 001 a la 004 el estado ecológico no varía. Los valores de fósforo total para estas masas oscila de 0,16 a 0,21. La masa 010, con valores de fósforo total de 0,30, tampoco varía de clasificación ecológica según el índice utilizado. Sin embargo, la masa 005 con valores de fósforo total más altos que la 010 presenta según el índice basado en la clorofila un estado ecológico más alto (“Muy Bueno”). Para el índice PHYMED esta masa delimitada entre Burriana y Canet, que está afectada por la marjal de Almenara

y el puerto deportivo de Siles y que como se ha comentado anteriormente presenta influencia de vertidos con presencia de fósforo, queda clasificada como “Bueno”.

La masa 007 (Costa norte de Valencia), que está delimitada al norte y al sur por masas portuarias (puerto de Sagunto y Valencia) y que recibe presiones globales significativas (Tabla 4.24), presenta un estado ecológico “Muy Bueno” según la clorofila que cambia a “Bueno” según PHYMED.

La masa 008 (Puerto de Valencia-Cabo de Cullera) según el índice basado en la clorofila *a* presenta un estado ecológico “Bueno”, sin embargo con el uso de PHYMED esta masa, que está sometida a una gran presión antrópica por la zona en que está ubicada, que recibe la influencia de los aportes de la Albufera de Valencia y que además presenta los valores de fósforo total más altos, queda clasificada como “Moderada”.

La masa 009 (Cabo de Cullera-Puerto de Gandía) con el uso de la clorofila *a* queda clasificada como “Moderada”. No obstante según PHYMED esta masa, que no exhibe ningún tipo de presión antrópica significativa ni por fuentes puntuales ni difusas (Tabla 4.24) pasa a tener un estado ecológico “Bueno”.

Respecto a la tipología III, las masas 011, 012, 013, 014, 016, 017 y 018 presenta el mismo estado ecológico en ambos enfoques. Sólo las masas 015 y 019 cambian de estado según éste.

El índice que deriva de la clorofila *a* clasifica en el mismo estado ecológico las masas 015 (Barranco de Aguas de Busot-Cabo Huertas), 016 y 017 (Cabo Huertas-Guardamar del Segura) siendo que esas dos últimas presentan valores de fósforo total superiores a la masa 015. Sin embargo, con el uso del índice PHYMED esta masa, que no recibe presiones ni por fuentes puntuales ni difusas (Tabla 4.24) y que muestra valores de fósforo total similares a la masa 013 (clasificada como “Bueno” por los dos índices), queda clasificada como “Bueno”.

La masa 019 (Cabo Cervera-Límite C.V.), que presenta valores de fósforo total similares a las masas 011 y 012 (masas de referencia para la tipología III), queda clasificada según el índice basado en la clorofila como “Buena”. Sin embargo, con el uso del índice PHYMED esta masa, que no recibe presiones significativas (Tabla 4.24), queda clasificada en un estado ecológico “Muy Bueno”, al igual que las anteriores.

Así pues con el índice PHYMED la clasificación ecológica de las masas de agua costeras responde mejor a las presiones antrópicas que reciben las masas de agua, aun siendo los rangos de variación de las presiones a lo largo de todo el litoral valenciano muy pequeños.

Análisis de la correlación de los índices con el nivel de presión eutrófica (PT)

Como se ha comentado anteriormente, la variación de las presiones antrópicas a lo largo de todo el litoral valenciano es muy pequeña, de ahí la importancia de que el índice que utilizemos para la clasificación ecológica de las masas de agua costeras sea sensible y responda bien a estos pequeños cambios que se dan en los niveles de presión.

Para estudiar cómo responden estos dos índices a las variaciones de los niveles de presión se ha calculado la correlación que muestran estos índices (clorofila *a* y PHYMED) con las presiones antrópicas (fósforo total). Estas correlaciones se han calculado para el percentil 50 y 90 de fósforo total y para ambas tipologías con el programa estadístico SPSS 16.1 con un nivel α de significatividad de 0,01.

Índice de Calidad Clorofila		TIPO IIA	TIPO III
PT P ₅₀	Correlacion Pearson	0,74**	0,53*
	Sig. (bilateral)	0,003	0,025
PT P ₉₀	Correlacion Pearson	0,75**	0,34
	Sig. (bilateral)	0,003	0,097
Índice de Calidad PHYMED		TIPO IIA	TIPO III
PT P ₅₀	Correlacion Pearson	0,88**	0,85**
	Sig. (bilateral)	0,00	0,00
PT P ₉₀	Correlacion Pearson	0,78**	0,46*
	Sig. (bilateral)	0,001	0,043

Tabla 4.36: Coeficiente de correlación de los diferentes índices (Cl *a* y PHYMED) con el P₅₀ y P₉₀ de fósforo total ** correlación significativa a un nivel alfa de 0,01* correlación significativa a un nivel alfa de 0,05

El índice que deriva del uso del P₉₀ de la clorofila presenta una correlación con el fósforo total de 0,74 y significativa a un nivel alfa de 0,01 para la tipología II-A. Para la tipología III, el coeficiente de determinación es de 0,53 y significativo a un nivel de 0,05. No obstante, la correlación de este índice con el P₉₀ de fósforo total (0,75) sólo es significativa para la tipología II-A.

Sin embargo, la correlación estadística del índice PHYMED con el fósforo total, tanto el percentil 50 como el 90, es más elevada en todos los casos y además estadísticamente significativa. La correlación con el P₅₀ de fósforo total es de 0,88 y 0,85 para las tipologías II-A y III respectivamente y en ambos casos significativa con un nivel de 0,01. Por otro lado, la correlación con el P₉₀ de fósforo total es de 0,78 y significativa a un nivel de 0,01 para el tipo II-A, y de 0,46 y significativa a un nivel de 0,05 para el tipo III.

Así pues, la clasificación del estado ecológico utilizando la composición, abundancia y biomasa fitoplanctónica (PHYMED) permite corregir los desajustes que derivan de la utilización del P₉₀ de la clorofila como indicador del nivel de eutrofia de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana.

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

5.1. CONCLUSIONES

RESPECTO A LA METODOLOGÍA

- ✓ La mejora del método de recuentos fitoplanctónicos por epifluorescencia introducida en este trabajo que consiste en el uso de membranas de policarbonato blancas y en la deshidratación de éstas con lavados sucesivos de etanol, permite la obtención de imágenes nítidas de todos los organismos que componen la comunidad fitoplanctónica (hasta 1µm de tamaño).
- ✓ Esto mejora los resultados obtenidos con respecto a otras metodologías ampliamente utilizadas porque permite visualizar la fracción nano y picoplanctónica de organismos estrictamente planctónicos que no sedimentan bien en las cámaras empleadas en el método del Utermöhl o que pueden quedar adheridas a las paredes de las mismas.
- ✓ La mejora en la obtención de imágenes permite también discernir el estado (autótrofo/heterótrofo) en que se encuentran determinados organismos pertenecientes a las clases de dinoflagelados y/o criptofíceas así como detectar células senescentes.
- ✓ Otra ventaja encontrada es que este método permite caracterizar la composición fitoplanctónica de manera rápida, en un tiempo que usualmente dura menos de 1h, mientras que las técnicas de sedimentación requieren a veces periodos de procesado de días.

RESPECTO VARIACIONES CUANTITATIVAS Y CUALITATIVAS DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA EN LAS MASAS DE AGUA COSTERAS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA

- ✓ Los datos de los recuentos fitoplanctónicos para todos los grandes grupos (tanto eucariotas como procariotas) pone de manifiesto que las densidades celulares medias y los percentiles 50 y 90 difieren según la tipología de las masas de agua costeras.

- ✓ Lógicamente para las masas de agua tipo II-A (tramo litoral que va desde el límite con Tarragona hasta el cabo de la Nao (masas 001-010) los valores son mucho más altos para las tres métricas analizadas que aquellos obtenidos en las masas de agua tipo III (masas situadas al sur del cabo de la Nao, hasta Pilar de la Horadada (masas 011-019).
- ✓ Los grupos más abundantes en las comunidades fitoplanctónicas para el litoral valenciano son, por orden de abundancia, diatomeas, primnesiales, criptofíceas, prasinofíceas y clorofíceas. Dinoflagelados, euglenas, crisofíceas y rafidofíceas tienen una menor representación en la composición de la comunidad. Las picocianobacterias y las cianobacterias coloniales (asociadas a aportes continentales) muestran mayores densidades en las masas de agua tipo II-A.
- ✓ Se han detectado proliferaciones de organismos del género *Ostreococcus* spp. en las masas de aguas costeras todos los años de la serie, aunque fue el primero (2005-2006) donde se registraron las mayores densidades poblacionales. No se ha detectado un patrón claro de comportamiento para estos organismos ni para el periodo de floraciones (que aunque parece predominar en los meses de invierno, también ha sido detectado en primavera-verano) ni espacialmente (porque aunque parece que se alcanzan densidades mayores en las masas tipo II-A algunas estaciones de las masas tipo III registran valores de densidad celular similar a las masas tipo II-A y en algunas de tipo II-A (por ejemplo, masa 001) no se detectaron).

RESPECTO AL COMPORTAMIENTO DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA Y LAS VARIABLES RELACIONADAS A LO LARGO DEL GRADIENTE DE EUTROFIA

Respecto a parámetros estadísticos a utilizar:

- ✓ Dadas las características propias del Mediterráneo, de las condiciones particulares de la zona de rompiente y del análisis de nuestros datos se demuestra que el parámetro estadístico más adecuado para establecer el nivel indicador de las condiciones de eutrofia es el percentil 50 y no el 90 que es el que está siendo utilizado en gran parte del resto de GIG's.

Respecto a las variables correlacionadas de una manera estadísticamente significativa con la clorofila a:

- ✓ Variables que presentan una correlación significativa con la clorofila a y mayor a 0,80:
 - fósforo total
 - diatomeas

- diatomeas+criptofíceas
 - eucariotas totales
- ✓ Variables que presentan una correlación significativa con la clorofila *a* entre 0,80 y 0,70:
- criptofíceas
 - dinoflagelados
 - (picocianobacterias+pras)/(ET-prasinofíceas)
 - (diatomeas+criptofíceas)/primnesiales
 - diatomeas/primnesiales
 - (diatomeas+criptofíceas)/picocianobacterias
- ✓ Variables que presentan una correlación significativa con la clorofila *a* entre 0,70 y 0,60:
- clorofíceas
 - primnesiales
 - inversa %primnesiales
 - picocianobacterias/(ET+cianobacterias)
 - picocianobacterias/ET
 - picocianobacterias/(ET-prasinofíceas)
 - picocianobacterias/(diatomeas+criptofíceas)
 - (ET-prasinofíceas)/picocianobacterias
 - (ET-prasinofíceas)/(picocianobacterias+prasinofíceas)
 - primnesiales/(diatomeas+criptofíceas)
 - primnesiales/diatomeas
- ✓ Variables que presentan una correlación significativa con la clorofila *a* y menor que 0,60:
- picocianobacterias
 - % diatomeas
 - %diatomeas+%criptofíceas
 - %clorofíceas
 - %primnesiales
 - (ET+cnb)/picocianobacterias
 - ET/picocianobacterias
 - cianobacterias+clorofíceas

Respecto a las variables correlacionadas de una manera estadísticamente significativa con el fósforo total:

- ✓ Variables que presentan una correlación significativa con el fósforo total y mayor a 0,80 son:
 - clorofila *a*
 - diatomeas+criptofíceas
 - eucariotas totales
 - picocianobacterias/(ET+cianobacterias)
 - picocianobacterias/ET
 - (ET-prasinofíceas)/picocianobacterias
 - (ET-prasinofíceas)/(picocianobacterias+prasinofíceas)
 - (diatomeas+criptofíceas)/picocianobacterias

- ✓ Variables que presentan una correlación significativa con el fósforo total entre 0,80 y 0,70:
 - diatomeas
 - %primnesiales
 - inversa %primnesiales
 - picocianobacterias/(ET-prasinofíceas)
 - (picocianobacterias+pras)/(ET-prasinofíceas)
 - (diatomeas+criptofíceas)/primnesiales
 - diatomeas/primnesiales
 - ET/picocianobacterias

- ✓ Variables que presentan una correlación significativa con el fósforo total entre 0,70 y 0,60:
 - criptofíceas
 - clorofíceas
 - dinoflagelados
 - picocianobacterias/(diatomeas+criptofíceas)
 - (ET+cnb)/picocianobacterias
 - primnesiales/(diatomeas+criptofíceas)
 - primnesiales/diatomeas

- ✓ Variables que presentan una correlación significativa con el fósforo total y menor que 0,60:
 - primnesiales
 - cianobacterias coloniales

- cianobacterias+clorófitas

Respecto a la forma en que las variables varían con el nivel de eutrofia:

- ✓ Variables que aumentan al hacerlo la eutrofia:
 - diatomeas
 - criptófitas
 - diatomeas+criptófitas
 - primnesiales
 - eucariotas totales
 - inversa %primnesiales
 - (diatomeas+criptófitas)/primnesiales
 - diatomeas/primnesiales
 - (diatomeas+criptófitas)/picocianobacterias
 - ET/picocianobacterias
 - (ET+cianobacterias)/picocianobacterias
 - (ET-prasinófitas)/picocianobacterias
 - (ET-prasinófitas)/(picocianobacterias+prasinófitas)
- ✓ Variables que disminuyen al aumentar la eutrofia:
 - %primnesiales
 - picocianobacterias/ET
 - picocianobacterias/(ET+cianobacterias)
 - picocianobacterias/(ET-prasinófitas)
 - (picocianobacterias+prasinófitas)/(ET-prasinófitas)
 - picocianobacterias/(diatomeas+criptófitas)
 - primnesiales/(diatomeas+criptófitas)

RESPECTO AL SISTEMA DE CLASIFICACION PARA DETERMINAR EL ESTADO ECOLOGICO DE LAS MASAS DE AGUA SEGÚN LA DMA

Respecto a la condiciones de referencia:

- ✓ En base a las presiones e impactos de la Comunidad Valenciana, el análisis territorial y los parámetros fisicoquímicos se seleccionan las masas 002 (Sierra de Irta) y las masas 011 (Cabo San Antonio-Punta de Moraira) y 012 (Punta de Moraira-Peñón de Ifach) como “masas de referencia” para las tipologías II-A y III respectivamente.

- ✓ Las condiciones de referencia son las obtenidas de las estaciones DP135, DP136 y DP137 para masas tipo II-A y las estaciones DP078, DP084 y DP086 para tipo III.

Respecto al índice de calidad PHYMED:

Variables que no permiten el desarrollo de un índice de calidad que discrimine el estado ecológico de las masas de aguas costeras:

- ✓ Por presenta una alta variabilidad en las estaciones de referencia:
 - (diatomeas+criptofíceas)/picocianobacterias

- ✓ Por no permitir discernir entre las masas de aguas costeras ya que todos los índices son demasiado altos:
 - diatomeas
 - criptofíceas
 - diatomeas+criptofíceas
 - eucariotas totales
 - %primnesiales
 - picocianobacterias/ET
 - picocianobacterias/(ET+cianobacterias)
 - picocianobacterias/(ET-prasinofíceas)
 - (picocianobacterias+prasinofíceas)/(ET-prasinofíceas)
 - diatomeas/primnesiales

Variables que si permiten el desarrollo de un índice de calidad por que permiten la discriminación y presentan una variabilidad aceptable en las estaciones de referencia:

- (ET+cianobacterias)/picocianobacterias
- ET/picocianobacterias
- (ET-prasinofíceas)/picocianobacterias
- (ET-prasinofíceas)/(picocianobacterias+prasinofíceas)
- primnesiales/(diatomeas+criptofíceas)
- inversa %primnesiales

Se proponen cuatro índices en los que tres variables permanecen constantes (clorofila *a*, primnesiales/(diatomeas+criptofíceas) e inversa %primensiales) y cambian las variables redundantes. Respecto a las correlaciones estadísticamente significativas de estas cuatro propuestas de índice frente al fósforo total:

- ✓ Clorofila+(ET+cnb)/picocnb+primn/(dtm+cript)+inv%prim
 - Tipo II-A 0,88
 - Tipo III 0,85
- ✓ Clorofila+ET/picocnb+primn/(dtm+cript)+inv%prim
 - Tipo II-A 0,87
 - Tipo III 0,82
- ✓ Clorofila+(ET-pras)/picocnb+primn/(dtm+cript)+inv%prim
 - Tipo II-A 0,85
 - Tipo III 0,79
- ✓ Clorofila+(ET-pras)/(picocnb+pras)+primn/(dtm+cript)+inv%prim
 - Tipo II-A 0,85
 - Tipo III 0,79

Respecto al índice de calidad PHYMED:

- ✓ El índice de calidad multimétrico PHYMED se define como:

$$\text{PHYMED} = \frac{\sum \text{Índice Cl } a + \text{Índice (ET+cnb)/picocnb} + \text{Índice primn/(dtm+cript)} + \text{Índice inv\%primn}}{4}$$

- ✓ El valor del índice PHYMED para las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana es:

MASAS	PHYMED	MASAS	PHYMED
MASA 001	0,84	MASA 011	1,04
MASA 002	1,03	MASA 012	0,92
MASA 003	1,01	MASA 013	0,75
MASA 004	0,93	MASA 014	0,83
MASA 005	0,74	MASA 015	0,69
MASA 007	0,62	MASA 016	0,46
MASA 008	0,55	MASA 017	0,45
MASA 009	0,62	MASA 018	0,69
MASA 010	0,67	MASA 019	0,89

- ✓ El estado ecológico de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana queda de la siguiente manera:

MASAS	ESTADO ECOLÓGICO
MASA 001	Muy Bueno
MASA 002	Muy Bueno
MASA 003	Muy Bueno
MASA 004	Muy Bueno
MASA 005	Bueno
MASA 007	Bueno
MASA 008	Moderado
MASA 009	Bueno
MASA 010	Bueno
MASA 011	Muy Bueno
MASA 012	Muy Bueno
MASA 013	Bueno
MASA 014	Muy Bueno
MASA 015	Bueno
MASA 016	Moderado
MASA 017	Moderado
MASA 018	Bueno
MASA 019	Muy Bueno

- ✓ La correlación del índice PHYMED con el fósforo total es:
 Para valores de percentil 50
 - Tipología II-A es de 0,88 (0,01 de nivel de significatividad)
 - Tipología III es de 0,85 (0,01 de nivel de significatividad)
 Para valores de percentil 90
 - Tipología II-A es de 0,78 (0,01 de nivel de significatividad)
 - Tipología III es de 0,46 (0,05 de nivel de significatividad)
- ✓ La correlación del índice basado en el percentil 90 de la clorofila a:
 Para valores de percentil 50
 - Tipología II-A es de 0,74 (0,01 de nivel de significatividad)
 - Tipología III es de 0,53 (0,05 de nivel de significatividad)
 Para valores de percentil 90
 - Tipología II-A es de 0,75 (0,01 de nivel de significatividad)
 - Tipología III la correlación no es estadísticamente significativa
- ✓ Se puede obtener un sistema de clasificación ecológica de las masas de agua costeras basados en la composición y biomasa de la comunidad fitoplanctónica que además permite corregir las desviaciones existentes

en la actualidad en la utilización de la clorofila *a* como indicador del estado ecológico debido a la presencia de aportes continentales puntuales y no a las características intrínsecas de la masa de agua.

5.2. FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

- Desarrollar métodos para clarificar la membrana filtrante con disolventes orgánicos con el fin de permitir la observación con microscopía convencional.
- Comparar los resultados obtenidos de los recuentos de la comunidad fitoplanctónica con aquellos que proceden de otras técnicas como el Utermöhl, siempre y cuando haya una cadena de custodia adecuada para la conservación y procesado posterior de las muestras.
- Aplicar el índice PHYMED con los datos de las masas de aguas costeras para los cinco primeros años de la red de monitoreo de la Comunidad Valenciana tal y como indica la Directiva Marco del Agua.
- Detectar, cuantificar y correlacionar con las presiones antrópicas las frecuencias de las proliferaciones masivas que se dan en el litoral valenciano con esta técnica de recuentos por epifluorescencia.
- Detectar, cuantificar y correlacionar con las presiones antrópicas las frecuencias de los otros parámetros de la composición (% y relaciones) que se ha visto que daban correlaciones estadísticamente significativas con el fósforo total.
- Analizar la conveniencia o no de continuar con unos puntos de corte entre las clases de estado equidistantes.

BIBLIOGRAFÍA

- Agius, C y Jaccarini, V. 1982. The effect of nitrate and phosphate enrichments on the phytoplankton from Marsaxlokk Bay. Malta (Central Mediterranean). *Hydrobiologia*, 87:89-96.
- Andersen, J.H., Conley, D.J. y Hedal, S. 2004. Paleocology, reference conditions and classification of ecological status: the EU Water Framework Directive in practice. *Marine Pollution Bulletin*, 49:283-290.
- Andersen, J., Schluter, L. y Ærtebjerg, G. 2006. Coastal eutrophication: recent developments in definition and implications for monitoring strategies. *J. Plankton Res.*, 28:621-628.
- Anderson, D.M., Glibert, P.M. y Burkholder, J.M. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition and consequences. *Estuaries*, 25:562-584.
- APHA, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 1108pp. approved by the Water Directors on 30 November/1 December in Sweden.
- Barbour, M.T. y Yoder, C.O. 1997. The multimetric approach to bioassessment, as used in the United States of America. En: Wright, J.F., D.W. Sutcliffe y M.T. Furse (Eds.). *Assessing the biological quality of freshwater: RIVPACS and other techniques*. Freshwater biological association, Ambleside, Cumbria, UK, 282-292pp.
- Baretta-Bekker, H. y Prins, T. 2010. Individual/total cell counts including *Phaeocystis* tool. General COAST Meeting WFD intercalibration, 20-21 January 2010 JRC – Ispra.
- Belin, C. 2010. WFD/Phytoplankton Mediterranean water bodies. Parameters, metrics, boundaries and main results. Ifremer. GIG-MED, Roma 22-23 February 2010.
- Bendschneider, K. y Robinson, R.J. 1952. A new spectrophotometric determination of nitrite in sea water. *Journal of Marine Research*, 2:87-96.
- Bianchi, T.S., Engelhaupt, E., Westman, P., Andrén, T., Rolff, C. y Elmgren, R. 2000. Cyanobacterial blooms in the Baltic Sea: Natural or human-induced? *Limnology and Oceanography*, 45:716-726.
- Borja, A., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M.J. y Solaun, O. 2004. Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque Country (Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin*, 48:209-218.
- Borja, A. 2005. The European Water Framework Directive: A Challenger for nearshore, coastal and continental shelf research. *Continental Shelf Research*, 25: 1768-1783.

Boudouresque, C.F. y Meinesz, A. 1982. Découverte de l'hervier de *Posidonie*. Cahier Parc Nation. Port-Cross, 4:1-79.

Boyton, W.R., Hagy, J.D., Murray, L., Stokes, C. y Kemp, W.M. 1996. A comparative analysis of eutrophication patterns in a temperate coastal lagoon. *Estuaries*, 19:408-421.

Bricker, S.B., Clement, C.G., Pirhalla, D.E., Orlando, S.P. y Farrow, D.R.G. 1999. National Estuarine Eutrophication Assessment. Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. NOAA, National Ocean Services, Special Projects Office and National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring.

Bricker, S.B., Ferreira, J.G. y Simas, T. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, 169:39-60.

Buchanan, C., Lacouture, R.V., Marshall, H.G., Olson, M. y Johnson, J.M. 2005. Phytoplankton Reference Communities for Chesapeake Bay and its Tidal Tributaries. *Estuaries*, 28:138-159.

Burkholder, J.M. 2002. Cynobacteria. En: Bitton, G. (Eds.) *Encyclopedia of Environmental Microbiology*. Wiley Publisher, New York, 952-982.

Cadée, G.C. y Hegeman, J. 2002. Phytoplankton in the Marsdiep at the end of the 20th Century; 30 years monitoring biomass, primary production and *Phaeocystis* blooms. *Journal of Sea Research*, 48:97-110.

Cairns, J.Jr., McCornick, R.V. y Niederlehner, B.R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystems health. *Hydrobiologia*, 263:1-44.

Caljon, A. 1983. Brackish-water phytoplankton of the Flemish lowland. Dr W. Junk Publishers, The Hague. ISBN 90-6193-769-8.

Casazza, G., López y Royo, C. y Silvestri, C. 2004. Implementation of the 2000/60/EC Directive, for coastal Waters, in the Mediterranean ecoregion. The importance of biological elements and of an ecoregional co-shared application. *Biol. Marine. Medit.*, 11:12-24.

CEAM, 2008. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Resúmenes climáticos mensuales. <http://www.gva.es/ceamet/clima/clima.htm>.

Chrétiennot-Dine, M.J., Courties, C., Vaquer, A., Neveux, J., Claustre, H. y Lautier, J. 1995. A new marine picoeukaryote: *Ostreococcus tauri* gen. et sp. nov. (Chlorophyta, Prasinophyceae). *Phycologia*, 4:285-292.

CIS, 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Carrying forward the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Progress and Work Programme for 2003 and 2004. As agreed by the Water Directors. 17 June 2003.

Cochlan, W.P., Herndon, J. y Kudela, R.M. 2008. Inorganic and organic nitrogen uptake by the toxigenic diatom *Pseudo-nitzschia australis* (Bacillariophyceae). *Harmful Algae*, 8:111-118.

Correll, D. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal Environmental Quality*, 27:261-266.

Countway, P.D. y Caron, DA. 2006. Abundance and distribution of *Ostreococcus* sp. In the San Pedro Channel, California, as revealed by quantitative PCR. *Appl Environmental Microbiology*, 72:2496-2506.

CSTT, 1997. Comprehensive studies for the purpose of Article 6 and 8.5 of DIR 91/271 EEC, the Urban Waste Water Treatment Directive, second ed. Published for the Comprehensive Studies Task Team of Group Coordinating Sea Disposal Monitoring by the Department of the Environment for Northern Ireland, the Environmental Agency, the Scottish Environmental Protection Agency and the Water Services Association, Edinburgh.

CSTT; 1994. Comprehensive studies for the purposes of Article 6 of DIR 91/271 EEC, the Urban Waste Water Treatment Directive. Published for the Comprehensive Studies Task Team of Group Coordinating Sea Disposal Monitoring by the Forth River Purification Board, Edimburgh.

Decisión de la Comisión de 30 de octubre de 2008 (2008/915/CE) por la que se fijan, de conformidad con la Directiva 2000/60/DE del Parlamento Europeo y del Consejo, los valores de las clasificaciones de los sistemas de seguimiento de los Estados Miembros a raíz del ejercicio de intercalibración [notificada con el número C(2008) 6016].

Decreto 1/1987, de 19 de enero, del Consell de la Generalitat Valenciana por el que se declara Parque Natural el Penyó d'Ifach. DOGV. de 28 de enero de 1987, num.514.

Decreto 108/2002, de 16 de julio, del Gobierno Valenciano, de Declaración del Parque Natural de la Sierra de Irta y de la Reserva Natural Marina de Irta. [2002/M8047 DOGV de 23 de Julio de 2002, num.4298.]

Decreto 212/1993, de 9 de noviembre, del Gobierno Valenciano, por el que se establece una reserva marina en el entorno del cabo de San Antonio. DOGV. de 16 de noviembre de 1993, num.2145.

Decreto 25/1987, de 16 de marzo, del Consell de la Generalitat Valenciana, de declaración del Parque Natural de El Montgó. DOGV del 30 de marzo de 1987, num.556.

Decreto 89/1986, de 8 de julio, del Consell de la Generalitat Valenciana, de régimen jurídico del Parque Natural de la Albufera. (DOGV nº 408, 23/07/86). Derogado y sustituido por el Decreto 71/1993. DECRETO 71/1993, de 31 de mayo, del Gobierno Valenciano, de régimen jurídico del Parque de la Albufera (DOGV núm. 2057, de 30.06.93).

Devlin, M., Best, M., Coates, D., Bresnan, E., O'Boyle, S., Park, R., Silke, J., Cusack, C. y Skeats, J. 2007. Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. *Marine Pollution Bulletin*, 55:91-103.

Díez, J.1996. Guía Física de España. 6. Las costas. Alianza Editorial, Madrid. 715 pp.

Dillon, J.P. y Rigler, F.H. 1975. A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on Lake Trophic Status. *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 32:1519-1531.

DIRECTIVA 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. *Diario Oficial n° L 206 de 22/07/1992:0007-0050*.

DIRECTIVA 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

Domingues, R., Barbosa, A. y Galvao, H. 2008. Constraints on the use of phytoplankton as a biological quality element within the Water Frame Directive in Portuguese waters. *Marine Pollution Bulletin*, 56:1389-1395.

Edvardsen, B. y Paasche, E. 1998. Bloom dynamics and physiology of *Primnesium* and *Chrysochromulina*. En: Anderson D.M., A.D. Cembella, and G.M. Hallegraeff (Eds), *Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms*, G 41. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 193-208.

Edwards, M., John, A.W.G., Johns, D.G. y Reid, P.C. 2001. Case-history and persistence of the non-indigenous diatoms *Coscinodiscus wailesii* in the north-east Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81:207-211.

EEA, 1999. State and pressures of the marine and coastal Mediterranean Environment. Report, European Environment Agency, 136pp.

EGGE, J. y AKSNES, D. 1992. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 83:281-289.

EGGE, J.K. 1998. Are diatoms poor competitors at low phosphate concentrations? *Journal of Marine Systems*, 16:191-198.

EPA-Environmental Protection Agency, 2001. Nutrient Criteria. Technical Guidance Manual Estuarine and Coastal Marine Waters. United State.

ESCARAVAGE, V., PRINS, T.C., NIJDAM, C., SMAAL, A.C. y PEETERS, J.C.H. 1999. Response of phytoplankton communities to nitrogen inputs reduction in mesocosm experiments. *Marine Ecology Progress Series*, 179:187-199.

ESTEBAN, V. 1988. Procesos litorales al sur del Cabo de San Antonio. Universidad Politécnica de Valencia (Spain). PhD Thesis.

ESTRADA, M. 1996. Primary production in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina*, 60 (2):50-64.

ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNIG, H. y MOLLENHAUER, D. 1983. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Chlorophyta I. Gustav Fisher Verlag. Stuttgart. New York. ISBN 3-437-30408-9.

Ferreira, J.G., Bricker, S.B. y Castro, T.S. 2007. Application and sensitivity testing of a eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. *Journal of Environmental Management*, 82:433-445.

- Finni, T., Kononen, K., Olsonen, R. y Wallström. 2001. The history of cyanobacterial blooms in the Baltic Sea. *Ambio*, 30:172-178.
- Gailhard, I., Gros, Ph., Durbec, J.P., Beliaeff, B., Belin, C., Nezan, E. y Lassus, P. 2002. Variability patterns of microphytoplankton communities along the Fresh coasts. *Marine Ecology Progress Series*, 24:39-50.
- García, E., Granata, T.C. y Duarte, C.M. 1999. An approach to measurement of particle flux and sediment retention within seagrass (*Posidonia oceanica*) Meadows. *Aquatic Botany*. 65:255-268.
- GEOHAB (Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms Programme). 2001. Science Plan. Glibert, P.G., G. Pitcher (Eds.) SCOR and IOC, Baltimore, MD, y Paris France.
- GEOHAB, 2005. Global ecology and oceanography of harmful algal blooms. En: Pitcher, G., Moita, T., Trainer, V., Kudel, R., Figueiras, P. y Probyn, T. (Eds.) GEOHAB Core Research Project: HABS in upwelling Systems. IOC and SCOR, Paris, 74.
- GIB, 2009. Análisis fisiográfico y caracterización oceanográfica del mar Mediterráneo: Propuesta de división de la ecorregión mediterránea en dos sub-ecoregiones (Occidental y Oriental). Asistencia Técnica FOA.
- Glibert, P.M., Anderson, D.A., Gentien, P., Granéli, E. y Sellner, K.G. 2005. The global, complex phenomena of harmful algal blooms. *Oceanography*, 18(2):136-147.
- Glibert, P.M. y Burkholder, J.M. 2006. The complex relationship between increases in fertilization of the Earth, coastal eutrophication and proliferation of harmful algal bloom. En: *Ecological Studies*, (Eds.) Edna Granéli and Jefferson T. Turner, 189: 341-354.
- Gomes, F., Bricker, S.B. y Castro, T. 2007. Application and sensitivity testing of a eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. *Journal of Environmental Management*, 82:433-445.
- González del Río, J., Romero, I., Falco, S., Rodilla, M., Sáez, M., Sierra, J.P., Sánchez-Arcilla, A. y Mosso, C. 2005. Changes in Phytoplankton Population Along The Saline Gradient Of Júcar Estuary And Plume. *Journal of Coastal Research*, Special Issue, 47:63-68.
- González, J. 1986. Problemas de eutrofización litoral. El caso de la bahía de Cullera. PhD Thesis, 514 pp.
- Gotsis-Skretas, O., Horstmann, U., y Wiryawan, B. 2000. Cell size structure of phytoplankton communities in relation to physico-chemical parameters and zooplankton in a temperate coastal environment. *Archieve of Fishery and Marine Research*, 48:265-282.
- Gowen, R.J. 1994. Managing eutrophication associated with aquaculture development. *J. Appl. Ichthyol.*, 10:242-257.

Gowen, R.J., Tett, P. y Jones, K.J. 1992. Predicting marine eutrophication: the yield of chlorophyll from nitrógeno in Scottish coastal Waters. *Marine Ecology Progress Series*, 85:153-161.

Granéli, E. 2004. Eutrophication and harmful algal blooms. En: Wassmann P, Olli K (Eds.) *Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach*, 99-112.

Guidance Document No. 6. 2003. Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise. Office for Official Publication of the European Communities, Luxembourg: 1-47.

Guidance Document No.14. 2009. Guidance document on the intercalibration process 2008-2011. European Commission.

Guidance Document No.23. 2009. Guidance document on eutrophication assessment in the context of european water policies. European Commission. ISBN 978-92-79-12987-2.

GVA, 2002. Catálogo de Zonas Húmedas de la Comunidad Valenciana, 2002. http://www.cth.gva.es/areas/espacios/zonas_humedas/zon/memoria2002.pdf.

GVA, 2009. Documento IMPRESS. Artículo 5 de la Directiva Marco del Agua.

Hallegraeff, G.M. y Reid, D.D. 1986. Phytoplankton species sucessions and their hydrological environment at a coastal station off Sydney. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 37:361-377.

Hamasaki, K., Horie, M., Tokimitsu, S., Toda, T. y Taguchi, S. 2001. Variability in toxicity of the dinoflagellate *Alexandrium tamarense* isolated from Hiroshima Bay, western Japan, as a reflection of changing environmental conditions. *J.Plankton Res.*, 23:271-278.

Hamilton, P.B., Proulx, M. y Earle, C. 2001. Enumerating phytoplankton with an upright compound microscope using a modified settling chamber. *Hydrobiologia*, 444:171-175.

Hansen, P.J. 1991. Quantitative importance and trophic role of heterotrophic dinoflagellates in a coastal pelagial food web. 1991. *Marine Ecology Progress Series*, 73:253-261.

Hardin, G. 1960. The competitive exclusion principle. *Science*, 131:1292-1298.

Heiskanen, A.S., Van de Bund, W., Cardoso, A.C. y Nöges, P. 2004. Towards good ecological status of surface Waters in Europe- interpretation and harmonisation of the concept. *Water Science and Technology*, 49:169-177.

Heiskanen, A. 2006. Relationships between ecological and chemical status of surface waters-REBECCA Support for the intercalibration of the Mediterranean Coastal Waters, Newsletter Number 6.

Heisler, J., Glibert, P.M., Burkholder, J.M., Anderson, D.M., Cochlan, W., Dennison, W.C., Dortch, Q., Gobler, C.J., Heil, C.A., Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R., Marshall, H.G., Sellner, K., Stockwell, D.A., Stoecker, D.K. y

Suddleson, M. 2008. Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. *Harmful Algae*, 8:3-13.

Henriksen, P. 2009. Reference conditions for phytoplankton at Danish Water Framework Directive intercalibrations sites. *Hydrobiologia*. 629:255-262. DOI 10.1007/s10750-009-9767-z.

Hermosilla, Z. 2009. Desarrollo metodológico para la correcta evaluación del estado ecológico de las aguas costeras de la Comunidad Valenciana, en el ámbito de la Directiva Marco del Agua, utilizando la clorofila a como parámetro indicador de la calidad. PhD Tesis, Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España.

Howarth, R.W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J.A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, F., Freney, J., Kudeyarov, V., Murdoch, P. y Zhy, Z.L. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N-and-P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean-natural and human. *Biogeochemistry*, 35:75-139.

Hsiu-Ping, L., Gwo-Ching, G. y Tung-Ming, H. 2002. Phytoplankton pigment analysis by HPLC and its application in algal community investigations. *Botanical Bulletin Academic Sinica*, 43:283-290.

Hutchinson, G.E. 1961. The paradox of the plankton. *Am. Naturalist*, 95:685-690.

Ibàñez, C., Pont, D. y Prat, N. 1997. Characterization of the Ebro and Rhone Estuaries: A basis for defining and classifying salt-wedge estuaries. *Limnology and Oceanography*, 42(1):89-101.

Iglesias-Rodríguez, M.D., Brown, C.W., Doney, S.C., Kleypas, J.A., Kolber, D., Kolber, Z., Hayes, P.K. y Falkowski, P.G. 2002. Representing key phytoplankton functional groups in ocean carbon cycle models: coccolithophorids. *Global Biogeochemical Cycles*, 16:1-20.

Ignatiades, L., Vassiliou, A. y Karydis, M. 1985. A comparison of phytoplankton biomass parameters and their interrelation with nutrients in Saronikos Gulf. *Hydrobiologia*, 128:201-206.

INE; Instituto Nacional de Estadística, 2009. Entorno físico y medio ambiente. Demografía y población [on line], Spain. [consultado 20-12-2009]. Disponible en: <http://www.ine.es/inebmenu/indice.htm#2>

Irvine, K. 2004. Classifying ecological status under the European Water Framework Directive: the need for monitoring to account for natural variability. *Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems*, 14:107-112.

Jacquet, S., Prieur, L., Avois-Jacquet, C., Lennon, JF. y Vaulot, D. 2002. Short-timescale variability of picophytoplankton abundance and cellular parameters in surface waters of the Alboran Sea (western Mediterranean). *Journal of Plankton Research*, 24:35-651.

Jaworski, N.A. 1981. Source of nutrients and the scale of eutrophication problems in estuaries. En: *Estuaries and nutrients* (B.J. Neilson, y L.E. Cronin, Eds.) Human Press, New Jersey, 83-111.

Jeffrey, S.W. y Humphrey, G.F. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b and c in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen*, 167:191-194.

Jeffrey, S.W. y Wright, S.W. 1997. Qualitative and quantitative HPLC analysis of SCOR reference algal cultures. En: *Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods*. Environmental and development, UNESCO Publishing, 1997.

Jørgensen, S.E. 1976. A eutrophication model for a lake. *Ecological Modelling*, 2: 147-162.

Kaas, H., Møhlenberg, F., Kuuppo, P. 2005. Marine phytoplankton: Relationship between ecological and chemical status of surface waters. REBECCA SSPI-CT-2003-502158 7-10.

Karr, J.E. y Chu, E.W. 1999. *Restoring life in running Waters: better biological monitoring*. Island press, Washington, D.C.

Karydis, M. y Tsirtsis, G. 1996. Ecological indices: a biometric approach for assessing eutrophication levels in the marine environment. *The Science of the Total Environment*, 186:209-219.

Kaupila, P. 2007. Phytoplankton quantity as an indicator of eutrophication in Finnish coastal waters. Applications within the Water Framework Directive. Finnish Environment Institute, Helsinki 2007. ISBN 978-952-11-2898-1.

Kitsiou, D. y Karydis, M. 2001. Marine eutrophication: a proposed data analysis procedure for assessing spatial trends. *Environmental Monitoring and Assessment*, 68:297-312.

Koray, T., Büyükcisic, B., Parlak, H. y Gökpinar, S. 1996. Eutrophication processes and algal blooms (Red-tides) in Izmir Bay. En: *Final Reports on Research Projects Dealing with Eutrophication and Heavy Metals Accumulation*. MAP Technical Reports Serie, 104. UNEP, Athens, Greece. 116pp.

Krom, M.D., Kress, N., Brenner, S. y Gorden, L.I. 1991. Phosphorus limitation of primary productivity in the Eastern Mediterranean Sea. *Limnol. Oceanogra.*, 36(3): 424-432.

Kruk, E., Mazzeo, G., Lacerto, y Reynolds, C.S. 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research*, 24(9):901-912.

Kruskopf, M. y Flynn, K.J. 2006. Chlorophyll content and fluorescence responses cannot be used to gauge reliably phytoplankton biomass, nutrient status or growth rate. *New Phytologist.*, 169:525-536.

Kudela, R.M., Lane, J.Q., y Cochlan, W.P. 2008. The potential role of anthropogenically derived nitrogen in the growth of harmful algae in California, USA. *Harmful Algae*, 8:103-110.

Küpper, H., Ferimazova, N., Šetlík, I., y Berman-Frank, I. 2004. Traffic lights in *Trichodesmium*: regulation of photosynthesis for nitrogen fixation studied by chlorophyll fluorescence kinetic microscopy. *Plant Physiology*, 135:2120-2133.

- Kuuppo, P., Blauw, A., Møhlenber, F., Kaas, H., Henriksen, P., Krause-Jensen, D., Ærtebjerg, G., Bäck, S., Erftemeyer, P., Gaspar, M., Carvalho, S. y Heiskanen, A. 2006. Nutrient and eutrophication in coastal and transitional waters. En: Indicators and method for the ecological status assessment under the Water Framework Directive. Linkages between chemical and biological quality of surface waters. (Eds.) Angelo G. Solimini, Ana Cristina Cardoso y Anna-Stiina Heiskanen, 33-52.
- Kuuppo-Leinikki, P. y Kuosa, H. 1989. Preservation of picoplanktonic cyanobacteria and heterotrophic nanoflagellates for epifluorescence microscopy. *Arch. Hydrobiol.*, 114(4):631-636.
- Litchman, E. 2007. Resource competition and the ecological success of phytoplankton. See Falkowski and Knoll, 351-375pp.
- Litchman, E., Klausmeier, C. A., Schofield, O.M. y Falkoski, P.G. 2007. The role of functional and trade-offs in structuring phytoplankton communities: scaling from cellular to ecosystem level. *Ecology Letters*, 10:1170-1181. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01117.x.
- Lund, J.W.G., Kipling, C. y Le Cren, E.D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, 11(2):143-170.
- Maclsaac, E.A. y Stockner, J.G. 1993. Enumeration of phototrophic picoplankton by autofluorescence microscopy. En P.F. Kemp, B.F. Sherr, E.B. Sherr and J.J. Cole (Eds.), *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Lewis Publ.:187-197.
- Marie, D., Zhu, F., Balagué, V., Ras, J. y Vaulot, D. 2006. Eukaryotic picoplankton communities of the Mediterranean Sea in summer assessed by molecular approaches (DGGE, TTGE, QPCR). *FEMS Microbiology Ecology*, 55:403-415.
- Martínez-Guijarro, R. 2009. Determinación de comunidades fitoplanctónicas mediante espectroscopía visible y su relación con los recuentos por microscopía de epifluorescencia. PhD Tesis, Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España.
- McNabb, C.D. 1960. Enumeration of freshwater phytoplankton concentrated on the membrane filter. *Limnology and oceanography*, 5(1):57-61.
- MEDOCC-BEACHMED, 2003. INTERREG III – MEDOCC – BEACHMED. European Project. Strategic management of beach protection for sustainable development of Mediterranean coastal zones. Universidad Politécnica de Valencia (Spain). <http://www.beachmed.eu>. [Consulta: 01 de abril de 2008].
- Mitra, A. y Flynn, K.J. 2006. Promotion of harmful algal blooms by zooplankton predatory activity. *Biol. Lett.*, 2:194-197, doi:10.1098/rsbl.2006.0447.
- Moberg, L., Karlber, B., Sorensen, K. y Källqvist, T. 2002. Assessment of phytoplankton class abundance using absorption spectra and chemometrics. *Talanta*, 56:153-160.
- Moestrup, Ø. 2004. IOC Taxonomic Reference List of Toxic Algae, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO.

Moncheva, S., Gotsis-Skretas, O., Pagou, K. y Krastev, A. 2001. Phytoplankton blooms in Black Sea and Mediterranean coastal ecosystems subjected to anthropogenic eutrophication: similarities and differences. *Estuar.Coast. Shelf Sci.*, 53:281-295.

Mösso, C., Sierra, J.P., Rodilla, M., Romero, I., Falco, S., Gonzalez del Río, J. y Sánchez-Arcilla, A. 2008. High vertical resolution sampling in density interfaces of estuaries and river plumes. *Estuaries and Coasts*, 31(2):258-268.

Mullin, J.B. y Riley, J.P. 1955. The spectrophotometric determination of silicate-silicon in natural waters with special reference to seawater. *Analytical Chemical Acta*, 12:162-170.

Murphy, J. y Riley, J.P. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural water. *Analytical Chemical Acta*, 27:31-36.

Muyllaert, K., Sabbe, K, y Vyverman, W. 2009. Changes in phytoplankton diversity and community composition along the salinity gradient of the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82:335-340.

Naudin, J.J., Cauwet, G., Fajon, C., Oriol, L., Terzic, S., Devenon, J.L. y Broche, P. 2001. Effect of mixing on microbial communities in the Rhone River plume. *Journal of Marine Systems*, 28:203-227.

Nielsen, K., Somod, B., Ellegaard, C. y Krause-Jensen, D. 2003. Assessing reference conditions according to the European Water Framework Directive using modelling and analysis of historical data: an example from Randers Fjord, Denmark. *Ambio*, 32:287-294.

Ninyerola, M., Pons, X. y Roure, JM. 2005. Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica. ISBN 932860-8-7. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra.

Nixon, S.W. 1995. Coastal eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41:199-220.

Nixon, S.C., Mainstone, C.P., Milne, I., Moth Iversen, T., Kristensen, P., Jeppesen, E., Friberg, N., Papathanassiou, E., Jensen, A. y Pedersen, F. 1996. The harmonized monitoring and classification of ecological quality of surface waters in the European Union, Draft Final Report No. CO4096, Water Research Centre, Marlow, UK.

NOAA -Guidelines for ecological risk assessment of marine fish aquaculture. U.S. Dept. Commer., Tech. Memo. NMFS-NWFSC, 71-90pp.

Nygaard, G. 1949. Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. *Biol. Skr. K. Dan. Vidensk. Selsk*, 7:1-239.

O'Kelly, C.J., Sieracki, ME., Thier, E.C. y Hobson, IC. 2003. A transient bloom of *Ostreococcus* (Chlorophyta, Prasinophyceae) in West Neck bay, Long Island, New York. *Journal of Phycology*, 39:850-854.

OECD. 1982. Eutrophication of water, monitoring assessment and control. Organisation for Economic Cooperation and Development. Paris.

Officer, C.B. y Ryther, J.H. 1980. The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, 3:83-91.

OSPAR, 2001. Draft common assessment criteria and their application within the comprehensive procedure of the common procedure. En: Meeting of the Eutrophication Task Group (ETG), London, 9-11 October 2001. (Eds.) OSPAR convention for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic. OSPAR Commission, London.

OSPAR, 2003. OSPAR integrated report 2003 on the eutrophication status of the OSPAR maritime area based upon the first application of the comprehensive procedure. OSPAR Commission, London.

Pachés, M. 2007. Efecto en el campo cercano de las jaulas de peces sobre el fitoplancton litoral. Dissertation, Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España.

Pachés, M., González del Río, J., Martínez-Guijarro, R. y Romero, I. 2009. Temporal variations of *Ostreococcus* blooms in the surf zone of Valencian Coast (Mediterranean). Proceedings of the Joint Annual Meeting of the American Society of Plant Biologists and Phycological Society of America. Honolulu, Julio 2009.

Paerl, H.W. y Shimp, S.L. 1973. Preparation of filtered plankton and detritus for study with scanning electron microscopy. *Limnology and Oceanography*, 18:802-805.

Paerl, H.W. 1978. Effectiveness of various counting methods in detecting viable phytoplankton. *N.Z. Journal of Marine and Freshwater Research*, 12:67-72.

Paerl, H.W. 1984. Evaluation of freeze fixation as a phytoplankton preservation method for microautoradiography. *Limnology and Oceanography*, 29:417-426.

Paerl, H.W. 1998. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland waters. *Limnol.Oceanogr.*, 33:823-847.

Paerl, H.W. 2004. Interactive impacts of human activities and storms events on coastal nutrient loading and eutrophication. En: Wassmann, P., Olli, K. (Eds). 2004. Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach. University of Tromsø, Norway. 325pp. ISBN 82-91086-36-2.

Paerl, H.W., Valdes, L.M. Pinckney, J.L., Piehler, M.F., Dyble, J. y Moisander, P.H. 2003. Phytoplankton photopigments as indicators of estuarine and coastal eutrophication. *BioScience*, 53:953-964.

Painting, S.J., Devlin, M.J., Roger, D.K., Mills, E.R., Parker, H.L. y Rees, H.L. 2005. Assessing the suitability of OSPAR EcoQOs for eutrophication vs ICES criteria for England and Wales. *Marine Pollution Bulletin*, 50:1569-1584.

Pardo, I., Abraín, R., Delgado, C., Domínguez, M., García, L., Lucena-Moya, P. y Pachés, M. 2009 Implementación de la Directiva Marco del Agua en Baleares: Evaluación de la calidad ambiental de las masas de agua epicontinentales (torrentes y aguas de transición) utilizando indicadores e índices biológicos. Período 2005-2008. Tomo II: Aguas de Transición. Informe técnico dentro del

convenio entre la Universidad de Vigo y la Dirección General de Recursos Hídricos de la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de las Islas Baleares.

Pardo, I., Olsen, A.M., García, L., Delgado, C., Nebra, A. y Domínguez, M. 2007. Caracterización de Embalses de Galicia-Costa según la Directiva marco del Agua. Informe técnico dentro del convenio entre la Universidad de Vigo y Aguas de Galicia, 72pp.

Pitcher, G.C. y Calder, D. 2000. Harmful algal blooms of the southern Benguela Current: a review and appraisal of monitoring from 1989 to 1997. *South African Journal of Marine Science*, 22:255-271.

Precali, R. 2010. Phytoplankton-Eutrophication Croatian Approach. General COAST Meeting WFD intercalibration. 20-21 January 2010. JRC – Ispra.

Primpas, I., Tsirtsis, G., Karydis, M. y Kokkoris, G.C. 2009. Principal component analysis: Development of a multivariate index for assessing eutrophication according to the European water framework directive. *Ecol. Indic.*, doi: 10.1016/j.ecolind.2009.04.007

Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas. Sábado 3 febrero 2007. BOE núm. 30. <http://www.boe.es/boe/dias/2007/02/03/pdfs/A05118-05120.pdf>. [Consulta: 02 de enero de 2009].

Reay, D.S., Nedwell, D.B., Priddle, J. y Ellis-Evans, J.C. 1999. Temperature dependence of inorganic nitrogen uptake: reduced affinity for nitrate at suboptimal temperatures in both algae and bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 65:2577-2584.

Resh, V.H., Norris, R.H. y Barbour, M.T. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrate. *Australian Journal of Ecology*, 20:108-121.

Reynolds, C. 2006. Ecology of phytoplankton. Ecology, biodiversity and conservation. Cambridge University Press. ISBN 13-978-0-521-84413-0.

Richardson, K y Jørgensen, B.B. 1996. Eutrophication: Definition, History and Effects. En: B.B. Jørgensen, and K. Richardson (Eds), *Eutrophication in marine coastal ecosystems*, 52, American Geophysical Union, Washington DC, 120pp.

Richardson, K. y Jorgesen, B.B. 1996. Eutrophication: definition, history and affects. En: Richardson, K., Jorgesen, B.B. (Eds.), *Eutrophication in coastal marine Systems. Coastal and Estuarine Studies*, No. 52, American Geophysical Union, 1-19.

Rodríguez, F., Derelle, E., Guillou, L., Le Gall, F., Vaultot, D. y Moreau, H. 2005. Ecotype Diversity in the marine picoeukaryote *Ostreococcus* (Chlorophyta, Prasinophyceae). *Environmental Microbiology*, 7:853-859.

Rodríguez, J. 1982. Oceanografía del mar Mediterráneo. Ediciones Pirámide, S.A., Madrid.

Romero, I., Moragues, M., Del Río, J.G., Hermosilla, Z., Sánchez-Arcilla, A., Sierra, J.P. y Mósso, C. 2007. Nutrient behaviour in the Jucar estuary and plume. *Journal of Coastal Research*, Special Issue, 47:48-55.

- Serra, J. 1986. Procesos litorales de las costas de Castellón. PhD Tesis, Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España.
- Serra, J. 2002. Definición de las unidades y subunidades morfodinámicas del litoral del óvalo Valenciano entre el río Cenia (Castellón) y el cabo de San Antonio (Alicante). Fundación para el fomento de la ingeniería del agua. Valencia (Spain).
- Serra, J. 2005. Modelo morfológico-fotogramétrico de evolución, evaluación de la estabilidad y prognosis de evolución litoral. Universidad de Valencia.
- Serra, J. y Medina, J.R. 1996. Beach monitoring program of Valencia (Spain). 25th International conference on coastal engineering. Book of abstracts. (Eds.) American Society of Civil Engineering: 590-591.
- Sherry, N.D. y Wood, A.M. 2001. Phycoerythrin-containing picocyanobacteria in the Arabian Sea in February 1995: diel patterns, spatial variability, and growth rates. *Deep-Sea Research II*, 48:1263-1283.
- Shinn, M.B. 1941. Colorimetric method for the determination of nitrite. *Industrial and Engineering Chemistry Analytical Edition*, 13:33-35.
- Sieburth, J., Smetacek, V. y Lenz, J. 1978. Pelagic Ecosystem Structure: Heterotrophic Compartments of the Plankton and Their Relationship to Plankton Size Fractions. *Limnology and Oceanography*, 23:1256-1263.
- Simon, N., LeBot, N., Dominique, M., Partensky, F. y Vaulot, D. 1995. Fluorescent in situ hybridization with rRNA-targeted oligonucleotide probes to identify small phytoplankton by flow cytometry. *Applied and Environmental Microbiology*, July 1995, 2506-2513.
- Smaya, T.J. 2004. Eutrophication and phytoplankton. En: P.Wassmann and K. Olli (Eds), *Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach*. E-book. www.ut.ee/~olli/eutr, 89-98.
- Smayda, T.J. 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for a global epidemic. En: Granéli, E., Sundstrom, B., Edler, L. y Anderson, D.M. (Eds.) *Toxic Marine Phytoplankton*. Elsevier, New York, 29-40.
- Smayda, T.J. 1997. What is a bloom? A commentary. *Limnol. Oceanogr.*, 42:1132-1136.
- Smayda, T.J. 2008. Complexity in the eutrophication-harmful algal Bloom relationship, with comment on the importance of grazing. *Harmful Algae*, 8:140-151.
- Smith, V.H. y Schindler, D.W. 2009. Eutrophication science: where do we go from here? Elsevier doi: 10.1016/j.tree.2008.11.009.
- Solórzano, L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenol hypochlorite method. *Limnology and Oceanography*, 14:799-801.
- Sournia, A. 1978. *Phytoplankton Manual*. Monographs on oceanographic methodology, UNESCO, Paris.

- Stigebrandt, A. 2001. FJORDENV-A Water Quality Model for Fjords and other Inshore Waters. Earth Sciences Centre, Göteborg University, Göteborg, C40 2001.
- Stockner, J.G. 1988. Phototrophic picoplankton: an overview from marine and freshwater ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 33:765-775.
- Strickland, J.D.H. y Parsons, T.R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada. Queens Printer, Ottawa.
- Sunda, W.G. 2006. Trace metals and harmful algal blooms. En: Granéli, E., Turner, J.T. (Eds.) *Ecology of Harmful Algae*. Springer-Verlag, Berlin, 203-214.
- Teiling, E. 1955. Some mesotrophic phytoplankton indicators. *Proceedings of the international association of theoretical and applied limnology*, 12:212-215.
- Terrados, J. y Duarte, C.M. 2000. Experimental evidence of reduced particle resuspension within a seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 243:45-53.
- Thingstad, T.F., U. Li-Zweifel y F. Rassoulzadegan, 1998. P limitation of heterotrophic bacteria and phytoplankton in the northwest Mediterranean. *Limnology and Oceanography*, 43:88-94.
- Thingstad, T.F., Zweifel, U.L. y Rassoulzadegan, F. 1998. P limitation of heterotrophic bacteria and phytoplankton in the Northwest Mediterranean. *Limnology and Oceanography*, 43:88-94.
- Tomas, C.R. 1997. *Identifying Marine Phytoplankton*. (Eds.) Academic Press.
- Trégouboff, G. y Rose, M. 1978. *Manuel de planctonologie Méditerranéenne*. Éditions du Centre National de la Recherche Scientifique, Paris. ISBN 2-222-00293-1.
- Troost, T.A., Kooi, B.W. y Kooijman, S. 2005. Ecological specialization of mixotrophic plankton in a mixed water column. *Am. Naturalist*, 166:45-61.
- Tsuji, T. y Yanagita, T. 1981. Improved fluorescence microscopy for measuring the standing stock of phytoplankton including fragile components. *Marine Biology*, 64:207-211.
- Urban Wastewater Treatment Directive C.E.C. 1991. Council Directive of 21 May 1991 concerning Urban Waste Water Treatment (91/271/EEC). *Official J.Eur. Commun.* L135:40-52.
- Utermöhl, H. 1958. Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Internat. Ver. Limnol.*, 9:1-38.
- Utermöhl, H. 1931. Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 5:567-96.
- Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. *Merina Chemistry*, 10:109-122.

- Vargo, G.A. 1978. Using a fluorescence microscope. En Sournia, A, (ed) Phytoplankton manual. Monographs on Oceanography Methodology. UNESCO: 108-112.
- Vaulot, D. 2001. Encyclopedia of Life Science. Macmillan Publishers Ltd, Nature Publishing Group.
- Vaulot, D., Eikrem, W., Viprey, M. y Moreau, H. 2008. The diversity of small eukaryotic phytoplankton ($\leq 3 \mu\text{m}$) in marine ecosystems. FEMS Microbiology Rev, 1-26.
- Vaulot, D., Lebot, N., Dominique, M. y Fukai, E. 1996. Effect of phosphorus on the *Synechococcus* cell cycle in surface Mediterranean waters during summer. Applied and Environmental Microbiology, 62:2527-2533.
- Venrick, E.L. 1978. How many cells to count? En: Sournia, A. (Eds.), Phytoplankton Manual UNESCO, 167-180pp.
- Vila, M., Camp, J., Garcés, E., Masó, M. Y Delgado, M. 2001. High resolution spatio-temporal detection of potentially harmful dinoflagellates in confined waters of the NW Mediterranean. Journal of Plankton Research, 23:497-514.
- Vincent, C., Heinrich, H., Edwards, A., Nygaard, K., Haythornthwaite, J. 2002. Guidance on typology, reference conditions and classification systems for transitional and coastal waters. Produced by CIS Working Group 2.4 (Coast), Common Implementation Strategy of the Water Framework Directive, European Commission, 119pp.
- Vollenweider, R.A., A. Rinaldi, R. Viviani y E. Todini, 1996. Assessment of the state of eutrophication in the Mediterranean Sea. MAP Technical Reports Series n° 106. UNEP. Athens.
- Vuorio, K., Lepisto, L. y Holopainen, A.L. 2007. Intercalibrations of freshwater phytoplankton analyses. Boreal Environment Research, 12:561-569.
- Wasmund, N. y Uhlig, S. 2003. Phytoplankton trends in the Baltic Sea. ICES Journal of Marine Science, 60:177-186.
- Webber, M., Edwards-Myers, E., Campbell, C. y Webber, D. 2005. Phytoplankton and zooplankton as indicators of water quality in Discovery Bay, Jamaica. Hydrobiologia, 545:177-193.
- Wilde, E.W. y Fliermans, C.B. 1979. Transactions of the American Microscopical Society., 98:96-102.
- Willen, E. 2000. Phytoplankton in water quality assessment- An indicator concept. En: Heinonen, P., Ziglio, Z. y Van Der Beken, A. (Eds.) Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring. John Wiley and sons, 372pp.
- Wollenweider, R.A. 1975. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, 37:53-82.
- WWF/ADENA.2000. Las praderas de Posidonia: Importancia y conservación. Propuesta de WWF/ADENA.

WWF/ADENA.2002. El litoral mediterráneo: importancia, diagnóstico y conservación. Propuesta de WWF/ADENA.