

**UNIVERSIDAD POLITECNICA DE VALENCIA
DEPARTAMENTO DE INGENIERIA HIDRAULICA Y MEDIO
AMBIENTE**

**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.**

**TESIS DOCTORAL
Zuriñe Herмосilla Gómez**

**DIRECTORA
Dra. Inmaculada Romero Gil**

Valencia, 2009

Agradecimientos.

Una vez realizado todo el trabajo de Tesis me enfrento a este agradable capítulo, aunque no por ello más fácil de hacer. Resulta complicado expresar en pocas líneas mi gratitud a todas las personas que han estado conmigo en este paso más en mi formación, en todos estos años. Así, a pesar de que podría ser más extensa, a todos vosotros os ofrezco estas pocas líneas de agradecimientos.

A mi directora Inma, a la que no sólo agradezco sino dedico esta tesis. Por su apoyo, afecto y amistad. Por ser un referente en mi vida personal y laboral. Por saber (o intentar) transmitirme su tranquilidad. Por estar siempre dispuesta a ayudarme. Por todos los buenos momentos que he disfrutado con ella. Por todos los malos momentos que he superado gracias a su apoyo. Gracias.

A Julio por haberme brindado la oportunidad de formar parte del grupo de investigación que él dirige, por haberme proporcionado una visión global de los ecosistemas costeros y sobre todo por haber confiado en mí en los peores momentos.

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 por confiar en este grupo de investigación para la implantación de la Directiva a partir de cuya financiación ha sido posible realizar esta Tesis Doctoral.

A todos los compañeros del Área de Evaluación de Impactos Ambientales que hicieron posible los muestreos de campo y análisis de laboratorio les agradezco especialmente la dura tarea llevada a cabo. A todos ellos, sigan o no en este grupo. En especial a María, Reme, Cristina, Carmen María e Isabel, por su apoyo en los peores momentos y por sus bromas de los cafés y “momentos yogur” que tanto me han hecho reír.

A Begoña y Aritz por ayudarme con el diseño de la portada. A Enrique, por aguantar siempre con una sonrisa todas mis dudas “peludas” del photoshop. A María, Carmen María y Germá por su ayuda con la traducción de los resúmenes.

A Aina, por ser una parte muy importante de mi día a día. Por divertirme, apoyarme, animarme, acompañarme...y muchos más “-arme”, incluido el aguantarme.

A “Asekaitzak”, por todos estos años, y más, de formar parte de este grupo tan especial.

El más cariñoso recuerdo a mi familia, mi padre, mis tías y especialmente mis hermanos Goizi y Txomin que me han alentado con cada etapa de este trabajo. A mi madre por su verdadero apoyo en todo y por ser, a su manera, la que realmente ha hecho esto posible.

Por último, y no por eso el menos importante, a Alberto por estar siempre ahí, por su trabajo “en la sombra informática” y por encima de todo, por sus palabras de consuelo en los momentos en que el desánimo parecía vencer la autoconfianza.

A mi directora y amiga Inma.

Resumen.

La Directiva Marco del Agua de la UE (2000/60/CE) (en adelante, DMA) 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, para prevenir todo deterioro adicional y proteger y mejorar el estado de los ecosistemas acuáticos.

El objetivo final de la DMA es llegar a un buen estado ecológico de los ecosistemas acuáticos para el año 2015. Para lograr este objetivo se precisa caracterizar e identificar previamente la calidad ecológica de las masas de agua mediante elementos indicadores de calidad ecológica, bien sean biológicos, fisicoquímicos o hidromorfológicos. Otra de las acciones clave es realizar un ejercicio de intercalibración que asegure que los umbrales de las clases ecológicas para los diferentes elementos indicadores de calidad se correspondan con niveles comparables respecto a la alteración del ecosistema en los diferentes lugares a caracterizar.

Uno de los indicadores biológicos que la DMA establece para determinar el estado ecológico de las masas de agua costeras es el fitoplancton. Dentro de éste hay dos aspectos:

- Composición fitoplanctónica.
- Biomasa fitoplanctónica (clorofila *a*), apartado donde se centra el trabajo de esta tesis doctoral.

Esta tesis trata de establecer adecuadamente el modelo conceptual previo imprescindible para llegar a establecer los criterios pertinentes para definir las tipologías de las diferentes masas de agua del Mediterráneo, las zonas de referencia y los umbrales para establecer las clases de estado ecológico utilizando la clorofila *a* como parámetro indicador de calidad.

En primer lugar, se analizan las implicaciones de la red de muestreos a la hora de determinar el estado trófico del sistema utilizando la clorofila *a* como parámetro indicador. En el ejercicio de intercalibración realizado en el marco de la DMA se establece que para el Mediterráneo español el factor de conversión para nearshore:inshore entre los valores del percentil 90 para la clorofila *a* es 0,5 (definiendo inshore como la línea de costa y nearshore como la línea situada a una distancia de 1500 m respecto a la línea de costa). Los resultados obtenidos en esta tesis muestran que en la Comunidad Valenciana, se observa la existencia de un gradiente negativo en las concentraciones de clorofila *a*, al alejarnos de la costa y esta caída es más brusca en el tramo más próximo a la costa, siguiendo un comportamiento casi exponencial. Se ha obtenido, para los datos de la Comunidad Valenciana, un factor de conversión de 0,31. Por tanto la distribución de la red de muestreo debe estar condicionada por la extensión de la zona de eutrofia y no parece adecuado utilizar un valor preestablecido para todo el Mediterráneo Occidental.

En segundo lugar, se desarrolla una metodología para establecer la tipología de las aguas costeras de la Comunidad Valenciana. En el ejercicio de intercalibración realizado en el marco de la DMA se propone, para el Mediterráneo, el uso de la salinidad media anual como parámetro para definir los tipos de aguas pelágicas en relación con el nivel de influencia continental. El uso de la salinidad media anual da lugar a cambios cualitativos en la tipología de año en año de varias masas de agua, sin embargo la caracterización de las mismas se realiza utilizando el percentil 90 de la clorofila *a* de una serie temporal de 5 años. Esto plantea problemas serios al utilizar la

clorofila *a* como indicador ecológico. Para obviar esta incongruencia, se ha realizado un análisis global del territorio y un análisis estadístico de clasificación jerárquica con los datos obtenidos en el programa de seguimiento mensual durante 2 años. Los resultados de ambos análisis coinciden en que, en la Comunidad Valenciana, el cabo de San Antonio es una línea divisoria donde aguas bajo una influencia continental moderada se sitúan al norte y aguas sin influencia continental están al sur.

En tercer lugar, esta tesis analiza el conjunto de problemas del uso de las concentraciones de la clorofila *a* para la caracterización pelágica costera en las masas con influencia continental bajo el enfoque de la DMA, así como la necesidad de diferenciar entre influencia directa e indirecta de los aportes continentales. Es fácil tomar decisiones erróneas a la hora de la caracterización ecológica de un área utilizando la clorofila *a* como indicador, debido no sólo a las variaciones temporales de la clorofila *a* en cada área sino también a la localización del punto de muestreo en sí y la estación del año en la que se realiza el muestreo. En razón de los resultados, se ha visto necesario desarrollar un método que permita caracterizar la zona sin verse sujeto a la interferencia de la influencia continental directa. Se ha establecido el umbral de salinidad para definir la zona afectada por el vertido continental directo (campo cercano, donde los nutrientes tienen un comportamiento inverso al de la salinidad) y la zona con influencia indirecta (campo lejano, donde el comportamiento de los nutrientes y la salinidad es independiente). Este umbral se establece mediante el análisis factorial de diferentes parámetros fisicoquímicos y biológicos (salinidad, nitrógeno inorgánico disuelto, fósforo total, ácido ortosilícico y clorofila *a*) provenientes de muestreos de plumas, de playas y de ambos conjuntamente. Este análisis factorial concluye que el punto de corte de salinidad, en el que el comportamiento de los nutrientes y la salinidad es independiente, es 37,5 g/kg.

Por último, se analizan los problemas detectados a la hora de establecer la calidad ecológica de las diferentes masas de agua con una sola métrica. Como se ha comentado con anterioridad, en el ejercicio de intercalibración realizado en el marco de la DMA se establece que, para el Mediterráneo español, la determinación del estado trófico debe realizarse con el percentil 90 de una serie temporal de cinco años de concentraciones mensuales de clorofila *a*. Por ello se ha desarrollado un nuevo enfoque que tiene en cuenta otras métricas que consideran la variabilidad natural del sistema. La selección de las zonas de referencia se realiza tras un análisis completo de presiones e impactos y no en base a un solo parámetro. Una vez seleccionadas las zonas de referencia, se propone, para la calificación de las masas de agua, una metodología contrastada en la que se considera el grado de desviación que puede ser tolerado por el ecosistema.

Abstract.

The EU Water Framework Directive (2000/60/EC), henceforth referred to as WFD, has as its aim the establishment of a framework for the protection of European inland surface waters, ground waters and transitional and coastal waters, so as to prevent their further deterioration and to protect and improve the overall state of European aquatic ecosystems.

The final goal of the WFD is to achieve a good ecological status for these aquatic ecosystems by 2015. To this end, it is necessary to first characterize and identify the ecological quality of the water bodies by means of indicator elements of ecological quality, be they biological, physiochemical or hydromorphological. Another key activity is to conduct an intercalibration exercise that ensures correlation of the ecological-class thresholds for the different indicator elements of ecological quality vis-à-vis the ecosystem changes being characterized for different locations.

One of the biological indicators established by the WFD to determine the ecological state of coastal water bodies is phytoplankton. Within this group are two principal aspects:

- Phytoplankton composition
- Phytoplankton biomass (chlorophyll *a*), the focus this dissertation.

The present dissertation seeks to adequately structure the preliminary and essential conceptual model with which to establish the pertinent criteria for defining the typologies of the different Mediterranean water bodies, the reference zones and the thresholds for ecological-status classifications, using chlorophyll *a* as a quality indicator parameter.

First, the dissertation analyzes the implications for a sampling network when determining a system's trophic state with chlorophyll *a* as an indicator parameter. As part of the intercalibration exercise, instituted in accordance with the guidelines of the WFD and addressed specifically to the Spanish Mediterranean, the nearshore:inshore conversion factor derived from the values of the 90th percentile of chlorophyll *a* was set at 0.5 (inshore is defined as the coastline, nearshore as the line situated 1500 m from the coast). The findings within the Comunidad Valencia reveal the presence of a negative gradient in the concentrations of chlorophyll *a* as distance from the coast increases. Moreover, this decrease is more pronounced in the areas closest to the coast, where a nearly exponential falloff is observed. To account for this, a conversion factor of .31 was subsequently calculated for the Comunidad Valenciana data. Therefore, the distribution of sampling networks should be conditioned by the extension of the eutrophic zone and the application of a pre-established value for the entire Western Mediterranean is not expedient.

Second, a methodology is developed herein to establish the typology of the coastal waters of the Comunidad Valenciana. The aforementioned intercalibration exercise proposes that mean annual salinity be used as a parameter in defining Mediterranean pelagic water types as a function of the level of continental influence. This utilization of mean annual salinity leads to qualitative changes to the typology of various bodies of water from year to year; however, the characterization is contingent upon utilizing the 90th percentile of chlorophyll *a* from a five-year span of data. This supposes serious problems for the viability of chlorophyll *a* as an ecological indicator. To obviate this incongruence, a global territorial analysis was carried out, followed by a statistical

analysis based on hierarchical classifications. Both utilized monthly data collected over the course of a two-year monitoring program. The findings of these two analyses coincide in that, in the Comunidad Valenciana, San Antonio Cape represents a dividing line where waters under a moderate continental influence are situated to the north, while waters without a continental influence lie to the south.

Third, this dissertation examines the group of problems associated with employing chlorophyll *a* concentrations in the WFD's coastal pelagic characterization of water bodies under a continental influence. In addition, the necessity of differentiating between the direct and indirect influence of continental inputs is likewise studied. It is easy to arrive at erroneous decisions when ecologically characterizing an area with chlorophyll *a* as an indicator. This can be attributed to not only the temporal variations of chlorophyll *a* in each area, but also to the location of the sampling point itself and the season during which the sampling is conducted. In light of the results, it became necessary to develop a method that would allow for the characterization of a zone, but which simultaneously excluded the interference generated by a direct continental influence. Consequently, a salinity threshold was established to define zones affected by direct continental discharges (near field, where the nutrients exhibit a behavior inversely related to that of salinity). This threshold was determined using a factor analysis of various physiochemical and biological parameters (salinity, dissolved inorganic nitrogen, total phosphorus, orthosilic acid and chlorophyll *a*) derived from samplings of plumes, beaches and the two in combination. This factor analysis concluded that the salinity cutoff point (the point at which the behavior of nutrients and salinity is independent) is 37.5g/kg.

Finally, addressed in detail are the problems derived from establishing the ecological quality of different water bodies with only a single metric. As mentioned earlier, the intercalibration exercise, initiated specifically for the Spanish Mediterranean in accordance with WFD guidelines, establishes that the determination of a trophic state should be based on the 90th percentile of monthly concentrations of chlorophyll *a* collected in samples over a five-year period. For this reason, a new focus was developed incorporating other metrics that account for the inherent variability of a system. The selection of reference zones was made only after a thorough analysis of pressures and impacts: it was not based on a single parameter. Once the reference zones are selected for the water-body classification, a contrastive methodology is proposed which takes into consideration the degree of deviation an ecosystem can tolerate.

Resum.

La Directiva Marc de l'Aigua de la UE (2000/60/CE) (en avant, DMA) té com a objectiu establir un marc per la protecció de les aigües superficials continentals, les aigües de transició, les aigües costaneres i les aigües subterrànies, per previndre tot deteriorament addicional i protegir i millorar l'estat dels ecosistemes aquàtics.

L'objectiu final de la DMA és arribar a un bon estat ecològic dels ecosistemes aquàtics per a l'any 2015. Per aconseguir aquest objectiu cal caracteritzar i identificar prèviament la qualitat ecològica de les masses d'aigua mitjançant una sèrie d'elements indicadors de qualitat ecològica, bé siguin biològics, fisicoquímics o hidromorfològics. Una altra de les accions clau és realitzar un exercici d'intercalibratge que assegure que els llindars de les classes ecològiques per als diferents elements indicadors de qualitat es corresponguen amb nivells comparables respecte a l'alteració de l'ecosistema en els diferents llocs a caracteritzar.

Un dels indicadors biològics que la DMA estableix per a determinar l'estat ecològic de les masses d'aigua costaneres és el fitoplàncton. Dins d'aquest hi ha dos aspectes:

- Composició fitoplanctònica.
- Biomassa fitoplanctònica (clorofil·la *a*), apartat on es centra el treball d'aquesta tesi doctoral.

Aquesta tesi tracta d'establir adequadament el model conceptual previ imprescindible per arribar a establir els criteris pertinents per definir les tipologies de les diferents masses d'aigua del Mediterrani, les zones de referència i els llindars per establir les classes d'estat ecològic utilitzant la clorofil·la *a* com a paràmetre indicador de qualitat.

En primer lloc, s'analitzen les implicacions de la xarxa de mostrejos a l'hora de determinar l'estat tròfic del sistema utilitzant la clorofil·la *a* com a paràmetre indicador. A l'exercici d'intercalibratge realitzat en el marc de la DMA s'estableix que per al Mediterrani espanyol el factor de conversió per a nearshore:inshore entre els valors del percentil 90 per a la clorofil·la *a* és 0,5 (definint inshore com la línia de costa i nearshore com la línia situada a una distància de 1500 m respecte a la línia de costa). Els resultats obtinguts en aquesta tesi mostren que a la Comunitat Valenciana, s'observa l'existència d'un gradient negatiu en les concentracions de clorofil·la *a*, a l'allunyar-nos de la costa i aquesta caiguda és més brusca en el tram més pròxim a la costa, seguint un comportament quasi exponencial. S'ha obtingut, per a les dades de la Comunitat Valenciana, un factor de conversió de 0,31. Per tant la distribució de la xarxa de mostrejos ha d'estar condicionada per l'extensió de la zona d'eutròfia i no pareix adequat utilitzar un valor preestablert per a tot el Mediterrani Occidental.

En segon lloc, es desenvolupa una metodologia per a establir la tipologia de les aigües costaneres de la Comunitat Valenciana. A l'exercici d'intercalibratge realitzat en el marc de la DMA es proposa, per al Mediterrani, l'ús de la salinitat promedi anual com a paràmetre per a definir els tipus d'aigües pelàgiques en relació amb el nivell d'influència continental. L'ús de la salinitat promedi anual dóna lloc a canvis qualitius en la tipologia d'any en any de diverses masses d'aigua, no obstant la caracterització de les mateixes es realitza utilitzant el percentil 90 de la clorofil·la *a* d'una sèrie temporal de 5 anys. Açò planteja problemes seriosos a l'hora d'utilitzar la clorofil·la *a* com a indicador ecològic. Per obviar aquesta incongruència, s'ha realitzat una anàlisi global del territori i una anàlisi estadística de classificació jeràrquica amb les dades obtingudes amb el programa de seguiment mensual durant 2 anys. Els resultats d'ambdues anàlisi

coincidiexen amb que, a la Comunitat Valenciana, el cap de Sant Antoni és una línia divisòria on les aigües sota influència continental moderada es troben al nord i les aigües sense influència continental es troben al sud.

En tercer lloc, aquesta tesi analitza el conjunt de problemes de l'ús de la clorofil·la *a* per a la caracterització ecològica d'un àrea, així com la necessitat de diferenciar entre influència directa i indirecta dels aportos continentals. És fàcil prendre decisions errònies a l'hora de la caracterització ecològica d'un àrea utilitzant la clorofil·la *a* com a indicador, no sols degut a les variacions temporals de la clorofil·la *a* en cada àrea sinó també degut a la localització del punt de mostreig en sí i l'estació de l'any en que es realitza el mostreig. A raó dels resultats, s'ha vist necessari desenvolupar un mètode que permeteixca caracteritzar una zona sense vore's subjecte a la interferència de la influència continental directa. S'ha establert el llindar de salinitat per a definir la zona afectada pel vertit continental directe (camp proper, on els nutrients tenen un comportament invers al de la salinitat) i la zona amb influència indirecta (camp llunyà, on el comportament dels nutrients i la salinitat és independent). Aquest llindar s'estableix mitjançant l'anàlisi factorial de diferents paràmetres físicoquímics i biològics (salinitat, nitrògen inorgànic dissolt, fòsfor total, àcid ortosilícic i clorofil·la *a*) provinents dels mostresjos de plomes, de platges i d'ambdòs conjuntament. Aquesta anàlisi factorial conclueix que el punt de tall de salinitat, on el comportament dels nutrients i la salinitat és independent, és de 37,5 g/kg.

Per últim, s'analitzen els problemes detectats a l'hora d'establir la qualitat ecològica de les diferents masses d'aigua amb una sola mètrica. Com ja s'ha comentat anteriorment, a l'exercici d'intercalibratge realitzat en el marc de la DMA s'estableix que, per al Mediterrani espanyol, la determinación de l'estat tròfic ha de realitzar-se amb el percentil 90 d'una sèrie temporal de cinc anys de concentracions mensuals de clorofil·la *a*. Per aquest motiu, s'ha desenvolupat un nou enfocament que té en compte altres mètriques que consideren la variabilitat natural del sistema. La selecció de les zones de referència es realitza després d'una anàlisi completa de les pressions i impactes i no en base a un sol paràmetre. Una volta seleccionades les zones de referència, es proposa que, per a la classificació de les masses d'aigua, una metodologia contrastada en la que es considera el grau de desviació que pot ser tolerat per l'ecosistema.

Índice General.

1. Capítulo 1. Introducción	1
1.1. Indicadores biológicos de calidad del agua	2
1.1.1. Concepto de indicador biológico	2
1.1.2. Bioindicadores en las costas del mediterráneo occidental.....	4
1.1.2.1. Macroalgas	4
1.1.2.2. Macroinvertebrados	5
1.1.2.3. Praderas de <i>Posidonia oceanica</i>	6
1.1.2.4. Fitoplancton	7
1.2. DIRECTIVA 2000/60/CE	8
1.2.1. Aspectos jurídicos.....	9
1.2.1.1. Antecedentes	9
1.2.1.2. Definición.....	9
1.2.1.3. Calendario de la DMA	10
1.2.1.4. Implantación de la DMA.....	11
1.2.2. Aspectos hidrológicos.....	13
1.2.2.1. Tipología de las masas de agua y tipos de referencia	13
1.2.2.2. Presiones e impactos de las masas de agua.....	16
1.2.2.3. Planes de cuenca	17
1.2.3. Aspectos ecológicos.....	18
1.2.3.1. Definición en la DMA de estado ecológico, Condiciones de Referencia, Cociente de Calidad Ambiental y clases de estado ecológico... 18	
1.2.3.2. Elementos indicadores de calidad ambiental en la DMA.	20
1.2.4. Intercalibración	21
1.2.4.1. Decisiones del Med-GIG en aguas costeras	22
1.2.4.2. Deficiencias de las decisiones tomadas	23
1.3. Objetivos.....	24

1.4. Bibliografía.....	25
2. Capítulo 2. Área de estudio: Comunidad Valenciana	33
2.1. Marco administrativo.....	33
2.2. Marco físico.....	34
2.2.1. Clima.....	34
2.2.2. Cuencas hidrográficas.....	34
2.2.3. Litología.....	36
2.2.4. Geografía	36
2.2.5. Usos del suelo en el litoral.....	36
2.2.6. Morfología litoral.....	37
2.2.7. Clima marítimo	38
2.2.7.1. Corrientes	38
2.2.7.2. Mareas	38
2.2.7.3. Oleaje	38
2.2.7.4. Vientos	39
2.2.7.5. Transporte litoral.....	39
2.2.7.6. Temperatura	39
2.2.8. Salinidad	39
2.3. Marco biótico.....	40
2.3.1. Fitoplancton	40
2.3.2. Macrófitas	40
2.3.3. Peces.	40
2.3.4. Macroinvertebrados	40
2.4. Infraestructuras	40
2.4.1. Desalinizadoras.....	40
2.4.2. EDARs-emisarios	41
2.4.3. Puertos y/o dársenas portuarias	41

2.4.4. Granjas marinas	42
2.5. Zonas protegidas.....	43
2.5.1. Zonas de baño	43
2.5.2. Zonas RAMSAR.....	43
2.5.3. Parques Naturales	43
2.5.4. Reservas Marinas.....	43
2.5.5. Zonas Húmedas de la Comunidad Valenciana	44
2.5.6. Zonas ZEPA.....	44
2.5.7. LICs	45
2.6. Bibliografía.....	45
3. Capítulo 3. Influencia de la ubicación de la red de muestreo en la calificación del estado ecológico	47
3.1. Introducción.....	47
3.2. Material y métodos	48
3.2.1. Área de estudio	48
3.2.2. Metodología de muestreo	49
3.2.3. Técnicas analíticas	50
3.3. Resultados y discusión	51
3.3.1. Pautas de variación espacial	51
3.3.2. Coeficientes de variación de las distintas batimetrías	54
3.3.3. Factor de conversión inshore:nearshore	55
3.3.4. Influencia de los ratios inshore:nearshore utilizados sobre la clasificación	57
3.4. Conclusiones.....	59
3.5. Bibliografía.....	60
4. Capítulo 4. Análisis holístico para la tipificación de las regiones costeras	63
4.1. Introducción.....	63
4.2. Material y métodos	64
4.2.1. Área de estudio	64

4.2.2. Metodología de muestreo	65
4.2.3. Técnicas analíticas	65
4.2.4. Tratamiento estadístico	66
4.3. Los tipos de masas de agua costera en la Comunidad Valenciana.....	67
4.3.1. Tipologías según el enfoque del MedGIG basado en la media anual de la salinidad.....	67
4.3.2. Tipologías según un análisis global del territorio.....	69
4.3.3. Tipologías con todos los datos del seguimiento	70
4.4. Conclusiones.....	71
4.5. Bibliografía.....	72
5. Capítulo 5. Metodología para la caracterización de regiones costeras pelágicas	77
5.1. Introducción.....	77
5.2. Material y métodos	78
5.2.1. Área de estudio	78
5.2.1.1. Plumas continentales.....	79
5.2.1.2. Aguas costeras.....	80
5.2.2. Metodología de muestreo	81
5.2.2.1. Plumas continentales.....	81
5.2.2.2. Aguas costeras.....	81
5.2.3. Técnicas analíticas	81
5.3. Resultados y discusión	82
5.3.1. Problemática del uso de las concentraciones de clorofila <i>a</i> en la caracterización de regiones costeras pelágicas	82
5.3.2. Análisis de enfoques para la caracterización costera pelágica	91
5.3.3. Metodología para la caracterización costera pelágica sin considerar el efecto de la influencia continental	93
5.4. Conclusiones.....	99
5.5. Bibliografía.....	100

6. Capítulo 6. Estableciendo límites de calidad ecológica	105
6.1. Introducción.....	105
6.2. Material y métodos	107
6.2.1. Área de estudio	108
6.2.2. Metodología de muestreo	109
6.2.2.1. <i>Posidonia oceanica</i>	109
6.2.2.2. Macroalgas	109
6.2.2.3. Macroinvertebrados bentónicos	109
6.2.2.4. Nutrientes	109
6.3. Resultados y discusión	110
6.3.1. <i>Posidonia oceanica</i> como elemento de calidad.....	110
6.3.2. Macroalgas como elemento de calidad.....	111
6.3.3. Macroinvertebrados bentónicos como elemento de calidad.....	111
6.3.4. Nutrientes y clorofila <i>a</i> como elemento de calidad	111
6.3.5. Selección de las zonas de referencia.....	118
6.3.6. Calificando ecológicamente las masas de agua de la Comunidad Valenciana	119
6.3.7. Calculando EQRs.....	122
6.3.8. Comparación de resultados.....	124
6.4. Conclusiones.....	126
6.5. Bibliografía.....	127
7. Capítulo 7. Futuras líneas de investigación	131

Índice de tablas.

Tabla 1.1. Categorías y grandes tipos de masas superficiales de agua en la propuesta de DMA.....	15
Tabla 1.2. Definición general de las clases de estado ecológico (DMA, anexo V.1.2) ..	19
Tabla 1.3. Parámetros a utilizar en la determinación del estado ecológico (DMA, anexo V).....	20
Tabla.1.4. Grupos de Intercalibración Geográficos (GIG) creados para las diferentes categorías de aguas superficiales.....	22
Tabla 1.5. Tipos de agua costera definidos en el Mediterráneo para el fitoplancton como elemento biológico de calidad	22
Tabla 3.1. Coeficientes de variación de los P90 y medias de la clorofila <i>a</i> de cada isóbata, utilizando los puntos de la columna de agua o sólo los puntos superficiales de los 4 transectos	54
Tabla 3.2. Coeficientes de variación de los P90 y medias de la clorofila <i>a</i> de cada isóbata, utilizando los puntos de la columna de agua o sólo los puntos superficiales de todos los transectos, excepto Benicasim S	55
Tabla 3.3. Límites de las clases de calidad establecidos en la Decisión de la Comisión (2008/915/CE) para la clorofila <i>a</i> (valores nearshore). Valores inshore correspondientes a los nearshore definitivos según lo establecido en WFD, Technical Report, 2007	55
Tabla 3.4. Ratios de los P90 de la clorofila <i>a</i> entre las distintas estaciones en los 4 transectos objeto de estudio y sus promedios cuando se toman valores de toda la columna de agua.....	56
Tabla 3.5. Ratios de los P90 de la clorofila <i>a</i> entre las distintas estaciones en los 4 transectos objeto de estudio y sus promedios cuando se toman valores superficiales	56
Tabla 3.6. Ratios de las medias de la clorofila <i>a</i> entre las distintas estaciones en los 4 transectos objeto de estudio y sus promedios cuando se toman valores de toda la columna de agua.....	56
Tabla 3.7. Ratios de las medias de la clorofila <i>a</i> de las distintas estaciones en los 4 transectos objeto de estudio y sus promedios cuando se toman valores superficiales	57
Tabla 3.8. Clasificación inshore y nearshore de los diferentes transectos estudiados utilizando los límites de clases establecidos por el MedGIG, considerando en los cálculos todos los puntos de la columna de agua por cada estación.....	57
Tabla 3.9. Clasificación inshore y nearshore de los diferentes transectos estudiados utilizando los límites de clases establecidos por el MedGIG, considerando en los cálculos sólo los puntos superficiales de la columna de agua por cada estación	57

Tabla 3.10. Clasificación de los diferentes transectos estudiados utilizando el ratio propuesto en el MedGIG (0,5) con los datos inshore y nearshore, considerando en los cálculos todos los puntos de la columna de agua y todos los superficiales en la bahía de Benicasim, como si fuese una masa de agua	58
Tabla 3.11. Límites de las clases de calidad para el P90 de la clorofila <i>a</i> , establecidos en la Decisión de la Comisión (2008/915/CE) para nearshore y los calculados para inshore utilizando 1)el ratio establecido en WFD, Technical Report, 2007 y los obtenidos en este capítulo con 2)valores de toda la columna de agua y 3) valores superficiales.....	58
Tabla 3.12. Clasificación de los diferentes transectos estudiados utilizando los ratios medios obtenidos en nuestro análisis con datos de la columna o superficiales (0,31 y 0,33 respectivamente).....	58
Tabla 3.13. Clasificación de los diferentes transectos estudiados utilizando los ratios medios obtenidos en nuestro análisis con datos de la columna o superficiales (0,31 y 0,33 respectivamente), integrando todos los valores de las estaciones inshore y nearshore como si dicha bahía fuera una masa de agua	59
Tabla 4.1. Descripción de la tipología establecida por la Decisión de la Comisión (2008/915/CE), aplicable sólo al fitoplancton como elemento de calidad biológica	64
Tabla 5.1. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila <i>a</i> y fecha de los datos obtenidos en la pluma del Río Ebro	85
Tabla 5.2 Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila <i>a</i> y fecha de los datos obtenidos en la pluma del Río Ebro para muestras por encima de 37,5 g/kg... 87	87
Tabla 5.3. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila <i>a</i> y fecha de los datos obtenidos en la pluma de Albufera de Valencia.....	87
Tabla 5.4. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila <i>a</i> y fecha de los datos obtenidos en la pluma de la Albufera de Valencia para muestras por encima de 37,5 g/kg	87
Tabla 5.5. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila <i>a</i> y fecha de los datos obtenidos en la pluma de Almenara	88
Tabla 5.6. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila <i>a</i> y fecha de los datos obtenidos en la pluma de Almenara para muestras por encima de 37,5 g/kg .. 88	88
Tabla 5.7. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila <i>a</i> y fecha de los datos obtenidos en la pluma del Estany de Cullera.....	89
Tabla 5.8. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila <i>a</i> y fecha de los datos obtenidos en la pluma del Estany de Cullera para muestras por encima de 37,5 g/kg	89
Tabla 5.9. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila <i>a</i> y zona de los datos obtenidos en primavera para todas las áreas de estudio	89

Tabla 5.10. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila <i>a</i> y zona de los datos obtenidos en primavera para todas las áreas de estudio para muestras por encima de 37,5 g/kg.....	90
Tabla 5.11. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila <i>a</i> y zona de los datos obtenidos en verano para todas las áreas de estudio.....	90
Tabla 5.12. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila <i>a</i> y zona de los datos obtenidos en verano para todas las áreas de estudio para muestras por encima de 37,5 g/kg.....	91
Tabla 5.13. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila <i>a</i> y zona de los datos obtenidos en otoño para todas las áreas de estudio.....	91
Tabla 5.14. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila <i>a</i> y zona de los datos obtenidos en otoño para todas las áreas de estudio para muestras por encima de 37,5 g/kg	91
Tabla 5.15. Ecuaciones de regresión y coeficientes asociados para cada una de las campañas de muestreo estudiadas. Valores de clorofila <i>a</i> (mg/m ³) extrapolados con las ecuaciones correspondientes y el valor real medio obtenido en el muestreo para una salinidad de 37,5 g/kg en cada campaña de muestreo	92
Tabla 5.16. Resultados del análisis factorial de las variables tipificadas tomando todas las muestras para las clases de salinidad indicadas y extrayendo factores con autovalores mayores que 1	95
Tabla 5.17. Resultados del análisis factorial de las variables tipificadas tomando todas las muestras para las clases de salinidad indicadas y extrayendo 3 factores.....	97
Tabla 5.18. Resultados del análisis factorial de las variables tipificadas discriminando las muestras provenientes de plumas y playas, para las clase de salinidad indicadas y extrayendo 3 factores.....	98
Tabla 6.1. Estado ecológico de las masas de agua de la Comunidad Valenciana utilizando las praderas de <i>Posidonia oceanica</i> como elemento biológico de calidad...	110
Tabla 6.2. Estado ecológico de las masas de agua de la Comunidad Valenciana utilizando macroalgas como elemento biológico de calidad.....	111
Tabla 6.3. Estado ecológico de las masas de agua de la Comunidad Valenciana utilizando macroinvertebrados bentónicos como elemento biológico de calidad	111
Tabla 6.4. Percentil 90 normalizado de amonio, nitrito, nitrato, NID, PSR, PT, ácido ortosilícico (µM) y clorofila <i>a</i> (mg/m ³) obtenidos a lo largo de 2 años en el seguimiento mensual para las muestras con salinidades superiores a 37,5 g/kg, en las 15 masas de agua costera de la Comunidad Valenciana y una estimación para cada masa de agua de los aportes de PT con datos provenientes de emisarios submarinos	112
Tabla 6.5. Estado ecológico de las masas de agua utilizando <i>Posidonia oceanica</i> , macroalgas y macroinvertebrados bentónicos como elemento biológico de calidad y los P90 de los parámetros químicos (µM) y clorofila <i>a</i> (mg/m ³) obtenidos a lo largo de 2	

años en el seguimiento mensual para las muestras con salinidades superiores a 37,5 g/kg, en las 15 masas de agua costera de la Comunidad Valenciana	118
Tabla 6.6. Calificación de las masas de agua de la Comunidad Valenciana utilizando la metodología propuesta.....	121
Tabla 6.7. Matriz de componentes obtenida en el análisis de componentes principales realizados con las variables P20 y P50 de cada masa de agua y la zona de referencia en cada tipología.....	122
Tabla 6.8. P20, P80, peso en el componente extraído y EQR para cada masa de agua	122
Tabla 6.9. EQRs que definen los límites de clase	123
Tabla 6.10. Límites de las diferentes clases establecidos en la Decisión de la Comisión (2008/915/CE) para la clorofila <i>a</i>	124
Tabla 6.11. Calificación de las masas de agua de la Comunidad Valenciana utilizando la metodología establecida en la DMA y la metodología propuesta en esta tesis con los datos de 2005-07.....	125

Índice de figuras.

Figura 1.1. Estructura organizativa de la Estrategia Común de Implantación de la DMA 2001-02 (WFD CIS, 2001)	11
Figura 1.2. Estructura organizativa de la Estrategia Común de Implantación de la DMA 2005-06 (WFD CIS, 2004)	12
Figura 1.3. Regiones ecológicas de ríos, lagos, aguas de transición y aguas costeras definidas por la DMA	13
Figura 1.4. Esquema para establecer EQR	19
Figura 1.5. 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 del Anexo V, 1.2 de la DMA (WFD CIS Working Group 2A, 2005)	21
Figura 2.1. Demarcaciones de las cuencas hidrográficas de las Confederaciones Hidrográfica del Ebro, Júcar y Segura en la Comunidad Valenciana	35
Figura 3.1. Mapa del área de estudio y ubicación de los transectos y estaciones de muestreo	49
Figura 3.2. Dispositivo de muestreo (SWAS)	50
Figura 3.3. P90 de la clorofila <i>a</i> obtenido con los puntos de muestreo por estación a lo largo de los diferentes muestreos, en los transectos realizados en la bahía de Benicasim y la bahía de Cullera	51
Figura 3.4. P90 de la clorofila <i>a</i> obtenido integrando los datos de todo el transecto hasta ese punto batimétrico a lo largo de los diferentes muestreos en los transectos realizados en la bahía de Benicasim y la bahía de Cullera	52
Figura 3.5. Medias de la clorofila <i>a</i> obtenidos considerando los puntos de muestreo por estación a lo largo de los diferentes muestreos, en los transectos realizados en la bahía de Benicasim y la bahía de Cullera	52
Figura 3.6. Media y P90 de la clorofila <i>a</i> obtenidos si se consideran los puntos superficiales por estación a lo largo de los diferentes muestreos, en los transectos realizados en la bahía de Benicasim y la bahía de Cullera	53
Figura 4.1. Delimitación inicial de masas de agua del litoral de la Comunidad Valenciana y salinidad media calculada para cada masa de agua en los años 2005-06 y 2006-07	67
Figura 4.2. Concentraciones medias y sus barras de error (con un intervalo de confianza del 95%) para la salinidad, amonio, nitrito, nitrato, fósforo soluble reactivo (PSR), fósforo total (PT) y clorofila <i>a</i> en la zona 11 para los periodos 2005-06 y 2006-07.	68

Figura 4.3. Dendograma obtenido utilizando el método de Ward con las medias bianuales de cada parámetro para cada una de las zonas	71
Figura 5.1. Ubicación geográfica de la desembocadura del río Ebro, el Estany de Cullera, la Albufera de Valencia, la marjal de Almenara y las estaciones muestreadas en cada una de las zonas para las diferentes campañas	79
Figura 5.2. Comportamiento de la clorofila <i>a</i> frente a la salinidad en la pluma del río Ebro en las diferentes campañas de muestreo	82
Figura 5.3. Comportamiento de la clorofila <i>a</i> frente a la salinidad en la pluma de la Albufera de Valencia en las diferentes campañas de muestreo.....	83
Figura 5.4. Comportamiento de la clorofila <i>a</i> frente a la salinidad en la pluma del Estany de Cullera en las diferentes campañas de muestreo	84
Figura 5.5. Comportamiento de la clorofila <i>a</i> frente a la salinidad en la pluma de la marjal de Almenara en las diferentes campañas de muestreo	85
Figura 5.6. Comportamiento de la clorofila <i>a</i> frente a la salinidad con todas las campañas en cada área de estudio. A. Pluma de río Ebro; B. Pluma de la Albufera de Valencia; C. Pluma de la marjal de Almenara y D. Pluma del Estany de Cullera	86
Figura 5.7. Comportamiento de la clorofila <i>a</i> frente a la salinidad con todas las campañas en cada estación del año.....	90
Figura 5.8. Representación de los valores obtenidos por interpolación versus los valores reales que corresponden a salinidades superiores a 37,5 g/kg.....	92
Figura 5.9. Concentraciones de salinidad (g/kg) y clorofila <i>a</i> (mg/m ³) obtenidas en los muestreos mensuales en la Playa Devesa.....	93
Figura 6.1. Situación de las estaciones de muestreo dentro de la Comunidad Valenciana para el seguimiento en el marco de la DMA de: A) <i>Posidonia oceanica</i> , B) macroinvertebrados bentónicos, C) macroalgas, D) parámetros fisico-químicos y clorofila <i>a</i>	108
Figura 6.2. Diagramas de cajas elaborados con el P10, P20, P50, P80 y P90 de las concentraciones de clorofila <i>a</i> para cada una de las estaciones que pertenecen a las masas de agua de referencia de las dos tipologías presentes en la Comunidad Valenciana, con las muestras cuya salinidad es mayor de 37,5 g/kg	119
Figura 6.3. Diagramas de cajas elaborados con el P10, P20, P50, P80 y P90 de las concentraciones de clorofila <i>a</i> para cada una de las 15 masas de agua, con las muestras cuya salinidad es mayor de 37,5 g/kg en las 2 tipologías existentes en la Comunidad Valenciana	120
Figura 6.4. Esquema para establecer el EQR en la metodología propuesta	123
Figura 6.5. Esquema para establecer EQR en los límites de clase High/Good y Good/Moderate.....	123

Capítulo 1.

1. Introducción.

Prácticamente todos los ecosistemas de la Tierra han sido transformados de forma significativa por las actividades humanas y esta transformación ha sido especialmente rápida en los últimos 100 años.

El ecosistema litoral es extremadamente valioso desde el punto de vista biológico, económico y ambiental. El constante crecimiento demográfico y la industrialización asociada, lleva consigo el uso intensivo de recursos en las áreas costeras y la evacuación de los subproductos urbanos e industriales cerca de la costa. Se ha calculado que, en la actualidad, la población litoral directa e indirecta representa más del 50%. Una mala planificación del desarrollo urbano, agrícola e industrial en estas zonas, ha contribuido a aumentar en gran medida los efectos desfavorables en los sistemas costeros naturales de todo el mundo (PNUMA, 1990a, b; Williamson, 1992). Las previsiones apuntan que las regiones costeras seguirán experimentando un aumento de población.

La presión sobre estos ecosistemas se incrementa proporcionalmente con el crecimiento y la expansión poblacional y económica. Como consecuencia se producen una serie de impactos, de los cuales la eutrofización es uno de los más significativos. Un estudio realizado por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) durante los años 1990 sugiere que aproximadamente el 60% de 138 estuarios estudiados, muestran problemas moderados o serios debido al enriquecimiento de nutrientes (Bricker et al., 1999).

Los costos asociados a la eutrofización son difíciles de cuantificar usando sistemas económicos neoclásicos (Hall et al., 2001; Costanza, 1997), en parte por la dificultad de estimar económicamente los recursos naturales (Barrett y Farina, 2000), siendo necesaria una mejora de los modelos económicos que integren la complejidad ambiental.

A principios del siglo XX, se consideraba que el nitrógeno y el fósforo eran el combustible que movía el gran motor de producción marítima. Hoy en día, se consideran agentes contaminantes que provocan el crecimiento de especies tóxicas fitoplanctónicas. El desafío es hacer llegar los nutrientes a los lugares adecuados tal que puedan sostener la producción útil (Flemer y Champ, 2006).

En los ecosistemas oceánicos la llegada de nutrientes depende básicamente de la circulación vertical de las aguas, pero en los ecosistemas litorales son los aportes de origen continental los que en muchos casos determinan el estado trófico del sistema, especialmente en las zonas marinas más oligotróficas como el mar Mediterráneo (Moutin et al., 1998). La variación de las condiciones ambientales provoca una marcada transición en la biocenosis, y en especial el tránsito del agua dulce a la salina implica una gran transformación en el medio (Naudin et al., 1997; Romero, 2004), por una parte la muerte de organismos que no están adaptados al cambio de salinidad y por otra las transformaciones de distintas especies químicas al variar las constantes de ionización de ácidos y bases y la solubilidad. La muerte y descomposición de los distintos organismos que no se pueden adaptar a estas salinidades da lugar a un consumo de oxígeno disuelto,

que si no hay aportes puede provocar anoxia y producción de ácido sulfhídrico, especialmente en los sedimentos subyacentes. Por todo ello estos sistemas constituyen biotopos inestables, y sus biocenosis deben estar adaptadas a amplias fluctuaciones de diferentes parámetros.

Como cada ecosistema es único, se necesita un buen conocimiento de cada área para poder aplicar herramientas efectivas de mejora del estado ecológico. De hecho, y como apuntan Gilbert et al (2006), para mejorar el estado trófico de un ecosistema litoral, necesitamos determinar cuales son los factores que dan lugar a los procesos de eutrofia. Sin embargo, también es interesante y necesario investigar la posible existencia de procesos de eutrofia naturales, ya que entonces, para mejorar el estado trófico, serían necesarias más herramientas de gestión y no sólo una disminución de los vertidos de nutrientes.

Es importante entender la relación entre las cargas de nutrientes y las respuestas ecológicas. Sin embargo, como se apunta en EPA (2001), muchas veces es difícil distinguir entre la variabilidad natural de un ecosistema respecto a la productividad primaria y la inducida por factores antropogénicos, especialmente el enriquecimiento de nutrientes, que a menudo es una consecuencia de la variabilidad en los procesos físicos. Ésta no es una tarea sencilla, y algunos modelos (Cloern, 2001) sugieren que el sistema modula los estresores de manera que un único estresor no produce necesariamente una única respuesta.

Como se apunta en EPA (2001), la naturaleza individual de muchos de los ecosistemas costeros presenta un desafío particular para el desarrollo de criterios. El objetivo ideal es establecer los criterios respecto al contenido de nutrientes que sean protectores durante los períodos en los que los ecosistemas costeros son más vulnerables al enriquecimiento de nutrientes y que protejan los usos definidos. Lo deseable es restaurar la integridad ecológica original, por lo menos según lo representado por las condiciones y los criterios de referencia.

A lo largo de los diferentes capítulos de esta tesis doctoral se establece adecuadamente el modelo conceptual previo imprescindible para llegar a establecer los criterios pertinentes para definir las tipologías de las diferentes masas de agua del Mediterráneo, las zonas de referencia y los límites para establecer el estado ecológico, utilizando la clorofila *a* como indicador de la calidad del agua en el marco de la DIRECTIVA/2000/60CE.

1.1. INDICADORES BIOLÓGICOS DE CALIDAD DEL AGUA.

1.1.1. CONCEPTO DE INDICADOR BIOLÓGICO.

Para proteger las aguas, tanto en cantidad como en calidad, una de las acciones clave es realizar un ejercicio de calibración que asegure el buen estado ecológico y represente el mismo nivel de calidad ecológica en cualquier lugar. Este ejercicio debe asegurar que los límites de las clases ecológicas para los diferentes elementos indicadores de calidad se correspondan con niveles comparables respecto a la alteración del ecosistema. Uno de los problemas para la clasificación ecológica es la identificación de parámetros clave (Costanza et al., 1997) que nos indiquen el grado de impacto humano o del estado ecológico (Crooks y Turner, 1999). Para esto, hay que determinar qué elementos del medio pueden ser utilizados como indicadores de calidad ecológica.

Estos elementos indicadores de calidad ecológica pueden ser físico-químicos, hidromorfológicos o biológicos. De estos últimos, en general, todo organismo es indicador de las condiciones del medio en que se desarrolla, ya que de cualquier forma su existencia en un espacio y momentos determinados responden a su capacidad de adaptarse a los distintos factores ambientales. Sin embargo, en términos más estrictos, un indicador biológico (también llamado bioindicador o elemento biológico de calidad ambiental) se ha considerado como aquel cuya presencia y abundancia señalan algún proceso o estado del sistema en el cual habita. Los indicadores biológicos acuáticos se han asociado directamente con la calidad del agua más que con procesos ecológicos o con su distribución geográfica. Es pertinente aclarar que más que a un organismo, el indicador biológico se refiere a la población de individuos de la especie indicadora, y en el mejor de los casos al conjunto de especies que conforman una comunidad indicadora.

El concepto de organismo indicador se refiere a especies seleccionadas por su sensibilidad o tolerancia (normalmente es la sensibilidad) a varios parámetros. Usualmente los biólogos emplean estos elementos biológicos indicadores de contaminación debido a su especificidad y fácil monitoreo. Odum (1972) define a los organismos indicadores como la presencia de una especie en particular, que demuestra la existencia de ciertas condiciones en el medio, mientras que su ausencia es la consecuencia de la alteración de tales condiciones.

El principal uso que se le ha dado a los indicadores biológicos ha sido la detección de sustancias contaminantes, ya sean estos metales pesados, materia orgánica, nutrientes (eutrofización), o elementos tóxicos como hidrocarburos, pesticidas, ácidos, bases y gases con miras a establecer la calidad del agua.

En adición a esta utilización primordial, existen otra serie de fenómenos que se pueden determinar mediante bioindicadores como son la saturación de oxígeno, las condiciones de anoxia y de pH, la estratificación térmica y de oxígeno en la columna de agua, la turbulencia del agua, la torrencialidad, los procesos de mezcla entre el hipolimnion y el epilimnion en cuerpos lénticos, la eutrofización natural, el grado de mineralización del agua, la presencia de determinados elementos como hierro, sílice y calcio o los fenómenos de sedimentación.

El paso previo a la selección de bioindicadores, es definir qué factor ambiental o para qué tipo de contaminación se requiere un indicador empleando organismos marinos. Al seleccionar indicadores de protección ambiental son particularmente deseables los siguientes atributos. Un indicador ideal debería indicar sin ambigüedades los parámetros ambientales mediante su presencia. Este ideal raramente se realiza, pero los indicadores ambientales ideales deberían ser fácilmente identificados y muestreados, tener distribución cosmopolita, estar asociados a abundantes datos auto-ecológicos, tener importancia económica y acumular fácilmente contaminantes.

1.1.2. BIOINDICADORES EN LAS COSTAS DEL MEDITERRÁNEO OCCIDENTAL.

Los organismos o grupos de organismos más utilizados como indicadores de contaminación en los ecosistemas costeros mediterráneos son:

1.1.2.1. Macroalgas.

Las comunidades biológicas que se desarrollan en el medio marino se distribuyen a lo largo de horizontes. La distribución que siguen es de una zonación por pisos, según la incidencia de los diferentes factores ambientales (Pérès y Picard, 1975). En el caso del sistema fital (parte eufótica) se pueden diferenciar los siguientes pisos:

- Supralitoral: zona de influencia marina pero que no se haya sumergida. Queda a expensas de la llegada de salpicaduras o del rocío marino.
- Mesolitoral: piso expuesto a periodos de emersión e inmersión, en el Mediterráneo, principalmente por el oleaje. Por tanto sufre las condiciones más variables puesto que alterna etapas aéreas (cuando el nivel del mar está más bajo) con otras submarinas.
- Infralitoral: franja permanentemente sumergida (salvo en casos de altas presiones atmosféricas o fuertes oleajes que dejan al descubierto sus centímetros más superficiales). Abarca hasta la profundidad límite donde crecen las fanerógamas marinas y/o las algas fotófilas.

Las especies objetivo del presente estudio se desarrollan en el medio-infralitoral superior en el caso de las macroalgas y en el piso infralitoral para el caso de *Posidonia oceanica*.

Evolutivamente, los macrófitos marinos se dividen en cuatro grandes grupos: Chlorophyta, Phaeophyta y Rhodophyta (dentro de las macroalgas), y Magnoliophyta (Angiospermas). Ello representa una amplia gama de morfologías y estrategias ecológicas, lo que va a generar la estructuración del medio.

Debido a que los macrófitos son organismos bentónicos sésiles, responden directa e indirectamente a los cambios bióticos y abióticos que se producen en el ambiente (Borowitzka, 1972) siendo, junto a los invertebrados sésiles, el grupo bentónico más interesante como integrador de la calidad medioambiental (Levine, 1984). Además, el estudio de estas comunidades no solo refleja las condiciones en el momento de muestreo, sino también las condiciones a las que han sido previamente expuestas. Por lo tanto, las comunidades bentónicas litorales son excelentes indicadores del estado ambiental, frente a la columna de agua, ya que su modo de vida es sésil, no desplazándose del lugar, son persistentes, integran condiciones medias y extremas, y su localización superficial supone su exposición a muchos agentes contaminantes a lo largo de la costa.

Dentro del grupo de macrófitos, las diversas especies de macroalgas presentan diferente sensibilidad a los impactos antrópicos (principalmente, contaminación y alteraciones físicas). Así estudios sobre el efecto de vertidos domésticos e industriales en el litoral revelan la sensibilidad a la contaminación de algunas especies de algas pardas,

especialmente del género *Cystoseira* (Bellan-Santini, 1968; Soltan et al., 2001). De acuerdo con Belsher (1977) la contaminación también afecta a algunas algas rojas, con la desaparición de especies de Gelidiales y Rhodymeniales, y la regresión de algunas Ceramiales, Gigartinales y Cryptonemiales. Se pueden establecer a priori, los siguientes estados de calidad de aguas:

- **Calidad alta:** Las asociaciones de *Cystoseira* son consideradas como las comunidades más maduras en las costas del Mediterráneo con alto o moderado hidrodinamismo, alta irradiancia y buena calidad de agua. Las formaciones calcáreas del alga *Lithophyllum byssoides* (= *L. lichenoides*) y del *vermético* *Dendropoma petraeum*, también son indicadoras de aguas con alto hidrodinamismo y alta calidad de agua.
- **Calidad media:** Cuando comienza a detectarse alteración se produce un progresivo decrecimiento en la cobertura de *Cystoseira* y *Lithophyllum* hasta que se produce un reemplazamiento total de las comunidades. Con la presencia de moderado a alto hidrodinamismo la comunidad es dominada por *Corallina elongata* (Bellan-Santini, 1968; Ballesteros et al., 1984) y/o por mejillones de la especie *Mytilus galloprovincialis* (Bellan-Santini, 1968), siendo muy abundante en agua con un alto contenido de materia orgánica particulada y nutrientes.
- **Calidad baja:** A medida que va aumentando la contaminación, con alta carga de nutrientes, las macroalgas del género *Ulva* (Golubic, 1970), *Cladophora* (Belsher, 1977) y *Enteromorpha* (Ballesteros et al., 1984) se hacen dominantes, sustituyendo totalmente el cinturón de *Cystoseira*, e incluso de *Corallina*. La sustitución de todas estas comunidades por especies de cianobacterias indica un grado extremo de contaminación (Golubic, 1970; Littler y Murray, 1975).

1.1.2.2. Macroinvertebrados.

Las comunidades bentónicas, por su alta sensibilidad a los cambios ambientales, tienen la capacidad de reflejar las anomalías y procesos de degradación en los ambientes costeros (Anger, 1977; Pearson y Rosenberg, 1978; Holte y Oug, 1996). Esto las convierte en indicadores biológicos, mundialmente reconocidos, para detectar el grado de contaminación que las actividades humanas generan sobre los ecosistemas costeros.

Las especies de invertebrados que caracterizan los fondos del litoral de la Comunidad Valenciana son moluscos, poliquetos, equinodermos (erizos) y crustáceos. De esta forma, "se caracteriza la fauna y se perfilan los diferentes ecosistemas".

Las comunidades bentónicas que dominan los fondos marinos se caracterizan por la presencia de la Comunidad de las Arenas Finas de Altos Niveles (0- 5 m), seguida de las Arenas Finas Bien Calibradas (5- 20 m) con progresivo enfangamiento, destacando la presencia de manchas de pradera de *Posidonia oceanica* en el sector septentrional en fondos degradados y dominados por la tanatocenosis de esta comunidad singular.

Variaciones en las condiciones del medio (luz, temperatura, presión, salinidad, así como el tipo de materiales sedimentarios del fondo) ocasionan modificaciones características en la distribución de los organismos del bentos. Los indicios de contaminación ambiental pueden determinarse por una variación cuantitativa en la fauna bentónica. En estos casos, pueden verse afectados tanto la estructura poblacional de los organismos

como la relación que existe entre las abundancias de las distintas especies que integran la Comunidad Valenciana.

1.1.2.3. Praderas de *Posidonia oceanica*.

Posidonia oceanica (L.) Delile es una fanerógama marina endémica del mar Mediterráneo, que 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 (Den Hartog, 1970; Boudouresque y Meinesz, 1982).

Esta especie se caracteriza por poseer unas hojas acintadas de aproximadamente un centímetro de anchura, y de hasta 140 cm de longitud, que se disponen agrupadas en haces al final de un tallo o rizoma. Su rizoma es leñoso y se desarrolla junto con las raíces creando un retículo donde quedan atrapados el sedimento y los propios restos de la planta, y cuyo conjunto se denomina "mata" (Molenaar et al., 2000).

Las praderas de *Posidonia oceanica* son de gran valor biológico y económico (Pérès y Picard, 1975) principalmente debido a que:

- Forma uno de los ecosistemas más productivos conocidos (Romero, 1985; Sánchez Lizaso, 1993). Es fuente directa de alimento de unas pocas especies de crustáceos, equinodermos y peces, aunque la mayoría de su producción no sigue la cadena trófica clásica y se reparte entre la descomposición y el reciclado de nutrientes (Romero, 1989; Cebrián y Duarte, 2001). Así, el 30 % de su producción es arrastrada en forma de hojas muertas a zonas más profundas fuera de la pradera, donde al descomponerse aporta nutrientes a bacterias, protozoos y hongos (Pergent et al., 1994; Cebrián et al., 1997), que hacen a su vez que pueda servir de alimento a algunos invertebrados bentónicos (anfípodos, isópodos, decápodos y poliquetos). La principal fuente de carbono para la mayoría de organismos que se alimentan en la pradera viene de los epífitos, también de elevada productividad en el caso de las algas.
- Reduce el hidrodinamismo y promueve la sedimentación y la estabilidad del propio sedimento, reduciendo o impidiendo la erosión que se da fuera de las praderas (García et al., 1999; Terrados y Duarte, 2000), así como la que se produce en las playas (Blanc y Jeudy de Grissac, 1984), al retener el sedimento entre el entramado que forman sus raíces y rizomas. Aumenta la rugosidad del fondo reduciendo la energía del oleaje (Medina et al., 2001) e incrementa las tasas de sedimentación y deposición de todo tipo de partículas, con lo que mejora la calidad del agua al evitar la resuspensión del sedimento. Regula la composición química del agua y del sedimento al evitar o disminuir la carga de partículas de materia orgánica e inorgánica (Blanc y Jeudy de Grissac, 1984).
- Por otra parte también actúa como fuente de producción de sedimentos carbonatados, por el esqueleto calcáreo de sus epífitos (coralinas, briozoos, foraminíferos, etc.), así como por los de otros organismos que la habitan (Canals et al., 1988).
- Mediante el proceso de fotosíntesis participa en la oxigenación del agua, así un metro cuadrado de pradera produce entre 4 y 20 litros de oxígeno diarios

(Boudouresque y Meinesz, 1982), y en la fijación de CO₂, llegando a ser responsable de la fijación de un 30 % del total del carbono que se acumula en el fondo marino (Cebrián y Duarte, 2001). También juega un papel muy importante en el ciclo biogeoquímico del nitrógeno.

- Contribuye a diversificar y estructurar el fondo proveyendo de sustrato y refugio a diversos organismos. Es una importante zona de reproducción, puesta y alevinaje para muchos invertebrados y peces, algunos de ellos de gran interés comercial para el hombre (Jiménez et al., 1996; Sánchez Lizaso et al., 2002). Son comunidades de alta diversidad (Templado, 1984), se calcula que sirve de hábitat a más de 400 vegetales y 1000 animales, entre los que se encuentran los epífitos, organismos sésiles que habitan sus rizomas y hojas.
- Las praderas de *Posidonia oceanica* son consideradas una comunidad climática, pero es un ecosistema frágil, y aunque se vea afectado por perturbaciones de origen natural (desembocadura de ríos, grandes temporales, etc.), al encontrarse en una zona de gran interés e influencia humana actualmente es más importante su regresión asociada a causas antrópicas (Péres y Picard, 1975; Marbà et al., 1996; Ruiz, 2000). Además *P. oceanica* es una especie muy sensible a los impactos producidos por la actividad humana ya que posee una tasa de crecimiento muy lenta, una reproducción sexual muy poco frecuente, así como un alto requerimiento energético, siendo por lo tanto de muy baja capacidad de recuperación (Ruiz, 2000).

1.1.2.4. Fitoplancton.

Se define como fitoplancton la comunidad de microorganismos, en su mayoría fotosintéticos (microalgas, cianobacterias, flagelados y otros grupos) que vive suspendida en la masa de agua. El fitoplancton constituye la base de las cadenas tróficas pelágicas, y por lo tanto cualquier cambio cuantitativo o cualitativo puede afectar la dinámica de los niveles tróficos superiores (por ejemplo zooplancton) debido a la variabilidad en su biomasa y producción (Shiah et al., 1996). La luz, la temperatura, la disponibilidad de nutrientes y el consumo herbívoro son los cuatro factores más importantes que regulan la producción y la biomasa del fitoplancton. De estos cuatro factores, el elemento que normalmente condiciona la producción primaria del fitoplancton es la disponibilidad de los nutrientes (compuestos de nitrógeno, fósforo, silicio). Sin embargo, el factor que limita el crecimiento del fitoplancton varía dependiendo de la zona de estudio e incluso en la misma zona en función de las condiciones ambientales que en ella se den (Davies, 2004).

El fitoplancton se ha usado ampliamente como indicador del estado trófico o del grado de eutrofización de las masas de agua. El enriquecimiento de nutrientes se vuelve relevante cuando causa alguna de las siguientes perturbaciones en el medio acuático (Bricker et al., 1999; Painting et al., 2005; Tett et al., 2007): (I) blooms de algas tóxicas, (II) crecimiento masivo de macroalgas, (III) pérdida de vegetación sumergida debido al efecto de la turbidez, (IV) desarrollo de episodios hipóxicos o anóxicos debido a la descomposición de materia orgánica, y (V) cambios en la estructura de la comunidad béntica debido a la deficiencia de oxígeno o a la presencia de especies fitoplanctónicas tóxicas.

La determinación de clorofila *a* permite evaluar la producción primaria y efectuar una estimación de la biomasa algal de la zona. La clorofila *a* es el pigmento terminal fotosintético en la absorción de la luz, pues aunque la energía haya sido capturada por otros pigmentos, es transferida a la clorofila *a* antes de ser utilizada en las reacciones fotoquímicas (Sakshaug et al., 1997). Por ello, y por que está presente en todos los organismos planctónicos fotosintetizadores (González, 1989), la clorofila *a* suele usarse como una medida de la biomasa fitoplanctónica fotosintéticamente activa (Flemer, 1969; Li y Smayda, 1998; Sakshaug et al., 1997). Aunque la concentración de clorofila *a* puede ser una buena aproximación a la biomasa fitoplanctónica, la relación cuantitativa no es exacta debido a que la cuota celular varía. Esta variación, no sólo entre los distintos grupos y especies, sino también dentro de una misma especie, da variaciones cuantitativamente significativas tanto estacional como incluso diariamente. Estas variaciones intraespecíficas se deben a que los productores primarios están continuamente sujetos a oscilaciones de las condiciones ambientales en el espacio y en el tiempo. Para mantener su productividad han de desarrollar estrategias adaptativas que compensen estos cambios ambientales (Claustre et al., 1994). Así, el fitoplancton ajusta su composición de clorofila para adaptarse a los cambios en la radiación solar (Chau y Jin, 1998). Es lo que se llama fotoaclimatación (Bricaud et al., 1995; Zonneveld, 1998). Pero la relación entre la biomasa y la clorofila *a* varía también con el crecimiento de la célula, la disponibilidad de nutrientes y la temperatura. La razón de esto es que las poblaciones naturales están formadas por distintas especies, con distintas fases de crecimiento y distintos estados fisiológicos y nutricionales. Todos estos factores influyen en la cuota pigmentaria celular y por tanto en la relación entre la clorofila *a* y la biomasa. Por último hay que tener presente que en puntos cercanos a la costa y con gran cantidad de restos vegetales en la columna de agua, puede existir clorofila *a* de origen no fitoplanctónico o fitoplancton de agua dulce senescente.

Aún con todo lo anterior, la concentración de clorofila *a* podría asimilarse de manera aproximada a la cantidad de biomasa fitoplanctónica existente en la columna de agua. Así, la concentración de clorofila *a* aumentará cuando la cantidad de células fitoplanctónicas aumente, por la resuspensión de células algales (Irigoien y Castel, 1997; Verity et al., 1988) o por el aumento de la irradiación solar y la disminución de la turbidez, que provocan un aumento de la fotosíntesis (Soto et al., 1993; Uncles et al., 1998). En cambio, la concentración de clorofila *a* disminuirá cuando lo haga la cantidad de fitoplancton en el medio, por una disminución de la cantidad de nutrientes disponibles en la columna de agua (Herut et al., 1999), por una disminución de la fotosíntesis debida a un incremento de la turbidez (Uncles et al., 1998), o por la muerte celular de la comunidad fitoplanctónica. Esta muerte celular puede ser debida, entre otros motivos, tanto a un aumento de la biomasa total de zooplancton, que hará aumentar el consumo del fitoplancton (Li y Smayda, 1998), como al estrés provocado por el gradiente de salinidad que se produce en los estuarios y plumas fluviales (Uncles et al., 1998).

1.2. DIRECTIVA 2000/60/CE.

Debido a las numerosas y cada vez mayores presiones que soportan nuestros recursos hidráulicos, resulta vital utilizar instrumentos legislativos efectivos, para abordar los problemas con claridad, y contribuir a conservar estos recursos para generaciones futuras. Este es el origen y la causa de la DIRECTIVA/2000/60CE (Directiva Marco del Agua Europea, en adelante DMA).

1.2.1. ASPECTOS JURIDICOS.

1.2.1.1. Antecedentes.

La necesidad de desarrollar una legislación comunitaria sobre la calidad ecológica de las aguas fue constatada por el Consejo en 1988, que dictó una Resolución (Do C 209 de 9/8/1988) en la que solicitaba a la Comisión la presentación de propuestas.

En el procedimiento legislativo de la Unión Europea, la Comisión es la institución que ostenta la iniciativa legislativa, siendo necesarias sus propuestas para la posterior toma de la decisión por el Consejo y el Parlamento.

En el año 1995, el Consejo pidió a la Comisión que presentara una propuesta para la elaboración de una Directiva Marco que estableciera los principios básicos de una política sostenible de aguas en la Unión Europea. Fue en febrero de 1997 cuando la Comisión (después de 10 años y varios pasos intermedios) publicó su primera propuesta, que fue el inicio propiamente dicho del procedimiento legislativo. En la UE existen varios tipos de creación legislativa. Para la adopción de actos jurídicos vinculantes (reglamentos y directivas) se dispone de los procedimientos de consulta, de cooperación, de aprobación y de codecisión. En esta codecisión el Consejo y el Parlamento cuentan con el mismo peso decisorio. Éste es el proceso más habitual y de mayor importancia.

El proceso de codecisión es sumamente complejo (y más en una materia tan importante y complicada como la de gestión y protección de las aguas comunitarias) y fueron necesarios más de tres años hasta su culminación con la publicación de la DMA. De manera resumida los principales pasos fueron:

- 1997/98. Propuesta de la Comisión Europea
- Febrero de 1999. Primera lectura del Parlamento Europeo
- Octubre de 1999. Posición Común del Consejo
- Febrero de 2000. Segunda lectura del Parlamento Europeo
- Octubre de 2000. Adopción final de la DMA por el procedimiento de codecisión entre el Parlamento y el Consejo
- 22 de diciembre de 2000. Publicación y entrada en vigor de la DMA

1.2.1.2. Definición.

La Unión Europea (UE) establece un marco comunitario para la protección y la gestión de las aguas. La presente DMA prevé sobre todo la definición de las aguas europeas y de sus características, por cuencas y demarcaciones hidrográficas, así como la adopción de planes de gestión y programas de medidas apropiados para cada masa de agua.

Mediante la DMA, la Unión Europea organiza la gestión de las aguas superficiales, continentales, de transición, aguas costeras y subterráneas, con el fin de prevenir y reducir su contaminación, fomentar su uso sostenible, proteger el medio acuático,

mejorar la situación de los ecosistemas acuáticos y paliar los efectos de las inundaciones y de las sequías.

Surge de la necesidad, dentro de la Unión Europea, de tomar medidas para proteger las aguas tanto en cantidad como en calidad y garantizar que todas las masas de agua alcancen un buen estado en el horizonte del año 2015.

1.2.1.3. Calendario de la DMA.

- 22 de diciembre de 2003. Transposición de la DMA al ordenamiento jurídico estatal (artículo 24), y delimitación de la Demarcación Hidrográfica y Autoridades Competentes (artículo 3).
- 22 de diciembre de 2004. Análisis de la caracterización de la Demarcación Hidrográfica, estudio de la repercusión de la actividad humana sobre el estado de las aguas superficiales y subterráneas (análisis de presiones e impactos y riesgo de incumplimiento de objetivos de la DMA), y análisis económico de los costes de los servicios relacionados con el agua y el porcentaje de recuperación actuales (artículos 5, 6 y 7) (Documento IMPRESS).
- 22 de diciembre de 2006. Redacción del Programa de Seguimiento y Control del estado ecológico y químico de las aguas superficiales, y del estado químico y cuantitativo de las aguas subterráneas (artículo 6).
- 22 de diciembre de 2009. Redacción del Programa de Medidas que contendrán los trabajos (Planes y Programas), las medidas de gestión a realizar para alcanzar los objetivos de la DMA y el buen estado de las aguas a finales de 2015 (artículo 11). Hay que tener en cuenta, como contempla la DMA, que para la definición de las medidas más adecuadas, hará falta antes un análisis coste/eficiencia de éstas.
- 22 de diciembre de 2009. Redacción del Programa de Gestión de la Demarcación Hidrográfica (nuevo Plan Hidrológico de cuenca). Este Plan de Gestión contendrá prioritariamente el análisis de la repercusión de la actividad humana sobre los sistemas hídricos, el Programa de Seguimiento y Control necesario, y el Programa de Medidas para alcanzar los objetivos de la DMA (artículo 13).
- 22 de diciembre de 2010. Los Estados miembros velarán por aplicar una política de precios del agua que proporcione los incentivos necesarios para su uso eficiente y una contribución o política tarifaria adecuada para tender a la plena recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua. Se desglosarán los costes domésticos industriales y agrarios, y se tendrán en cuenta los costes financieros, los ambientales y los del recurso u oportunidad (artículo 9).
- 22 de diciembre de 2012. Los Estados miembros velarán por aplicar los planteamientos combinados de control y reducción de fuentes de contaminación puntual y difusa de acuerdo con las mejores tecnologías disponibles (artículo 10). También estará operativo el Programa de Medidas para conseguir el buen estado de las aguas (artículo 11).

- 22 de diciembre de 2015. Los Estados miembros habrán de lograr el buen estado de las aguas. El buen estado ecológico y químico para las aguas superficiales (epicontinentales y costeras), y el buen estado químico y cuantitativo para las aguas subterráneas (artículo 4).

1.2.1.4. Implantación de la DMA.

En la reunión de Directores de Agua de la UE (+ Noruega), celebrada en París los días 23 y 24 de octubre de 2000, los Estados Miembros y la Comisión Europea acordaron desarrollar una Estrategia Común de Implementación (en adelante, CIS) de la DMA (WFD CIS, 2001). Esta CIS surgió como consecuencia de la complejidad del texto, el calendario exigente, la diversidad de soluciones posibles a cuestiones científicas, técnicas y prácticas y el asegurar la eficiencia y transparencia en el proceso.

Los objetivos de la CIS eran lograr la coherencia y comparabilidad entre Estados Miembros, la comprensión y enfoque común, la realización de esfuerzos y actividades conjuntas, el limitar los riesgos de una mala aplicación de la DMA, el compartir experiencia e información, el desarrollar guías y el mejorar la gestión de la información.

Se determinó una estructura modular para la estrategia global, donde los módulos principales son las actividades clave para el proceso de implementación y cada una de estas actividades clave se subdividen en uno o más proyectos específicos.

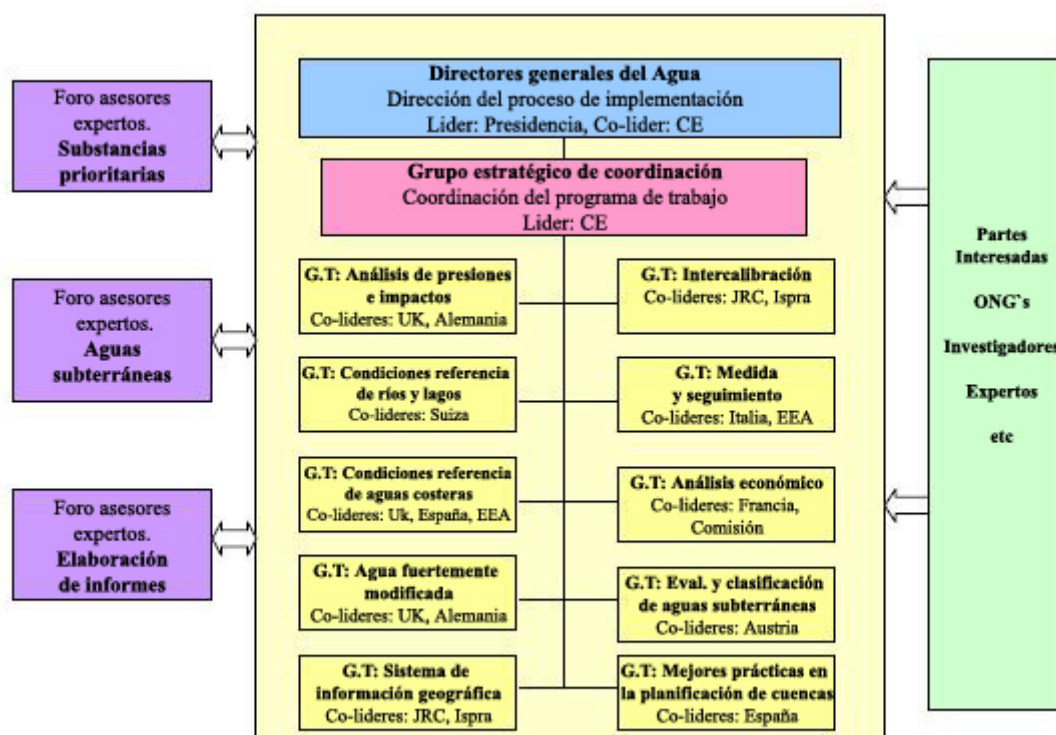


Figura 1.1. Estructura organizativa de la Estrategia Común de Implantación de la DMA 2001-02 (WFD CIS, 2001).

Para alcanzar estos proyectos específicos se establecieron 10 grupos de trabajo técnico formados por expertos de organizaciones gubernamentales y no-gubernamentales, y se

crearon foros de consejo de expertos en materias como sustancias prioritarias, aguas subterráneas y emisión de informes de los Estados Miembros a la Comisión.

Los grupos de trabajo técnico creados se muestran en la figura 1.1 y son los encargados de elaborar unos documentos guía/directrices cuyo principal cometido es ayudar a los Estados Miembros en las tareas de implementación de la DMA, asegurando la comparabilidad de métodos, análisis, resultados, conclusiones, etc.

Esta CIS acordada en mayo de 2001 para el periodo 2001-2002, donde se crean diez grupos de trabajo temáticos para la elaboración de documentos guía y tres grupos de expertos asesores, así como un grupo de coordinación estratégica sufre una primera revisión para el periodo 2003-2004 (WFD CIS, 2003) y otra posterior que es la vigente en la actualidad (WFD CIS, 2004) en la que estos grupos de trabajo han sido reagrupados en cinco, tal y como se muestra en la figura 1.2.

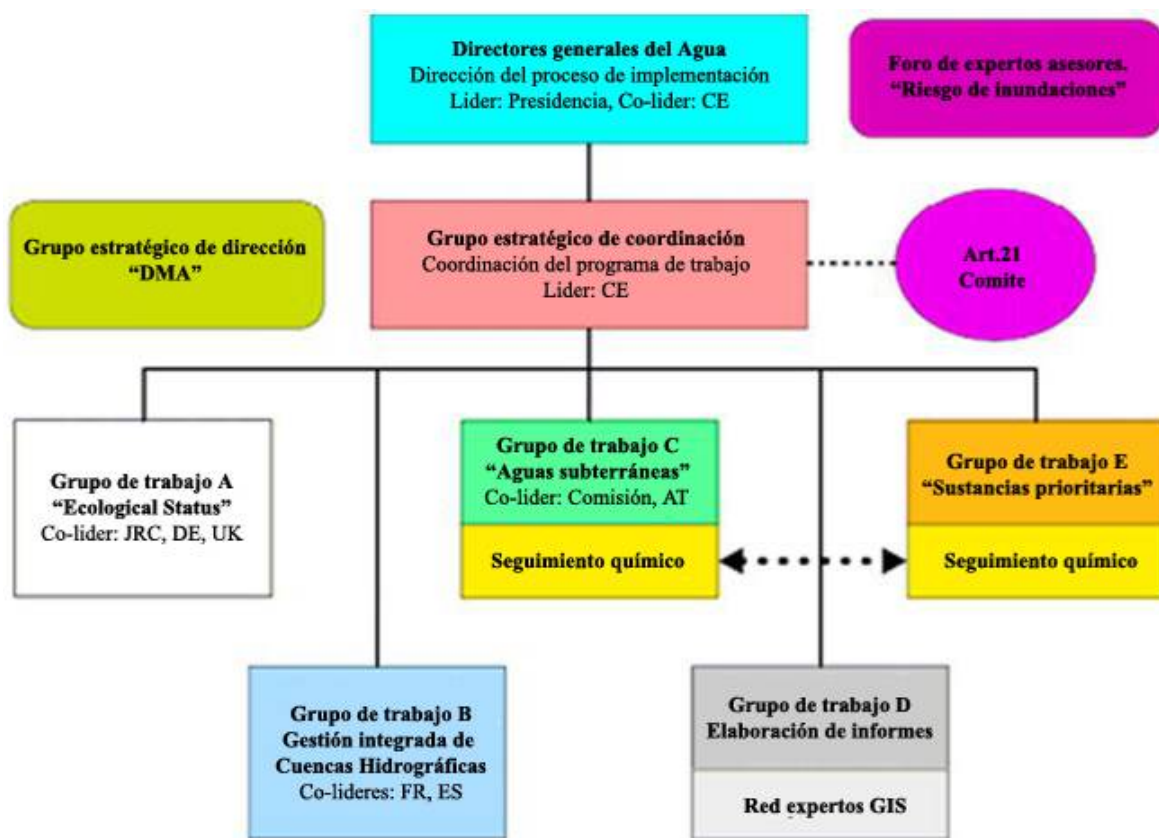


Figura 1.2. Estructura organizativa de la Estrategia Común de Implantación de la DMA 2005-06 (WFD CIS, 2004).

Para facilitar el intercambio de información entre todos los integrantes de la Estrategia se ha utilizado CIRCA (Centro Administrador de Recursos de Comunicación de la Información). CIRCA es una herramienta extranet que ha sido desarrollado con fondos europeos por la Comisión Europea de modo que se encuentra disponible de manera gratuita para su uso por las administraciones públicas europeas.

1.2.2. ASPECTOS HIDROLÓGICOS.

1.2.2.1. Tipología de las masas de agua y tipos de referencia.

Un aspecto muy importante a la hora de definir y medir el estado ecológico es que esta medida debe realizarse de acuerdo con las características del ecosistema que se estudie. No podemos aplicar la misma metodología de estudio y caracterización ecológica a los lagos, ríos o embalses, y dentro de cada una de estas grandes categorías no es lo mismo un río de montaña que un gran río de llanura o un lago de montaña o uno cárstico. Uno de los primeros pasos requeridos por la DMA en su aplicación es la diferenciación de las distintas masas de aguas con respecto a su tipo ecológico natural, un proceso conocido como la tipificación (punto 1.2 del Anexo II). Además, la DMA también requiere el establecimiento de condiciones de referencia específicas para estos tipos.

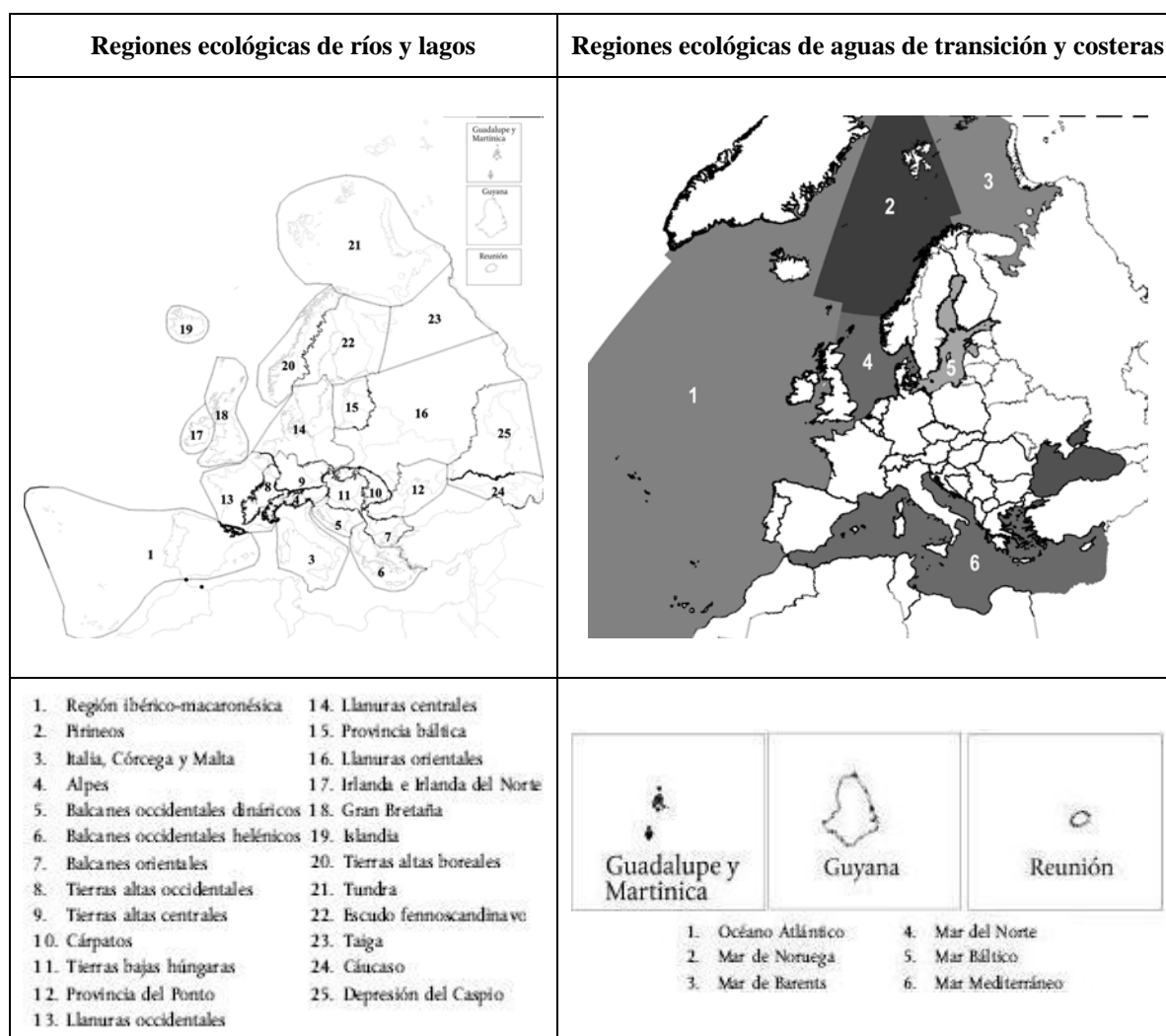


Figura 1.3. Regiones ecológicas de ríos y lagos, aguas de transición y aguas costeras definidas por la DMA.

Como se apunta en Lucena et al. (2008), se han utilizado descriptores tipológicos comunes para diferenciar varias categorías de agua, como ríos (Davy-Bowker et al., 2006), arroyos (Verdonschot y Nijboer, 2004; Sánchez-Montoya et al., 2007), lagos (Moss et al., 2003), y las zonas costeras (Simboura et al., 2005). Así se plantea, en el marco de la DMA, una metodología propia en la sistematización de las aguas

superficiales y subterráneas. Rehuyendo la división hidrológica clásica de ríos, lagos, acuíferos y zonas costeras, la DMA divide cada uno de estos elementos en segmentos, o unidades, en las cuales hay posibilidades de alcanzar los objetivos que propone. Estas unidades son las llamadas masas de agua.

Así se establece una estructura jerárquica que, de menor a mayor escala, contempla la masa de agua, la cuenca hidrográfica (como la unidad geográfica que reúne distintas masas de agua, especialmente de carácter superficial) y, finalmente, la demarcación hidrográfica, que constituye la unión de diversas cuencas hidrográficas y de las aguas subterráneas o costeras asociadas, y que se adopta como unidad de gestión.

Para la tipificación de las masas de agua, la DMA en su anexo XI define las regiones ecológicas de ríos y lagos y las regiones ecológicas de aguas de transición y costeras tal como se muestra en la figura 1.3.

Dentro de cada región ecológica, la DMA distingue 6 grandes tipos de categorías: 1. Ríos, 2. Lagos, 3. Aguas de transición, 4. Aguas costeras, 5. Masas de agua artificial, 6. Masas de agua superficial muy modificadas.

En el esfuerzo por caracterizar con el máximo detalle todas las aguas, la DMA deja abierto el tamaño de las masas de agua a considerar y propone dos sistemas de regionalización dentro de cada categoría, uno basado en tipos fijos de acuerdo con características del medio establecidas por clases bien definidas (sistema A) y el otro usando diversos parámetros hidrológicos independientes del tamaño del río, lago o acuífero (sistema B). La tabla 1.1 resume las categorías y el sistema de tipología que propone la DMA.

Atendiendo a las definiciones de la DMA recogidas en el artículo 2:

Las aguas continentales son definidas como “*todas las aguas quietas o corrientes en la superficie del suelo y todas las aguas subterráneas situadas hacia tierra desde la línea que sirve de base para medir la anchura de las aguas territoriales*”

Las 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, los ríos como *las masas de agua continental que fluyen en su mayor parte sobre la superficie del suelo, pero que pueden fluir bajo tierra en parte de su curso* y los lagos son *una masa de agua continental superficial quieta*.

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*”. Finalmente, 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 extienden, en su caso, hasta el límite exterior de las aguas de transición*”.

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% 0,5-<5% oligohalino 5-18% mesohalino 18-30% polihalino 30-40% euhalino	Salinidad: <0,5% 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 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 facultativos	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.

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 el subsuelo*”. Según esta definición, están constituidas por los volúmenes de agua almacenados en los acuíferos (libres y confinados) y, en relación a “*el agua en contacto directo con el suelo*”, entendemos que puede referirse al agua almacenada en la zona vadosa, si bien no existe una referencia explícita a esta zona no saturada, que es fundamental en áreas donde presenta importantes espesores, como el entorno mediterráneo (Samper, 2003).

Las masas de agua muy modificadas y las artificiales. El estado actual en que se encuentran algunas masas de agua hace que sea prácticamente imposible alcanzar los objetivos de la DMA en los plazos establecidos, por lo que esta normativa acepta una calificación especial para estas masas de agua. Concretamente, define como masas de agua muy modificadas “*una masa de agua superficial que, como consecuencia de alteraciones físicas producidas por la actividad humana, ha experimentado un cambio sustancial en su naturaleza, designada como tal por el Estado miembro con arreglo a lo dispuesto en el anexo II*” y define como masas de agua artificiales “*aquellas masas de agua superficiales creadas por intervención humana*”. La diferencia entre las masas de agua intensamente modificadas y las artificiales es que estas últimas han sido creadas en un lugar árido donde anteriormente no existían como tales, y por tanto no resultan de la transformación de una masa de agua existente; por ejemplo, canales para navegación, irrigación o drenaje, balsas artificiales, depresiones originadas por extracciones de áridos o minería, o tomas creadas para generar energía hidroeléctrica. En el caso de que una masa de agua existente haya sido modificada o transportada a un lugar distinto al original, ésta se tendrá que considerar como una masa intensamente modificada y no artificial. Esta consideración afecta, pues, a la clasificación de los embalses creados para almacenar los recursos superficiales. En todo caso, la DMA señala que ambas masas tendrán que alcanzar un buen potencial ecológico antes de la fecha de cumplimiento (2015). Con este nuevo concepto, se respeta el uso humano del medio hidrológico, se admite el impacto causado y, a la vez, se obliga a desplegar medidas de protección para mejorar su calidad. El concepto de buen potencial ecológico es menos exigente que el de buen estado ecológico porque es más tolerante respecto a los impactos ecológicos derivados de las alteraciones hidromorfológicas.

1.2.2.2. Presiones e impactos de las masas de agua.

Actualmente la interacción entre la dinámica hidrológica y las acciones antrópicas es inextricable.

Las tareas de identificación y caracterización de las masas de agua comportan distinguir todas aquellas acciones que impiden alcanzar el buen estado ecológico que se marca la DMA como objetivo. Las presiones resultantes de la actividad humana son las que más intensamente inciden en su calidad ecológica.

En este sentido, las principales presiones identificadas para las aguas superficiales son las relacionadas con variaciones de caudal, modificaciones hidromorfológicas del lecho y la presencia de fuentes de contaminación, ya sean difusas o puntuales. En el caso de las aguas subterráneas, el énfasis en la identificación de las presiones recae en determinar las variaciones de niveles o de flujo subterráneo causadas por extracción o por recarga y la contaminación puntual o difusa de este recurso.

En términos generales, se sobreentiende que los impactos son los efectos derivados de las presiones, si bien ninguno de los dos términos está definido explícitamente en la DMA. En este sentido, la siguiente terminología es clarificadora en el análisis de la calidad de las masas de agua:

- Causa. Actividad humana que puede producir un efecto ambiental (por ejemplo, la industria, la agricultura o variaciones en el uso del territorio, como por ejemplo el desarrollo urbano).
- Presión. Efecto directo de la causa.
- Estado. Condición física, química o biológica de la masa de agua.
- Impacto. Efecto ambiental generado por la presión (por ejemplo modificaciones de caudal, pérdida de biodiversidad, etc.).
- Respuesta. Conjunto de medidas adoptadas para mejorar el estado de una masa de agua.

Cada uno de estos conceptos es importante en la caracterización de presiones e impactos y, finalmente, de las actuaciones para mitigarlos. Para ello los pasos a seguir son:

- Elaborar un inventario de las presiones que puedan afectar al estado de las aguas, localizarlas geográficamente y efectuar una caracterización de las mismas, atendiendo a una serie de variables descriptivas propias de cada tipo de afección.
 - Presiones derivadas de la contaminación.
 - Presiones derivadas de las modificaciones hidromorfológicas en aguas superficiales.
 - Presiones derivadas de la modificación en la cantidad de agua subterránea.
- Identificar las presiones que, inicialmente, pueden impedir el cumplimiento de alguno de los objetivos de la DMA (“presiones significativas”) para cada masa de agua, teniendo en cuenta las características propias de la presión y la susceptibilidad de la masa de agua.
- Llevar a cabo un análisis preliminar del impacto generado por las presiones en las masas de agua.
- Realizar una evaluación preliminar del riesgo de incumplimiento de los objetivos medioambientales de la DMA en las masas de agua.

1.2.2.3. Planes de cuenca.

El objetivo final de la DMA es dotar a cada Cuenca Hidrográfica de un Plan Hidrológico, que incluya todos los elementos de gestión necesarios para alcanzar los objetivos señalados en el uso de los recursos hidrológicos.

El contenido de los Planes Hidrológicos de Cuenca está recogido en el anexo VII de la DMA, y se sintetiza en los siguientes puntos:

- Una descripción general de las características de la cuenca y de sus masas de agua, representadas cartográficamente.
- Una síntesis de las presiones e impactos más relevantes de la actividad humana sobre el estado de las masas de agua.
- La identificación de las zonas protegidas.
- La cartografía de las redes de puntos de control.
- La representación cartográfica de los resultados de los programas de control que muestre el estado ecológico y químico de las aguas superficiales, el estado químico y cuantitativo de las aguas subterráneas y el estado de las zonas protegidas.
- El listado de los objetivos ambientales definidos para cada masa de agua, incluyendo las derogativas propuestas.
- Una síntesis del análisis económico de los usos del agua.
- Una síntesis del programa de medidas descrito para alcanzar los objetivos, así como la descripción de otros planes complementarios.
- Una síntesis de las campañas de participación pública realizadas, de sus resultados y de los cambios que han introducido.
- Un listado de las autoridades competentes.
- Un listado de puntos de información para obtener la documentación y la información anterior y los resultados de los programas de control y muestreo.

1.2.3. ASPECTOS ECOLÓGICOS.

1.2.3.1. Definición en la DMA de estado ecológico, Condiciones de Referencia, Cociente de Calidad Ambiental y clases de estado ecológico.

Para establecer el estado ecológico es necesario, en primer lugar, saber cuántos tipos de una cierta categoría tenemos dentro de una cuenca. Después hay que definir que elementos de calidad (elementos indicadores) van a ser utilizados. Posteriormente hay que encontrar dentro de cada tipología un ejemplo de ecosistema sin alterar y establecer las condiciones de referencia del estado ecológico (el muy buen estado ecológico) para cada elemento de calidad, que nos permita conocer cuál es el objetivo de calidad ecológica a mantener o restablecer en un tipo determinado.

La DMA sugiere que las condiciones de referencia son un estado presente o pasado sin presiones, sin efectos derivados de la industrialización, la urbanización y la agricultura, y con una modificación muy pequeña de la composición físico-química, hidromorfología y/o biología (alteración antropogénica).

Las condiciones de referencia se establecen (anexo II.1.3. de la DMA):

- Utilizando una base espacial.
- Basándose en una modelización (modelos de predicción o métodos de análisis a posteriori, utilizando datos disponibles: históricos, paleológicos y de otro tipo).
- Derivándose de la combinación de ambos métodos.
- Usando el asesoramiento de expertos.

Una vez decidido qué parámetros estadísticos hay que usar para establecer las condiciones de referencia en cada elemento de calidad, se calcula el Cociente de Calidad Ambiental (EQR: Environmental Quality Ratio). En la Figura 1.4 se muestra el esquema para establecer EQR.

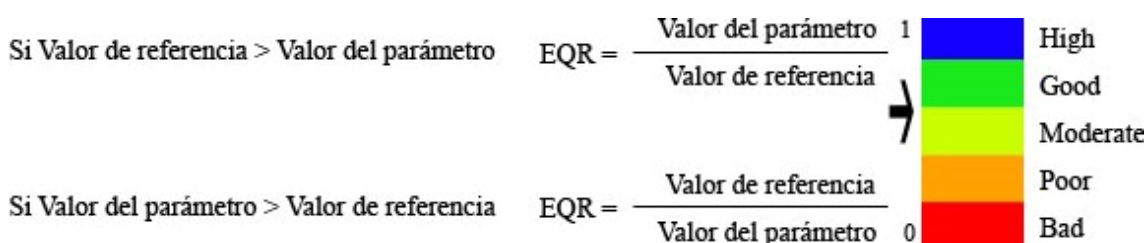


Figura 1.4. Esquema para establecer EQR.

El EQR es utilizado para la definición de los límites de las calidades del agua en función de ese parámetro. Las clases de estado ecológico se definen en la tabla 1.2 y vienen recogidas en el anexo V.1.2. de la DMA.

High	No existen alteraciones antropogénicas de los valores de los indicadores de calidad fisicoquímicas 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. 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.
Good	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.
Moderate	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.
Poor	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.
Bad	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.

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

1.2.3.2. Elementos indicadores de calidad ambiental en la DMA.

Para la definición del estado ecológico se buscan elementos del medio (físicos, químicos o biológicos) que presenten una respuesta a las presiones al medio (indicadores). Estos elementos del medio se denominan elementos de calidad y se recogen para cada categoría en el anexo V de la DMA tal y como se muestra en la tabla 1.3.

De los indicadores expuestos que conforman la medida del estado ecológico, los indicadores fisicoquímicos generales y específicos son relativamente claros 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 nos dice de forma general lo que hay que medir pero falta mucha concreción en la interpretación de los resultados. En el bloque correspondiente a indicadores biológicos tanto para fitoplancton como para macrófitos y organismos fitobentónicos la DMA utiliza como parámetros la composición taxonómica y la abundancia media. En el caso del fitoplancton habla de floraciones, mientras que en los invertebrados de cociente entre taxones sensibles o insensibles a las perturbaciones o diversidad.

Indicadores	Ríos	Lagos	Aguas de transición	Aguas costeras
biológicos	Flora Invertebrados bentónicos Ictiofauna	Fitoplancton Otra flora Bentos Ictiofauna	Fitoplancton Otra flora Bentos Ictiofauna	Fitoplancton Otra flora Bentos
hidromorfológicos	Régimen hidrológ 1Cantidad y dinámica flujo 2Conexión aguas Sub. Continuidad del río Cond Morfológicas 1Profundidad y anchura 2Substrato 3Estructura ribera Temperatura Oxígeno disuelto Sales Acidificación Nutrientes	Régimen hidrológ 1Cantidad y dinámica flujo 2Tiempo de Residencia 3Conexión aguas sub. Cond. Morfológicas 1Variac. Profundidad 2Substrato 3Estructura ribera Transparencia Temperatura Oxígeno disuelto Sales Acidificación Nutrientes	Cond. Morfológicas 1Variac. Profundidad 2Substrato lecho 3Estructura zona intemareal Régimen mareas 1Flujo agua dulce 2Exposición olas Transparencia Temperatura Oxígeno disuelto Salinidad Nutrientes	Cond. Morfológicas 1Variac. Profundidad 2Substrato costa 3Estructura zona intemareal Régimen mareas 1Dirección corrientes dominantes 2Exposición olas Transparencia Temperatura Oxígeno disuelto Salinidad Nutrientes
Fisico-químicos específicos	Sustancias prioritarias Otras sustancias vertidas en cantidades significativas	Sustancias prioritarias Otras sustancias vertidas en cantidades significativas	Sustancias prioritarias Otras sustancias vertidas en cantidades significativas	Sustancias prioritarias Otras sustancias vertidas en cantidades significativas

Tabla 1.3. Parámetros a utilizar en la determinación del estado ecológico (DMA, anexo V)

Los papeles que desempeñan los distintos indicadores de calidad en la clasificación del estado ecológico de acuerdo con las definiciones de normativas del Anexo V, 1.2 de la DMA vienen recogidos en WFD CIS Working Group 2A. (2005) y se resumen en la figura 1.5.

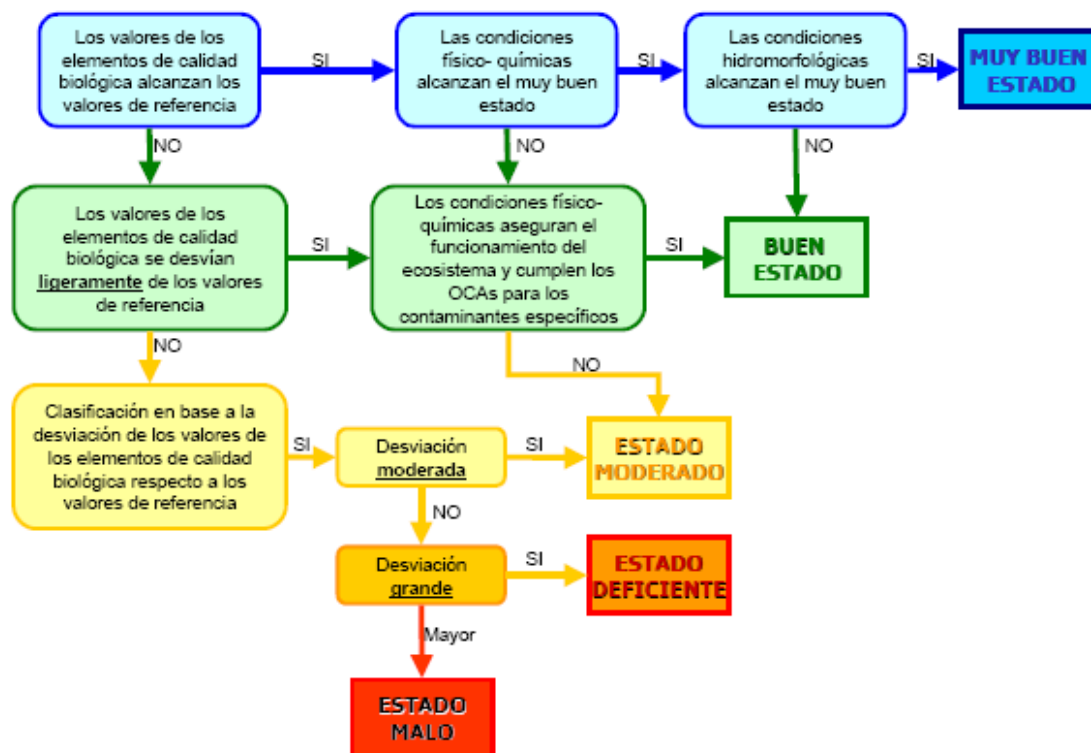


Figura 1.5. Indicación de los papeles que desempeñan los indicadores de calidad biológica, hidromorfológica y físico-química en la clasificación del estado ecológico de acuerdo con las definiciones del Anexo V, 1.2 de la DMA (WFD CIS Working Group 2A, 2005)

1.2.4. INTERCALIBRACIÓN.

La estructura organizativa de la Estrategia Común de Implantación (WFD CIS, 2004) descrita en el apartado 1.2.1.4. de este capítulo, establece que el grupo de trabajo A, Ecological Estatus (ECOSTAT) lleve a cabo el ejercicio de intercalibración.

Para cada una de las regiones ecológicas definidas en el anexo XI de la DMA (figura 1.3) se establecen los tipos de agua presentes. Posteriormente se identifican los Estados Miembros que presentan tales tipos. Paralelamente a la elección de los tipos, se ha identificado las presiones antrópicas más relevantes, así como los elementos biológicos más sensibles a estas presiones, a fin de concretar las bases para la normalización de la evaluación del estado ecológico.

Estaba previsto que el ejercicio de intercalibración terminase en diciembre de 2006, aunque la ausencia de protocolos normalizados y sistemas de evaluación del estado ecológico para algunos elementos de calidad biológica en la mayoría de los países, ha hecho que se haya prolongado el ejercicio durante 2007 y 2008.

Para desarrollar la intercalibración, se crean, dentro del ECOSTAT, para las distintas categorías de aguas superficiales, los subgrupos de trabajo internacionales mostrados en la tabla 1.4.

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

Tabla.1.4. Grupos de Intercalibración Geográficos (GIG) creados para las diferentes categorías de aguas superficiales.

La Comunidad Valenciana participa en el Grupo de Intercalibración Mediterráneo (en adelante, MedGIG), y sus aguas costeras, objeto de estudio de este trabajo, se rigen por las decisiones tomadas en el ejercicio de intercalibración de este grupo.

1.2.4.1. Decisiones del MedGIG en aguas costeras.

La periodicidad temporal está establecida dentro de la DMA, en el anexo V. 1.3.4. Se define que el control de vigilancia sea de, como mínimo, 6 meses en parámetros biológicos. 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 como elemento indicador de calidad.

- A través del ejercicio de intercalibración del MedGIG, se llegó a la conclusión en el ecosistema pelágico costero, que para el fitoplancton como elemento biológico indicador de calidad, era necesario desarrollar un nuevo sistema de tipos 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 y Thingstad et al., 1998) globalmente la existencia o no, de aportes continentales naturales cuantitativamente significativos, era crucial para el establecimiento de los tipos.
- Por ello, en la Decisión de la Comisión (2008/915/CE), se definen en función de la densidad y la salinidad media anual los tipos de agua costera para el fitoplancton como elemento biológico de calidad. La tabla 1.5. 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 1.5. Tipos de agua costera definidos en el Mediterráneo para el fitoplancton como elemento biológico de calidad.

- El MedGIG considera diferentes opciones de las descritas en el documento guía No 6 (WFD CIS Working Group 2.5-Intercalibration, 2003) para los distintos bioindicadores de calidad considerados en la intercalibración.
 - La intercalibración de los macroinvertebrados bénticos, macroalgas y angiospermas (*P. oceánica*) 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. *“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 biológico de calidad, la clorofila *a*, como parámetro indicador de la abundancia fitoplanctónica. Las condiciones de referencia serán diferentes en función de los diferentes tipos de agua. Cada Estado Miembro definirá sus propias condiciones de referencia basadas en el conocimiento del fitoplancton de sus propios expertos. Todos ellos establecen las condiciones de referencia mediante la selección de las estaciones de alto estado ecológico en sus programas de vigilancia.
- El ejercicio de intercalibración para el fitoplancton se realiza mediante una opción híbrida que usa una métrica común (clorofila *a*) y unos métodos de evaluación propios para cada estado miembro. En España debido a que la toma de muestras en diferentes Comunidades Autonomas 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 establece un factor de conversión inshore:nearshore de 0,5 en los percentiles 90 (P90 en adelante) de clorofila *a*.
- El MedGIG en su ejercicio de intercalibración para el fitoplancton como elemento de calidad biológica, establece que la determinación del estado trófico se realice con el P90 de una serie temporal de cinco años de concentraciones mensuales de clorofila *a*.

1.2.4.2. Deficiencias de las decisiones tomadas.

- Según las indicaciones que se han considerado en el ejercicio de intercalibración del MedGIG (WFD, Technical Report, 2007), el factor de conversión nearshore:inshore entre los valores del P90 para la clorofila *a* es 0,5. Como se analizará en el capítulo 3, esta relación difiere bastante para las aguas costeras valencianas. Por tanto parece más lógico estudiar la relación entre los valores inshore y nearshore en las distintas zonas de muestreo y no utilizar un valor preestablecido para todo el Mediterráneo Occidental.

- Como se ha indicado en el apartado anterior, para el Mediterráneo las tipologías se definen en función de la salinidad media anual. Las masas de agua bajo una influencia continental moderada son las denominadas tipo II y su salinidad media anual está entre 34,5 y 37,5 g/kg. Las masas de agua sin influencia continental son las denominadas tipo III y su salinidad media anual es superior a 37,5 g/kg (Decisión de la Comisión, 2008/915/CE). Por otro lado, la clasificación del estado trófico de las masas de agua costeras se hace con el percentil 90 de la clorofila *a* obtenido con los datos mensuales de 5 años de muestreo. Puesto que los umbrales establecidos para la clorofila *a* en las clases ecológicas son diferentes en función de la tipología, se plantea unas incongruencias:
 - Puede haber masas de agua que se clasifiquen unos años en tipo II y otros en tipo III. En este caso ¿qué umbral se selecciona para la caracterización? ¿El del tipo II o el del tipo III?
 - Por otro lado, parece lógico que, como ya se ha dicho, se clasifiquen los tipos en función del nivel de influencia continental, ya que los aportes de agua dulce determinan en gran parte el contenido de nutrientes en la masa de agua costera. Pero, ¿porqué se utiliza el P90 para la clorofila *a* y la media para la salinidad?, ¿no sería más lógico utilizar los valores de P10 de la salinidad ya que ésta y los nutrientes tienen una relación inversa en las zonas bajo influencia continental?
- Puesto que la salinidad y los nutrientes tienen una relación inversa en las zonas bajo influencia continental, aportes esporádicos de agua dulce provocan aumentos en la concentración de clorofila *a*. Considerar estas muestras de menor salinidad y mayor contenido en nutrientes y clorofila *a* distorsiona los percentiles 90 propuestos para la caracterización ecológica en el ejercicio de intercalibración del MedGIG. Parece poco apropiado caracterizar las presiones y no los impactos de las mismas sobre los ecosistemas receptores, que es lo que se consigue al incluir en los cálculos estadísticos estos valores.
- Como se ha comentado con anterioridad, el MedGIG establece que la determinación del estado trófico debe realizarse con el P90 de una serie temporal de cinco años de concentraciones mensuales de clorofila *a*. No parece lógico considerar una métrica única para una correcta caracterización de la variabilidad trófica natural del sistema.

1.3. OBJETIVOS.

El objetivo principal de esta tesis es establecer una metodología para la correcta determinación del estado ecológico de las aguas costeras de la Comunidad Valenciana, en el marco de la DMA, solventando las deficiencias encontradas en su aplicación y que han sido descritas en el apartado anterior. Esta metodología se desarrolla desde la perspectiva tanto del diseño de los muestreos, como de la tipificación, de la caracterización y de la selección de las condiciones de referencia.

Para ello se plantean cuatro objetivos diferentes desglosados en los capítulos 3, 4, 5 y 6 y muy relacionados entre sí, ya que para lograr los objetivos establecidos en cada capítulo son necesarias las conclusiones del anterior.

En el capítulo 3 se plantean los objetivos siguientes:

- Analizar la influencia de la ubicación (distancia o isóbata) de la red de muestreo en la calificación del estado ecológico y cómo afecta esta ubicación a la capacidad de diferenciar los distintos niveles de eutrofia que realmente existen.
- Analizar los factores de conversión de los umbrales establecidos para la clorofila *a* entre inshore y nearshore, en función de la red de muestreo.

El objetivo del capítulo 4 es proponer una metodología con una visión global del ecosistema para la tipificación de las aguas costeras.

El objetivo del capítulo 5 es analizar la problemática del uso de las concentraciones de la clorofila *a* para la caracterización pelágica costera y proponer una metodología para la caracterización que obvie esta problemática.

El capítulo 6 tiene como objetivo la correcta selección de las zonas de referencia y la definición de las clases de estado ecológico, para la clorofila *a* como parámetro indicador de calidad, utilizando una metodología contrastada.

1.4. BIBLIOGRAFÍA.

Anger, K., 1977. Benthic invertebrates as indicators of organic pollution in the Western Baltic Sea. *International Revue of Gestion and Hydrobiology* 62 (2):245-254.

Ballesteros, E., M. Pérez, y M. Zabala, 1984. Aproximación al conocimiento de las comunidades algales de la zona infralitoral superior en la costa catalana. *Collectanea Botanica* 15:69-100.

Barrett, G.W. y A. Farina, 2000. Integrating ecology and economics, *BioScience* 50 (4):311-312.

Bellan-Santini, D., 1968. Influence de la pollution sur les peuplements benthiques. *Revue Internationale d'Océanographie Medicale* 10:27-53.

Belsher, T., 1977. Analyse des répercussions de pollutions urbaines sur les macrophytobenthos de Méditerranée (Marseille, Port-Vendres, Port-Cros). Université d'Aix-Marseille II. PhD. thesis, 287 pp.

Blanc, J.J. y A. Jeudy de Grissac, 1984. Erosions sous-marines des herbiers a *Posidonia oceanica* (Mediterranee). *International Workshop on Posidonia oceanica beds* (C.F. Boudouresque, A. Jeudy de Grissac, J. Olivier, eds.). France: GIS Posidonie Publication 1:23-28.

Borowitzka, M.A., 1972. Intertidal algal species diversity and the effects of pollution. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 25:73-84.

Boudouresque, C.F. y A. Meinesz, 1982. Découverte de l'hervier de *Posidonie*. *Cahier Parc Nation. Port-Cross* 4:1-79.

Bricaud, A., M. Babin, A. Morel y H. Claustre, 1995. Variability in the chlorophyll-specific absorption coefficients of natural phytoplankton: Analysis and parameterisation. *Journal of Geophysical Research*, 100(C7):13321-13332.

Bricker, S.B., C.G. Clement, D.E. Pirhalla y S.P. Orlando, 1999. Farrow. Nutritional estuarine eutrophication assessment: effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD, 71 pp.

Canals, M., E. Ballesteros, J. Serra, B. Alonso y E. Catafau, 1988. The Pollensa Bay carbonate factory (Balearic IS, NW Mediterranean Sea). *Rapport. Commission Internationale pour la Mer Mediterranee* 31(2):11.

Cebrián, J., C.M. Duarte, N. Marba y S. Enriquez, 1997. Magnitude and fate of the production of four co-occurring Western Mediterranean seagrass species. *Marine Ecology Progress Series* 155:29-44.

Cebrian, J. y C.M. Duarte, 2001. Detrital stocks and dynamics of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Spanish Mediterranean. *Aquatic Botany* 70:295-309.

Chau, K.W. y H.S. Jin, 1998. Eutrophication model for a coastal Bay in Hong Kong. *Journal of Environmental Engineering*, 124(7):628-638.

Claustre, H., P. Kerhervé, J.-C. Marty y L. Prieur, 1994. Phytoplankton photoadaptation related to some frontal physical processes. *Journal of Marine Systems*, 5:251-265.

Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem, *Marine Ecology Progress Series* 219:223-253.

Costanza, R., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature* 387: 253-260.

Crooks, S. y R.K. Turner, 1999. Intergraded coastal management: sustaining estuarine natural resources. In: Nedwell, D.B., Raffaelli, D.G. (Eds.), *Estuaries: Advances in Ecological Research*, vol. 29. Academic Press, New York: 241-289

Davies, P., 2004. Nutrient processes and chlorophyll in the estuaries and plume of the Gulf of Papua. *Continental Shelf Research* 24:2317-2341.

Davy-Bowker, J., R.T. Clarke, R.K. Johnson, J. Kokes, J.F. Murphy, Z. Svetlana, 2006. A comparison of the European Water Framework Directive physical typology and RIVPACS-type models as alternative methods of establishing reference conditions for benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 566: 91-105.

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/CE 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].

Den Hartog, C., 1970. *The sea-grasses of the world*. North-Holland Publications Company, Amsterdam.

DIRECTIVA/2000/60CE. 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.

EPA-Environmental Protection Agency, 2001. Nutrient Criteria. Technical Guidance Manual Estuarine and Coastal Marine Waters. United States.

Estrada, M., 1996. Primary production in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina*, 60 (Suppl 2):50-64.

Flemer, D.A., 1969. Chlorophyll analysis as a method of evaluating the standing crop phytoplankton and primary productivity. *Chesapeake Science*, 10(3-4):301-306.

Flemer, D.A. y M.A. Champ, 2006. What is the future fate of estuaries given nutrient over-enrichment, freshwater diversion, and low flows?, *Marine Pollution Bulletin* 52: 247-258.

Garcia, E., T.C. Granata, y M.C. Duarte, 1999. An approach to measurement of particle flux and sediment retention within seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Aquatic Botany* 65:255-268.

Gilbert, P.M., C.A. Heil, J.M O'Neil, W.C. Dennison y M.J.H. O'Donohue, 2006. *Estuaries and Coast* 29(2):209-221.

Golubic, S., 1970. Effect of organic pollution on benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 1:56-57.

González, E., 1989. Producción primaria del fitoplancton y caracterización físicoquímica de las aguas del Cayo Dos Mosquises, Los Roques, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, 28(1-2):35-45.

Hall, C., D. Lindenberger, R. Kümmel, T. Kroeger y W. Eichorn, 2001. The need to reintegrate the natural sciences with economics, *BioScience* 51 (8):663-672.

Herut, B., G. Tibor, Y.Z. Yacobi y N. Kress, 1999. Synoptic measurements of chlorophyll *a* and suspended particulate matter in a transitional zone from polluted to clean seawater utilizing airborne remote sensing and ground measurements, Haifa Bay (SE Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 38(9):762-772.

Holte, B. y E. Oug, 1996. Soft-bottom macrofauna and responses to organic enrichment in the subarctic waters of Tromsø, northern Norway. *Journal of Sea Research* 36:227-237.

Jiménez, S., R. Cano, J.T. Bayle, A.A. Ramos, J.L. Sánchez-Lizaso, 1996. Las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile como zonas de protección de juveniles de especies de interés comercial. Tomo extraordinario, 125 Aniversario de la Real Sociedad Española de Historia Natural: 375-378.

Irigoién X. y J. Castel, 1997. Light limitation and distribution of chlorophyll pigments in a highly turbid estuary - The Gironde (SW France). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 44(4):507-517.

Krom, M.D., N. Kress, S. Brenner y L.I. Gordon, 1991. Phosphorus limitation of primary productivity in the eastern Mediterranean sea. *Limnology and Oceanography*, 36(3):424-432.

Levine, H.G., 1984. The use of seaweeds for monitoring coastal waters. In: *Algae as ecological indicators*. L.E. Shubert (ed.). Academic Press, London:189-210.

Li, Y.Q. y T.J. Smayda, 1998. Temporal variability of chlorophyll in Narragansett Bay, 1973-1990. *ICES Journal of Marine Science*, 55(4):661-667.

Litter, M.M. y S.N. Murray, 1975. Impact of sewage on distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macro-organisms. *Marine Biology* 30:277-291.

Lucena-Moya, P., I. Pardo y M. Álvarez, 2008. Development of a typology for transitional waters in the Mediterranean ecoregion: The case of the islands. *Estuarine Coastal and Shelf Science* (in Press).

Marbà, N., C.M. Duarte, J. Cebrian, M.E. Gallegos, B. Olesen y K. Sand-Jensen, 1996. Growth and population dynamics of *Posidonia oceanica* on the Spanish Mediterranean coast: elucidating seagrass decline. *Marine Ecology Progress Series* 137:203-213.

Medina, J.R., J. Tintoré, y C.M. Duarte, 2001. Praderas de *Posidonia oceanica* y la regeneración de playas. *Revista de Obras Públicas* 3409:31-43.

Molenaar, H., D. Barthélém y, P. Reffye, A. Meisnez y I. Mialet, 2000. Modelling and growth patterns of *Posidonia oceanica*. *Aquatic Botany* 66:85-99.

Moss, B., D. Stephen, C. Alvarez, E. Becares, W. van de Bund, S.E. Collings, E. van Donk, E. de Eyto, T. Feldmanne, C. Fernández-Aláez, M. Fernández-Aláez, J.M. Franken, F. García-Criado, E. Grossh, M. Gyllström, L.A. Hanssoni, K. Irvine, A. Järvalt, J.P. Jensen, E. Jeppesen, T. Kairesalo, R. Kornijow, T. Krausee, H. Künnappe, A. Laase, E. Lill, B. Lorens, H. Luup, M.R. Miracle, P. Noges, T. Noges, M. Näyknen, I. Ott, W. Peczula, E. Peters, G. Phillips, S. Romo, V. Russell, J. Salujoe, M. Scheffer, K. Siewertsen, H. Smal, C. Tesch, H. Timm, L. Tuvikene, I. Tonno, T. Virro, E. Vicente, D. Wilson, 2003. The determination of ecological status in shallow lakes – a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13:507-549.

Moutin, T., P. Raimbault, H.L. Golterman y B. Coste, 1998. The input of nutrients by the Rhone river into the Mediterranean Sea: Recent observations and comparison with earlier data. *Hidrobiología* 373-374: 237-246.

Naudin, J.J., G. Cauwet, M.J. Chrétiennot-Dinet, B. Deniaux, J.L. Devenon y H. Pauc, 1997. River discharge and wind influence upon particulate transfer at the land-ocean interaction: Case study of the Rhone river plume. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 45(3):303-316.

Odum, E. P. 1972. *Ecología*. Ed. Interamericana, México, 639 pp.

Painting, S.J., M.J. Devlin, S.I. Rogers, D.K. Mills, E.R. Parker y H.L. Rees, 2005. Assessing the suitability of OSPAR EcoQOs for eutrophication vs ICES criteria for England and Wales. *Marine Pollution Bulletin* 50:1569-1584.

- Pearson, T.H. y R. Rosenberg, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 16:229-311.
- Pérès, J.M. y J. Picard, 1975. Causes de la raréfaction et de la disparition des herbiers de *Posidonia oceanica* sur les côtes françaises de la Méditerranée. *Aquatic Botany* 1:133-139.
- Pergent, G., J. Romero, C. Pergent-Martini, M.A. Mateo y C.F. Boudouresque, 1994. Primary production, stocks and fluxes in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series* 106:139-146.
- PNUMA, 1990a. Technical Annexes to the Report on the State of the Marine Environment. *Regional Seas Reports and Studies* (114/2):676.
- PNUMA, 1990b. The State of the marine environment. *Reports and Studies* (39):11.
- Romero, I., 2004. Comportamiento de los Nutrientes en la pluma del Río Ebro. Universidad Politécnica de Valencia (Spain), PhD. Thesis, 589 pp.
- Romero, J., 1985. Estudio ecológico de las fanerógamas marinas de la Costa Catalana: Producción primaria de *Posidonia oceánica* (L.) Delile en las islas Medes. Universidad de Barcelona (Spain), PhD. thesis, 266 pp.
- Romero, J., 1989. Primary production of *Posidonia oceanica* beds in the Medas Islands (Girona, NE Spain). In *International Workshop on Posidonia Beds*. C.F.
- Ruiz Fernandez, J.M., 2000. Respuesta de la fanerógama marina *Posidonia oceanica* (L.) Delile a perturbaciones antrópicas. Universidad de Murcia (Spain), PhD. thesis.
- Sakshaug, E., A. Bricaud, Y. Dandonneau, P.G. Falkowski, D.D. Kiefer, L. Legendre, A. Morel, J. Parslow y M. Takahashi, 1997. Parameters of photosynthesis: Definitions, theory and interpretation of results. *Journal of Plankton Research*, 19(11):1637-1670.
- Samper, J. 2003. Aguas subterráneas y medio ambiente en Galicia. Reflexiones sobre el medio ambiente en Galicia. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia.
- Sánchez Lizaso, J.L., 1993. Estudio de la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile de la reserva marina de Tabarca (Alicante): fenología y producción primaria. Universidad de Alicante (Spain), PhD. thesis.
- Sánchez Lizaso, J.L., J.T. Bayle, J.M. González, A.A. Ramos Esplá, S. Rodríguez Ruiz, P. Sánchez Jerez y C. Valle, 2002. Impacto de la pesca de arrastre sobre las praderas de *Posidonia oceanica*. En: *Actas del VII Foro Científico para la Pesca Española en el Mediterráneo*, Alicante:95-101.
- Sánchez-Montoya, M., T. Puntí, M.L. Suárez, M.R. Vidal-Abarca, M. Rieradevall, J.M. Poquet, C. Zamora-Muñoz, S. Robles, M. Álvarez, J. Alba-Tercedor, M. Toro, A.M. Pujante A., Munné, N. Prat, 2007. Concordance between ecotypes and macroinvertebrate assemblages in Mediterranean streams. *Freshwater Biology* 52: 2240-2255.

Shiah, F.K., S.J. Kao, G.C. Gong y K.K Liu, 1996. Spatial variability of phytoplankton production and the implications of its controlling mechanisms in the coastal zone near the river mouth of the Lanyang Hsi. *Botanical Bulletin of Academia Sinica* 37:9-15.

Simboura, N., P. Panayotidis, E. Papathanassiou, 2005. A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European Water Framework Directive in the Mediterranean ecoregion: the case of Saronikos Gulf. *Ecological Indicators* 5: 253-266.

Soltan, D., M. Verlaque, C.H. Boudouresque y P. Francour, 2001. Changes in macroalgal communities in the vicinity of the Mediterranean sewage outfall after the setting up of a treatment plant. *Marine Pollution Bulletin* 42:59-70.

Soto, Y., M. Bianchi, J. Martínez y J. Vives-Rego, 1993. Seasonal evolution of microplanktonic communities in the estuarine front ecosystem of the Rhone river plume (North-western Mediterranean Sea). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 37:1-13.

Templado, J., 1984. Las praderas de *Posidonia oceanica* en el sureste español y su biocenosis. In: *International Workshop on Posidonia oceanica beds* (C.F. Boudouresque, A. Jeudy de Grissac, J. Olivier, eds.). France: GIS Posidonie Publication Vol 1:159-172.

Terrados J. y C.M. Duarte, 2000. Experimental evidence of reduced particle resuspension within a seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 243:45-53.

Tett, P., R. Gowen, D. Mills, T. Fernandes, L. Gilpin, M. Huxham, K. Kennington, P. Read, M. Service, M. Wilkinson y S. Malcolm, 2007. Defining and detecting undesirable disturbance in the context of marine eutrophication. *Marine Pollution Bulletin* 55:282-297.

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(1):88-94.

Uncles, R.J., A.E. Easton, M.L. Griffiths, C. Harris, R.J.M. Howland, I. Joint, R.S. King, A.W. Morris y D.H. Plummer, 1998. Concentrations of suspended chlorophyll in the tidal Yorkshire Ouse and Humber Estuary. *The Science of the Total Environment*, 210-211:367-375.

Verdonschot P.F.M. y R.C. Nijboer, 2004. Testing the European stream typology of the Water Framework Directive for macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516: 35-54.

Verity, P.G., J.O. Blanton, J. Amft, C. Barans, D. Knott, B. Stender y E. Wenner, 1988. Influences of physical oceanographic processes on chlorophyll distributions in coastal and estuarine waters of the South Atlantic Bight. *Journal of Marine Research*, 56(3):681-711.

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.

WFD CIS (2001) Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Strategic document as agreed by the Water Directors under Swedish Presidency. 2 may 2001. Electronic document. Public WFD CIRCA library. <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library:1-79>. [Consulta: 02 de febrero de 2008].

WFD 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. <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library:1-52> [Consulta: 02 de mayo de 2008].

WFD CIS (2004) Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Moving to the next stage in Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive Progress and work programme for 2005 and 2006. As agreed by the Water Directors. 2-3 December 2004. Electronic. <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library:1-84>. [Consulta: 02 de mayo de 2008].

WFD CIS Working Group 2.5. Intercalibration (2003) Guidance document n° 6. Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg:1-47.

WFD CIS Working Group 2A. (2005). Guidance document n° 13. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg:1-47.

WFD. Technical Report, 2007. Description of national methods included in the intercalibration (annex to Technical Report). Spain Member. Part 3. Coastal and Transitional. http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library?l=/intercalibration_2/lastest_committee/coastal-transitional&vm=detailed&sb=Title. [Consulta: 07 de diciembre de 2007].

Williamson, P., 1992. Global change: reducing uncertainties. International Geosphere-Biosphere Programme (of the International Council of Scientific Unions). IGBP Secretariat, Royal Swedish Academy, Estocolmo, Suecia. 40 pp. Coastal connections. 19-21.

Zonneveld, C., 1998. A cell-based model for the chlorophyll *a* to carbon ratio in phytoplankton. *Ecological Modelling*, 113:55-70.

Capítulo 2.

2. Área de estudio: Comunidad Valenciana.

El presente estudio se ha llevado a cabo en el litoral valenciano (figura 2.1). En este capítulo se describe tanto el marco administrativo, físico y biótico, así como las infraestructuras y las zonas protegidas presentes en el litoral de la Comunidad Valenciana.

2.1. MARCO ADMINISTRATIVO.

La Constitución Española declaró en su artículo 132.2 que son bienes de dominio público estatal, los así determinados por ley, y en todo caso, la zona marítimo-terrestre, las playas, el mar territorial, los recursos naturales de la zona económica y la plataforma continental.

El desarrollo de este artículo atribuyó al Estado la mayor parte de las competencias en tutela y gestión del litoral, estableciendo únicamente menciones genéricas a las Comunidades Autónomas. Así, algunas Comunidades Autónomas recurrieron la citada Ley, que dio lugar a que se reconocieran y confirmaran las competencias de las Comunidades Autónomas en tutela y gestión del litoral.

De esta manera, las Comunidades Autónomas adquieren competencias en materia de autorización de usos permitidos en la zona de servidumbre de protección y protección de ciertas áreas y vertidos, con sus correspondientes habilitaciones en orden a otorgar y controlar permisos, concesiones y autorizaciones. Por su parte la Administración del Estado se reserva las funciones en materia de deslindes, obras de interés general, gestión, tutelas y Policía, mientras que los Ayuntamientos asumen las competencias en informes sobre deslindes, solicitudes para ocupaciones, y el servicio de limpieza y salubridad.

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”*. Así, el Presidente de la Generalitat, asignó a la Consellería de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda las competencias en materia de medio ambiente, y en particular, *“el 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”*.

En particular, según el artículo 16 del mismo Decreto, es al Área de Calidad Ambiental al que corresponde *“el control de la calidad de las aguas y del litoral”*.

El artículo 2 de la DMA, define las "aguas costeras" como 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 extienden, en su caso, hasta el límite exterior de las aguas de transición.

El trazado de esta línea base recta utilizada para la delimitación de las aguas jurisdiccionales españolas, viene especificada en el Real Decreto 2510/1977, que desarrolla la Ley 20/1967.

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.

El ámbito de la Demarcación Hidrográfica del Júcar tiene como límite norte la línea con orientación 122,5° que pasa por el extremo meridional de la playa de Alcanar y como límite sur la línea con orientación 100° que pasa por el límite costero entre los términos municipales de Elche y Guardamar del Segura. Esta misma línea constituye el límite norte de la Demarcación Hidrográfica del Segura encontrándose su límite sur en la provincia de Almería.

De los 476 km de costa que tiene la Comunidad Valenciana, 425 Km corresponden a la Demarcación Hidrográfica del Júcar y 51 Km pertenecen a la Demarcación Hidrográfica del Segura.

2.2. MARCO FÍSICO.

2.2.1. CLIMA.

El clima dominante en la Comunidad Valenciana es de tipo mediterráneo. Dentro de él se podría 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. 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 es el cabo San Antonio un punto de ruptura pluviométrico, con registros superiores hacia el norte (CEAM, 2008).

2.2.2. CUENCAS 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 las Confederaciones Hidrográficas del Segura y del Ebro (figura 2.1.).

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, Palancia, Serpis y 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.

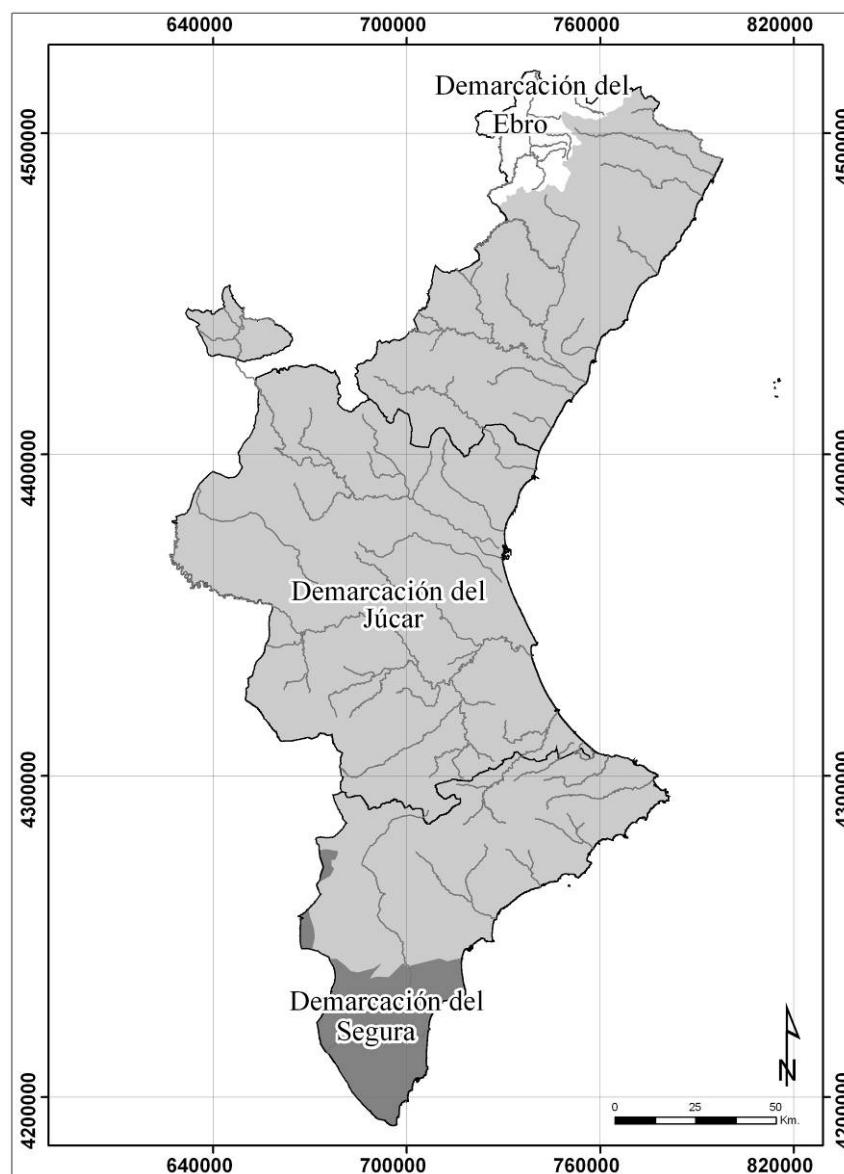


Figura 2.1. Demarcaciones de las cuencas hidrográficas de las Confederaciones Hidrográfica del Ebro, Júcar y Segura en la Comunidad Valenciana.

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

El río Segura atraviesa el sur de la provincia de Alicante desembocando en el mar Mediterráneo en el municipio de Torrevieja.

Desde el punto de vista de las cuencas fluviales y los aportes continentales, el Cabo San Antonio es un punto de ruptura. En la zona norte las cuencas son mayores y reciben aportes continentales, bien en forma de río 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).

2.2.3. LITOLOGÍA.

La litología de la Comunidad Valenciana está compuesta fundamentalmente por calcarenitas y margas, aunque también hay una proporción importante de calizas y material aluvial. Este último grupo se encuentra en los tramos finales de los ríos principales (Mijares, Turia, Júcar y Segura).

2.2.4. GEOGRAFÍA.

Las cadenas montañosas que delimitan por el oeste la Comunidad Valenciana son los sistemas 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. Está delimitada por el oeste por los sistemas Ibérico y Bético. 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.

En la Comunidad Valenciana se encuentran zonas húmedas denominadas marjales, que son extensas llanuras de inundación alimentadas fundamentalmente por aguas subterráneas y en menor medida por aguas superficiales.

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, que tiene 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.

2.2.5. USOS DEL SUELO EN EL LITORAL.

Los usos del suelo varían ampliamente a lo largo del litoral.

Por lo que respecta a la agricultura, un sector económico actualmente en descenso en la Comunidad Valenciana y que en el 2009 está previsto que tan sólo represente un 1,9% del PIB, la franja litoral representa el 18% de la superficie dedicada a la agricultura, y el 31% de los cultivos de regadío.

Por lo que respecta a los cultivos de regadío la distribución es más o menos uniforme en la provincia de Valencia, en la de Alicante se concentra en el sur y en la de Castellón en la mitad sur y en el extremo norte. Los cultivos de secano son claramente minoritarios

en el litoral de la provincia de Valencia, y presentan superficies similares en la de Castellón y Alicante.

Desde el punto de vista de las actividades industriales las mayores concentraciones en la provincia de Castellón se dan en torno a la capital, donde se concentra la industria cerámica, a ello hay que añadir 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,...), aunque también hay una importante actividad industrial en el sector de la alimentación en las comarcas del norte de la provincia.

El uso residencial del suelo en la Comunidad Valenciana se concentra en el litoral. En primer lugar porque así ha sido históricamente, al estar concentrados en la costa los mejores suelos y los sistemas de regadío, y posteriormente por el desarrollo turístico del litoral. Castellón es claramente la provincia con menor densidad de población. 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 centra también en el ámbito de la capital y su conurbación, estando los desarrollos turísticos concentrados en el tramo que va del cabo de Cullera al límite de la provincia. En Alicante vuelve a darse el mayor asentamiento en el entorno de la capital, y los asentamientos turísticos se distribuyen por toda la costa, destacando la parte norte (Denia, Jávea, Benidorm...) y la sur, con el importante asentamiento turístico de Torrevieja.

2.2.6. MORFOLOGÍA LITORAL.

La Comunidad Valenciana tiene una importante longitud de costa, del orden de 476 km. En sus aguas hay algunas islas pequeñas como las Columbretes o Tabarca. Las Columbretes son de origen volcánico y están deshabitadas, comprenden 2.500 ha de pequeñas islas y rocas emergentes. Estas islas constituyen el refugio de una gran diversidad de aves marinas y están protegidas por la legislación ambiental. La isla de Tabarca está situada a 11 millas de la ciudad de Alicante y está habitada. Actualmente alberga un complejo turístico, estando declarada Reserva Marina por la riqueza y diversidad de la vida marina que hay en sus aguas.

Los 476 km de costa de la Comunidad Valenciana incluyen elementos geomorfológicos de gran variedad, como playas, cordones dunares, acantilados y fondos de roca. Los sistemas terrestres alimentan al ambiente marino costero con materiales sedimentarios que incluyen arena, arcilla y grava. Estos materiales sedimentarios están constituidos por los aporte sólidos de los ríos que son dispersados a lo largo de la costa por las corrientes marinas. 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).

Los ecosistemas costeros principales son dos, caracterizados por el tipo de sustrato, costa arenosa con fondo blando y acantilados con fondo rocoso. La inestabilidad de la costa debida a la erosión marina ha hecho necesaria la construcción de estructuras artificiales de protección.

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, predomina la costa acantilada alta y baja, así como la rocosa baja, y retazos de costas bajas, playas, predominantes, sobre todo, al sur del cabo de Santa Pola (Serra, 2002; MEDOCC-BEACHMED, 2003).

2.2.7. CLIMA MARÍTIMO.

2.2.7.1. Corrientes.

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

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 el oleaje, fundamentalmente en las proximidades de la costa.

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.

2.2.7.2. Mareas.

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 pudieran 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.

2.2.7.3. Oleaje.

El oleaje, considerando el Mediterráneo como un mar habitualmente poco alterado, y bajo energéticamente, es importante como factor hidrodinámico, al ser generador de las 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, lo que ocasiona sentido contrario al general en el Mediterráneo.

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

Al sur del cabo de San Antonio, consecuencia del fetch geográfico, son los oleajes de segundo y tercer cuadrante los más importantes para este frente litoral, siendo menos energéticos debido al mencionado fetch.

2.2.7.4. 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 cambiaría por el SE, uniéndose a los anteriores, y en todo el litoral los vientos de W, 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 nordestes, 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.

2.2.7.5. 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, ya que 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 mismo (Díez, 1996, Serra, 1986), sin embargo al sur del cabo la influencia del Ebro resulta indetectable (Esteban, 1988).

2.2.7.6. Temperatura.

La temperatura de las aguas costeras está determinada básicamente por el nivel de insolación y la temperatura del aire y por la hidrografía, ya que ésta última permite a través del estancamiento el calentamiento de las aguas superficiales por el sol y con las grandes tormentas el descenso de la temperatura al introducir aguas profundas y frías en la costa. El rango de variación va desde unos 13° C en la época más fría hasta los más de 30° C que se pueden alcanzar en algunas playas durante el verano.

2.2.8. SALINIDAD.

La salinidad en las costas de la Comunidad Valenciana es muy variable. Especialmente al norte del cabo 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, especialmente en línea de costa, por debajo de los 37 g/kg en la mayor parte de ella. Al sur del cabo de San Antonio los aportes continentales son mucho más reducidos y por tanto las salinidades más altas aunque claramente inferiores a otras zonas del Mediterráneo por la influencia de las aguas del Atlántico.

2.3. MARCO BIÓTICO.

2.3.1. FITOPLANCTON.

La composición específica del fitoplancton sirve como indicador de los efectos de la eutrofización. El incremento de las concentraciones de nutrientes puede dar lugar a cambios en la composición específica del fitoplancton y a un aumento de la frecuencia, magnitud y duración de los “blooms”, así como los efectos potencialmente perjudiciales de los “blooms” tóxicos.

2.3.2. MACRÓFITAS.

Las macrófitas comprenden a todas las plantas acuáticas pluricelulares, incluyen a musgos, hepáticas y fanerógamas, son componentes naturales de la mayoría de los ecosistemas acuáticos. Las ventajas del uso de macrófitas como indicadoras radican en que son estacionarias y su recolección es fácil debido a su tamaño y ubicación en el agua. El muestreo cualitativo de estos organismos incluye una observación visual y recolección de los tipos más representativos del área de estudio. La comunidad de macrófitas tienen influencia del clima, la geología y el tipo de substrato.

2.3.3. PECES.

Este grupo, al ser el ápice de la cadena alimentaria, refleja efectos de contaminación directa e indirecta. Los peces tienen una gran movilidad dentro del ambiente acuático, lo cual supone que podemos encontrar organismos afectados por esta contaminación en zonas alejadas de la misma. Esta es una de las razones de que este grupo de biota no se tenga en consideración como bioindicador en la DMA para aguas costeras.

2.3.4. MACROINVERTEBRADOS.

Los macroinvertebrados comprenden a los animales que en sus últimos estadios larvarios alcanzan un tamaño igual o mayor a 1mm. Las especies de invertebrados que caracterizan los fondos del litoral de la Comunidad Valenciana son moluscos, poliquetos, equinodermos (erizos) y crustáceos.

Cualquier tipo de substrato puede constituirse en hábitat adecuado para estos organismos incluyendo grava, piedra, arena, fango, detritus, plantas vasculares, algas filamentosas, troncos, etc. A consecuencia de su enorme diversidad es probable que algunos de ellos respondan a cualquier tipo de contaminación.

2.4. INFRAESTRUCTURAS.

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, son las de Jávea y Alicante.

2.4.2. EDARs-EMISARIOS.

Los emisarios submarinos existentes en la Comunidad Valenciana son:

- Vinaroz
- Benicarló
- Peñíscola
- Alcala De Chivert
- Torreblanca
- Oropesa
- Benicasim
- Castellón
- Refinería BP
- Aguas Residuales Proquimed
- Canet De Berenguer
- Huerta Norte (Massalfassar)
- Polígono Industrial Del Mediterráneo (Albuixech)
- Vera (Alboraya)
- Pinedo (Valencia)
- Saler (Valencia)
- Cullera
- Gandía
- Oliva
- Interfruit (Oliva)
- Denia
- Jávea (Playa De La Grava)
- Jávea (Playa Del Arenal)
- Moraira (Teulada)
- Calpe
- Cabo Huertas
- Albufereta
- Postiguet
- Tabarca
- Urbanova
- El Palmeral

Las EDARs del litoral de la Comunidad Valenciana son:

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

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. Son los siguientes:

- Puerto de Vinaroz
- Puerto de Benicarló
- Puerto de Peñíscola
- Puerto deportivo "Las Fuentes"
- Puerto de Castellón
- Puerto de Burriana
- Puerto deportivo "Puerto Siles"
- Puerto de Sagunto
- Puerto deportivo "Puebla de Farnals"
- Dársena "Port Saplaya"
- Puerto de Valencia
- Dársena de El Perelló
- Puerto de Cullera
- Puerto de Gandia
- Dársena de Oliva
- Puerto de Denia

- Puerto de Jávea
- Puerto de Moraira
- Dársena "Les Basetes"
- Puerto de Calpe
- Puerto deportivo "Puerto Blanco"
- Puerto deportivo "Luis Campomanes"
- Dársena de La Galera
- Embarcadero La olla de Altea
- Puerto de Altea
- Puerto de Benidorm
- Puerto de Villajoyosa
- Dársena "La Isleta"
- Dársena "Costa Blanca"
- Varadero Real Club De Regatas
- Puerto de Alicante
- Puerto de Tabarca
- Puerto de Santa Pola
- Puerto de Torrevieja
- Dársena de Cabo Roig
- Dársena de Dehesa De Campoamor
- Dársena de Torre De La Horadada

De ellos cinco están bajo la administración del estado central y son:

- Castellón
- Sagunto
- Valencia
- Gandía
- Alicante

Todos los restantes son competencia de la Generalitat 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 nuestras costas la acuicultura se ha desarrollado básicamente a través del cultivo de peces marinos en jaulas flotantes en mar abierto. Las especies cultivadas son la dorada y la lubina. Las instalaciones para la cría de peces han experimentado un crecimiento evidente en los últimos años. Las actualmente existentes son:

- Piscimar
- Cultipeix S.L.
- Crimar
- Acuícola Marina S.L.
- Acuicultura del Mediterráneo S.A.
- Alevines del Mediterráneo S.L.
- Valenciana de Acuicultura S.A.
- Piscícola de Sagunto S.L.
- Safor
- Rumispain Producciones S.L.
- Actual de Inversiones S.L.
- Dorseval S.L.
- Basademar
- Gramamed
- Cudomar
- Promociones Marsans S.L.
- Delta del Vinalopó S.A.
- Bahía Santa Pola S.L.
- Martorres
- Cultivos Marinos Guardamar
- Alevines. Guardamar S.L.
- Finca Del Espigar
- Acuisan S.A.
- Tun. 2000
- Piscimed
- Doradas Del Mediterráneo
- SEA S.L.
- Balmar S.A.

2.5. ZONAS PROTEGIDAS.

2.5.1. 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.

2.5.2. ZONAS RAMSAR.

En el litoral de la Comunidad Valenciana hay cuatro zonas incluidas en el convenio RAMSAR (Convención sobre los Humedales, firmada en Ramsar, Irán, en 1971). Son:

- Prat de Cabanes – Torreblanca
- Albufera
- Salinas de Santa Pola
- Lagunas de La Mata – Torrevieja

2.5.3. PARQUES NATURALES.

En el litoral de la Comunidad Valenciana las siguientes zonas han sido declaradas Parque Natural:

- Sierra de Irta (también es Reserva Natural)
- Prat de Cabanes- Torreblanca
- Albufera
- La Marjal de Pego-Oliva
- Cabo de San Antonio- Montgó (también es Reserva Natural)
- Peñon de Ifach
- Sierra Helada y entorno litoral
- Salinas de Santa Pola
- Lagunas de La Mata y Torrevieja

2.5.4. RESERVAS MARINAS.

En el litoral de la Comunidad Valenciana hay tres reservas marinas:

- La Reserva Marina de las Islas Columbretes - Reserva Marina de interés pesquero (que también es Reserva Natural) declarada como tal por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- La Reserva Marina de Tabarca, declarada por la Consellería de Agricultura, Pesca y Alimentación de la Generalitat Valenciana.
- La Reserva Marina del Cabo de San Antonio, declarada por la Consellería de Agricultura, Pesca y Alimentación de la Generalitat Valenciana.

2.5.5. ZONAS HÚMEDAS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA.

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

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

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.

2.5.6. ZONAS ZEPA.

Los estados miembros de la Unión Europea tienen la obligación de designar como ZEPA (Zonas de Especial Protección para las Aves) los territorios más adecuados en número y superficie para garantizar la conservación de las especies incluidas en el Anexo I de la Directiva 79/409/CEE. En cumplimiento de esta obligación, la última propuesta efectuada por la Comunidad Valenciana incluye un total de 18 zonas ZEPA, que con una superficie total de 268.666 Ha. suponen el 11,6% del territorio.

- Islotes de Tabarca
- Salinas de Santa Pola
- Islote de Benidorm Y peñas del Arabí
- Clot de Galvany
- Lagunas de La Mata Y Torrevieja
- Marjal de Pego – Oliva
- Prat de Cabanes
- Torreblanca
- Desembocadura río Mijares
- Islas Columbretes
- Marjal de Almenara
- La Albufera de Valencia
- Marjal del Moro (Puzol, Sagunto)

2.5.7. LICs

Los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) son todos aquellos ecosistemas protegidos con objeto de contribuir a 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 la Directiva 92/43/CEE se han declarado una serie de LICs en la Comunidad Valenciana. De ellos en el litoral se encuentran los siguientes:

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

2.6. BIBLIOGRAFÍA.

CEAM, 2008. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Resúmenes climáticos mensuales. <http://www.gva.es/ceamet/clima/clima.htm>. [Consulta: 02 de septiembre de 2008].

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).

Díez, J., 1996. Guía Física de España. 6. Las costas. Alianza Editorial, Madrid. 715 pp.

Directiva 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres. Diario Oficial nº L 103 de 25/04/1979:0001-0018.

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 nº L 206 de 22/07/1992:0007-0050.

Esteban, V., 1988. Procesos litorales al sur del Cabo de San Antonio. Universidad Politécnica de Valencia (Spain). PhD. thesis.

GVA, 2002. Catálogo de Zonas Húmedas de la Comunidad Valenciana, 2002. http://www.cth.gva.es/areas/espacios/zonas_humedas/zon/memoria2002.pdf. [Consulta: 01 de febrero de 2009].

Ibàñez, C., D. Pont, y N. Prat, 1997. Characterization of the Ebro and Rhone Estuaries: A basis for defining and classifying salt-wedge estuaries. *Limnology and Oceanography* 42(1):89-101.

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].

Real Decreto 2510/1977, de 5 de agosto, sobre trazado de líneas de base rectas en desarrollo de la Ley 20/1967, de 8 de abril, sobre extensión de las aguas jurisdiccionales españolas a 12 millas, a efectos de pesca. BOE. Boletín Oficial del Estado, 30 de Septiembre 1977 (núm. 234).

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].

Rodríguez, J., 1982. Oceanografía del mar Mediterráneo. Ediciones Pirámide, S.A., Madrid.

Serra, J., 1986. Procesos litorales de las costas de Castellón Universidad Politécnica de Valencia (Spain), PhD. thesis.

Serra, J. y J.R. Medina, 1996. Beach monitoring program of Valencia (Spain). 25th International conference on coastal engineering. Book of abstracts. Eds. American Society of Civil Engineering:590-591.

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.

Capítulo 3.

3. Influencia de la ubicación de la red de muestreo en la calificación del estado ecológico.

3.1. INTRODUCCIÓN.

Como se apunta en la DMA, la red de seguimiento de las aguas superficiales se establece de acuerdo con los requisitos contemplados en el artículo 8. Se diseña de tal manera que ofrece una visión general coherente y completa del estado ecológico y químico de cada cuenca hidrográfica y permite la clasificación de las masas de agua en cinco clases (“high”, “good”, “moderate”, “poor” y “bad”) de acuerdo con las definiciones normativas del punto 1.2.

Para esto, es obvio que las tareas de implementación de la DMA deben asegurar la comparabilidad de métodos, análisis, resultados y conclusiones. El diseño del muestreo es el primer paso y para ello, los programas de muestreo necesitan objetivos claros y han de ser sensibles a los cambios hidrológicos, climáticos o paisajísticos locales (Vos et al., 2000). El diseño del muestreo es tan importante que una elección equivocada de la ubicación espacial o temporal de las estaciones podría ser la contribución principal a un resultado erróneo de todo el proceso analítico (Madrid y Pedrero, 2007). Por lo tanto, considerar o no la variabilidad natural en el diseño de muestreo en el medio marino es clave para conseguir una diferenciación espacial y temporal de las condiciones ambientales (DK/01/006, 2004). El estudio de la estimación de la incertidumbre en el diseño de muestreos está fuera del objeto de estudio de este trabajo pero existe numerosa bibliografía al respecto (Pitard y Gys, 1993; ISO, 1995; Thompson et al., 2002; Lyn et al., 2003; Paakkunainen et al., 2004).

La periodicidad temporal está establecida dentro de la DMA. En su anexo V, 1.3.4. se define que el control de vigilancia sea de, como mínimo, 3 meses en parámetros fisicoquímicos y de 6 meses en parámetros biológicos. Tras la reunión del MedGIG celebrada en Mallorca en septiembre de 2005, se decidió cambiar a un muestreo mensual en ambos casos.

La localización espacial de las estaciones para la caracterización de las masas de agua costeras no está recogida en la DMA. Sin embargo, como ya se ha comentado en el punto 1.2.4.1 de esta tesis, el MedGIG en el anexo 3 de la DMA, Technical Report (2007), propone un factor de conversión nearshore:inshore para poder comparar resultados de la caracterización, utilizando estaciones situadas en línea de costa (inshore) y estaciones situadas a una distancia de 1500m en perpendicular a la línea de costa (nearshore).

Hay que considerar que debido a la heterogeneidad espacial y temporal del medio marino, la ubicación de las estaciones afectará, obviamente, a la concentración estimada (Madrid y Pedrero, 2007). Por tanto el diseño del muestreo debe estar basado únicamente en decisiones objetivas, para evitar una manipulación muestral, (p.e. mediante una selección espacial inapropiada respecto a las causas de fluctuación). El primer paso para elaborar una red de muestreo es definir el propósito del muestreo (Camara et al., 2004; Stoeppler, 1997). El objetivo de la DMA es la determinación del estado trófico del sistema. Como ya se ha comentado en la introducción de esta tesis

doctoral, en los ecosistemas pelágicos costeros se utiliza la clorofila *a* (indicador de biomasa fitoplanctónica) como parámetro de calidad ecológica.

Son los aportes de origen continental, en muchos casos, los que pueden ser determinantes del estado trófico del sistema, especialmente en las zonas marinas más oligotróficas como el Mediterráneo (Krom et al., 1991; Vollenweider et al., 1996; Estrada, 1996; Thingstad et al., 1998; Moutin et al., 1998; Romero, 2004), estableciéndose gradientes marcados en la distribución de nutrientes y clorofila *a* desde la costa hacia mar adentro. La extensión y morfología de los penachos fluviales generados por los aportes continentales dependen de la hidrodinámica, del caudal del río, de las condiciones de marea, del oleaje y de las corrientes, determinadas en gran medida por los vientos locales (Broche et al., 1998; Marsaleix et al., 1998; Romero, 2004). Esto se puede apreciar claramente en imágenes de satélite que nos proporcionan la distribución de la clorofila *a*. Pero este gradiente no es uniforme en todas las áreas. Un estudio realizado por Barale et al. (2005) con imágenes satelitales de la distribución de la clorofila *a*, muestran como para el Mar Adriático oeste la extensión alcanzada por la influencia continental en la mancha de clorofila *a* y su gradiente son drásticamente diferentes a la costa este. En otras condiciones, como son los mares sujetos a afloramientos, se ve roto este gradiente en el comportamiento de la clorofila *a* debido a los cambios en la estructura termal de la columna de agua, como podemos observar en los estudios llevados a cabo por Loyer et al. (2006) en la bahía de Bizkaia o Henriquez et al. (2006) en la costa de Chile.

Estos estudios mencionados nos indican que cada ecosistema es único, y que se necesita un buen conocimiento del modelo conceptual del funcionamiento del sistema en cada área para poder aplicar una red de muestreo que nos asegure una calificación fiable del estado ecológico. Es decir, en el diseño del muestreo hay que considerar todos los factores que dan lugar a los procesos de eutrofia y el funcionamiento temporal y espacial del sistema, para que se pueda valorar adecuadamente el estado trófico de un ecosistema litoral (Gilbert et al., 2006).

Este capítulo aborda la problemática de la influencia de la red de muestreo (ubicación espacial de las estaciones y la densidad y profundidad de sus puntos de muestreo) en la determinación del estado ecológico en ecosistemas pelágicos costeros utilizando la clorofila *a* como indicador ecológico. Es importante valorar si los rangos de calidad están determinados por la red de muestreo, pero no sólo por la ubicación, sino también por la densidad y la forma de tratar los datos. Es importante establecer con claridad la influencia de la red de muestreo en los criterios utilizados para poder tipificar las zonas, determinar el estado ecológico y poder comparar los resultados obtenidos dentro de una misma tipología.

3.2. MATERIAL Y MÉTODOS.

3.2.1. ÁREA DE ESTUDIO.

En este capítulo, se analizan los datos de las aguas costeras de la Comunidad Valenciana que han sido obtenidos en dos estudios diferentes, temporal y espacialmente. Se analizan 4 transectos perpendiculares a la costa, 3 de ellos situados en la bahía de Benicasim y otro situado en la bahía de Cullera. La figura 3.1 muestra la posición geográfica de estos transectos y los puntos que los conforman. Los 3 transectos situados en Benicasim se denominan como Benicasim Norte, Medio y Sur en función de su latitud (en adelante, BN, BM y BS respectivamente) y el transecto de Cullera se denomina con la letra C, en adelante.

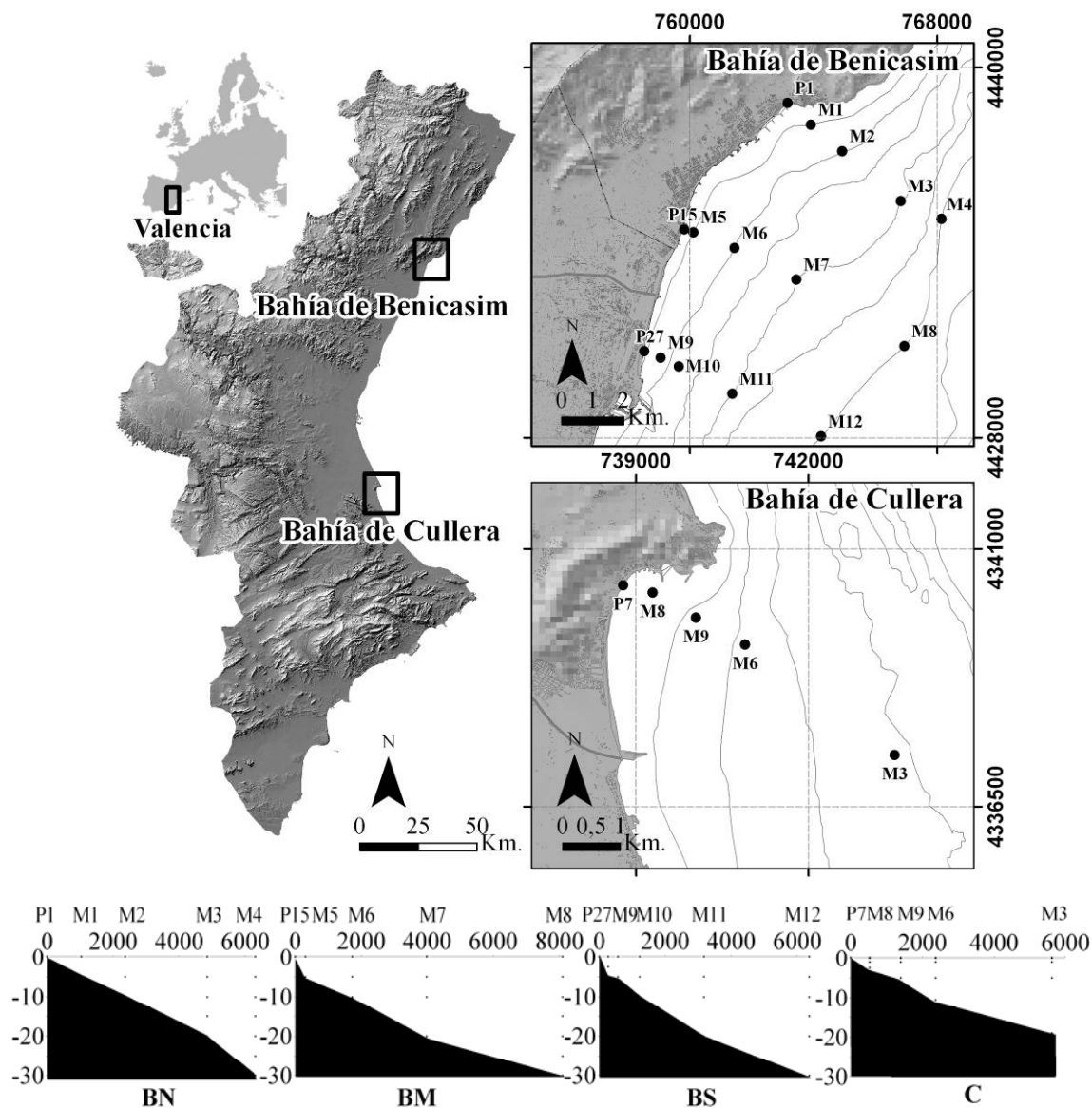


Figura 3.1. Mapa del área de estudio y ubicación de los transectos y estaciones de muestreo.

El área de antiguos humedales situada al sur de la bahía de Benicasim y su red de acequias son el aporte principal de aguas dulces en el ecosistema (Fuentes, 1999).

El río Júcar es, en el marco de estudio de la bahía de Cullera, el aporte principal de aguas dulces en el sistema y la fuente de nutrientes de mayor consideración, pues a los debidos a la lixiviación de los suelos de la cuenca se unen también los de origen antrópico. Existe una intensa explotación agraria en los diferentes tramos del río Júcar, que es la causa del descenso de caudal a lo largo del tramo final del río, llegando incluso a niveles mínimos en la desembocadura a su paso por Cullera (Hermosilla, 2006; Falco et al., 2007; Gonzalez et al., 2007).

3.2.2. METODOLOGÍA DE MUESTREO.

En Benicasim se realizan 13 muestreos distribuidos entre junio de 1991 y febrero de 1992 financiados por la COPUT (Consejería de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte). Se toman muestras en 44 puntos distribuidos a lo largo de la columna de agua en 5 estaciones de muestreo por transecto a lo largo de 3 transectos lineales aproximadamente perpendiculares a la costa, hasta la isóbata de 30 m de profundidad (figura 3.1). Para las estaciones de playa (denominadas como P) se toma una muestra

subsuperficial. Las muestras de las estaciones ubicadas en la bahía (denominadas como M), se tomaron por medio de una botella tipo Van-Dorn de 10 litros de capacidad.

Los datos de Cullera empleados en este proyecto provienen del proyecto europeo de investigación ECOSUD realizado en la bahía de Cullera. En el marco de este proyecto se realizaron 9 campañas de muestreo a lo largo del periodo junio 2002-julio 2003. Se toman muestras en 19 puntos distribuidos a diferentes profundidades en 5 estaciones de muestreo a lo largo de 1 transecto lineal, hasta la isóbata de 20 m de profundidad (figura 3.1). En las estaciones de muestreo ubicadas en la bahía (M) se toman muestras a 0,00; 0,1; 1 y 5 m de profundidad (si la estación es lo suficientemente profunda) y en profundidad. Para la estación de playa (P), se toma una muestra subsuperficial. Aquellas muestras de profundidades superiores a 1 m se tomaron mediante una manguera conectada a una bomba de vacío. Las muestras a profundidades de 0,00; 0,10 y 1,00 metros fueron obtenidas con un dispositivo llamado SWAS (Superficial Water Sampler) (Naudin et al., 2001; Mösson et al., 2008).

El SWAS (figura 3.2) consta de una lámina de poliuretano protegida por dos láminas de plexiglás, de 0,25 cm x 100 cm x 50 cm 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 8 mm. 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.

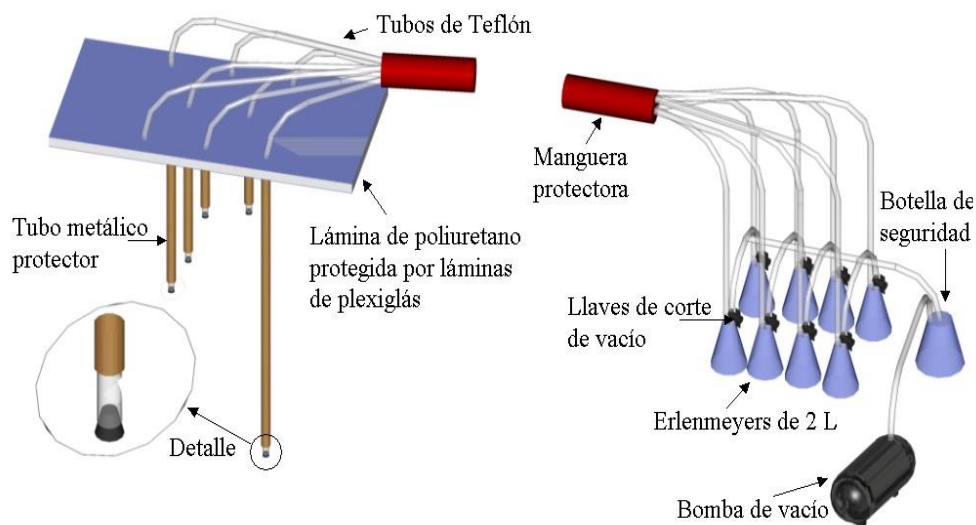


Figura 3.2. Dispositivo de muestreo (SWAS).

En cada punto de muestreo y hasta su llegada al laboratorio, las muestras de agua fueron recogidas o trasvasadas del SWAS o de la botella Van Dorn a botellas de polietileno de alta densidad de 2 litros y fueron mantenidas a baja temperatura. La recepción en el laboratorio nunca se realizó en un tiempo superior a 12 horas.

3.2.3. TÉCNICAS ANALÍTICAS.

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

Para la determinación de la clorofila *a*, 800 ml de muestra fueron filtrados a través de filtros de acetato de celulosa de 0,45 μm (Millipore HAWP de 47 mm de diámetro) y estos filtros se almacenaron a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta su posterior análisis, mientras que la salinidad se determinó del filtrado obtenido.

Para la determinación de la clorofila *a* se utilizó el método tricromático basado en espectroscopía visible. 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 determinó 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 los pigmentos. Para los cálculos de la concentración se utilizaron las ecuaciones de Jeffrey y Humprey (1975).

3.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

3.3.1. PAUTAS DE VARIACIÓN ESPACIAL.

Para estudiar el área de nuestro sistema trófico y valorar cómo afecta el tratamiento de los datos en la caracterización de las zonas costeras, se calcula tanto el percentil 90, métrica aprobada por el MedGIG para la clorofila *a* (en adelante, P90) como la media de la clorofila *a*, con los datos de todas las campañas de muestreo en cada transecto, utilizando tanto puntos de toda la columna por estación como integrando los datos desde la línea de costa hasta la batimetría apuntada en cada uno de los transectos estudiados. De la misma manera se calculan los P90 y las medias solamente para los puntos superficiales.

Cuando se utiliza los datos de toda la columna para el cálculo del P90 en cada estación (figura 3.3) se observa una pauta general: la disminución de los valores de los P90 en los cuatro transectos al alejarnos de la costa hasta la zona en la que la profundidad de la columna de agua alcanza los 20 m. A partir de esta profundidad los valores en el P90 de la clorofila *a* no presentan diferencias importantes, dentro del mismo transecto.

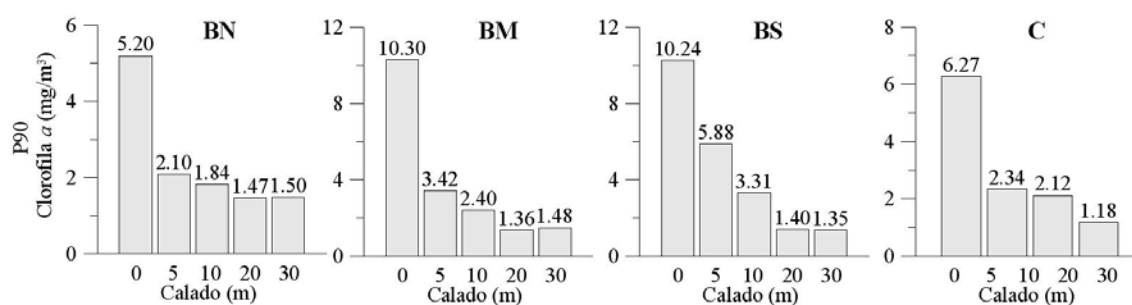


Figura 3.3. P90 de la clorofila *a* obtenido con los puntos de muestreo por estación a lo largo de los diferentes muestreos, en los transectos realizados en la bahía de Benicasim y la bahía de Cullera.

Este descenso no tiene las mismas proporciones en los distintos transectos, mientras que en BN, BM y C se presenta una caída brusca entre 0 y 5m, en BS, ésta es menos marcada. Esto se debe a que a pesar de que en línea de costa los valores son prácticamente iguales entre BM y BS, las condiciones hidrodinámicas y los aportes de nutrientes han permitido una mayor extensión hacia mar adentro de las zonas con concentraciones de clorofila *a* más altas.

En la bahía de Benicasim hay un gradiente positivo en dirección N-S de las concentraciones de nutrientes y por tanto de clorofila *a*. Gradiente que cabe achacar a

una mayor cantidad de aportes en el sur y al efecto barrera y la acumulación que deriva del puerto de Castellón (situado al sur de la bahía). De hecho el descenso en BN es similar al de C, presentando ambos niveles similares en las distintas estaciones.

Estas diferencias en los niveles de eutrofia y su penetración aguas adentro son las que hacen que en BN y C haya un descenso brusco entre 0 y 5m de profundidad y tras esta profundidad, la disminución de los valores es mucho más suave, mientras que en BS hay una pendiente más marcada entre 5 y 20 m; BM presenta condiciones intermedias.

Cuando el valor del P90 se obtiene integrando los datos de todo el transecto hasta ese punto batimétrico (figura 3.4) encontramos también la presencia de un gradiente negativo en los valores de clorofila *a* al alejarnos de la costa.

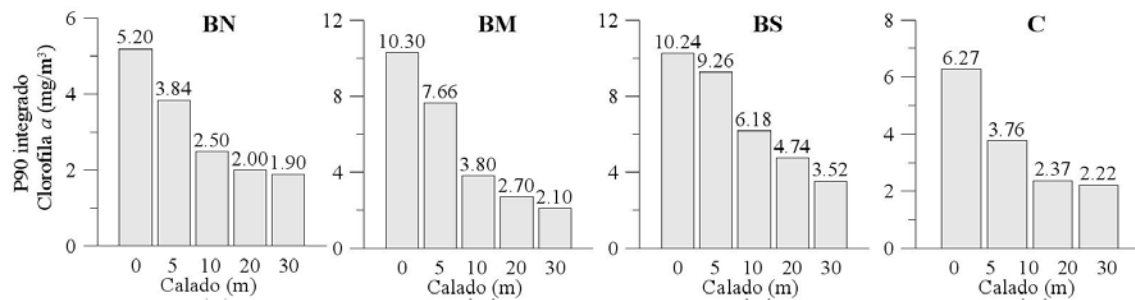


Figura 3.4. P90 de la clorofila *a* obtenido integrando los datos de todo el transecto hasta ese punto batimétrico a lo largo de los diferentes muestreos en los transectos realizados en la bahía de Benicasim y la bahía de Cullera.

Lógicamente con esta agregación de los datos, los valores obtenidos son mayores en las isóbatas situadas aguas adentro. Debido a ello, el gradiente se mantiene entre 20 y 30 m, aunque esto no se debe a los valores de estas estaciones sino al método de cálculo utilizado. En este caso estamos utilizando los datos de todo el transecto hasta una profundidad determinada, por lo que los valores resultantes no son representativos de las condiciones de esa estación.

Al igual que en el caso anterior, también en BS se da un descenso menos brusco entre la línea de costa y la isóbata de 5m de profundidad, debido a las razones ya apuntadas. De hecho el descenso es más gradual en todo el tramo. En general por la integración ya señalada, las pendientes son menos marcadas que en el caso anterior.

Si en vez de utilizar el P90 usamos las medias, en cada estación de muestreo (figura 3.5) los valores lógicamente son menores y la pendiente al alejarnos de la costa es intermedia entre la de los casos anteriores. A partir de la isóbata de 20m se obtienen valores de clorofila *a* muy similares entre transectos, que oscilan entre 0,73 y 0,65 mg/m³.

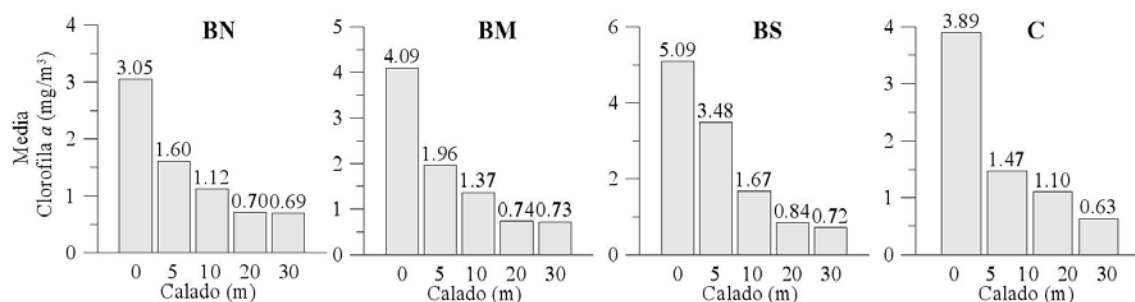


Figura 3.5. Medias de la clorofila *a* obtenidas considerando los puntos de muestreo por estación a lo largo de los diferentes muestreos, en los transectos realizados en la bahía de Benicasim y la bahía de Cullera.

Como en casos anteriores el descenso en los valores de clorofila *a* con la batimetría es diferente en los distintos transectos. En este caso es el transecto C el que presenta un descenso más brusco entre 0 y 5m, seguido de BM, BN y BS. Al igual que cuando trabajamos con los P90, y por las mismas razones, en Benicasim el descenso es más gradual en BS que en las dos restantes.

La figura 3.6 nos muestra para cada transecto a lo largo de los diferentes muestreos, la media y el P90 de los valores de clorofila *a* obtenidos si sólo se consideran los puntos superficiales en cada estación.

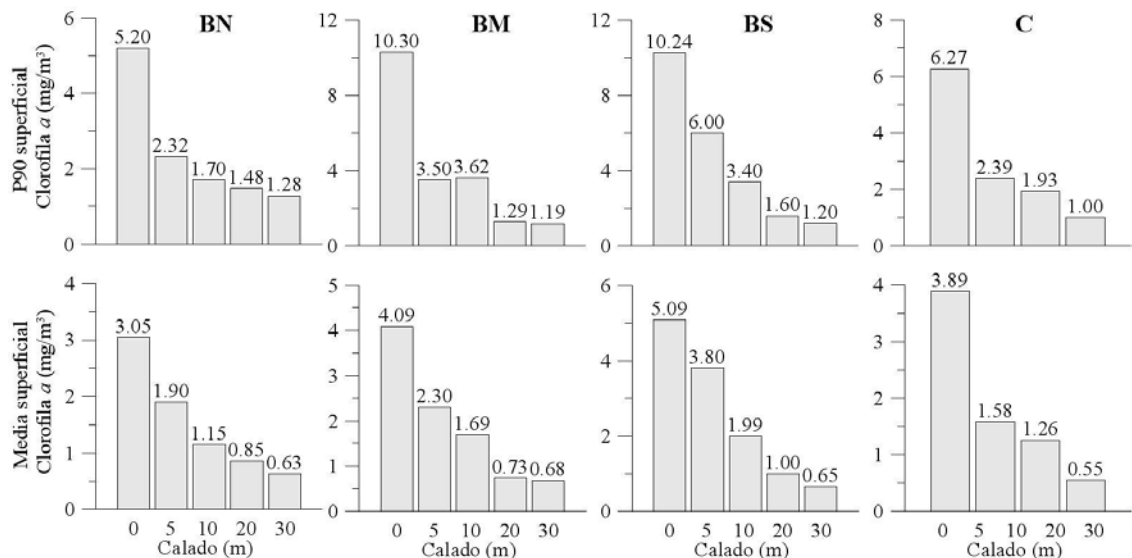


Figura 3.6. Media y P90 de la clorofila *a* obtenidos si se consideran los puntos superficiales por estación a lo largo de los diferentes muestreos, en los transectos realizados en la bahía de Benicasim y la bahía de Cullera.

Al igual que en los cálculos del P90 con datos de toda la columna, considerando sólo los valores superficiales de clorofila *a* (figura 3.6), se observa de nuevo la disminución al alejarnos de la costa hasta la zona en la que la profundidad de la columna de agua alcanza los 20m, donde no se presentan diferencias importantes, ni dentro del mismo transecto ni entre transectos diferentes. Este descenso no tiene las mismas proporciones en los distintos transectos. Mientras que en BN, BM y C se presenta una caída brusca entre 0 y 5m, en BS ésta es menor marcada, por las razones ya señaladas.

También para la media de los valores superficiales de clorofila *a* (al igual que para el P90 y la media de la columna y el P90 superficial), a partir de la isóbata de 20 metros los resultados obtenidos son muy similares en todos los transectos.

Al margen de la forma utilizada en la integración de los datos y del parámetro estadístico, el análisis realizado nos muestra que:

- Como cabía esperar existe un gradiente negativo en las concentraciones de clorofila *a* al alejarnos de la costa. Este tipo de comportamiento se ha observado en otras zonas bajo influencia continental estudiadas, como son la bahía de Seine (Videau y Stéphane, 1998), la plataforma continental de Louisiana (Chen et al., 2003), la bahía de Bengal durante el monzón de verano (Madhupratap et al., 2003).
- En nuestras 2 áreas de estudio, la caída es más brusca en el tramo más próximo a la costa. Sin embargo esta caída es más progresiva en otras zonas estudiadas y hay que considerar este comportamiento de la mancha eutrófica para

definir la red de muestreos. Por ejemplo imágenes satelitales de distribución de clorofila *a* en aguas del oeste central de Florida (Wall et al., 2008) muestran un gradiente perpendicular a la costa detectable incluso en la isóbata de 40m y más allá, en función de factores hidrodinámicos y morfología de la costa.

- Considerando los 4 transectos objeto de estudio, existen diferencias cuantitativas apreciables en esa pauta espacial entre los distintos transectos. Es decir, las condiciones locales influyen en el comportamiento de la clorofila *a*.
- A partir de los 20m de calado, para los cuatro transectos estudiados, los valores son bastante uniformes tanto dentro del mismo transecto como entre los diferentes transectos.

3.3.2. COEFICIENTES DE VARIACIÓN DE LAS DISTINTAS BATIMETRÍAS.

En este apartado vamos a analizar los coeficientes de variación (en adelante, CV) obtenidos con los P90 y con las medias de los valores de clorofila *a* para cada uno de los cuatro transectos en los distintos calados. El cálculo estadístico se realiza tanto considerando los valores obtenidos con todos los puntos de la columna como cuando se utilizan sólo los puntos superficiales. Los resultados se muestran en la tabla 3.1.

Todos los transectos	CV (0m)	CV (5m)	CV (10m)	CV(20m)	CV (30m)
P90	0,33	0,50	0,26	0,09	0,06
Medias	0,21	0,43	0,20	0,12	0,03
P90-superficiales	0,33	0,48	0,37	0,19	0,04
Medias-superficiales	0,21	0,41	0,26	0,24	0,04

Tabla 3.1. Coeficientes de variación de los P90 y medias de la clorofila *a* de cada isóbata, utilizando los puntos de la columna de agua o sólo los puntos superficiales de los 4 transectos.

Cuando utilizamos para el cálculo de los coeficientes de variación (CV) los 4 transectos, éstos alcanzan siempre el máximo en la isóbata de 5m de calado. Esto se debe al valor más elevado que se alcanza en BS donde la zona de eutrofia se extiende aguas adentro, mientras que en los otros transectos se da una reducción brusca entre 0 y 5m, donde se alcanzan valores claramente inferiores a los de BS.

A partir de este punto se observa una clara pauta de descenso del CV conforme nos alejamos de la costa.

De todo ello se deduce que:

- Las diferencias entre los CV obtenidos son inferiores en la isóbata de 30m, por lo que difícilmente un muestreo en esta zona permitiría detectar las diferencias existentes en los niveles de eutrofia en la zona más próxima a la costa.
- Igual sucede en la isóbata de 20m, excepto para los CV de las medias de los valores superficiales de clorofila *a*, que alcanzan en este calado los CV más altos. Esto indica que para diferenciar las estaciones de esta isóbata sería preferible utilizar las medias superficiales de la clorofila *a*.
- A 10m, los valores de los CV son inferiores a los de zonas más próximas a la costa cuando se utilizan todos los datos de la columna de agua pero no con los datos superficiales. Los CV obtenidos con los valores superficiales son algo más elevados que los que se obtienen con todos los valores de la columna.
- En la isóbata de 5m es donde se alcanzan las mayores diferencias entre los diferentes transectos como ya habíamos señalado. Ahora bien, estas diferencias se reducen drásticamente si eliminamos el transecto BS en el cálculo de los CV

(tabla 3.2). De esta forma obtenemos en esta isóbata CV que son inferiores a los de 0m, excepto para el CV de las medias superficiales.

Sin BS	CV (0m)	CV (5m)	CV (10m)	CV(20m)	CV (30m)
P90	0,37	0,27	0,13	0,11	0,01
Medias	0,15	0,15	0,12	0,08	0,04
P90-superficiales	0,37	0,24	0,43	0,19	0,05
Medias-superficiales	0,15	0,19	0,21	0,21	0,05

Tabla 3.2. Coeficientes de variación de los P90 y medias de la clorofila *a* de cada isóbata, utilizando los puntos de la columna de agua o sólo los puntos superficiales de todos los transectos, excepto Benicasim S.

- En este caso, es en la línea de costa, respecto a otras batimetrías, donde los CV son más altos para el P90.

Parece pues, que la red de muestreo debería tener en cuenta el ámbito de afección de la eutrofia aguas adentro y que conforme éste es más reducido perdemos capacidad de diferenciar al alejarnos de la costa.

Es la zona entre 0 y 5 m de calado la que parece más adecuada para el seguimiento al menos en las condiciones que se dan en las costas de la Comunidad Valenciana y en el caso de utilizar la zona de 10 m de calado sería aconsejable trabajar con los valores superficiales.

3.3.3. FACTOR DE CONVERSIÓN INSHORE:NEARSHORE.

En el marco de la DMA, y como un acuerdo común entre las regiones mediterráneas españolas para la contribución al ejercicio de intercalibración del MedGIG, se establece un factor de conversión para los límites de clases ecológicas, utilizando la clorofila *a* como parámetro de calidad, de un 50% entre las aguas situadas a una distancia de unos 1500 m (nearshore) y aquellas en línea de costa (inshore). Esto queda recogido en el anexo 3 del Technical Report del ejercicio de intercalibración del MedGIG (WFD, Technical Report, 2007) y los valores finales en la Decisión de la Comisión (2008/915/CE) (tabla 3.3).

	Tipo	Valores (mg/m ³ , P90)	
		Límite High-Good	Límite Good-Moderate
Nearshore (1500m distancia costa)	Tipo II-A	2,40	3,60
	Tipo III-W	1,10	1,80
Inshore (0m distancia costa)	Tipo II-A	4,80	7,20
	Tipo III-W	2,20	3,60
Ratio Nearshore/Inshore		1:2	1:2

Tabla 3.3. Límites de las clases de calidad establecidos en la Decisión de la Comisión (2008/915/CE) para la clorofila *a* (valores nearshore). Valores inshore correspondientes a los nearshore definitivos según lo establecido en WFD, Technical Report, 2007.

Ahora bien, los datos que estamos analizando aquí muestran ciertas discrepancias al respecto. Si atendemos a las indicaciones que se han considerado en el ejercicio de intercalibración, en nuestro caso, el calado que corresponde a una distancia de 1500m (definición de estación nearshore según el ejercicio de intercalibración del Med-GIG) es aproximadamente 10 m para los cuatro transectos. Esta batimetría aparece en tono gris en las diferentes tablas de este apartado.

Así, la tabla 3.4 muestra el ratio entre los P90 de las distintas estaciones en los 4 transectos objeto de estudio con respecto a inshore. Esta tabla se elabora considerando todos los puntos de la columna de agua. Observamos como el ratio nearshore:inshore (en tono gris) entre los valores de la clorofila *a* es bastante variable en función del transecto, pudiendo oscilar para el P90 entre 0,23 en el transecto BM y 0,35 en el transecto BN. El ratio medio nearshore:inshore de los 4 transectos es 0,31.

COLUMNA DE AGUA (P90)	BN	BM	BS	C	Media
P90 Chl <i>a</i> 5m/0m	0,40	0,33	0,57	0,37	0,42
P90 Chl <i>a</i> 10m/0m	0,35	0,23	0,32	0,34	0,31
P90 Chl <i>a</i> 20m/0m	0,28	0,13	0,14	0,19	0,18
P90 Chl <i>a</i> 30m/0m	0,29	0,14	0,13		0,19

Tabla 3.4. Ratios de los P90 de la clorofila *a* entre las distintas estaciones en los 4 transectos objeto de estudio y sus promedios cuando se toman valores de toda la columna de agua.

La tabla 3.5 muestra el ratio nearshore:inshore de los P90 de las distintas estaciones en los 4 transectos objeto de estudio, pero considerando los puntos superficiales en cada estación. Las variaciones en los ratios de los P90 de clorofila *a* entre nearshore:inshore son mayores y más uniformes que en el caso anterior. El ratio mayor se da en BM con un valor de 0,35, y el menor en el transecto de Cullera con un valor de 0,31. El ratio medio es de 0,33.

SUPERFICIE (P90)	BN	BM	BS	C	Media
P90 Chl <i>a</i> 5m/0m	0,45	0,34	0,59	0,38	0,44
P90 Chl <i>a</i> 10m/0m	0,33	0,35	0,33	0,31	0,33
P90 Chl <i>a</i> 20m/0m	0,28	0,13	0,16	0,16	0,18
P90 Chl <i>a</i> 30m/0m	0,25	0,12	0,12		0,16

Tabla 3.5. Ratios de los P90 de la clorofila *a* entre las distintas estaciones en los 4 transectos objeto de estudio y sus promedios cuando se toman valores superficiales.

Analizando los ratios de las medias (calculadas con datos de toda la columna) entre las distintas estaciones (tabla 3.6) se observa como, de nuevo, existen diferencias importantes entre transectos. El ratio nearshore:inshore oscila entre 0,28 y 0,37 (en C y BN respectivamente).

COLUMNA DE AGUA (MEDIA)	BN	BM	BS	C	Media
Medias Chl <i>a</i> 5m/0m	0,53	0,48	0,68	0,38	0,52
Medias Chl <i>a</i> 10m/0m	0,37	0,33	0,33	0,28	0,33
Medias Chl <i>a</i> 20m/0m	0,23	0,18	0,17	0,16	0,18
Medias Chl <i>a</i> 30m/0m	0,23	0,18	0,14		0,18

Tabla 3.6. Ratios de las medias de la clorofila *a* entre las distintas estaciones en los 4 transectos objeto de estudio y sus promedios cuando se toman valores de toda la columna de agua.

Se encuentran ratios algo mayores si en vez de con puntos de toda la columna se toman solamente los valores superficiales en el cálculo de la media (tabla 3.7).

SUPERFICIE (MEDIA)	BN	BM	BS	C	Media
Medias Chl <i>a</i> 5m/0m	0,62	0,56	0,75	0,41	0,58
Medias Chl <i>a</i> 10m/0m	0,38	0,41	0,39	0,32	0,38
Medias Chl <i>a</i> 20m/0m	0,28	0,18	0,20	0,14	0,20
Medias Chl <i>a</i> 30m/0m	0,21	0,17	0,13		0,17

Tabla 3.7. Ratios de las medias de la clorofila *a* de las distintas estaciones en los 4 transectos objeto de estudio y sus promedios, cuando se toman valores superficiales.

Respecto a los ratios medios nearshore:inshore obtenidos con los P90, son menores que los obtenidos con las medias, tanto considerando toda la columna de agua como sólo los puntos superficiales. Así, con datos de toda la columna, se obtienen ratios medios de 0,31 en el caso de los P90 y de 0,33 en el caso de las medias. Los ratios medios cuando se utilizan sólo los puntos superficiales son de 0,33 y 0,38 en los P90 y las medias, respectivamente.

3.3.4. INFLUENCIA DE LOS RATIOS INSHORE:NEARSHORE UTILIZADOS SOBRE LA CLASIFICACIÓN.

En este apartado analizamos la repercusión de utilizar los datos inshore o nearshore en la clasificación ecológica utilizando los límites de clases ecológicas propuestos en la Decisión de la Comisión (2008/915/CE) y mostrados en la tabla 3.3. Primero se analiza la clasificación de los diferentes transectos estudiados con los datos inshore y nearshore, obtenidos ambos con datos de toda la columna de agua (tabla 3.8), y con los de los valores superficiales (tabla 3.9), donde H=High, G=Good, M=Moderate, P=Poor y B=Bad. La DMA sólo define el límite H-G y G-M, así que los que están por debajo del último límite los clasificaremos como M/P/B. Utilizamos los límites establecidos en el tipoII, porque las zonas objeto de estudio están bajo una influencia continental moderada.

COLUMNA	P90 Inshore	Clasificación Inshore	P90 Nearshore	Clasificación Nearshore
BN	5,20	G	1,84	H
BM	10,30	M/P/B	2,40	G
BS	10,24	M/P/B	3,31	G
C	6,27	G	2,12	H

Tabla 3.8. Clasificación inshore y nearshore de los diferentes transectos estudiados utilizando los límites de clases establecidos por el MedGIG, considerando en los cálculos todos los puntos de la columna de agua por cada estación.

SUPERFICIAL	P90 Inshore	Clasificación Inshore	P90 Nearshore	Clasificación Nearshore
BN	5,20	G	1,70	H
BM	10,30	M/P/B	3,62	M/P/B
BS	10,24	M/P/B	3,40	G
C	6,27	G	1,93	H

Tabla 3.9. Clasificación inshore y nearshore de los diferentes transectos estudiados utilizando los límites de clases establecidos por el MedGIG, considerando en los cálculos sólo los puntos superficiales de la columna de agua por cada estación.

Por último, en el caso de la bahía de Benicasim se ha integrado todos los valores de las estaciones para las batimetrías inshore y nearshore como si dicha bahía fuera una masa de agua (tabla 3.10), tanto con datos de toda la columna como con los superficiales y se ha calculado el estado ecológico utilizando los límites de clases establecidos en la Decisión de la Comisión (2008/915/CE).

BENICASIM BAHÍA	P90 Inshore	Clasificación Inshore	P90 Nearshore	Clasificación Nearshore
COLUMNA	9,36	M/P/B	2,38	G
SUPERFICIAL	9,36	M/P/B	2,86	G

Tabla 3.10. Clasificación de los diferentes transectos estudiados utilizando el ratio propuesto en el MedGIG (0,5) con los datos inshore y nearshore, considerando en los cálculos todos los puntos de la columna de agua y todos los superficiales en la bahía de Benicasim, como si fuese una masa de agua.

Como puede apreciarse en las tablas, con los límites establecidos, el uso de los datos inshore, tiende a minusvalorar el estado ecológico frente a los datos nearshore. De hecho todas las zonas tanto tomando puntos superficiales como de toda la columna, pasan a estar clasificadas en mejor estado ecológico con datos nearshore.

Aplicando el ratio Nearshore/Inshore medio de 0,31 (obtenido con datos de toda la columna) o 0,33 (obtenido con datos superficiales), las clases ecológicas quedarían definidas por los valores de clorofila *a* mostrados en la tabla 3.11.

		Tipo II-A (Sal:34,5-37,5 g/kg) Influencia moderada del aporte de agua dulce		
		¹⁾ P90 MedGIG	²⁾ P90 COLUMMNA	³⁾ P90 SUPERFICIAL
Nearshore (1500m distancia costa)	H/G	2,4		
	G/M	3,6		
Inshore (0m distancia costa)	H/G	4,8	7,7	7,3
	G/M	7,2	11,6	10,9
Ratio Nearshore/Inshore		0,5	0,31	0,33

Tabla 3.11. Límites de las clases de calidad para el P90 de la clorofila *a*, establecidos en la Decisión de la Comisión (2008/915/CE) para nearshore y los calculados para inshore utilizando 1) el ratio establecido en WFD, Technical Report, 2007 y los obtenidos en este capítulo con 2) valores de toda la columna de agua y 3) valores superficiales.

Con estos ratios se puede apreciar (tabla 3.12 y 3.13) que a pesar de la variación detectada entre los P90 inshore y nearshore en los diferentes transectos, ésta no tiene repercusión sobre la clasificación ecológica de las estaciones o de la “masa de agua” de la bahía de Benicasim.

	P90 Inshore	Clasificación Datos columna agua Ratio nearshore:inshore=0,31	Clasificación Datos superficiales Ratio nearshore:inshore=0,33
BN	5,20	H	H
BM	10,30	G	G
BS	10,24	G	G
C	6,27	H	H

Tabla 3.12. Clasificación de los diferentes transectos estudiados utilizando los ratios medios obtenidos en nuestro análisis con datos de la columna o superficiales (0,31 y 0,33 respectivamente).

	P90 Inshore	Clasificación Datos columna agua Ratio nearshore:inshore=0,31	Clasificación Datos superficiales Ratio nearshore:inshore=0,33
Bahía Benicasim	9.36	G	G

Tabla 3.13. Clasificación de los diferentes transectos estudiados utilizando los ratios medios obtenidos en nuestro análisis con datos de la columna o superficiales (0,31 y 0,33 respectivamente), integrando todos los valores de las estaciones inshore y nearshore como si dicha bahía fuera una masa de agua.

Con esta nueva definición de límites de clases ecológicas, cada transecto está clasificado en el mismo estado ecológico, tanto con los datos superficiales como con todos los de la columna de agua.

3.4. CONCLUSIONES.

Mediante el análisis de los datos obtenidos en sucesivos muestreos de 4 transectos perpendiculares a la costa en dos zonas diferentes de la Comunidad Valenciana, se observa, como cabía esperar, la existencia de un gradiente negativo en las concentraciones de clorofila *a*, al alejarnos de la costa y esta caída es más brusca en el tramo más próximo a la costa. Esto apoya el enfoque del ejercicio de intercalibración que plantea la necesidad de utilizar criterios de clasificación diferentes según la ubicación de la red de muestreo.

En numerosos artículos bien con imágenes satelitales (Barale et al., 2005; Wall et al., 2008) o bien con el estudio mediante muestreos de una zona costera (Romero, 2004; Henriquez et al., 2006; Loyer et al., 2006) se observa como la distribución y el gradiente de la mancha eutrófica es muy variable en función de la zona de estudio. Por tanto la distribución de la red de muestreo debe estar condicionada por la extensión de la zona de eutrofia. Es decir, no parece adecuado ubicar las estaciones de muestreo en una zona fuera de la afectada por la eutrofización. En nuestro litoral, del análisis de los coeficientes de variación en las distintas isóbatas se concluye que para el seguimiento del estado ecológico es la zona entre 0 y 10 m de calado la que parece más adecuada, siempre y cuando en la zona de 10 m se trabaje con valores superficiales. El uso de las zonas de 20 y 30 m de calado no parece adecuado para el seguimiento del nivel trófico, ya que los CV obtenidos son claramente inferiores en estas isóbatas. Lo que nos indica que no hay suficiente capacidad de discriminación con los datos obtenidos en esta zona.

Si atendemos a las indicaciones que se han considerado en el ejercicio de intercalibración del MedGIG (WFD, Technical Report, 2007), el factor de conversión nearshore:inshore entre los valores del P90 para la clorofila *a* es 0,5. Esta relación difiere bastante respecto a los resultados obtenidos analizando los transectos objeto de este estudio, en el que se obtiene una relación media de 0,31. La clasificación ecológica utilizando la relación del ejercicio de intercalibración, sobreestima el estado ecológico. Esto no es una cuestión trivial, ya que clasificar una masa de agua como “good” cuando su estado ecológico es peor, constituye un fallo en el planteamiento global de los objetivos de la DMA.

Por tanto parece que habría que comprobar cuál es la relación entre los valores inshore y nearshore en las distintas zonas de muestreo y no utilizar un valor preestablecido para todo el Mediterráneo Occidental. Esto es lo que se propone en el ejercicio de intercalibración del MedGIG, y puede conducir a una sobreestimación en la calificación de estatus ecológico de las masas de agua.

3.5. BIBLIOGRAFÍA.

- Anónimo, 1966. International Oceanographic Tables. Joint panel on oceanographic tables and standards. UNESCO Publications Center, New York.
- APHA, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington.
- Barale, V., J.M. Jaquet, K. Allenbach, M. Ndiaye y A. Hoareau, 2005. Bio-optical Environmental Assessments of Marginal Seas. Progress Report 2 (pp. 64). Ispra: European Commission (I), EUR 21899 EN.
- Broche, P., J.L. Devenon, P. Forget, J.C. de Maistre, J.J. Naudin y G. Cauwet, 1998. Experimental study of the Rhone plume. Part I: Physics and dynamics. *Oceanologica Acta*, 21(6):725-738.
- Camara, C., P. Fernandez, A. Martin-Esteban, C. Perez-Conde y M. Vidal Toma, 2004. Tratamiento de Muestra: Editorial Síntesis, Madrid, España.
- Chen, N., T.S. Bianchi y J.M. Bland, 2003. Implications for the role of pre- versus post-depositional transformation of chlorophyll *a* in the Lower Mississippi River and Louisiana shelf Marine Chemistry 81:37-55.
- 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/CE 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].
- DK/01/006, 2004. R. Boelens, J. Gray y A. Pearson. Report Review and Evaluation of Marine Environmental Impact Indicators and their Application in Ireland. Irish Marine Institute Report. NDP Marine RTDI Desk Study Series. ISSN 1649-5063.
- Estrada, M., 1996. Primary production in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina*, 60 (Suppl 2):50-64.
- Falco S., Z. Hermosilla, I. Romero, R. Martínez, J.P. Sierra, C. Mösso y M. Mestres, 2007. Spatial and temporal patterns of water quality in Cullera Bay. *Journal of Coastal Research. Spatial and Temporal Patterns of Water Quality in Cullera Bay. Journal of Coastal Research, Special Issue* 47:40-47.
- Fuentes, P., 1999. Niveles de eutrofia en el litoral de Benicasim-Castellón. Universidad Politécnica de Valencia (Spain). PhD. thesis, 302 pp.
- Gilbert, P.M., C.A. Heil, J.M. O'Neil, W.C. Dennison y M.J.H. O'Donohue, 2006. *Estuaries and Coast* 29(2):209-221.
- González, J., I. Romero, S. Falco, M. Rodilla, M. Sáez, J.P. Sierra, A. Sánchez-Arcilla y C. Mösso, 2007. Changes in phytoplankton population along the saline gradient of the Jucar Estuary and plume. *Journal of Coastal Research, Special Issue* 47:62-67.
- Henriquez, C., G. Azócar y H. Romero, 2006. Monitoring and modeling urban growth in a developing country: the case of mid-cities of Chillan and Los Angeles, Chile. *Habitat International* 30, Vol. 4:945-964.
- Hermosilla, Z., 2006. Distribución temporal y espacial de la calidad de agua en la bahía de Cullera. Universidad Politécnica de Valencia (Spain). Dissertation, 150 pp.

- ISO, 1995. International Standards Organization (ISO), Guide to the expression of uncertainty in measurements, ISO, Geneva, Switzerland, 1993 (2nd Edition, 1995).
- Jeffrey, S.W. y G.F. Humphrey, 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
- Krom, M.D., N. Kress, S. Brenner y L.I. Gordon, 1991. Phosphorus limitation of primary productivity in the eastern Mediterranean sea. *Limnology and Oceanography*, 36(3):424-432.
- Loyer, S., L. Lampert, A. Ménesguen, P. Cann y T. Labasque, 2006. Seasonal evolution of the nutrient pattern on Biscay Bay continental shelf over the years 1999-2000. *Scientia Marina* 70 (1):31-46.
- Lyn, J.A., M.H. Ramsey, R.J. Fussel y R. Wood, 2003. *Analyst* (Cambridge, UK). 128 1391-1398.
- Madhupratap, M., G. Mangesh, N. Ramaiah, S. Prasannakumar, P.M. Muraleedharan S.N. de Sousa y M. Sardesai Usha, 2003. Biogeochemistry of the Bay of Bengal: physical, chemical and primary productivity characteristics of the central and western Bay of Bengal during summer monsoon 2001. *Deep-Sea Research II* 50 (2003):81-896.
- Madrid, Y. y Z. Pedrero, 2007. Water sampling: Traditional methods and new approaches in water sampling strategy. *Trends in Analytical Chemistry* 4. Vol26.
- Marsaleix, P., C. Estournel, V. Kondrachoff y R. Vehil, 1998. A numerical study of the formation of the Rhone river plume. *Journal of Marine Systems* 14(1-2):99-115.
- Mösso, C., J.P. Sierra, M. Rodilla, I. Romero, S. Falco, J. González del Río y A. Sánchez-Arcilla, 2008. High vertical resolution sampling in density interfaces of estuaries and river plumes. *Estuaries and Coasts* 31(2):258-268.
- Moutin, T., P. Raimbault, H.L. Golterman y B. Coste, 1998. The input of nutrients by the Rhone river into the Mediterranean Sea: Recent observations and comparison with earlier data. *Hydrobiologia* 373-374:237-246.
- Naudin, J.J., G. Cauwet, C. Fajon, L. Oriol, S. Terzic, J.L. Devenon y P. Broche, 2001. Effect of mixing on microbial communities in the Rhone River plume. *Journal of Marine Systems*, 28:203-227.
- Paakkunainen, M., S.P. Reinikainen y P. Minkkinen, 2004. Estimation of the variance of sampling of process analytical and environmental emissions measurements. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 74:85-94.
- Pitard, F.F. y P. Gys, 1993. *Sampling theory and sampling practice*, second ed., C.R.C. Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Romero, I., 2004. Comportamiento de los Nutrientes en la Pluma del río Ebro. Universidad Politécnica de Valencia (Spain), PhD. thesis, 589 pp.
- Stoeppler, M., 1997. *Sampling and Sample Preparation: Practical Guide for Analytical Chemists*, Springer Verlag, Berlin, Germany.
- 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(1):88-94.
- Thompson, M., B.J. Coles y J.K. Douglas, 2002. *Analyst* (Cambridge, UK) 127-174.

Videau, C. y M.R. Stéphane, 1998. L'Helguen Phytoplankton en baie de Seine. Influence du panache fluvial sur la production primaire. *Oceanologica acta*. Vol. 21, nº 6.

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 nº 106. UNEP., Athens.

Vos, P., E. Meelis y W.J. ter Keurs, 2000. A framework for the design of ecological monitoring programs as a tool for environmental and nature management. *Environmental Monitoring and Assessment* 61:317-344.

Wall, C.C., B.J. Peterson, y C.J. Gobler, 2008. Facilitation of seagrass *Zostera marina* productivity by suspension-feeding bivalves. *Marine Ecology Progress Series* 357:165-174.

WFD. Technical Report, 2007. Description of national methods included in the intercalibration (annex to Technical Report). Spain Member. Part 3. Coastal and Transitional.

http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library?l=/intercalibration_2/lastest_committee/coastal-transitional&vm=detailed&sb=Title. [Consulta: 07 de diciembre de 2007].

Capítulo 4.

4. Análisis holístico para la tipificación de las regiones costeras.

4.1. INTRODUCCIÓN.

Como se ha apuntado en el capítulo 1.2.2.1 un aspecto muy importante a la hora de definir y medir el estado ecológico es que éste debe determinarse de acuerdo con las características del ecosistema que se estudie. No podemos aplicar la misma metodología de estudio y caracterización ecológica a los lagos, ríos, embalses, aguas de transición y sistemas costeros. Dentro de cada una de estas grandes categorías no es lo mismo la caracterización de una región costera situada en el Atlántico, Mediterráneo o Báltico. Y dentro de ellos también es necesario llevar a cabo nuevas subdivisiones.

La DMA, en su artículo 5, menciona la necesidad de realizar un análisis de las características de la demarcación hidrográfica, y en su Anexo II describe cómo una vez clasificadas las aguas superficiales en las distintas categorías, deberán definirse las distintas tipologías en las que se agruparán las masas de agua. Para ello la DMA ofrece dos sistemas alternativos de clasificación (A y B), basados en las características de una serie de factores y descriptores.

En el caso de las aguas costeras, el Sistema A clasifica inicialmente las masas de agua en función de las regiones ecológicas presentes en el ámbito comunitario y establece los tipos en función de la salinidad y la profundidad. El Sistema B establece cuatro descriptores o factores obligatorios (latitud, longitud, amplitud de mareas y salinidad) y propone una serie de factores optativos adicionales con el fin de seleccionar aquellos que permitan una mejor clasificación de las tipologías.

Los factores que se han tenido en cuenta a la hora de establecer los tipos de masas de aguas costeras en la Comunidad Valenciana han sido:

- La composición media del sustrato.
- Pendiente.
- Influencia fluvial.

Los dos primeros factores dan lugar a seis tipos en el Mediterráneo: rocoso somero, rocoso profundo, arenoso somero, arenoso profundo, mixto profundo y mixto somero. De todos ellos en las costas de la Comunidad Valenciana se dan cuatro tipos:

- Rocosos someros.
- Rocosos profundos.
- Arenosos someros.
- Mixtos someros.

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

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), globalmente la existencia o no de aportes continentales naturales cuantitativamente significativos era crucial para el establecimiento de los tipos. Se establecieron en función de la influencia continental 3 tipos de aguas costeras.

- Tipo I: Elevada influencia del aporte de agua dulce.
- Tipo II-A: Influencia moderada del aporte de agua dulce.
- Tipo III: Reducida influencia del aporte de agua dulce.

En muchas zonas costeras mediterráneas, los flujos de agua circulantes resultan complicados de conocer (Sanchís, 2001). Esto se debe a que, por un lado en los cauces mediterráneos los caudales son muy irregulares, y por otro a la presencia de una densa red de acequias (Roselló, 1995). La dificultad en estas zonas para evaluar la carga de agua dulce, y por tanto sus aportes de nutrientes hace que se opte por utilizar parámetros del propio sistema receptor para definir los tipos. Los parámetros utilizados son la densidad y la salinidad media anual. La Decisión de la Comisión (2008/915/CE) describe las tipologías en función de estos parámetros y esto se muestra en la tabla 4.1.

Tipo	Descripción	Densidad (kg/m ³)	Media anual de salinidad (g/kg)
Tipo I	Elevada influencia del aporte de agua dulce	<25	<34,5
Tipo II A	Influencia moderada del aporte de agua dulce	25-27	34,5-37,5
Tipo III W	Costa continental, no influye el aporte de agua dulce (cuenca occidental)	>27	>37,5
Tipo III E	No influye el aporte de agua dulce (cuenca oriental)	>27	>37,5

Tabla 4.1. Descripción de la tipología establecida por la Decisión de la Comisión (2008/915/CE), aplicable sólo al fitoplancton como elemento de calidad biológica.

El objetivo de este capítulo es proponer una metodología con una visión global del ecosistema para la tipificación de las aguas costeras. Para ello se propone, en lugar del uso de un solo parámetro, realizar un análisis territorial y un sistema de clasificación jerárquico del comportamiento fisicoquímico de las distintas masas de agua, para establecer los tipos de agua.

4.2. MATERIAL Y MÉTODOS.

4.2.1. ÁREA DE ESTUDIO.

El área objeto de estudio de este capítulo es el litoral de la Comunidad Valenciana, que ha sido analizado exhaustivamente en el capítulo 2.

4.2.2. METODOLOGÍA DE MUESTREO.

Este estudio se realiza con los resultados obtenidos en el programa de seguimiento mensual de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana durante 2 años.

Para llevar a cabo el programa de seguimiento del estado ecológico utilizando el fitoplancton como indicador, inicialmente se divide el litoral costero valenciano en 15 masas de agua (figura 4.1) en función de zonas ecológicas e hitos geográficos. Apuntar que las masas portuarias fueron clasificadas en masas de aguas diferenciadas, 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 hacían necesario. La masa 6 corresponde al puerto de Sagunto y no es considerada en este análisis. A fin de caracterizar estas 15 masas de agua, se seleccionaron unos 100-110 puntos de muestreo situados a lo largo de la costa de la Comunidad Valenciana.

En julio de 2008 se decide modificar esta delimitación de las masas de agua, en función de futuras transferencias de las competencias sobre las cuencas internas. Esta modificación en la red de puertos y de zonas costeras implica, para una correcta caracterización de las mismas, un cambio en la ubicación de las estaciones muestreadas, añadiendo, suprimiendo o modificando algunas de ellas, ya que si se mantenía la red de estaciones anterior, algunas de las nuevas masas de agua quedaban con un número de puntos de muestreo muy reducido y poco representativo. Se opta por ubicar entre 4 y 5 estaciones de muestreo en cada masa de agua, ya que los resultados obtenidos en los trabajos realizados hasta la fecha muestran que ésta es la única manera de evitar que valores elevados que pueden darse esporádicamente sesguen completamente los resultados de la caracterización ecológica.

Como aún no se cuenta con resultados suficientes para la delimitación de masas de agua actual, para el análisis llevado a cabo en este capítulo (y en los restantes) se trabajará con la distribución inicial de las masas de agua, ya que los resultados obtenidos con las nuevas masas de agua no serían correctos pues se analizan unos puntos de muestreo que fueron escogidos en función de una delimitación de masas diferente a la actual.

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 por efecto del oleaje, en las cuales no se distingue la línea de rompientes, se toma la muestra cuando la playa alcanza una profundidad de 1 m aproximadamente.

En cada estación de muestreo, las muestras de agua se recogen en botellas de 2 litros de polietileno de alta densidad y son mantenidas a baja temperatura hasta su llegada al laboratorio, que nunca se realiza en un tiempo superior a 12 horas.

4.2.3. TÉCNICAS ANALÍTICAS.

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). Para la determinación del fósforo total, 100 mL de muestra se transvasan a botellas de plástico y se conservan a -20 °C. Para la determinación de clorofilas, 800 mL de muestra son filtrados a través de membranas de acetato de

celulosa de 0,45 μm (Millipore HAWP de 47 mm de diámetro) y éstas se almacenan a -20 °C hasta su posterior análisis. La salinidad, la concentración de amonio, nitrito, nitrato, fósforo soluble reactivo y ácido ortosilícico se determina del filtrado obtenido.

Para la determinación de la clorofila *a* se utiliza el método tricromático basado en espectroscopía visible. Para ello, las membranas de acetato de celulosa empleadas para filtrar las muestras se congelan con la finalidad de romper las células. Posteriormente las membranas 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 los pigmentos. Para los cálculos de la concentración se utilizan las ecuaciones de Jeffrey y Humphrey (1975).

La salinidad se mide con un salinómetro de la marca Portasal modelo 8410A, calibrado con los patrones adecuados (I.A.P.S.O. Standard Seawater, Ocean Scientific International, Ltd, $K_{15} = 0,99986$, $S = 34,995$).

Los análisis de nutrientes son realizados con un autoanalizador de flujo continuo segmentado por aire, Alliance Instruments Integral Futura. Los métodos usados son los descritos por Treguer y Le Corre (1975), teniendo en cuenta las consideraciones hechas por Kirkwood et al. (1991) y Parsons et al. (1984). La optimización del equipo se lleva a cabo siguiendo las teorías de Coakley (1981).

Para todos los métodos se utilizan reactivos de grado analítico suprapur y P.A. Del mismo modo, se utiliza agua milli-Q obtenida con un equipo de purificación de agua Milli-Q 185 Plus.

4.2.4. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO.

El análisis de conglomerados (cluster) es una técnica multivariante que busca agrupar elementos (o variables) tratando de lograr la máxima homogeneidad en cada grupo y la mayor diferencia entre los grupos. Es una técnica de análisis de datos que persigue la formación de grupos (llamados clusters) con las observaciones (o individuos), de forma que dentro de los grupos se reúnan las observaciones más homogéneas y que los grupos obtenidos sean lo más heterogéneos posibles entre sí, consiguiéndose dichos grupos a partir de las variables. Así aparecerán conglomerados de objetos que muestran un alto grado de homogeneidad interna y un alto grado de heterogeneidad externa.

Lo aplicaremos sobre las variables y sobre las observaciones. Como medida de intervalo se utiliza la distancia euclídea al cuadrado y como método de conglomeración el método de Ward. Éste es uno de los métodos de agrupación jerárquicos más potentes, generales y más utilizado por la comunidad científica. Empieza con tantos conglomerados como individuos y se van agrupando según diversos criterios hasta que todas las observaciones forman un único grupo o conglomerado. A partir de los *K* elementos observados podemos identificar desde 1 hasta *K* clusters, según el número de grupos que queramos obtener, sin más que realizar la segmentación horizontal adecuada.

El dendograma es la representación gráfica que mejor ayuda a interpretar el resultado de un análisis cluster. Refleja la formación de los conglomerados y las distancias entre ellos.

4.3. LOS TIPOS DE MASAS DE AGUA COSTERA EN LA COMUNIDAD VALENCIANA.

4.3.1. TIPOLOGÍAS SEGÚN EL ENFOQUE DEL MEDGIG BASADO EN LA MEDIA ANUAL DE LA SALINIDAD.

Para cada masa de agua se calcula la salinidad media en los años 2005-06 y 2006-07. Como se muestra en la figura 4.1, en ambos periodos las masas 1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9 y 12 quedan clasificadas en el tipo II y las masas 13, 14 y 15 en el tipo III. Sin embargo la variación temporal en la salinidad media anual hace que las masas de agua 10, 11 y 16 se clasifiquen de diferente manera en diferentes periodos de tiempo.

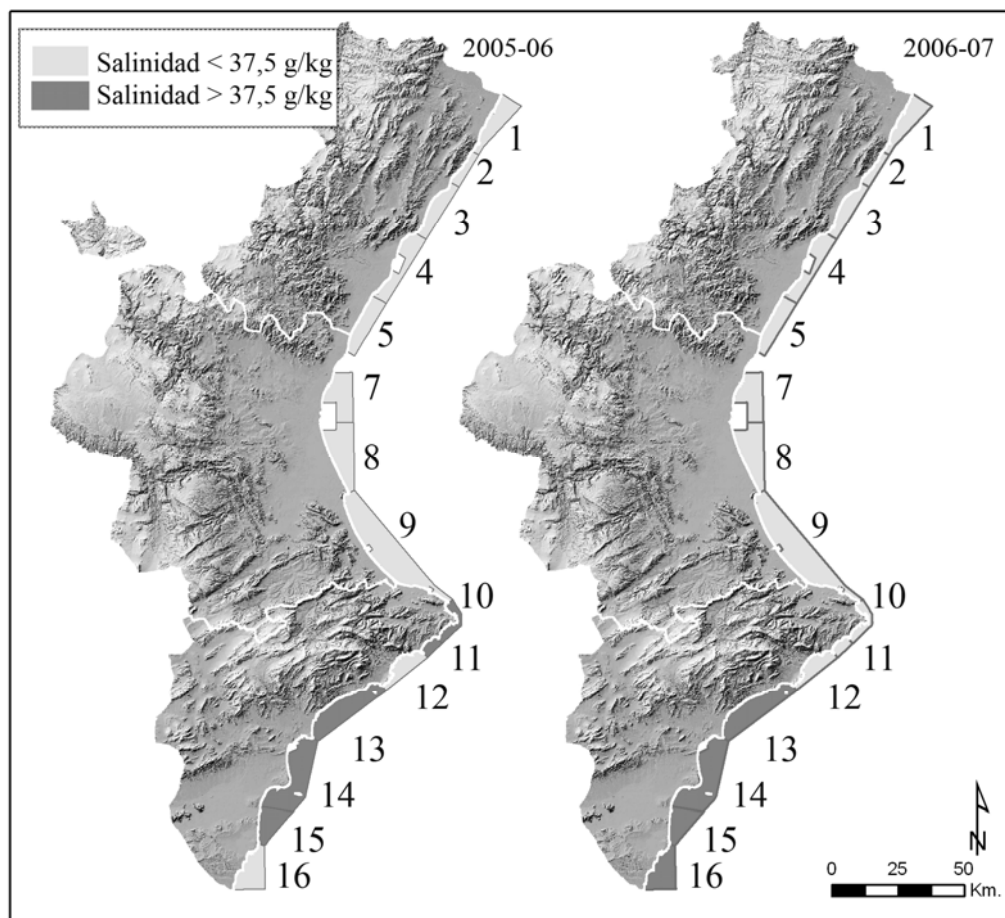


Figura 4.1. Delimitación inicial de masas de agua del litoral de la Comunidad Valenciana y salinidad media calculada para cada masa de agua en los años 2005-06 y 2006-07.

Debido a las circunstancias pluviométricas anómalas del año 2006-2007, cuando se sucedieron abundantes lluvias en el litoral y no en la parte alta de la cuenca, se aprecian grandes bajadas de salinidad. Al tener en gran parte de los casos, poco recorrido en la cuenca, no parece que la carga de materiales, generados por el proceso de lixiviación y escorrentía, haya sido importante. Por lo que los descensos de salinidad no siempre se corresponden con un aumento en la concentración de nutrientes.

La figura 4.2. representa la media y los gráficos de barras de error con un intervalo de confianza para la media del 95% para la zona 11 en los años 2005-06 y 2006-07. Esta figura muestra que en la zona 11 la bajada de salinidad va acompañada de un descenso en la concentración de todos los parámetros (excepto el nitrato). La afección de estas lluvias sobre la salinidad es especialmente relevante en estas zonas con el sistema de muestreo en playas, ya que en el tramo del acantilado del norte de la provincia de Alicante se concentran las escorrentías pluviales en las calas donde se muestrea.

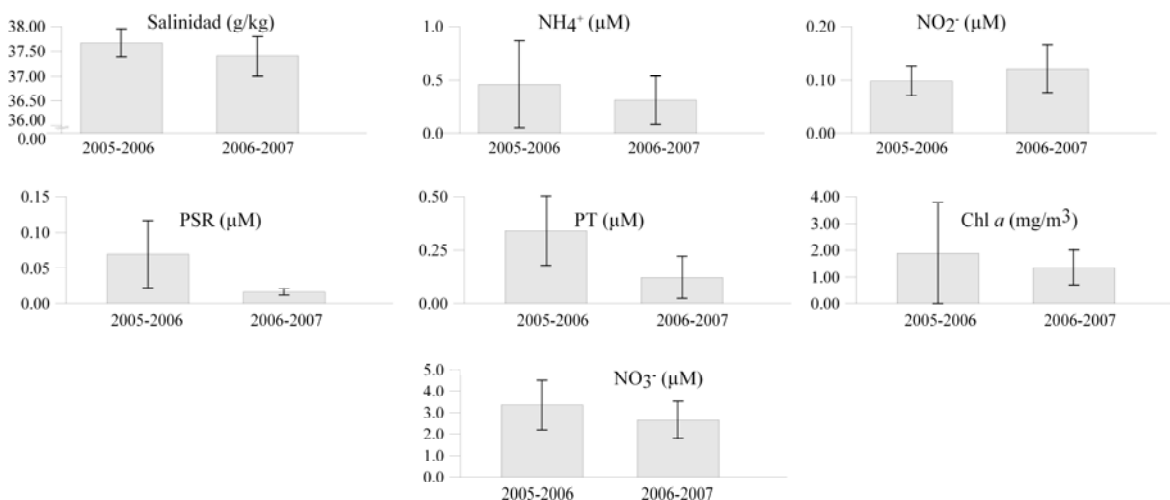


Figura 4.2. Concentraciones medias y sus barras de error (con un intervalo de confianza del 95%) para la salinidad, amonio, nitrito, nitrato, fósforo soluble reactivo (PSR), fósforo total (PT) y clorofila *a* en la zona 11 para los periodos 2005-06 y 2006-07.

Las variaciones anuales de salinidad están determinadas por dos factores, uno de ellos es la influencia continental (determinado por la pluviometría y los usos del suelo). El otro son las condiciones de mezcla de las aguas dulces en las masas de agua costeras. Estas condiciones de mezcla dependen de la hidrodinámica, de las condiciones de marea, del oleaje y de las corrientes, determinadas éstas en gran medida por los vientos locales (Romero, 2004; Broche et al., 1998; Marsaleix et al., 1998).

De acuerdo con estudios previos que analizan el comportamiento de las plumas fluviales y sus efectos en los ecosistemas costeros receptores, realizados por nuestro grupo de investigación en el Mediterráneo español (Mösso et al., 2002; Sierra et al., 2002; Mestres et al., 2003; Mösso et al., 2003; Sierra et al., 2004; Cupul et al., 2006a; Cupul et al., 2006b; Falco et al., 2006; Martínez et al., 2006; Mestres et al., 2006; Romero et al., 2006a; Romero et al., 2006b; González del Río et al., 2007; Falco et al., 2007; Mösso et al., 2007; Romero et al., 2007a; Romero et al., 2007b; Sánchez-Arcilla et al., 2007; Sierra et al., 2007; Mösso et al., 2008) o llevados a cabo en otras regiones (Justic et al., 1995; Le Pape et al., 1996; Naudin et al., 1997; Marsaleix et al., 1998; Romero, 2004; Huret et al., 2005) podemos afirmar que:

- La posición espacial de las plumas continentales es muy variable en el tiempo, con cambios tanto verticales como horizontales muy significativos.

- Las diferencias en las concentraciones de nutrientes y clorofila *a* entre las plumas fluviales y el ecosistema costero receptor pueden ser de varios órdenes de magnitud.

Como consecuencia de este movimiento de la pluma o penacho fluvial, para una misma red de muestreo situada en el litoral y próxima a una descarga continental, las variaciones en la salinidad y en la concentración de nutrientes y clorofila *a* es muy significativa en un intervalo de horas, por esto, basándose exclusivamente en el criterio de la salinidad media anual, una misma zona pueda estar clasificada en años sucesivos en diferentes tipologías, y esto es crucial, puesto que presentarían en función de su tipología unas exigencias de calidad diferentes bajo la DMA.

Estos cambios de tipología de año en año se ven además agravados por dos cuestiones:

- 1) La clasificación del estado trófico de las masas de agua costeras se hace con el percentil 90 obtenido con los datos de 5 años de muestreo. Entonces si una masa se clasifica 2 años de tipo II y 3 de tipo III, ¿cómo se aplica?
- 2) Parece lógico que, como ya se ha dicho, se clasifiquen los tipos en función del nivel de influencia continental, ya que el nivel de los aportes de agua dulce y por tanto de nutrientes determinan en gran parte el contenido de éstos en la masa de agua costera. Pero, ¿porqué se utiliza el P90 para la clorofila *a* y la media para la salinidad?, ¿no sería más lógico utilizar los valores de P10 de la salinidad ya que ésta y los nutrientes tienen una relación inversa en las zonas bajo influencia continental?

4.3.2. TIPOLOGÍAS SEGÚN UN ANÁLISIS GLOBAL DEL TERRITORIO.

Las cuestiones señaladas anteriormente plantean la necesidad de enfocar la problemática con una visión más holística, considerando la dinámica compleja del ecosistema y abordándolo como un conjunto lleno de unidades interrelacionadas y no a través de un solo parámetro.

Para definir y/o establecer los tipos de masas de agua en la Comunidad Valenciana con un enfoque holístico (enfoque por ecosistemas) hemos realizado un análisis del territorio teniendo en cuenta no sólo las aguas costeras sino también la franja litoral que sobre ellas influye. En este análisis se ha considerado la geomorfología, el transporte litoral, los vientos dominantes, la pluviosidad, la extensión de las cuencas fluviales y los aportes continentales y de las zonas húmedas:

- Desde el punto de vista geomorfológico, el cabo de San Antonio divide a la Comunidad Valenciana. La Comunidad Valenciana está formada al norte del cabo de San Antonio por el óvalo Valenciano y al sur está ocupada por el óvalo de Alicante. En el óvalo de Valencia, predomina el trazado regularizado y casi rectilíneo. La costa es de depósito, costa baja o playa, salpicada por pequeños retazos de acantilados bajos y/o costa rocosa baja, mientras que en el óvalo de Alicante, la configuración se invierte, predomina la costa acantilada alta y baja, así como la rocosa baja, y retazos de playas (Serra, 2002; MEDOCC-BEACHMED, 2003).

- Desde el punto de vista del transporte litoral, el cabo de San Antonio es una barrera natural que impide el transporte de sedimentos, ya que 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 mismo (Díez, 1996; Serra, 1986), sin embargo al sur del cabo la influencia del Ebro resulta indetectable (Esteban, 1988).
- Desde el punto de vista de los vientos dominantes, el cabo de San Antonio es también un punto de ruptura natural. Al norte del cabo los vientos dominantes son de componentes NE y E, pero al sur del cabo son de componente SE y E (Serra y Medina, 1996).
- También desde el punto de vista de la pluviosidad, el cabo de San Antonio es un punto de ruptura, la zona situada al norte del cabo presenta registros de pluviosidad mayores que las zonas situadas al sur (CEAM, 2008).
- Desde el punto de vista de la extensión de las cuencas fluviales y los aportes continentales, el cabo de San Antonio es un punto de ruptura también. En la zona norte las cuencas son mayores y recibe 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 (Díez, 1996; Serra, 2002).
- Desde el punto de vista de las zonas húmedas costeras litorales, el cabo de San Antonio es también un punto de ruptura (GVA, 2002), los humedales situados al norte del cabo presentan aguas oligohalinas mientras que al sur del cabo son hipersalinas o salobres.

Este análisis territorial nos indica que en la Comunidad Valenciana el cabo de San Antonio constituye un punto de ruptura natural, entre dos zonas con características distintas, una zona norte con una influencia continental moderada y una zona sur en donde la influencia continental es muy reducida.

4.3.3. TIPOLOGÍAS CON TODOS LOS DATOS DEL SEGUIMIENTO.

Dadas las diferencias claras que hemos podido apreciar a la hora de clasificar las masas de agua de la Comunidad Valenciana, con los dos enfoques anteriores, decidimos llevar a cabo un análisis estadístico de clasificación jerárquica (análisis cluster) de todos los resultados obtenidos en el seguimiento, llevado a cabo para cumplir con los objetivos de la DMA en las dos primeras anualidades.

Para ello se han utilizado las medias de salinidad, concentración de clorofila *a* y todos los parámetros químicos (concentraciones de amonio, nitrito, nitrato, fósforo soluble reactivo, fósforo total y ácido ortosilícico) obtenidos a lo largo de 2 años de campañas mensuales. Dado que los parámetros están en escalas muy diferentes es necesario normalizarlos y tipificarlos para poder realizar un análisis Cluster. Este análisis se realiza con el método de análisis de conglomerados de mínima varianza o Método de Ward que es secuencial, aglomerativo, jerárquico y exclusivo.

La figura 4.3 muestra el dendograma y el historial de conglomeración obtenido del análisis Cluster. Analizando el historial de conglomeración y los coeficientes obtenidos en las 14 etapas de conglomeración, observamos que el salto más brusco en los coeficientes aparece en la etapa 14 cuando el coeficiente pasa de 69,8 a 116,6. En el dendograma, el valor de los coeficientes se traduce en longitud y este salto más brusco aparece después de 10 y antes de 15. Cortamos por la vertical a esa altura y contamos que hay 2 horizontales, con lo que obtenemos 2 conglomerados, uno que abarca de la masa 1 a la 9, y otro de la 10 a la 16. Por tanto, los resultados obtenidos muestran una clara diferenciación de dos tipos de agua, el primero abarca las masas 1 a 9 y el otro abarca las masas 10 a 16. La masa 10 comienza al sur del cabo de San Antonio.

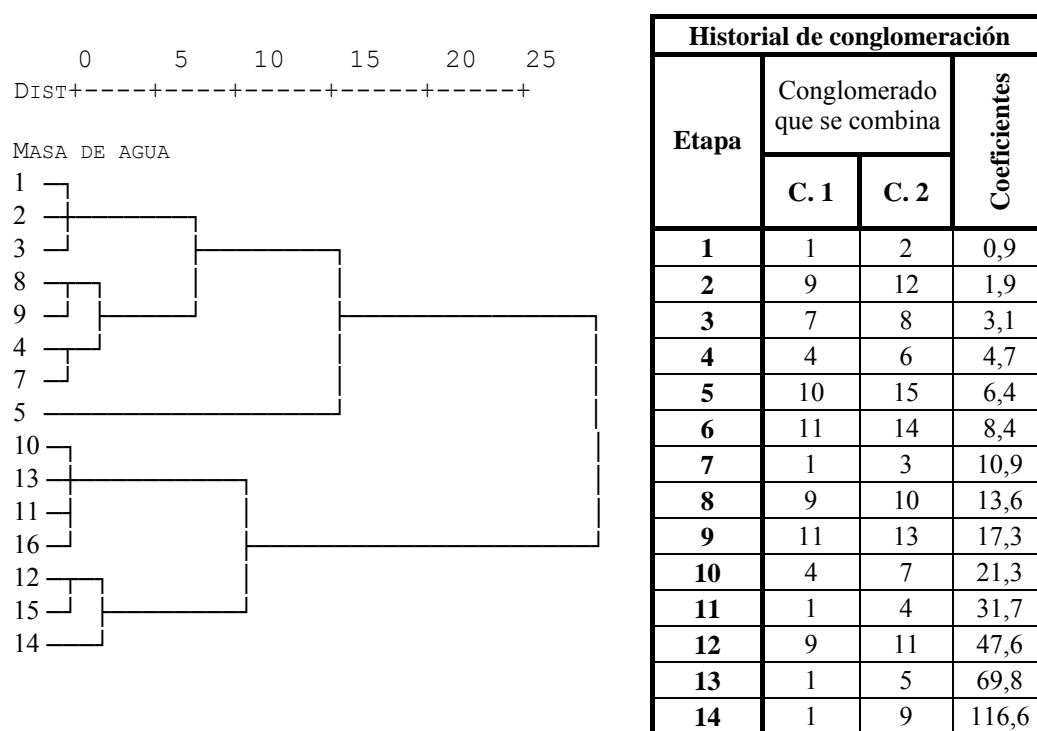


Figura 4.3. Dendograma obtenido utilizando el método de Ward con las medias bianuales de cada parámetro para cada una de las zonas.

Por tanto los resultados de este análisis concuerdan con los obtenidos en el análisis territorial, mostrando que la metodología utilizada para clasificar la tipología de las masas de agua llega a resultados más coherentes cuando se aborda a través de enfoques más holísticos y no con un sólo parámetro como la salinidad.

4.4. CONCLUSIONES.

En el ejercicio de intercalibración del MedGIG se propone, para ecosistemas costeros pelágicos, una tipología de las aguas en función de su influencia continental. Debido a la compleja red de acequias y a cursos fluviales que vierten de manera intermitente no es posible hacer un seguimiento cuantitativo de la descarga continental. La DMA propone entonces, el uso de la salinidad media anual como método que permita valorar la influencia continental. Los tipos de agua costera definidos utilizando el criterio de la salinidad media anual, son los tipos I, II y III, definidos como regiones costeras bajo mucha, moderada o escasa influencia continental, respectivamente.

Debido a las variaciones interanuales en la pluviometría, al usar para la definición de los tipos el criterio basado en la salinidad media anual, una misma masa de agua puede estar clasificada en tipos diferentes en sucesivos años, lo cual no parece muy lógico y plantea problemas serios al utilizar la clorofila *a* como indicador ecológico, ya que el sistema de caracterización se basa en el percentil de las concentraciones de clorofila *a* a lo largo de 5 años y la tipología en las medias de salinidad de un año (que como ya hemos dicho pueden dar lugar a cambios cualitativos en la tipología de año en año).

Para obviar esta problemática, se ha analizado la tipología con dos enfoques basados en visiones más holísticas del sistema.

En el primero de ellos se ha realizado un análisis global del territorio y en el otro un análisis estadístico cluster de los resultados obtenidos en el programa de seguimiento mensual de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana durante 2 años. Los parámetros utilizados para este análisis estadístico han sido la salinidad y las concentraciones de clorofila *a*, amonio, nitrito, nitrato, PSR, PT y ácido ortosilícico.

Los resultados de ambos análisis coinciden en que en la Comunidad Valenciana, el cabo de San Antonio es una línea divisoria donde aguas bajo una influencia continental moderada se sitúan al norte y aguas sin influencia continental están al sur.

El hecho de que estos dos análisis coincidan, demuestra una vez más que es mucho más conveniente basar el análisis de las tipologías en un enfoque global que considere la dinámica compleja del ecosistema que en un solo parámetro, como propone el ejercicio de intercalibración del MedGIG para aguas costeras pelágicas.

4.5. BIBLIOGRAFÍA.

APHA, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington.

Broche, P., J.L. Devenon, P. Forget, J.C. de Maistre, J.J. Naudin y G. Cauwet, 1998. Experimental study of the Rhone plume. Part I: Physics and dynamics. *Oceanologica Acta*, 21(6):725-738.

CEAM, 2008. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Resúmenes climáticos mensuales. <http://www.gva.es/ceamet/clima/clima.htm>. [Consulta: 02 de septiembre de 2008].

Coakley, W.A., 1981. Handbook of automated analysis. Continuous flow analysis. Marcel Dekker, New York.

Cupul, L., C. Mösso, A. Sánchez-Arcilla, J.P. Sierra, J.L. Ferman, I. Romero, y S. Falco, 2006a. Bacteriological quality of the seawater in Cullera Bay, Spain. *Ciencias Marinas* 32(2):311-318.

Cupul, L., C. Mösso, J.P. Sierra, E. Martí, J.L. Ferman, M. Rodilla, J.G. Del Río y A. Sánchez-Arcilla 2006b. Characterization and distribution patterns of superficial sediments of Cullera Bay, Spain. *Ciencias Marinas* 32(4):617-629.

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/CE 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].

Díez, J., 1996. Guía Física de España. 6. Las costas. Alianza Editorial, Madrid. 715 pp.

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 (Suppl 2):50-64.

Falco, S., I. Romero, M. Rodilla, J.P. Sierra, J.G. del Río, C. Mosso y M.C. Pérez, 2006. Chlorophyll *a* and phytoplankton maximum at the halocline of Ebro River Estuary. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 39:526-530.

Falco, S., Z. Hermosilla, I. Romero, R. Martínez, J.P. Sierra, C. Mösso y M. Mestres., 2007. Spatial and temporal patterns of water quality in Cullera Bay. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 47:39-46.

González del Río, J., I. Romero, S. Falco, M. Rodilla, M. Sáez, J.P. Sierra, A. Sánchez-Arcilla y C. Mösso, 2007. Changes in phytoplankton population along the saline gradient of the Jucar Estuary and plume. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 47:62-67.

GVA, 2002. Catálogo de Zonas Húmedas de la Comunidad Valenciana, 2002. http://www.cth.gva.es/areas/espacios/zonas_humedas/zon/memoria2002.pdf. [Consulta: 01 de febrero de 2009].

Huret, M., I. Dadou, F. Dumas, P. Lazure y V. Garçon, 2005. Coupling physical and biogeochemical processes in the Río de la Plata plume. *Continental Shelf Research* 25:629-653.

Jeffrey, S.W. y G.F. Humphrey, 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.

Justic, D., N.N. Rabalais, R.E. Turner y Q. Dortch, 1995. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: Stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 40(4):339-356.

Kirkwood, D., A. Aminot y M. Pertillä, 1991. Report on the results of the fourth intercomparison exercise for nutrients in sea water. ICES Cooperative Research Report, nº174.

Krom, M.D., N. Kress, S. Brenner y L.I. Gordon, 1991. Phosphorus limitation of primary productivity in the eastern Mediterranean sea. *Limnology and Oceanography*, 36(3):424-432.

Le Pape, O., Y. Del Amo, A. Menesguen, A. Aminot, B. Quequiner y P. Treguer, 1996. Resistance of a coastal ecosystem to increasing eutrophic conditions: The Bay of Brest (France), a semi-enclosed zone of western Europe. *Continental Shelf Research*

Marsaleix, P., C. Estournel, V. Kondrachoff y R. Vehil, 1998. A numerical study of the formation of the Rhone river plume. *Journal of Marine Systems* 14(1-2):99-115.

Martínez, R., I. Romero, J.G. Del Río y J. Ferrer, 2006. Estudio de la relación entre los recuentos de las comunidades de fitoplancton y el espectro de absorción del extracto de una muestra de agua. *Proceedings of the VI Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar y XIV Coloquio de Oceanografía*. Puerto Madryn (Argentina).

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: 02 de abril de 2008].

Mestres, M., A. Sánchez-Arcilla, J.P. Sierra, C. Mösso, D. González y M. Rodilla, 2003. Basis and tools for a sustainable development of estuaries and coastal areas: the Cullera Bay. *Proceedings Environment 2010: Situation and Perspective for the European Union*:B08.1-B08.6.

Mestres, M., A. Sánchez-Arcilla, J.P. Sierra, C. Mösso, P. Tagliani, O. Möller y L.F. Niencheski, 2006. Coastal bays as a sink for pollutants and sediments. *Journal of Coastal Research, Special Issue* 39:1546-1550.

Mösso, C., A. Sánchez-Arcilla, J.P. Sierra, M. Mestres, D. González y J.G. del Río, 2002. Tools for a sustainable development of estuaries in coastal areas. *Proc. International Workshop on Beaches in the Mediterranean and Black Sea (ISBN: 975-429-198-5)*:155-164.

Mösso, C., M Mestres, A. Sánchez-Arcilla, J.P. Sierra, J.G. del Río, M. Rodilla y F. López, 2003. River plume behaviour in the Spanish Mediterranean Coast. Hydromorphodynamic controls. *Proceedures 3rd IAHR Symposium on River, Coastal and Estuarine Morphodynamics*:935-945.

Mösso, C., J.P. Sierra, M. Mestres, L. Cupul, S. Falco, M. Rodilla, A. Sánchez-Arcilla y J.G. Del Río, 2007. The influence of topography on wind-induced hydrodynamics in Cullera Bay. *Journal of Coastal Research, Special Issue* 47:16-29.

Mösso, C., J.P. Sierra, M. Rodilla, I. Romero, S. Falco, J.G. Del Río y A. Sánchez-Arcilla, 2008. High vertical resolution sampling in density interfaces of estuaries and river plumes. *Estuaries and Coasts: J CERF* (in Press).

Naudin, J.J., G. Cauwet, M.J. Chrétiennot-Dinet, B. Deniaux, J.L. Devenon y H. Pauc, 1997. River discharge and wind influence upon particulate transfer at the land-ocean interaction: Case study of the Rhone river plume. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 45(3):303-316.

Parsons, T.R., Y. Maita y C.M. Lalli, 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, London.

Romero, I., 2004. Comportamiento de los Nutrientes en la pluma del río Ebro. Universidad Politécnica de Valencia (Spain), PhD. Thesis, 589 pp.

- Romero, I., S. Falco, M. Rodilla, J.P. Sierra, J.G. del Río y C. Mösso, 2006a. Salinity, nutrient and chlorophyll *a* vertical variations in the Ebro River plume. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 39:1828-1832.
- Romero, I., C. Jorge, Z. Hermosilla, M. Pérez, C.M. Martí, M. Rodilla y J. Ferrer, 2006b. Problematic of using chlorophyll *a* concentrations to characterize eutrophication level in coastal areas with high continental loads. *Proceedings of the congress The International Symposium on Research and Management of Eutrophication in Coastal Ecosystems*. Nyborg (Denmark).
- Romero, I., M. Moragues, J.G. Del Río, Z. Hermosilla, A. Sánchez-Arcilla, J.P. Sierra y C. Mösso, 2007a. Nutrient behavior in the Júcar estuary and plume. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 47:47-54.
- Romero, I., M. Pachés, G. Gil, R. Martínez, J.G. del Río, J.P. Serra, A. Sánchez y M. Rodilla, 2007b. Near field phytoplankton effects in Valencia fish cages. *Proceedings of the congress 42nd European Marine Biology Symposium Kiel* (Germany).
- Roselló, V., 1995. "L'Albufera de València. Publicacions de l'Abadía de Montserrat". Barcelona.
- Sánchez-Arcilla, A., C. Mösso, M. Mestres, L. Cupul, J.P. Sierra, M. Rodilla, I. Romero y J.G. Del Río, 2007. Hydrodynamics of a coastal bay. Natural and man-made barriers. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 47:1-15.
- Sanchís, C., 2001. "Regadiu i canvi ambiental a L'Albufera de València". Universitat de València. Valencia. Spain.
- Serra, J., 1986. Procesos litorales de las costas de Castellón Universidad Politécnica de Valencia (Spain). PhD. Thesis.
- Serra, J. y J.R. Medina, 1996. Beach monitoring program of Valencia (Spain). 25th International conference on coastal engineering. Book of abstracts. Eds. American Society of Civil Engineering:590-591.
- 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).
- Sierra, J.P., A. Sánchez-Arcilla, J.G. del Río, J. Flos, E. Movellán, C. Mösso, R. Martínez, M. Rodilla, S. Falco e I. Romero, 2002. Spatial distribution of nutrients in the Ebro estuary and plume. *Continental Shelf Research*, Vol. 22 (2):361-378.
- Sierra, J.P., A. Sánchez-Arcilla, P.A. Figueras, J.G. del Río, E.K. Rasmussen y C. Mösso, 2004. Effects of discharge reductions on salt wedge dynamics of the Ebro River. *River Research and Applications*, Vol. 20 (1):61-77.
- Sierra, J.P., C. Mösso, J.P. Del Río, M. Mestres, L. Cupul, A. Sánchez-Arcilla, M. Rodilla, S. Falco, I. Romero, D. González y J. Puigdefàbregas, 2007. Sources and sinks of nutrients and pollutants in Cullera Bay. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 47:30-38.

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(1):88-94.

Treguer, P. y P. Le Corre, 1975. Manuel d'analyse des nutritifs dans l'eau de mer. Université de Bretagne Occidentale, Brest.

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 nº 106. UNEP., Athens.

Capítulo 5.

5. Metodología para la caracterización de regiones costeras pelágicas.

5.1. INTRODUCCIÓN.

En gran parte de las costas de los océanos del mundo, las aguas marinas están diluidas con las aguas dulces de los diferentes ríos que existen a lo largo de la costa y las filtraciones de aguas dulces subterráneas. En estas zonas la salinidad aumenta gradualmente con la distancia a la costa hasta alcanzar los valores de las aguas oceánicas. La zona de influencia de las aguas continentales dependerá de factores tales como el caudal de los aportes continentales, la morfología de la costa y las condiciones hidrodinámicas existentes.

En los ecosistemas litorales los aportes de origen continental pueden ser en muchos casos determinantes del estado trófico del sistema. Antes de que la sociedad humana alcanzara su actual desarrollo, estos aportes continentales llegaban fundamentalmente a través de los cursos de agua y, en menor medida, de los afloramientos de aguas freáticas en el litoral. En la actualidad los aportes de nutrientes derivados de las actividades antrópicas han hecho que en muchos casos los vertidos directos de estas sustancias sean cuantitativamente más importantes que los aportes fluviales o los aportes de nitrógeno por vía atmosférica (Pérès, 1980).

Uno de los aportes más importantes es el fluvial. Los ríos pueden considerarse como colectores de materias disueltas y en suspensión que han sido originadas en su cuenca. Algunos de estos materiales tienen un origen natural, sin embargo, en la actualidad gran parte de estos aportes derivan de las actividades humanas, bien sea directa (vertidos) o indirectamente (transformaciones de los ecosistemas de la cuenca) (Pérès, 1980).

En principio, los ecosistemas costeros en riesgo son aquellos bajo influencia continental. Este aumento de los aportes de diversas sustancias ha afectado al litoral marino, y en algunos casos a todo el sistema de áreas marinas confinadas. Se ha encontrado, por ejemplo, que en la bahía de Brest (Francia) la carga de nitrato se ha doblado respecto a la de los años 70, lo que está relacionado con el incremento de actividades agrícolas (Le Pape et al., 1996). Del mismo modo, Bethoux et al. (1992), han visto que las concentraciones de fosfato y nitrato se han incrementado en las aguas profundas de la cuenca oeste del mar Mediterráneo debido a un incremento en la agricultura y en las actividades industriales y urbanas durante los años 60, hasta $8 \cdot 10^9$ mol/año de fosfato y $190\text{-}220 \cdot 10^9$ mol/año en nitrato. Estos aportes continentales pueden ser determinantes, como ya hemos dicho, del estado trófico del sistema, especialmente en las zonas marinas más oligotróficas (Bethoux et al., 1992; Riegman et al., 1992; Sierra et al., 2002). Éste es el caso del Mediterráneo (Fuentes, 1999; Moutin et al., 1998; Ibáñez et al., 1997; Rodríguez, 1982; Romero, 2004).

El área en que las aguas marinas y continentales interactúan, conforman ecosistemas con altas variaciones de salinidad, y como normalmente las aguas continentales tienen contenidos mucho mayores en nutrientes, las variaciones de salinidad van acompañadas con variaciones de mayor grado del contenido en nutrientes (Kurup et al., 1998; Morris et al., 1995).

La extensión y morfología de las plumas fluviales dependen de la hidrodinámica, del caudal del río, de las condiciones de marea, del oleaje y de las corrientes, determinadas en gran medida por los vientos locales (Broche et al., 1998; Huret et al., 2005; Marsaleix et al., 1998; Romero, 2004).

En regiones costeras bajo influencia continental alta (especialmente cuando el contenido en clorofila *a* es muy elevado), necesitamos considerar el comportamiento tanto temporal como espacial de la pluma para llevar a cabo la caracterización ecológica utilizando la clorofila *a* como parámetro de calidad.

La carga continental de clorofila *a* y nutrientes afecta de dos maneras a los niveles de clorofila *a* en el área costera receptora. Primeramente el área afectada por influencia directa de la pluma continental muestra una alta variabilidad espacial y temporal de los niveles de clorofila *a*. Después y como resultado de esas descargas y de la habilidad o no del sistema para diluir esas cargas, el área costera tiene mayores o menores niveles de clorofila *a* fuera de la influencia directa de la pluma.

Entonces el problema real es conseguir una caracterización ecológica sin considerar el efecto directo de los aportes continentales y saber si el sistema costero es o no capaz de diluir esos aportes, es decir, si las cargas continentales son capaces o no de causar procesos de eutrofia en el ecosistema costero receptor.

Bajo la DMA, diferentes parámetros son utilizados como elementos indicadores del estado ecológico de los ecosistemas costeros (EEA, 2003). El percentil 90 de la clorofila *a* es utilizado como un indicador de biomasa fitoplanctónica para la caracterización de las regiones costeras (Bricker et al., 2003).

El objetivo de este capítulo es analizar la problemática del uso de las concentraciones de la clorofila *a* para la caracterización pelágica costera y proponer una metodología para la caracterización que obvie esta problemática.

5.2. MATERIAL Y MÉTODOS.

5.2.1. ÁREA DE ESTUDIO.

Para llevar a cabo este capítulo se cuentan con los resultados obtenidos en el programa de seguimiento mensual de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana durante 2 años y con datos obtenidos del estudio de las plumas fluviales generadas por la marjal de Almenara, la gola de Puzol en la Albufera de Valencia y el Estany de Cullera, en muestreos estacionales a lo largo de los años 2005-2007. Además se utilizan datos del estudio de la pluma generada por el río Ebro, obtenidos en 4 muestreos distribuidos a lo largo de las cuatro estaciones del año en los años 1999 y 2000 en el marco del proyecto Europeo PIONNER (Preparation and Integration of analysis tools towards Operational forecast of Nutrients in Estuaries of European Rivers).

La situación geográfica de la desembocadura del río Ebro, el Estany de Cullera, la Albufera de Valencia, la marjal de Almenara y la ubicación de las estaciones muestreadas en cada una de ellas para las diferentes campañas, se muestran en la figura 5.1.

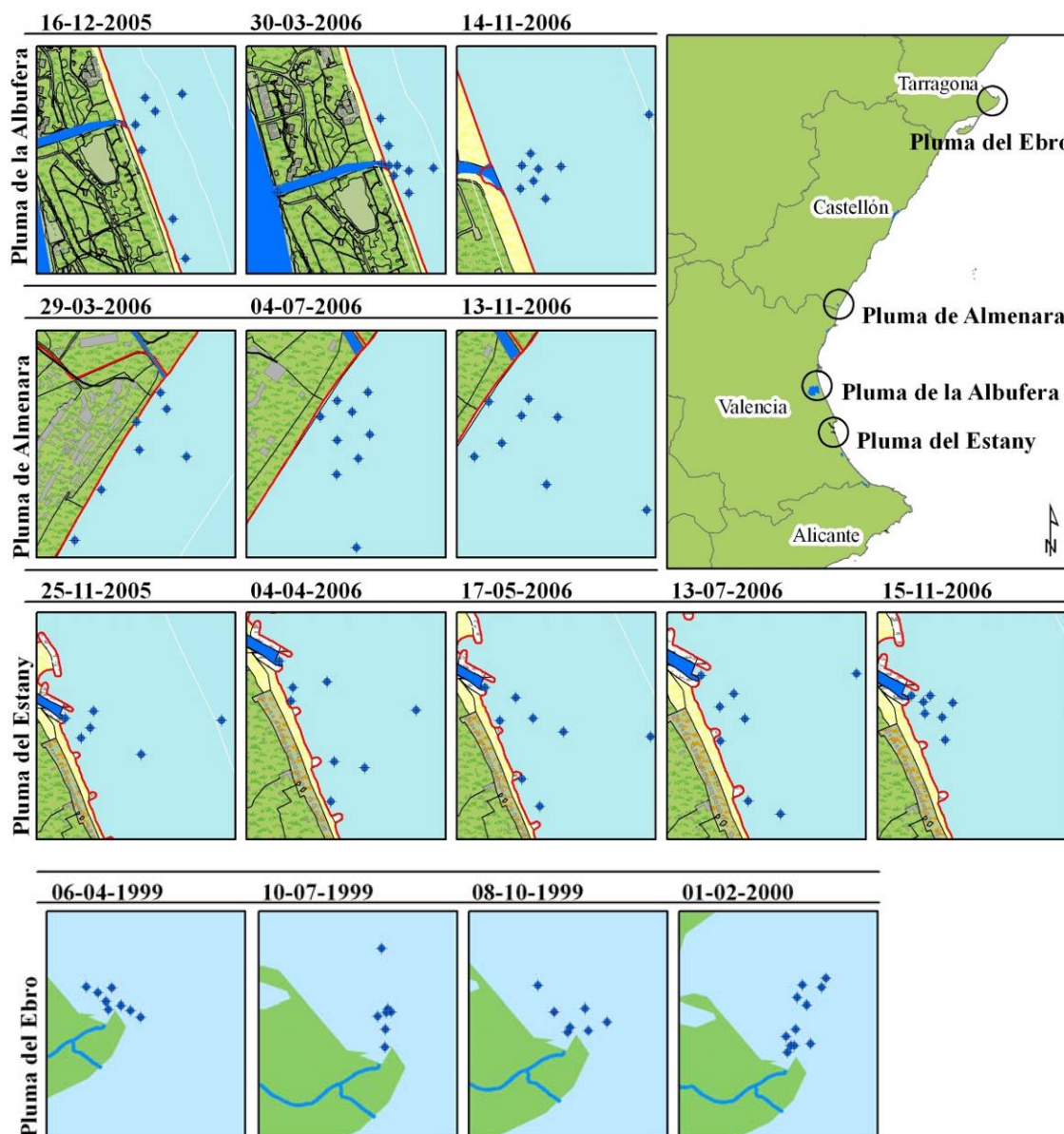


Figura 5.1. Ubicación geográfica de la desembocadura del río Ebro, el Estany de Cullera, la Albufera de Valencia, la marjal de Almenara y la ubicación de las estaciones muestreadas en cada una de las zonas para las diferentes campañas.

5.2.1.1. Plumitas continentales.

- El río Ebro.

Es el sistema fluvial más largo del litoral español del Mediterráneo, posee 928 km de curso fluvial y una cuenca de drenaje de 85550 km². Los caudales de agua del río Ebro que desembocan en el Mediterráneo son muy variables. Su descarga media anual se ha reducido un 29% en los últimos años, pasando de 592 m³/s a 424 m³/s. La variación en los caudales se debe a que el río Ebro es un río regulado, existiendo 138 presas en toda su cuenca con una capacidad de 6,51 km³ (Ibáñez et al., 1996). El caudal total del río ronda los 10000 Hm³/año (oscilando entre 5000 y 14000 Hm³), arrastrando 21000 T de nitrógeno y 1200 T de fósforo (Dolz et al., 1997). El Ebro en su desembocadura es un estuario estratificado con cuña salina. Normalmente esta cuña salina llega a la Isla de Gracia, a 18 km de la

desembocadura, pero esta posición puede variar en función de la descarga del río, teniendo las mareas una menor importancia (Ibàñez et al., 1997).

- La marjal de Almenara.

Se sitúa en el litoral de Castellón y cuenta con una extensión de 2000 Ha. La marjal está profundamente transformada en cultivos hortícolas con amenazas de sobreexplotación. Se alimenta de las aguas subterráneas provenientes de la Sierra de Espadán, retornos de riego y aguas residuales. Se regula de manera natural a través de tres golas situadas al sur, que son “piscinas” de agua dulce. Cuenta con una protección específica: Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) con objeto de contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres en el territorio, ya que se pueden encontrar especies acuáticas interesantes, como gambusias y algunos en peligro de extinción como “fartet” y “samaruc”.

- La Albufera de Valencia.

Es una laguna hipereutrófica situada a 15 km al sur de Valencia. Es un golfo marino cerrado por un cordón costero. Tiene una extensión de 2800 Ha. Era más extenso en el pasado, pero el aporte de sólidos y el uso para el cultivo de arrozales han hecho disminuir su extensión. Se alimenta de agua superficial, subterránea, retornos de riego y aguas residuales. Descarga de manera natural por manantiales y ullals y se regula directamente a través de golas e indirectamente por bombeo en el acuífero de la Plana de Valencia Sur. Es el humedal más emblemático de la Comunidad Valenciana en el que están representados todos los ambientes de zonas húmedas. Todos los valores ambientales considerados tienen una alta calificación. Cuenta con una protección específica: Parque Natural, ZEPA, RAMSAR y LIC.

- El Estany de Cullera.

Se encuentra situado a unos 2 Km al sur de la desembocadura del río Júcar y se ubica sobre un cordón litoral que separa la zona de humedales del mar abierto y que cierra la marjal de Cullera y Tavernes conectándola por medio de sus aguas con el mar. Tiene una extensión de 3440 Ha. Se alimenta de aguas subterráneas, superficiales y retornos de riego. Se regula a través de manantiales y ullals y tiene una función relevante en la protección frente a las crecidas del río Júcar por su salida natural al mar. El lago tiene una longitud aproximada de 2400 m, una anchura que oscila entre 35 y 175 m y una profundidad que varía entre 0,8 y 7 m. La lámina de agua ocupa una superficie de unas 40 Ha excepto en época de lluvias y avenidas en que aumenta su superficie (Giner et al., 2003). Puede drenar en su salida al mar $100\text{m}^3/\text{s}$. En época estival, pueden sucederse periodos anóxicos en la zona más profunda del Estany.

5.2.1.2. Aguas costeras.

A fin de caracterizar el litoral de la Comunidad Valenciana, se seleccionan unos 100-110 puntos de muestreo situados a lo largo de la costa de la Comunidad Valenciana que fueron muestreados mensualmente. Se toman datos del seguimiento 2005-2007. Apuntar que las masas portuarias fueron clasificadas en masas de aguas diferenciadas, y las estaciones seleccionadas para su caracterización no forman parte del análisis llevado a cabo en este capítulo.

5.2.2. METODOLOGÍA DE MUESTREO.

5.2.2.1. Plumas continentales.

En los diferentes muestreos se intenta abarcar toda la extensión de la pluma. Para ello, los muestreos comienzan en la zona más próxima a la desembocadura del ecosistema continental, y las siguientes estaciones de muestreo se van escogiendo a partir de una previa toma de muestras superficiales y medida de la conductividad y de la temperatura in situ, con un Microprocessor Conductivity Meter WTW LF196, para determinar la ubicación de la pluma. Por ello, la situación de las estaciones de muestreo en cada campaña varía en función de la ubicación de la pluma.

En general, en cada una de las estaciones se toman muestras a las siguientes profundidades: 0,00; 0,05; 0,10; 0,20; 0,30; 0,50; 0,75; 1,00 y 5,0 m. Las muestras de agua a profundidades mayores de 1,00 m se obtienen mediante una manguera conectada a una bomba de vacío. Sin embargo, la toma de muestras a las profundidades de 0,00; 0,05; 0,10; 0,20; 0,30; 0,50; 0,75 y 1,00 m, se realiza con un dispositivo que nos permitió tener la alta precisión en la capa superficial que deseábamos. Este dispositivo denominado SWAS (Superficial Water Sampler) fue desarrollado por Jean Jaques Naudin del Laboratorio Aragón de Banyuls (Naudin et al., 2001) y se ha modificado para llevar a cabo este proyecto (Romero, 2004; Mösso et al., 2008). Se describe en el capítulo 3 y se muestra en la figura 3.2.

En cada punto de muestreo, las muestras de agua se recogen en botellas de 2 litros de polietileno de alta densidad y son mantenidas a baja temperatura hasta su llegada al laboratorio, que nunca se realiza en un tiempo superior a 12 horas.

5.2.2.2. Aguas costeras.

En cada punto de muestreo se toman muestras de agua subsuperficiales (10 cm de profundidad), 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 por efecto del oleaje, en las cuales no se distingue la línea de rompientes, se toma la muestra cuando la playa alcanza una profundidad de 1 m aproximadamente. Las muestras de agua se recogen en botellas de 2 l de polietileno de alta densidad y son mantenidas a baja temperatura hasta su llegada al laboratorio, que nunca se realiza en un tiempo superior a 12 horas.

5.2.3. TÉCNICAS ANALÍTICAS.

En el laboratorio las muestras se subdividen en distintas alícuotas para la determinación de los distintos parámetros, debido a la diferente forma de conservación de cada uno de ellos (APHA, 1998). Para la determinación de clorofilas, 800 mL de muestra son filtrados a través de filtros de acetato de celulosa de 0,45 μm (Millipore HAWP de 47 mm de diámetro) y estos filtros se almacenan a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta su posterior análisis, mientras que la salinidad se determinó del filtrado obtenido.

Para la determinación de la clorofila *a* se utiliza el método tricromático basado en espectroscopía visible. 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 los pigmentos. Para los cálculos de la concentración se utilizan las ecuaciones de Jeffrey y Humprey (1975).

La salinidad se mide con un salinómetro de la marca Portasal modelo 8410A, calibrado con los patrones adecuados (I.A.P.S.O. Standard Seawater, Ocean Scientific International, Ltd, K15= 0,99986, S= 34,995).

Los análisis de nutrientes son realizados con un autoanalizador de flujo continuo segmentado por aire, Alliance Instruments Integral Futura. Los métodos usados son los descritos por Treguer y Le Corre (1975), teniendo en cuenta las consideraciones hechas por Kirkwood et al. (1991) y Parsons et al. (1984). La optimización del equipo se lleva a cabo siguiendo las teorías de Coakley (1981).

Para todos los métodos se utilizan reactivos de grado analítico suprapur y P.A. Del mismo modo, se utiliza agua milli-Q obtenida con un equipo de purificación de agua Milli-Q 185 Plus.

5.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

5.3.1. PROBLEMÁTICA DEL USO DE LAS CONCENTRACIONES DE CLOROFILA A EN LA CARACTERIZACIÓN DE REGIONES COSTERAS PELÁGICAS.

En este apartado analizamos los cambios en el comportamiento de la clorofila *a* en función de la época del año y de la región estudiada (río Ebro, marjal de Almenara, Albufera de Valencia y Estany de Cullera).

El comportamiento de la clorofila *a* frente a la salinidad en la pluma generada por el río Ebro para cada una de las campañas se muestra en la figura 5.2.

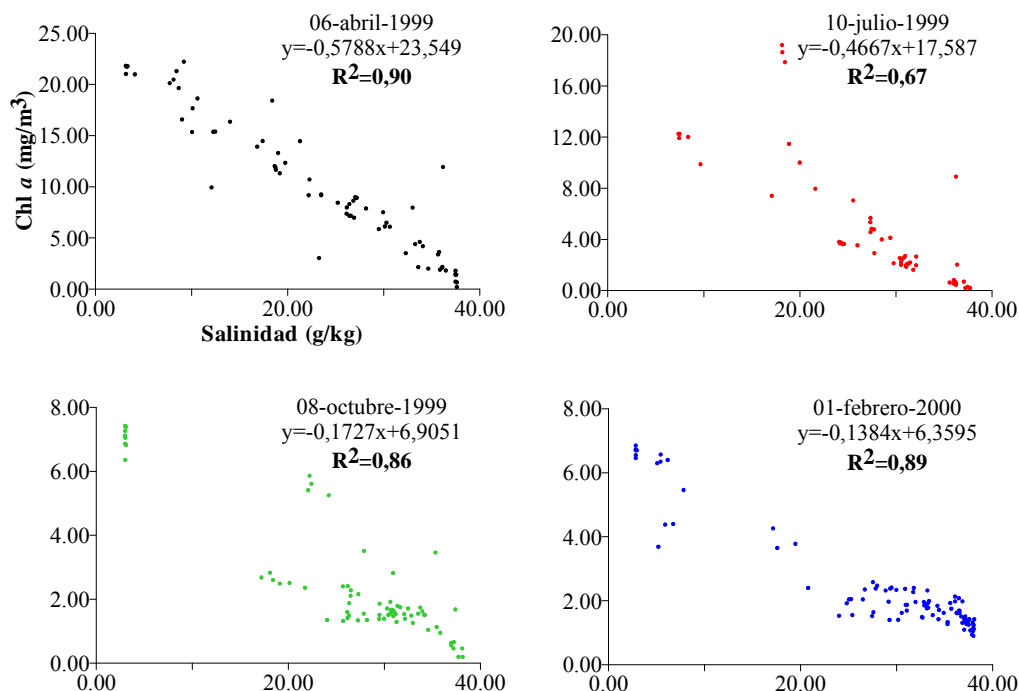


Figura 5.2. Comportamiento de la clorofila *a* frente a la salinidad en la pluma del río Ebro en las diferentes campañas de muestreo.

Los resultados muestran un buen ajuste entre la salinidad y la clorofila *a*, que varía entre 0,67 en verano y 0,90 en primavera (para un intervalo de confianza del 95%). Las concentraciones de clorofila *a* disminuyen de forma casi lineal cuando la salinidad

aumenta, excepto en algunas muestras donde la concentración es mayor o menor de lo esperado por una disminución en el número de células fitoplanctónicas cuando la salinidad aumenta. Las concentraciones menores de lo esperado se pueden achacar a un descenso del número de células fitoplanctónicas por efecto del llamado “shock salino”, por el consumo fitoplanctónico por parte del zooplancton, por un descenso en la tasa fotosintética, etc. (Naudin et al., 2001; Uncles et al., 1998).

Además encontramos valores mayores de lo esperado, principalmente en las áreas de mayor salinidad. Todas estas concentraciones están en estaciones próximas a la salida de los aportes continentales.

Parece que sucede lo mismo en la campaña llevada a cabo en la pluma de la Albufera de Valencia, debido a la sedimentación de organismos afectados por el shock salino.

La figura 5.3 muestra las variaciones en la concentración de clorofila *a* en función de la salinidad en invierno, primavera y otoño para la pluma de Albufera. En este caso, las concentraciones de clorofila *a* disminuyen con el aumento de la salinidad y los coeficientes de correlación en todos los casos están próximos a 1 (0,96 en diciembre y 0,93 en marzo y 0,85 en noviembre).

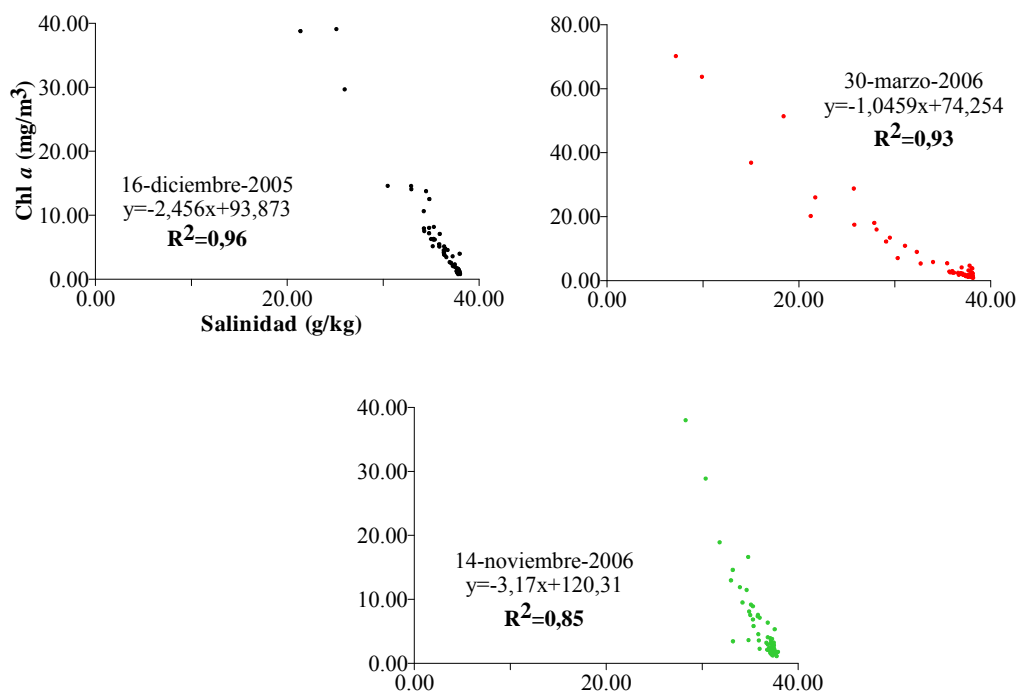


Figura 5.3. Comportamiento de la clorofila *a* frente a la salinidad en la pluma de la Albufera de Valencia en las diferentes campañas de muestreo.

La pluma del Estany de Cullera presenta un comportamiento bastante similar a la pluma del río Ebro. En la figura 5.4 se observa la diferencia en las cargas continentales y en los coeficientes de correlación, en función de la estación del año. Para un intervalo de confianza del 95%, estos coeficientes varían entre 0,15 en noviembre, 0,21 en abril, 0,92 en mayo, 0,80 en julio y 0,15 en noviembre. Es importante enfatizar en la variabilidad de los resultados en función de la estación del año. En nuestros resultados podemos observar que, para la misma estación del año (primavera) las concentraciones máximas de clorofila *a* difieren bastante, siendo 2,8 mg/m³ en abril 2006 y 22,4 mg/m³ en mayo 2006. En este caso, las diferencias entre las concentraciones son debidas a la

diferencia en la cantidad de los aportes continentales en ambas campañas, siendo éstas mayores en el muestreo realizado en mayo.

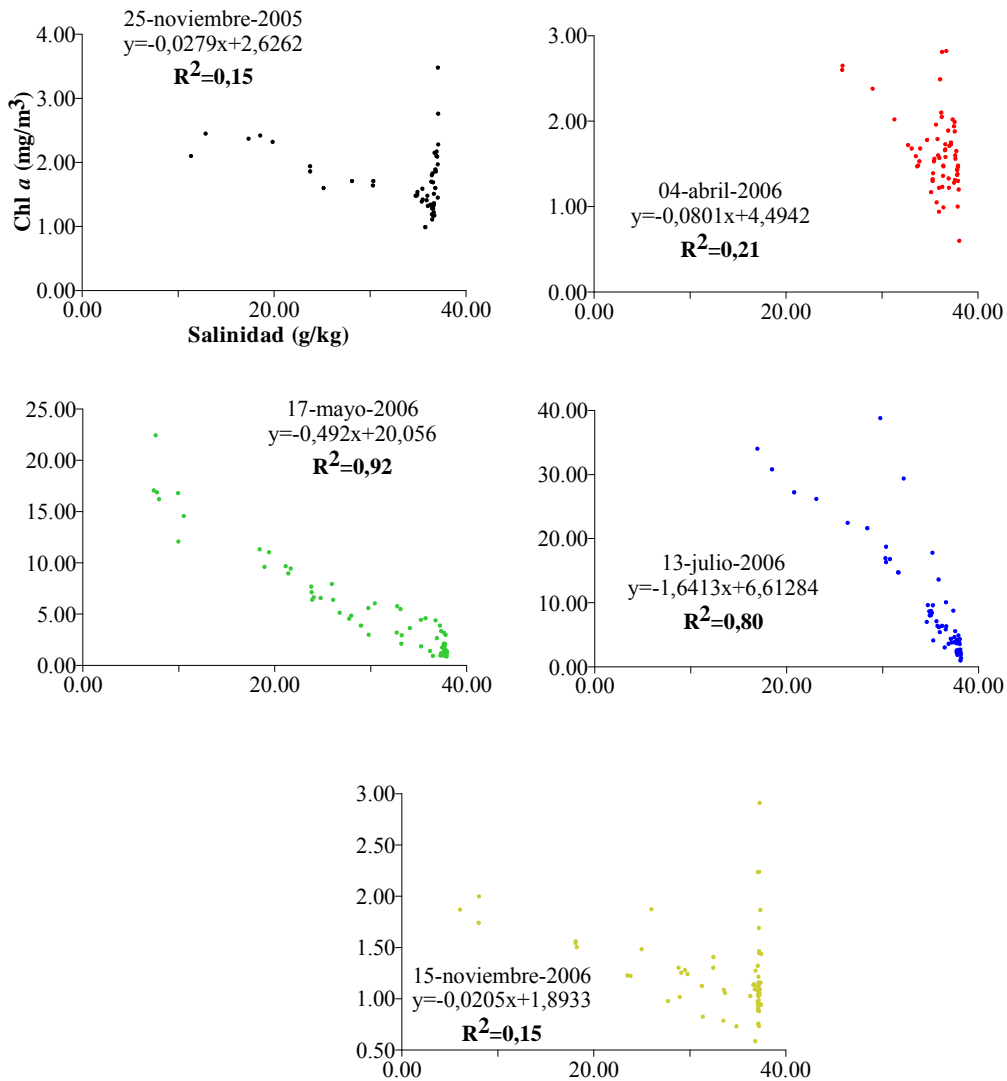


Figura 5.4. Comportamiento de la clorofila *a* frente a la salinidad en la pluma del Estany de Cullera en las diferentes campañas de muestreo.

La figura 5.5 muestra el comportamiento de la clorofila *a* frente a la salinidad en las campañas de muestreo llevadas a cabo en la pluma de Almenara. Se obtienen coeficientes de correlación elevados en el análisis discreto de las campañas, excepto en la campaña de verano, siendo de 0,87 en marzo, 0,06 en julio y 0,86 en noviembre. Los cuatro valores de clorofila *a* situados por encima de la recta de regresión, en la campaña realizada en primavera, corresponden a las muestras situadas en la estación más próxima al punto de salida de los aportes continentales, de menor salinidad. Parece que la sedimentación de organismos senescentes por efecto del shock salino genera estas ganancias en el comportamiento de la clorofila *a*.

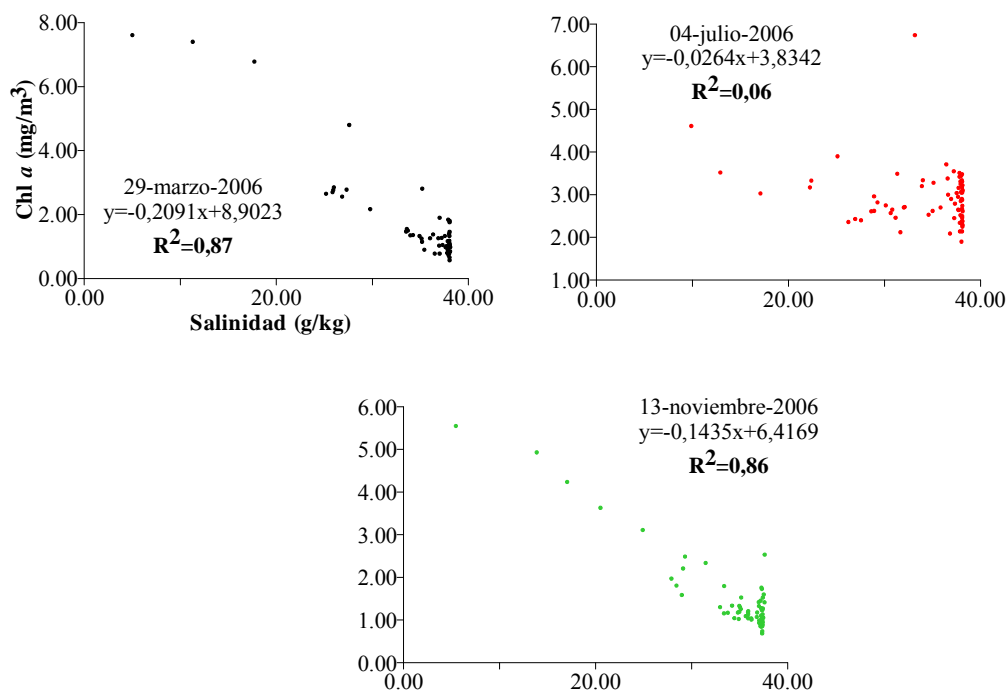


Figura 5.5. Comportamiento de la clorofila *a* frente a la salinidad en la pluma de la marjal de Almenara en las diferentes campañas de muestreo.

No obstante y a pesar de todo lo que se ha comentado anteriormente, si analizamos el comportamiento de la clorofila *a* frente a la salinidad para cada área de muestreo, analizando conjuntamente todas las campañas, el coeficiente de correlación obtenido varía. Este análisis conjunto de las campañas muestreadas en cada zona se muestra en la figura 5.6.

En la pluma del río Ebro (figura 5.6.A), el coeficiente de correlación disminuye hasta 0,44. Esto es debido, fundamentalmente a la gran dispersión en las concentraciones de clorofila *a* en las aguas dulces de la región estuarina. La prueba de Fisher indica la probabilidad asociada al F, en este caso es inferior de 0,0001, lo que significa que nos arriesgamos menos del 0,01% concluyendo que la variable explicativa origina una cantidad de información significativa al modelo.

Si realizamos una ANCOVA con la salinidad y la fecha obtenemos un coeficiente de regresión de 0,83, es decir la variabilidad de la clorofila *a* está explicada por la salinidad y la fecha en la que se realiza el muestreo en un 83%. Puesto que la probabilidad asociada al F es inferior de 0,0001 podemos considerar que las variables explicativas seleccionadas (la salinidad y la fecha) originan una cantidad de información significativa al modelo. La tabla 5.1 muestra los resultados "Análisis suma de cuadrados tipo III".

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Salinidad	1	4731,1	4731,1	1499,5	< 0,0001
Fecha	7	3478,7	497,0	157,5	< 0,0001
Salinidad *Fecha	7	1971,7	282,00	89,3	< 0,0001

Tabla 5.1. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila *a* y fecha de los datos obtenidos en la pluma del Río Ebro

Estos resultados indican si una variable conlleva información significativa o no, una vez que todas las otras variables están incluidas en el modelo. Cuanto más débil es la probabilidad asociada al F de Fisher, el impacto de la variable sobre la calidad del

modelo es más fuerte. Vemos entonces aquí que el impacto de ambas variables es fuerte. Puesto que la probabilidad asociada al F es inferior a 0,0001 podemos considerar que las variables explicativas seleccionadas (la salinidad y la fecha) originan una cantidad de información significativa al modelo.

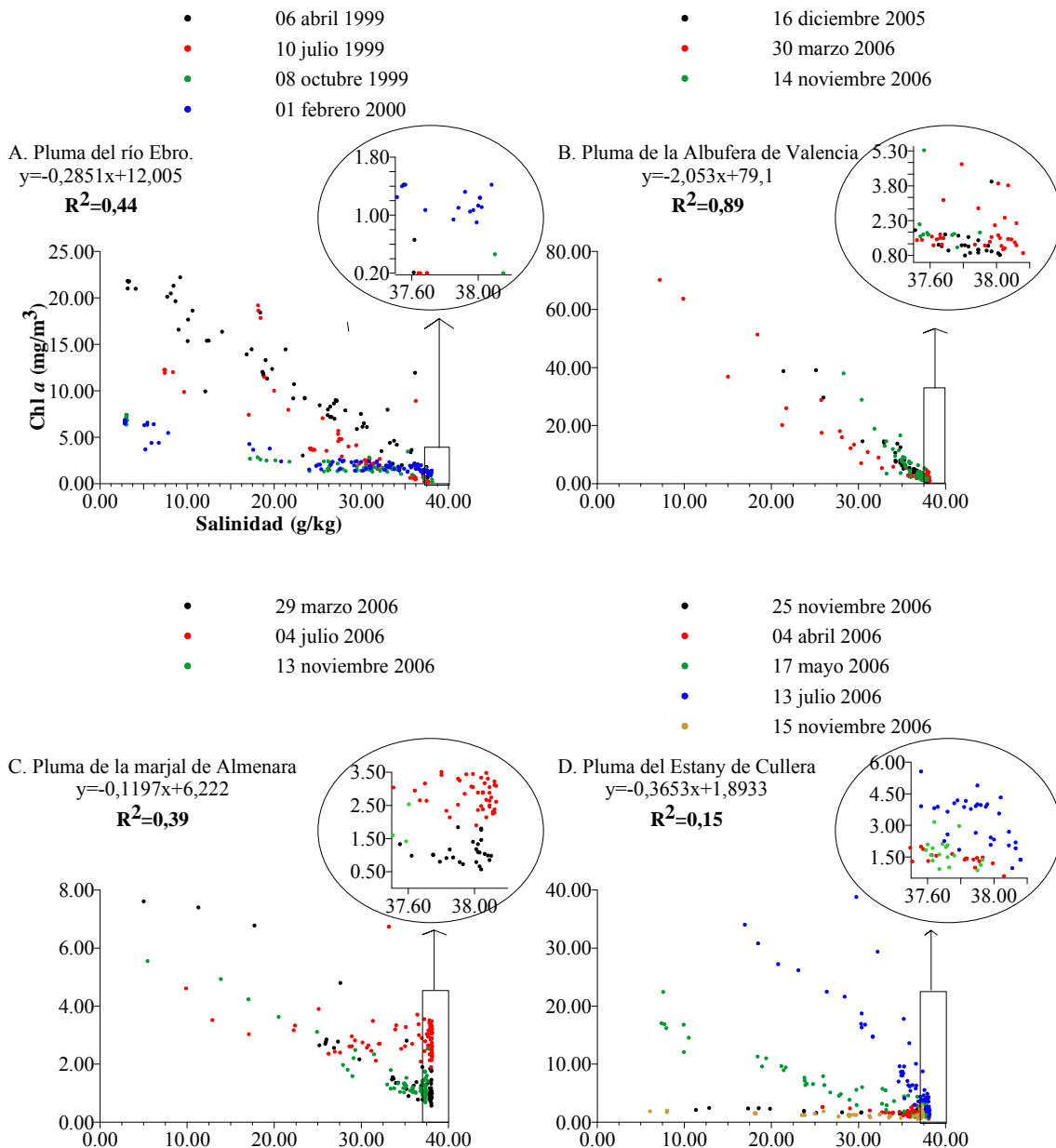


Figura 5.6. Comportamiento de la clorofila *a* frente a la salinidad con todas las campañas en cada área de estudio. A. Pluma de río Ebro; B. Pluma de Albufera de Valencia; C. Pluma de la marjal Almenara y D. Pluma del Estany de Cullera.

Sin embargo, si estudiamos esta misma zona de muestreo, pluma del río Ebro, pero sólo para las muestras con salinidades mayores de 37,5 g/kg, observamos que los valores de clorofila *a* son bastante más similares, independientemente de la época estudiada. Para estas muestras las concentraciones de clorofila *a* varían entre 0,2 y 1,6 mg/m³. Esto nos indica que cuando estamos estudiando la influencia de las aguas continentales en las aguas costeras, debemos considerar que las variaciones temporales en las cargas continentales pueden enmascarar los resultados. De hecho, el coeficiente de correlación es de 0,02 para la salinidad y de 0,74 si realizamos una ANCOVA con la fecha y la salinidad con una F de Fisher inferior de 0,0001. Estos resultados se corroboran con lo

obtenido en el análisis de sumas de cuadrados tipos III, cuyos resultados se muestran en la tabla 5.2. La F de Fisher es inferior a 0,0001 para la fecha, pero mayor para la salinidad. Vemos, por tanto, que el impacto de la influencia continental sobre la clorofila *a* es débil cuando las salinidades son superiores a 37,5 g/kg.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Salinidad	1	0,1	0,1	1,7	0,19
Fecha	7	13,8	1,9	31,3	< 0,0001

Tabla 5.2. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila *a* y fecha de los datos obtenidos en la pluma del Río Ebro para muestras por encima de 37,5 g/kg.

Cuando calculamos el coeficiente de correlación con todas las campañas llevadas a cabo en la pluma de la Albufera de Valencia (figura 5.6.B), éste no disminuye en comparación con aquellos coeficientes obtenidos de un análisis discreto de las campañas, se mantiene bastante elevado (0,89). Esto indica que el 89% de la variabilidad está explicada por la salinidad. La prueba de Fisher de la probabilidad asociada al F, en este caso, es inferior de 0,0001, lo que significa que nos arriesgamos menos del 0,01% concluyendo que la variable explicativa origina una cantidad de información significativa al modelo. Si realizamos una ANCOVA con la salinidad y la fecha obtenemos que el 92% de la variabilidad de la clorofila *a* está explicada por la salinidad y la fecha en la que se realiza el muestreo. Ya que la probabilidad asociada al F es inferior de 0,0001 podemos considerar que las variables explicativas seleccionadas (la salinidad y la fecha) originan una cantidad de información significativa al modelo. La tabla 5.3 muestra los resultados de la suma de cuadrados tipo III. Ya que la probabilidad asociada al F es inferior a 0,0001 podemos considerar que cada una de las variables explicativas seleccionadas (la salinidad y la fecha) originan una cantidad de información significativa al modelo.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Salinidad	1	8886,1	8886,1	1098,5	< 0,0001
Fecha	2	449,3	224,7	27,8	< 0,0001
Salinidad* Fecha	2	405,3	202,7	25,1	< 0,0001

Tabla 5.3. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila *a* y fecha de los datos obtenidos en la pluma de Albufera de Valencia

Si analizamos las muestras de salinidad mayor a 37,5 g/kg, observamos que la clorofila *a* oscila entre 0,8 y 5,3 mg/m³. Para un intervalo de confianza del 95% se obtiene que el coeficiente de correlación para la clorofila *a* frente a la salinidad es de 0,007 y de 0,10 si incluimos la fecha. La probabilidad asociada al F en la prueba de Fisher es 0,098, lo que indica que las variables explicativas no originan una cantidad de información significativa al modelo. Analizando los resultados de la suma de cuadrados tipo III (tabla 5.4) se observa, como es de esperar, que el impacto de ambas variables sobre la calidad del modelo es muy débil ya que en ambas variables la probabilidad asociada al F es mayor de 0,0001. Esto corrobora que las variables explicativas individualmente no originan una cantidad de información significativa al modelo.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Salinidad	1	0,2	0,15	0,2	0,671
Fecha	2	4,9	2,4	3,1	0,055

Tabla 5.4. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila *a* y fecha de los datos obtenidos en la pluma de la Albufera de Valencia para muestras por encima de 37,5 g/kg.

Con el análisis conjunto de los resultados para las plumas del río Ebro y de la Albufera de Valencia se obtienen resultados bastante diferentes. Estas diferencias en dos áreas Mediterráneas de la costa española podrían ser achacadas a que ambas áreas tienen dos modelos de funcionamiento diferentes. La dispersión de las concentraciones de clorofila *a* en la pluma de la Albufera, en áreas bajo influencia continental no es tan elevada como en el caso del río Ebro. La Albufera es una laguna somera e hipereutrófica, con una profundidad máxima de 2 m y una estacionalidad muy reducida (Romo et al., 2005; Soria et al., 2002). El río Ebro, sin embargo, presenta un gran número de presas a lo largo de su cauce que originan que las descargas continentales varíen estacionalmente, mucho más que en la Albufera.

En el caso de la pluma de Almenara (figura 5.6.C) podemos observar la diferencia en la carga continental y en el coeficiente de determinación en función de la época del año. Presenta un comportamiento más similar al del Ebro. Para un intervalo de confianza del 95%, el ajuste en la recta de regresión es muy bajo (0,39) debido al enmascaramiento de las descargas continentales en el análisis de los datos conjuntos. Si incluimos la fecha en el cálculo del coeficiente de regresión éste alcanza un valor de 0,66 con una probabilidad asociada al F (prueba de Fisher) menor de 0,0001. El análisis de la suma de cuadrados tipo III mostrado en la tabla 5.5 concluye que el impacto de ambas variables es fuerte.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Salinidad	1	115,3	115,3	227,7	< 0,0001
Fecha	2	89,3	44,6	88,2	< 0,0001

Tabla 5.5. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila *a* y fecha de los datos obtenidos en la pluma de Almenara

El rango de concentración de la clorofila *a* para los valores de salinidad superiores a 37,5 g/kg oscila entre 0,5 y 3,5 mg/m³. El coeficiente de regresión de la clorofila *a* con la salinidad en estas muestras es muy bajo, 0,12, y alcanza el valor de 0,85 si incluimos la fecha como variable cualitativa. En la estimación de este último coeficiente se obtiene una probabilidad asociada al F menor que 0,0001, que indica que las variables explicativas originan una cantidad de información significativa al modelo. El análisis de la suma de cuadrados tipo III mostrado en la tabla 5.6 concluye que el impacto en el modelo de la fecha es fuerte, sin embargo el impacto de la salinidad es muy débil.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Salinidad	1	0,1	0,1	0,7	0,4
Fecha	2	48,4	24,2	146,8	< 0,0001

Tabla 5.6. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila *a* y fecha de los datos obtenidos en la pluma de Almenara para muestras por encima de 37,5 g/kg.

El caso de la pluma del Estany de Cullera (figura 5.6.D) es más similar al caso del Ebro. En esta gráfica podemos observar la diferencia en la carga continental y en el coeficiente de determinación en función de la época del año. Como es de esperar este coeficiente (para un intervalo de confianza del 95%), si se realiza un análisis conjunto de todas las campañas, es muy bajo (0,15) para la salinidad y mayor (0,53) si incluimos la variable fecha, con la que se obtiene en la prueba de Fisher que la probabilidad asociada al F es menor de 0,0001. Se observa un enmascaramiento de los datos debido a las marcadas variaciones estacionales. El análisis de la suma de cuadrados tipo III mostrado en la tabla 5.7 concluye que el impacto de ambas variables es fuerte.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Salinidad	1	2193,1	2193,1	155,2	< 0,0001
Fecha	4	3064,1	766,0	54,2	< 0,0001

Tabla 5.7. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila *a* y fecha de los datos obtenidos en la pluma del Estany de Cullera.

El rango de la concentración de clorofila *a* para valores superiores a 37,5 g/kg oscila entre 0,6 y 5,0 mg/m³. Presenta un coeficiente de correlación salinidad frente a clorofila *a* de 0,13 y de 0,63 si incluimos la fecha como variable. La probabilidad asociada al F es menor de 0,0001. La suma de los cuadrados tipo III (tabla 5.8) muestra que el impacto sobre el modelo es fuerte para la fecha y débil para la salinidad.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Salinidad	1	10,2	10,2	16,9	0,0002
Fecha	1	46,6	46,7	77,2	< 0,0001

Tabla 5.8. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila *a* y fecha de los datos obtenidos en la pluma del Estany de Cullera para muestras por encima de 37,5 g/kg.

Un ejemplo muy claro de que el enmascaramiento de los datos nos puede llevar a conclusiones erróneas, se observa si comparamos en la figura 5.6 el análisis conjunto de las campañas para la pluma de Almenara y el río Ebro. En la primera la concentración máxima de clorofila *a* es de 8 mg/m³ en la muestra más dulce, mientras que para la pluma del río Ebro, las concentraciones de clorofila *a* en las aguas más dulces son de hasta 25 mg/m³. Sin embargo, observando sólo las muestras de mayor salinidad, en la pluma del río Ebro los valores de clorofila *a* son mucho menores (1,6-0,2 mg/m³) frente a los que se presentan en la pluma de Almenara (3,5-0,5 mg/m³). La zona de la pluma del río Ebro presenta un nivel de eutrofia inferior a la de Almenara en las muestras más salinas, es decir aquellas que no se ven afectadas por efecto directo del vertido, y si tomamos el nivel de eutrofia correspondiente a las muestras más dulces para ambas plumas la conclusión es completamente diferente.

Realizando un análisis estacional (figura 5.7) para todas las áreas, tanto en primavera como verano y otoño, observamos cómo los coeficientes de regresión en el comportamiento de la clorofila *a* son bastante bajos.

Para un intervalo de confianza del 95%, en primavera obtenemos un coeficiente de correlación lineal de la salinidad frente a clorofila *a* de 0,58 que aumenta hasta 0,64 si incluimos la variable zona. El análisis de la suma de cuadrados tipo III (Tabla 5.9) concluye que el impacto de ambas variables es fuerte. Para las muestras con salinidades superiores a 37,5 g/kg se obtiene un coeficiente de 0,11 que se eleva a 0,25 si incluimos la variable zona. La probabilidad asociada al F tiene un valor de 0,00023 que indica que las variables no tienen un peso significativo en el modelo. Como es de esperar, el análisis de la suma de cuadrados tipo III (Tabla 5.10) nos dice que el peso de ambas variables en el modelo es muy débil.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Salinidad	1	10447,7	10447,7	449,3	< 0,0001
Zona	3	1557,1	519,0	22,3	< 0,0001

Tabla 5.9. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila *a* y zona de los datos obtenidos en primavera para todas las áreas de estudio.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Salinidad	1	0,6	0,6	1,4	0,24
Zona	3	9,5	3,1	7,6	0,0001

Tabla 5.10. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila *a* y zona de los datos obtenidos en primavera para todas las áreas de estudio para muestras por encima de 37,5 g/kg.

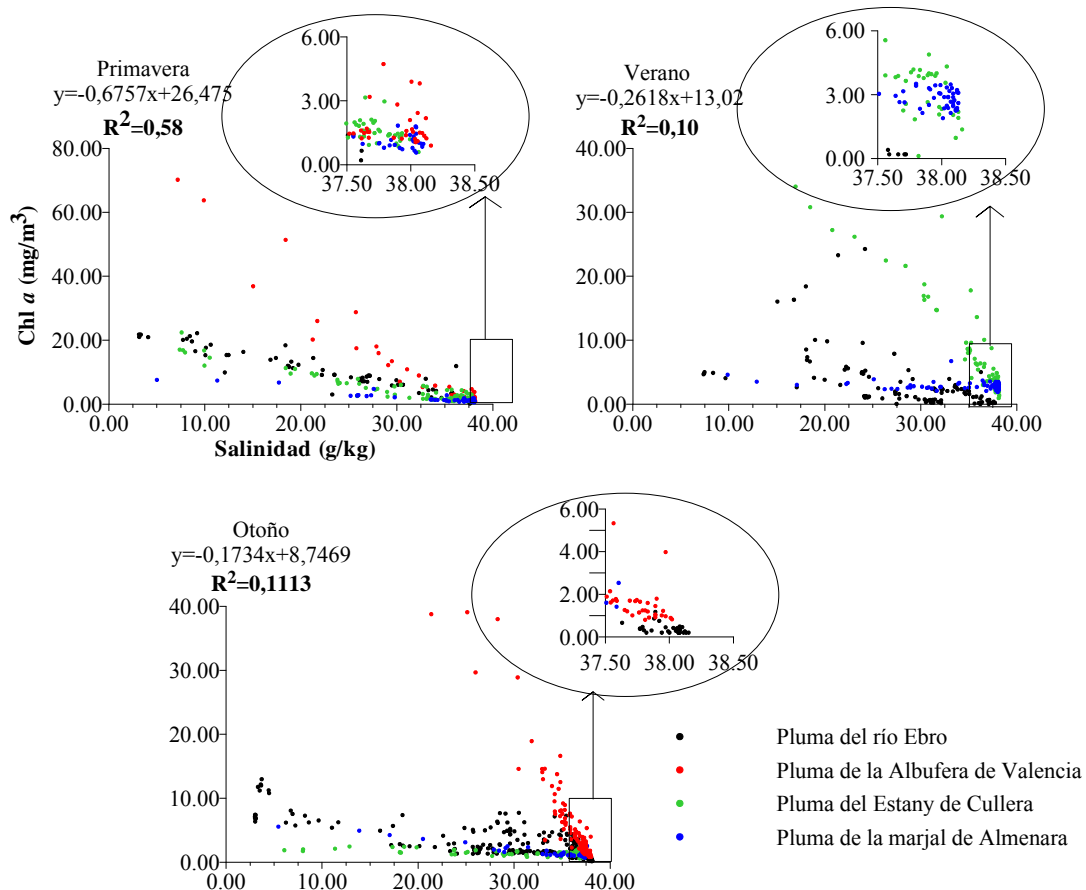


Figura 5.7. Comportamiento de la clorofila *a* frente a la salinidad con todas las campañas en cada estación del año.

Para un intervalo de confianza del 95%, en verano obtenemos un coeficiente de correlación lineal de la salinidad frente a clorofila *a* de 0,10 que aumenta hasta 0,40 si incluimos la variable zona con una probabilidad asociada al F menor de 0,0001 y una suma de cuadrados tipo III (Tabla 5.11) que indica que ambas variables tienen un peso significativo. Para las muestras con salinidades superiores a 37,5 g/kg se obtiene un coeficiente de 0,002 que se eleva a 0,55 si incluimos la variable zona. La probabilidad asociada al F es menor de 0,0001 y el análisis de la suma de cuadrados tipo III (Tabla 5.12) asegura que el impacto sobre el modelo es fuerte para la variable zona y débil para la salinidad.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Salinidad (‰)	1	1938,0	1938,0	96,1	< 0,0001
Zona	2	2730,8	1365,4	67,7	< 0,0001

Tabla 5.11. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila *a* y zona de los datos obtenidos en verano para todas las áreas de estudio.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Salinidad (‰)	1	6,9	6,9	14,0	0,0003
Zona	2	45,7	22,8	46,7	< 0,0001

Tabla 5.12 Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila *a* y zona de los datos obtenidos en verano para todas las áreas de estudio para muestras por encima de 37,5 g/kg.

Para un intervalo de confianza del 95%, en otoño obtenemos un coeficiente de correlación lineal de la salinidad frente a clorofila *a* de 0,11 que aumenta hasta 0,31 si incluimos la variable zona, con una probabilidad asociada al F menor de 0,0001 y una suma de cuadrados tipo III (Tabla 5.13) que indica que ambas variables tienen un peso significativo. Para las muestras con salinidades superiores a 37,5 g/kg se obtiene un coeficiente de 0,36 que se eleva a 0,51 si incluimos la variable zona. La probabilidad asociada al F es mayor de 0,0001 y el análisis de la suma de cuadrados tipo III concluye, como es de esperar, que el impacto sobre el modelo es muy débil para ambas variables.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Salinidad	1	1503,1	1503,1	121,760	< 0,0001
Zona	3	1784,7	594,9	48,189	< 0,0001

Tabla 5.13. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila *a* y zona de los datos obtenidos en otoño para todas las áreas de estudio.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Salinidad	1	2,6	2,6	6,4	0,01
Zona	2	8,0	4,0	10,0	0,00016

Tabla 5.14. Suma de cuadrados tipo III para las variables, salinidad, clorofila *a* y zona de los datos obtenidos en otoño para todas las áreas de estudio para muestras por encima de 37,5 g/kg.

Estos análisis estadísticos nos confirman que no sólo tenemos que considerar las variaciones temporales en cada área sino también la zona de muestreo en sí y la estación del año en la que se realiza el muestreo, para no tomar decisiones erróneas a la hora de la caracterización ecológica de un área utilizando la clorofila *a* como indicador.

5.3.2. ANÁLISIS DE ENFOQUES PARA LA CARACTERIZACIÓN COSTERA PELÁGICA.

Revisando la bibliografía, encontramos dos posibles enfoques para la caracterización de las regiones costeras pelágicas.

1. Una **extrapolación/interpolación** con las ecuaciones de regresión obtenidas del análisis del comportamiento de la clorofila *a* con la salinidad. Este es el enfoque utilizado en diferentes lugares, por ejemplo en el Wadden Sea para otros indicadores de la eutrofización (De Jong et al., 1999) y también es el enfoque utilizado por la Agencia Catalana de Agua (ACA) en el ejercicio de intercalibración del MedGIG (WFD. Technical Report, 2007). Este enfoque no contempla las variaciones que realmente sufren las concentraciones de clorofila *a* en la parte más alta de salinidad.

Aplicando a nuestros datos este enfoque, es decir la extrapolación a 37,5 g/kg a partir de las rectas de regresión obtenidas para cada día en los muestreos de las diferentes áreas obtenemos unos valores que se muestran, junto con los coeficientes y las ecuaciones en la tabla 5.15.

	fecha	Recta regresión	R ²	Estimación Interpolación. Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)	Valor real. Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)
Pluma Estany Cullera	abr-05	$y = -0,0278x + 2,6262$	0,21	1,59	1,44
	may-06	$y = -0,482x + 20,068$	0,98	1,99	1,72
	jul-06	$y = -1,6413x + 66,284$	0,79	4,73	3,25
Pluma Ebro	abr-99	$y = -0,5788x + 23,549$	0,90	1,84	0,76
	jul-99	$y = -0,4667x + 17,587$	0,67	0,08	0,2
	oct-99	$y = -0,1727x + 6,9051$	0,86	0,43	0,33
	feb-00	$y = -0,1384x + 6,3595$	0,89	1,17	1,18
Pluma Albufera	dic-05	$y = -2,4526x + 93,873$	0,96	1,9	1,32
	mar-06	$y = -1,9459x + 74,254$	0,93	1,28	1,84
	nov-06	$y = -3,17x + 120,31$	0,85	1,44	2,06
Pluma Almenara	mar-06	$y = -0,2091x + 8,9023$	0,87	1,06	1,17
	jul-06	$y = -0,0264x + 3,8342$	0,06	2,84	2,82
	nov-06	$y = -0,1435x + 6,4169$	0,86	1,04	1,85

Tabla 5.15. Ecuaciones de regresión y coeficientes asociados para cada una de las campañas de muestreo estudiadas. Valores de clorofila *a* (mg/m³) extrapolados con las ecuaciones correspondientes y el valor real medio obtenido en el muestreo para una salinidad de 37,5 g/kg en cada campaña de muestreo.

Si comparamos los valores reales con los medidos para aquellas salinidades superiores a 37,5 g/kg observamos un comportamiento errático de los mismos, siendo a veces superiores, otras inferiores y otras dentro del rango. La representación de los valores obtenidos por interpolación versus los valores reales que corresponden a salinidades por encima de 37,5 g/kg, se muestran en la figura 5.8. Observando esta figura comprobamos que no existe linealidad y la posición aleatoria de los puntos (independientemente del área estudiada) respecto a la recta de pendiente 1.

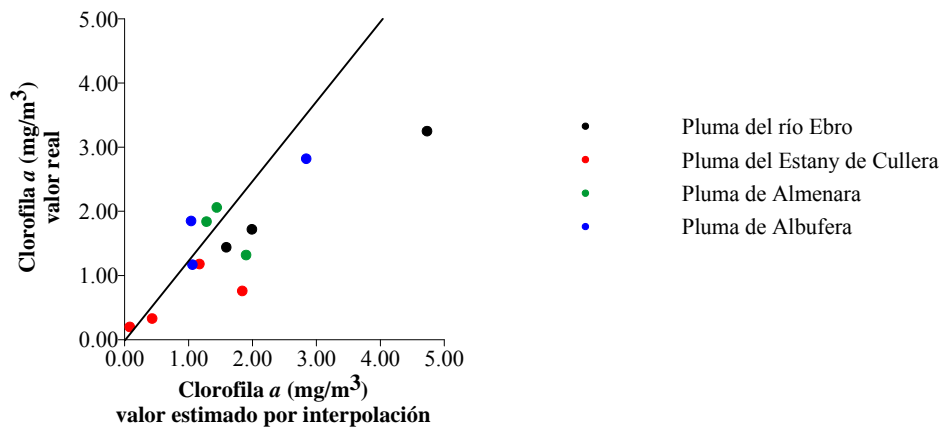


Figura 5.8. Representación de los valores obtenidos por interpolación versus los valores reales que corresponden a salinidades superiores a 37,5 g/kg.

Esto nos lleva a desechar esta opción para la caracterización de regiones costeras, ya que los valores interpolados presentan un comportamiento que no se corresponde con la realidad ni tiene una tendencia respecto a la misma.

2. Abordar esta problemática utilizando el mismo enfoque que se sigue en NOAA para analizar la influencia de un emisario o jaula marina en el nivel de eutrofia de una zona (Nash et al., 2005). Este estudio nos permitiría determinar la afección de ese y otros vertidos a la masa de agua, estableciendo si hay un proceso de acumulación y aumento de nutrientes, si está estable o si están disminuyendo los niveles, que a fin de

cuentas es lo que importa. Este enfoque se desarrolla en el siguiente apartado (5.3.3) donde se analiza el nivel de eutrofia de una zona costera basándose en el mismo modelo conceptual que se sigue en el “Guidelines for Ecological Risk Assessment of Marine Fish Aquaculture” (Nash et al., 2005).

5.3.3. METODOLOGÍA PARA LA CARACTERIZACIÓN COSTERA PELÁGICA SIN CONSIDERAR EL EFECTO DE LA INFLUENCIA CONTINENTAL.

El objetivo de este apartado es implementar una metodología que permita la caracterización ecológica de las regiones costeras mediterráneas sin considerar la influencia continental directa, sino el efecto de esta influencia sobre la masa de agua, utilizando la clorofila *a* como parámetro indicador.

Del análisis del comportamiento de la clorofila *a* frente a la salinidad en diferentes plumas del litoral mediterráneo español, se concluye que a la hora de caracterizar masas de agua bajo influencia continental utilizando la clorofila *a* como indicador ecológico, puede existir un enmascaramiento de los resultados debido a las variaciones temporales en las descargas que generan las plumas de agua dulce, la localización del punto de muestreo en sí y la estación del año en la que se realiza el muestreo.

Pero esto no sólo se observa en plumas continentales, sino también en zonas litorales bajo influencia continental, por ejemplo, la figura 5.9 muestra las concentraciones de clorofila *a* obtenidas en los muestreos mensuales en la playa de la Devesa (en los alrededores de la ciudad de Valencia) y los valores de salinidad asociados a estas concentraciones. Se observa que los aportes de agua dulce esporádicos provocan aumentos en la concentración de clorofila *a*. Estos valores elevados distorsionan las medias y percentiles 90 propuestos para la caracterización ecológica en el ejercicio de intercalibración del MedGIG y por tanto distorsionan su caracterización ecológica en el marco de la DMA.

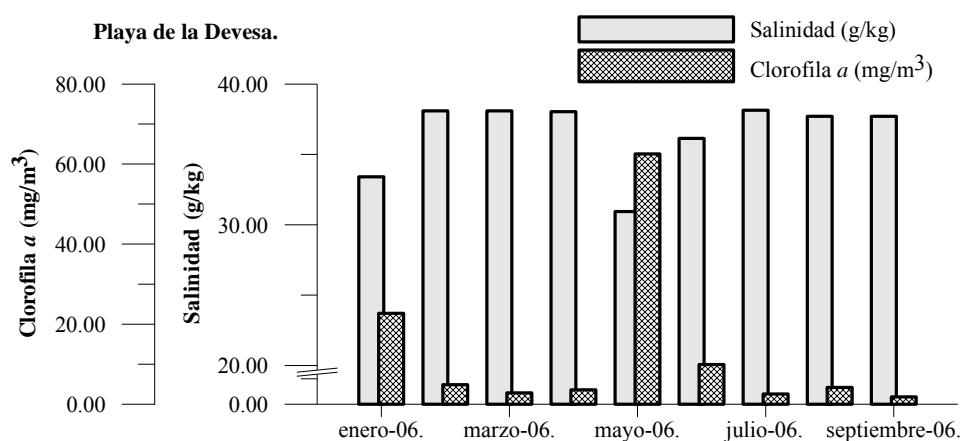


Figura 5.9. Concentraciones de salinidad (g/kg) y clorofila *a* (mg/m³) obtenidas en los muestreos mensuales en la Playa Devesa.

Por ello queda claro que para determinar el estado ecológico real de los cuerpos de agua bajo influencia continental, hay que considerar que puedan existir esporádicamente valores altos de clorofila *a* asociados a una entrada de aguas continentales. Considerando estas concentraciones, podemos llegar a conclusiones erróneas en la caracterización del estado ecológico de las zonas si utilizamos la clorofila *a* como indicador ecológico del estado trófico. El objetivo de este apartado es desarrollar o implementar un método que permita caracterizar la zona sin verse sujeto a los vaivenes que produce la interferencia de la influencia continental directa.

Basamos nuestro estudio en el mismo modelo conceptual que se sigue en el “Guidelines for Ecological Risk Assessment of Marine Fish Aquaculture” desarrollado por Nash et al. (2005) para NOAA, para analizar la influencia de una jaula flotante/instalación de acuicultura en mar abierto, en el nivel de eutrofia de una zona.

En NOAA Fisheries Service (Nash et al., 2005) se define una zona afectada por el vertido continental directo (*near field= that area encompassing the limit of directly measurable effects*) y un campo lejano (*Far-field effects are those effects that occur outside that area where statistically significant clines in relationship with the source cannot be measured*).

El análisis del campo lejano nos permitiría estudiar sin la interferencia introducida por la influencia directa de los aportes continentales, el grado de respuesta del medio (capacidad de dilución/recuperación) a estos aportes desde el punto de vista de la eutrofia.

Partimos de una matriz numérica amplia, cerca de 4000 muestras de agua que provienen del estudio de las plumas continentales y zonas costeras. Para cada muestra contamos, tal y como se ha descrito en el apartado de material y métodos, con valores para 9 parámetros (salinidad, concentración de amonio, nitrito, nitrato, nitrógeno inorgánico disuelto, fósforo soluble reactivo, fósforo total, ácido ortosilícico y clorofila *a*), es decir, unos 36000 datos. Al disponer de tanta información utilizamos un método estadístico que nos permita simplificar el comportamiento de estas variables. Realizamos el estudio mediante un análisis factorial de componentes principales para obtener un menor número de variables combinación lineal de las primitivas e incorrelacionadas. Dado que las variables están en escalas muy diferentes es necesario normalizarlas y tipificarlas (para indicarlo se añade una “Z” delante de cada variable en las tablas).

De todas las variables disponibles vamos a utilizar la salinidad como punto de corte entre los campos lejanos y cercanos, puesto que es el único parámetro conservativo, es decir, no se ve afectada por los procesos químicos y biológicos, simplemente por los procesos de mezcla. A partir de esto, se analiza el comportamiento de estas variables para las diferentes clases de salinidad, es decir el comportamiento de las distintas variables en función de la influencia continental.

Como norma general se ha de eliminar del análisis aquellas variables que son combinación lineal de otras, así que para este análisis seleccionamos las variables salinidad, nitrógeno inorgánico disuelto, fósforo total, ácido ortosilícico y clorofila *a* (que en las sucesivas tablas mostradas se denominaran como Sal, NID, PT, Si y Chla respectivamente). No tomamos el PSR porque suele estar por debajo del límite de detección al ser el nutriente limitante en el mar Mediterráneo (Bethoux et al., 1992; Krom et al., 1991; Romero, 2004; Thingstad y Rassoulzadegan, 1995; Thingstad et al., 1998; Vaultot et al., 1996).

Una vez aplicado el análisis, se seleccionan el número de los factores extraídos utilizando el criterio de Kaiser (Ferrán, 2001), y se utiliza la rotación Varimax (Johnson, 2000). Es un método de rotación ortogonal que mantiene la misma varianza total explicada pero modifica la explicada por cada factor (Álvarez, 2000).

En la tabla 5.16 se muestran los resultados del análisis factorial tomando todas las muestras, tanto playas como plumas, con salinidades mayores de las indicadas, para realizar el estudio del comportamiento de las diferentes variables en cada clase de salinidad.

Salinidad	Matriz de componentes rotados.		
> 0 g/kg	Componente 1		
	Sal	-0,73	
	ZNID	0,82	
	ZPT	0,65	
	ZSi	0,81	
	ZChla	0,62	
	% de varianza	53,51	
> 30 g/kg	Componente 1		Componente 2
	ZSal	-0,75	-0,17
	ZNID	0,85	0,14
	ZPT	0,14	0,81
	ZSi	0,86	0,15
	ZChla	0,17	0,80
	% de varianza	48,99	20,27
> 35 g/kg	Componente 1		Componente 2
	ZSal	-0,73	-0,12
	ZNID	0,84	0,15
	ZPT	0,10	0,82
	ZSi	0,86	0,13
	ZChla	0,16	0,79
	% de varianza	46,09	21,03
> 37 g/kg	Componente 1		Componente 2
	ZSal	-0,65	-0,13
	ZNID	0,81	0,14
	ZPT	0,08	0,83
	ZSi	0,86	0,07
	ZChla	0,17	0,78
	% de varianza	42,43	21,26
> 38 g/kg	Componente 1		Componente 2
	ZSal	-0,55	-0,30
	ZNID	0,79	0,17
	ZPT	0,07	0,85
	ZSi	0,87	-0,12
	ZChla	0,10	0,71
	% de varianza	38,03	23,02

Tabla 5.16. Resultados del análisis factorial de las variables tipificadas tomando todas las muestras para las clases de salinidad indicadas y extrayendo factores con autovalores mayores que 1.

Este análisis de las variables para cada rango de salinidad nos muestra que cuando se engloban las muestras con salinidades menores, el análisis factorial nos reduce las 5 variables a un solo factor que imposibilita la rotación. Este único factor indica que todos los parámetros están íntimamente relacionados con la salinidad. La salinidad tiene aproximadamente el mismo peso que el resto de variables pero de signo contrario, lo que nos indica que el nitrógeno inorgánico disuelto, ácido ortosilícico, fósforo total y la clorofila *a* poseen una pauta inversa a la de la salinidad. Esto implica que los aportes continentales juegan un papel muy importante en la distribución de las manchas eutróficas.

Cuando englobamos muestras con salinidades mayores de 30 g/kg y para todas las clases de salinidad superiores, se extraen 2 componentes con autovalores mayores de 1. El primer componente, que explica siempre más del 38% de la varianza, relaciona la salinidad con los nutrientes disueltos con una pauta de comportamiento inversa. El segundo componente, que explica el 20% de la varianza, relaciona directamente la clorofila *a* y el fósforo total. Este componente indica la relación directa que existe entre estos parámetros indicadores de la respuesta y las presiones a las que se ve sometido el medio receptor, ya que ambos presentan el mismo signo dentro del componente.

Nuestro objetivo es encontrar un campo lejano que nos permita estudiar, sin la interferencia introducida por la influencia directa de la pluma de aguas continentales, el grado de respuesta del medio (capacidad de dilución/recuperación) a estos aportes desde el punto de vista de la eutrofia. Este campo lejano vendría definido con el corte de salinidad a partir del cual el comportamiento de los nutrientes no esté íntimamente relacionado con el de la salinidad, es decir, queremos estudiar estadísticamente el efecto de la pluma pero sin considerar el efecto de la influencia continental directa, es decir aquellas muestras de menor salinidad.

Para este propósito diseñamos el análisis factorial de componentes principales forzando a una extracción de tres factores para cada clase de salinidad. Los resultados se muestran en la tabla 5.17. Este análisis muestra, que con salinidades menores de 37 g/kg, el primer componente o factor extraído relaciona la salinidad con los nutrientes disueltos (al igual que en el análisis factorial con extracción de factores con autovalores mayores que uno). Éstos muestran una relación inversamente proporcional a la salinidad. El segundo componente extraído (20% de la varianza total explicada) está relacionado con la clorofila *a*, es decir, con la respuesta del medio receptor a la influencia continental. Cabe apuntar que en los aportes continentales el fitoplancton presente es de agua dulce y que en su llegada al medio marino sufre un shock salino. El tercer componente extraído se relaciona con el fósforo total que es el indicador de las presiones ejercidas en el medio.

Para aquellas muestras con salinidades mayores de 37 g/kg, el primer factor relaciona positivamente los nutrientes disueltos, el segundo factor extraído relaciona proporcionalmente la clorofila *a* con el fósforo total, pues a salinidades mayores el fósforo total comienza ya a dar también una indicación de la respuesta del medio debido al fósforo incluido en los organismos. El tercer componente extraído que explica el 15% de la varianza es la salinidad.

Salinidad	Matriz de componentes rotados (playas +plumas).			
>30 g/kg		Componente 1	Componente 2	Componente 3
	ZSal	-0,74	-0,36	0,09
	ZNID	0,86	-0,02	0,24
	ZPT	0,14	0,19	0,95
	ZSi	0,86	0,10	0,14
	ZChla	0,13	0,94	0,21
	% de varianza	48,99	20,27	13,68
>36,5 g/kg		Componente 1	Componente 2	Componente 3
	ZSal	-0,58	-0,56	0,22
	ZNID	0,87	0,02	0,22
	ZPT	0,14	0,17	0,91
	ZSi	0,86	0,15	0,06
	ZChla	0,03	0,85	0,34
	% de varianza	44,46	21,05	14,27
>37 g/kg		Componente 1	Componente 2	Componente 3
	ZSal	-0,26	-0,06	0,89
	ZNID	0,89	0,15	-0,08
	ZPT	0,20	0,84	0,14
	ZSi	0,84	0,06	-0,26
	ZChla	0,00	0,75	-0,39
	% de varianza	42,44	21,26	14,96
>38 g/kg		Componente 1	Componente 2	Componente 3
	ZSal	-0,25	0,05	0,88
	ZNID	0,82	0,15	-0,11
	ZPT	-0,10	0,68	-0,54
	ZSi	0,86	-0,03	-0,13
	ZChla	0,16	0,87	0,14
	% de varianza	36,29	23,57	17,49

Tabla 5.17. Resultados del análisis factorial de las variables tipificadas tomando todas las muestras para las clases de salinidad indicadas y extrayendo 3 factores.

Según este último análisis de los datos conjuntos de playas y plumas, parece que debe existir un punto de corte de la salinidad para el que el comportamiento de los nutrientes y la clorofila *a* es independiente con respecto a la salinidad, que sería en este caso de 37 g/kg. Consideramos que este valor de 37 g/kg no es muy adecuado para nuestro objetivo final, sobre todo teniendo en cuenta la salinidad del Mediterráneo (38 g/kg) en mar abierto. Por tanto nos planteamos realizar este mismo análisis pero discriminando las muestras provenientes de plumas y playas.

Los análisis factoriales realizados en ambos casos nos muestran resultados muy similares a los mostrados anteriormente en lo que respecta a los componentes extraídos. Por ello, en la tabla 5.18 solamente mostramos los límites de salinidad de 30 y 38 g/kg y el punto de corte para el que la salinidad es independiente del resto de parámetros. En dicha tabla observamos que para las playas dicho corte se produce a 37,5 g/kg, siendo el caso de las plumas a 36,5 g/kg.

Matriz de componentes rotados							
solo muestras de plumas				solo muestras de playas			
Salinidad >30 g/kg				Salinidad >30 g/kg			
	C 1	C 2	C 3		C 1	C 2	C 3
ZSal	-0,82	-0,31	-0,10	ZSal	-0,73	-0,36	0,10
ZNID	0,82	-0,14	0,34	ZNID	0,87	0,02	0,19
ZPT	0,19	0,26	0,93	ZPT	0,11	0,16	0,96
ZSi	0,87	0,13	0,06	ZSi	0,87	0,09	0,12
ZChla	0,12	0,94	0,23	ZChla	0,15	0,95	0,18
% de varianza	52,90	21,33	11,88	% de varianza	48,71	20,23	14,41
Salinidad >36,5 g/kg				Salinidad >37,5 g/kg			
	C 1	C 2	C 3		C 1	C 2	C 3
ZSal	-0,08	-0,31	0,85	ZSal	-0,08	-0,13	0,90
ZNID	0,23	0,85	-0,12	ZNID	0,88	0,05	0,06
ZPT	0,78	0,34	0,32	ZPT	0,17	0,59	0,58
ZSi	-0,11	0,71	-0,44	ZSi	0,86	0,10	-0,08
ZChla	0,87	-0,09	-0,32	ZChla	0,06	0,90	-0,14
% de varianza	40,26	26,23	13,91	% de varianza	34,65	23,94	19,81
Salinidad >38 g/kg				Salinidad >38 g/kg			
	C 1	C 2	C 3		C 1	C 2	C 3
ZSal	-0,06	-0,09	0,99	ZSal	-0,03	0,05	0,97
ZNID	0,81	0,31	-0,16	ZNID	0,85	0,11	-0,16
ZPT	0,75	-0,35	0,09	ZPT	-0,11	0,87	-0,08
ZSi	-0,13	0,91	-0,11	ZSi	0,89	0,01	0,13
ZChla	0,76	-0,36	-0,08	ZChla	0,28	0,61	0,18
% de varianza	40,10	26,07	14,36	% de varianza	33,05	22,55	19,60

Tabla 5.18. Resultados del análisis factorial de las variables tipificadas discriminando las muestras provenientes de plumas y playas, para las clase de salinidad indicadas y extrayendo 3 factores.

Observamos que en el análisis factorial de muestras con salinidad mayor de 30 g/kg, en todos los análisis realizados en los que se extraen los 3 componentes, los factores extraídos se relacionan de igual manera con las variables. El primer factor relaciona la salinidad con los nutrientes, pero éstos presentan signo contrario, lo que quiere decir que su comportamiento es inverso al de la salinidad. El segundo factor se relaciona con la concentración de clorofila *a*, directamente relacionado con la respuesta del medio receptor a las presiones continentales y el tercero se relaciona con el fósforo total, indicador de las presiones a las que se somete al medio.

Los puntos de corte de salinidad en el que la salinidad muestra un comportamiento independiente con el resto de los nutrientes, son diferentes para muestras de plumas

continentales que para muestras de puntos de playa. En ambos casos los componentes extraídos relacionan positivamente los nutrientes disueltos en uno de ellos y en el otro componente la clorofila *a* y el fósforo total.

El análisis factorial para muestras con salinidades mayores de 38 g/kg presenta esta misma pauta en muestras provenientes de playas. Sin embargo, para este corte de salinidad en las muestras provenientes de plumas es la sílice y no la clorofila *a* la que presenta un comportamiento independiente del resto de nutrientes.

Con este análisis vemos que en función de la influencia continental a la que se vean sometidas las muestras sobre las que se realiza el análisis factorial los resultados varían, y por tanto la selección del punto de corte debe ser aquel que más restringe el campo lejano (37,5 g/kg) que es el objeto de estudio para la caracterización ecológica.

5.4. CONCLUSIONES.

Los resultados mostrados en este capítulo nos indican que para establecer de una forma correcta el comportamiento de la influencia continental y la relación entre la clorofila *a* y la salinidad, debemos considerar, no sólo las variaciones temporales en cada área sino también la localización del punto de muestreo en sí y la estación del año en la que se realiza el muestreo, para no tomar decisiones erróneas a la hora de la caracterización ecológica de un área utilizando la clorofila *a* como indicador.

Analizando la relación entre clorofila *a* y salinidad en 4 áreas diferentes del Mediterráneo español bajo influencia continental importante, con campañas realizadas en diferentes estaciones, observamos la facilidad con la que se pueden tomar decisiones erróneas a la hora de la caracterización ecológica de un área bajo influencia continental utilizando la clorofila *a* como indicador (Romero et al, en revisión).

Uno de los aspectos más importantes es la variabilidad en las concentraciones de clorofila *a* para aquellas muestras de salinidades mayores. Este estudio nos permitiría determinar la afección de ese y otros vertidos a la masa de agua estableciendo si hay un proceso de acumulación, aumento de nutrientes, si está estable o si están disminuyendo los niveles que a fin de cuentas es lo que importa.

El Ebro presenta un nivel de eutrofia inferior que Almenara en las muestras más salinas, es decir aquellas que no se ven afectadas por efecto directo del vertido, y sin embargo, las concentraciones de clorofila *a* en las muestras más dulces es hasta 3 veces superior. Si tomamos el nivel de eutrofia correspondiente a las muestras más dulces para ambas plumas la conclusión es completamente diferente.

El problema real para caracterizar ecológicamente estas zonas de influencia continental mediante el análisis de los valores de la clorofila *a* es saber si el sistema es capaz de asumir las descargas continentales sin que se genere un proceso de eutrofia. Para evitar errores, es necesario desarrollar o implementar un método que permita caracterizar la zona sin verse sujeto a los vaivenes que produce la interferencia de la influencia continental directa.

En base al Guidelines for Ecological Risk Assessment of Marine Fish Acuicultura (Nash et al., 2005), en el que se define una zona afectada por el vertido continental directo (near field) y un campo lejano (far field), definimos estas dos zonas utilizando el corte de salinidad en el que ésta tenga un comportamiento independiente de los nutrientes. Para ello se analizan discriminadamente datos provenientes de muestreos de plumas, de playas y ambos conjuntamente. Se analiza, mediante un análisis factorial, la relación existente entre los diferentes parámetros (salinidad, nitrógeno inorgánico

disuelto, fósforo total, ácido ortosilícico y clorofila *a*) en diferentes clases de salinidad indicadoras de la influencia continental.

Los cortes de salinidad en los que ésta muestra un comportamiento independiente con el resto de los nutrientes, son diferentes en datos provenientes de muestreos de plumas, de playas y ambos conjuntamente, pero las pautas de comportamiento son similares. Por debajo del punto de corte, un componente extraído relaciona negativamente los nutrientes disueltos con la salinidad. El otro componente se relaciona con la concentración de clorofila *a*, directamente relacionado con la respuesta del medio receptor a las presiones continentales, y el tercero se relaciona con el PT, indicador de las presiones a las que se somete al medio.

Para aquellas muestras con salinidades superiores al punto de corte, un componente relaciona positivamente los nutrientes disueltos, el otro componente extraído relaciona proporcionalmente la clorofila *a* con el PT, pues a salinidades mayores el PT comienza ya a dar también una indicación de la respuesta del medio debido al fósforo incluido en los organismos. El último componente extraído es la salinidad. Esto corrobora que para muestras de salinidades elevadas existe un punto de corte en el que el comportamiento del resto de parámetros es independiente al de la salinidad.

De los tres puntos de corte de salinidad resultantes 37, 36,5 y 37,5 g/kg para plumas y playas, sólo plumas y sólo playas respectivamente, seleccionamos aquel que más restringe el campo lejano (37,5 g/kg) que es la zona que se propone utilizar para la caracterización ecológica.

5.5. BIBLIOGRAFÍA.

Álvarez, M., 2000. Análisis estadístico con SPSS: Procedimientos básicos. Universidad de Deusto, Bilbao.

APHA, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington.

Bethoux, J.P., P. Morin, C. Madec y B. Gentili, 1992. Phosphorus and nitrogen behaviour in the Mediterranean Sea. *Deep-Sea Research* 39: 1641-1654.

Bricker, S.B., J.G. Ferreira y T. Simas, 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling* 169:39-60.

Broche, P., J.L. Devenon, P. Forget, J.C. de Maistre, J.J. Naudin y G. Cauwet, 1998. Experimental study of the Rhone plume. Part I: Physics and dynamics. *Oceanologica Acta*, 21(6):725-738.

Coakley, W.A., 1981. Handbook of automated analysis. Continuous flow analysis. Marcel Dekker, New York.

De Jong, J.F., Bakker, C.J.M. van Berkel, N.M.J.A. Dankers, K. Dahl, C. Gätje, H. Marencic y P. Potel, 1999. Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem n° 9. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Quality Status Report Group. Wilhelmshaven, Germany.

Dolz Ripollés, J.D., M. Gómez Valentín y J. Nieto Romeral, 1997. El Ebro en el Delta. *Revista de Obras Públicas* 3368:7-14.

- EEA, European Environment Agency, 2003. Eurowaternet. Technical guidelines for implementation in transitional, coastal and marine waters. Technical report n° 97, Copenhagen, 34 pp.
- Ferrán, M., 2001. SPSS para Windows: Análisis estadístico. McGraw-Hill/Interamericana de España, Madrid.
- Fuentes, P., 1999. Niveles de eutrofia en el litoral de Benicasim-Castellón. Universidad Politécnica de Valencia (Spain). PhD. thesis, 302 pp.
- Giner, F; Rubio, J y Tur, G. 2003. L'Estany de Cullera. Ajuntament de Cullera. Monografies Bromera.
- Huret, M., I. Dadou, F. Dumas, P. Lazure y V. Garcon, 2005. Coupling physical and biogeochemical processes in the Río de la Plata plume. *Continental Shelf Research* 25: 629-653.
- Ibáñez, C., N. Prat y A. Canicio, 1996. Changes in the hydrology and sediment transport produced by large dams on the lower Ebro River and its estuary. *Regulated Rivers-Research and Management* 12(1):51-62.
- Ibáñez, C., D. Pont y N. Prat, 1997. Characterization of the Ebre and Rhone Estuaries: A basis for defining and classifying salt-wedge estuaries. *Limnology and Oceanography* 42(1):89-101.
- Jeffrey, S.W. y G.F. Humphrey, 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.
- Johnson, D.E., 2000. Métodos multivariados aplicados al análisis de datos. International Thomson Editores, México.
- Kirkwood, D., A. Aminot y M. Pertillä, 1991. Report on the results of the fourth intercomparison exercise for nutrients in sea water. ICES Cooperative Research Report, n°174.
- Krom, M.D., N. Kress, S. Brenner y L.I. Gordon, 1991. Phosphorus limitation of primary productivity in the eastern Mediterranean sea. *Limnology and Oceanography*, 36(3):424-432.
- Kurup, G., D. Hamilton y J. Patterson, 1998. Modelling the effect of seasonal flow variations on the Position of salt wedge in a microtidal estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 47:191-208.
- Le Pape, O., Y. Del Amo, A. Menesguen, A. Aminot, B. Quequiner y P. Treguer, 1996. Resistance of a coastal ecosystem to increasing eutrophic conditions: The Bay of Brest (France), a semi-enclosed zone of western Europe. *Continental Shelf Research*, 16(15):1885-1907.
- Marsaleix, P., C. Estournel, V. Kondrachoff y R. Vehil, 1998. A numerical study of the formation of the Rhone river plume. *Journal of Marine Systems* 14: 99-115.
- Morris, A.W., J.I. Allen, R.J.M. Howland y R.G. Wood, 1995. The estuary plume zone: Source or sink for land derived nutrient discharges?. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 40:387-402.
- Mösso, C., J.P. Sierra, M. Rodilla, I. Romero, S. Falco, J.G. Del Río y A. Sánchez-Arcilla, 2008. High vertical resolution sampling in density interfaces of estuaries and river plumes. *Estuaries and Coasts: J CERF* (in Press).

- Moutin, T., P. Raimbault, H.L. Golterman y B. Coste, 1998. The input of nutrients by the Rhone river into the Mediterranean Sea: Recent observations and comparison with earlier data. *Hydrobiologia* 373-374: 237-246.
- Nash, C.E., P.R. Burbridge y J.K. Volkman (editors), 2005. Guidelines for ecological risk assessment of marine fish aquaculture. U.S. Dept. Commer., NOAA. Tech. Memo. NMFS-NWFSC-71, 90 pp.
- Naudin, J.J., G. Cauwet, C. Fajon, L. Oriol, S. Terzic, J.L. Devenon y P. Broche, 2001. Effect of mixing on microbial communities in the Rhone River plume. *Journal of Marine Systems*, 28: 203-227.
- Parsons, T.R., Y. Maita y C.M. Lalli, 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, London.
- Pèrès, J.M., 1980. La polución de las aguas marinas. Ediciones Omega, S.A., Barcelona.
- Riegman, R., A.A.M. Noordelos y G.C. Cadée, 1992. Phaeocystis blooms and eutrophication of the continental coastal zones of the North Sea. *Marine Biology* 112: 479-484.
- Rodríguez, J., 1982. Oceanografía del mar Mediterráneo. Ediciones Pirámide, S.A., Madrid.
- Romero, I., 2004. Comportamiento de los Nutrientes en la Pluma del río Ebro. Universidad Politécnica de Valencia (Spain), PhD. thesis, 589 pp.
- Romo, S., M.J. Villena, M., Sahuquillo, J.M. Soria, M. Giménez, T. Alfonso, E. Vicente y M.R. Miracle, 2005. Response of a shallow Mediterranean lake to nutrient diversion: does it follow similar patterns as in northern shallow lakes?. *Freshwater Biology* 50: 1706-1717.
- Sierra, J.P., A. Sánchez-Arcilla, J. González del Río, J. Flos, E. Movellán, C. Mösso, R. Martínez, M. Rodilla, S. Falco e I. Romero, 2002. Spatial distribution of nutrients in the Ebro estuary and plume. *Continental Shelf Research* 22:361-378.
- Soria, J.M., M.R. Miracle y E. Vicente, 2002. Relations between physico-chemical and biological variables in aquatic ecosystems of the Albufera Natural Park (Valencia, Spain). *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 28: 564-568.
- Thingstad, T.F. y F. Rassoulzadegan, 1995. Nutrient limitations, microbial food webs, and “biological C-pumps”: Suggested interactions in a P-limited Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 117:299-306.
- 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(1):88-94.
- Treguer, P. y P. Le Corre, 1975. Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer. Université de Bretagne Occidentale, Brest.
- Uncles, R.J., A.E. Easton, M.L. Griffiths, C. Harris, R.J.M. Howland, I. Joint, R.S. King, A.W., Morris y D.H. Plummer, 1998. Concentrations of suspended chlorophyll in the tidal Yorkshire Ouse and Humber Estuary. *The Science of the Total Environment* 210-211:367-375.

Vaulot, D., N. Lebot, D. Marie y E. Fukai, 1996. Effect of phosphorus on the *Synechococcus* cell cycle in surface Mediterranean waters during summer. *Applied and Environmental Microbiology* 62(7):2527-2533.

WFD. Technical Report, 2007. Description of national methods included in the intercalibration (annex to Technical Report). Spain Member. Part 3. Coastal and Transitional.

http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eevai/library?l=/intercalibration_2/lastest_committee/coastal-transitional&vm=detailed&sb=Title. [Consulta: 07 de diciembre de 2007]

Capítulo 6.

6. Estableciendo límites de calidad ecológica.

6.1. INTRODUCCIÓN.

El principal objetivo de la DMA es proteger las aguas, tanto en cantidad como en calidad y garantizar que todas las masas de agua alcancen un buen estado en el horizonte del año 2015. Para ello una de las acciones clave en la DMA es realizar un ejercicio de intercalibración que asegure el buen estado ecológico y represente el mismo nivel de calidad ecológica en cualquier lugar de Europa (Anexo V, DMA). El ejercicio de intercalibración pretende asegurar que los límites de las clases ecológicas en todos los métodos de gestión de los estados miembros para los diferentes elementos de calidad biológica se correspondan con niveles comparables respecto a la alteración del ecosistema. Uno de los problemas para la determinación de los ecosistemas costeros evaluados ecológicamente como “high” es la identificación de parámetros clave (Costanza et al., 1997) que nos indiquen el grado de impacto humano o del estado ecológico (Crooks y Turner, 1999). Para esto, hay que determinar qué elementos del medio pueden ser utilizados como indicadores de calidad ecológica. Considerando los ecosistemas como un sistema dinámico abierto con múltiples estados de equilibrio (Holling, 1973), es necesaria una consolidación de gestión ecológica, ya que restablecer el estado ecológico adecuado cuando ya está deteriorado requiere intervenciones, que además de caras pueden ser radicales (Maler, 2000).

La elección de estos indicadores de calidad ecológica de los ecosistemas costeros no es una cuestión que surge a partir de DMA, sino que la valoración de los impactos causados por la eutrofización en aguas estuarinas y costeras ha sido una de las claves de la gestión ambiental (Painting et al., 2005). Siguiendo una aproximación previamente adoptada para aguas dulces (OECD, 1982), se establece el umbral para nutrientes y clorofila *a* para contrarrestar el fenómeno de la eutrofización (CSTT, 1994; CSTT, 1997; OSPAR, 2001; OSPAR, 2003). Nixon (1995) propuso una escala trófica basada en tasas de producción primaria con un límite de menos 300 gC/(m²·año) para los estados eutróficos. Más recientemente, conforme se han ido desarrollando herramientas de gestión como las descritas en Bricker et al. (1999); C.E.C. (2000); OSPAR (2005) y Painting et al. (2007), se enfatiza en cuán importante es establecer vínculos estrechos entre las causas y los efectos indirectos de la eutrofización. Según estos puntos de vista, la evaluación únicamente del enriquecimiento de nutrientes, no muestra por sí sola ninguna información si no se consideran las condiciones de referencia regionales en el grado de eutrofización (European Communities, 2005).

En el marco de la DMA, macroalgas, bentos, *Posidonia oceanica* y fitoplancton son las bases de la evaluación del estado ecológico para la clasificación de las aguas costeras. Las metodologías autorizadas por la DMA para organismos béticos están ya disponibles (Borja et al., 2003; Muxika et al., 2007; Simboura et al., 2005), pero la comparabilidad de los resultados de diferentes índices necesita mayores investigaciones (Labruno et al., 2006). Algunos índices de macrófitos béticos también han sido desarrollados (Orfanidis et al., 2001; Panayotidis et al., 2004; Mangialajo et al., 2007), aunque el papel de algunas macroalgas como especies sensitivas o bioindicadoras están aun por ser estudiadas (Borja, 2005). Respecto al fitoplancton, la mayoría de los métodos existentes están relacionados con la presencia de algas tóxicas (Richardson, 1997; Carstensen et al., 2005). No se encuentran procedimientos capaces de integrar el

campo de la biomasa con una alteración en la calidad del agua, que es lo que se pretende en el proceso de intercalibración de la DMA.

Entre los métodos propuestos recientemente, Andersen et al. (2004) proporciona diferentes clasificaciones (de “moderate” a “poor”) para el fiordo Roskilde en Dinamarca. Este sistema de clasificación está basado en el enriquecimiento de nitrógeno con respecto a unas paleoconcentraciones que se toman como medidas de referencia. Borja et al. (2004) proponen umbrales para la clorofila *a* y el número de blooms de fitoplancton que tienen lugar en el País Vasco. Painting et al. (2005) han criticado la sostenibilidad de los objetivos de Calidad Ecológica de la OSPAR (basados en niveles de nutrientes invernales, concentraciones de clorofila *a*, especies indicadoras de fitoplancton, concentraciones de oxígeno y cambios en las comunidades bentónicas) ya que la mayoría de los indicadores no se ajustan a los criterios recomendados por ICES (2001) para una buena métrica de calidad ambiental. En un esfuerzo por mejorar la evaluación del estado trófico en la línea de la DMA, Devlin et al. (2007) han propuesto recientemente una herramienta integradora basada en las concentraciones de nutrientes, la producción primaria y la concentración de oxígeno disuelto. Parten de la asunción de 13 μM para la concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en las aguas costeras de Reino Unido y aceptan una desviación del 50%, dando 20 μM como el límite de calidad para el estado ecológico “good”. Conforme a este planteamiento, cuando las concentraciones de NID superan 20 μM la clasificación está determinada por el valor de la producción primaria, tal que valores bajo el umbral de 300 $\text{gC}/(\text{m}^2\cdot\text{año})$ caracterizan el área en estado ecológico “good”, a pesar del exceso en la concentración de NID, mientras que valores mayores de 300 $\text{gC}/(\text{m}^2\cdot\text{año})$ clasifican la zona como “moderate” y requiere del análisis de los niveles de oxígeno. Concentraciones de oxígeno mayores de 5 mg/l confirman la clase “moderate”, mientras que concentraciones de oxígeno inferiores a 5 y a 2 mg/l sugieren clases ecológicas “poor” y “bad” respectivamente.

Este método representa un paso importante en el cumplimiento de los requisitos de la DMA. Sin embargo, la elección de los lugares de referencia basada sólo en la concentración de NID no se ciñe a lo propuesto en la DMA. Según Borja et al. (2004), las condiciones de referencia para un tipo de masa de agua deberían basarse en una descripción de los elementos de calidad biológica existentes o que deberían existir en un estado ecológico “high”.

El índice trófico TRIX, desarrollado por Volleinweider et al. (1998) para caracterizar las condiciones tróficas del agua de mar, es una combinación lineal de los logaritmos de cuatro variables (clorofila *a*, nitrógeno inorgánico disuelto, fósforo total y la desviación absoluta de la saturación de oxígeno). Este índice ha sido utilizado para evaluar variaciones espaciales y estacionales de estado trófico en el Adriático, en el Tirreno (Volleinweider et al., 1998; Giovanardi y Volleinweider, 2004; Artioli et al., 2005), en la laguna de Venecia (Bendoricchio y De Boni, 2005) y ha sido incluso adoptado por la legislación Italiana para la clasificación trófica de sus zonas costeras. Además, ha sido utilizado para la clasificación de las aguas eslovenas (UNEP, 2003), en el mar del Norte (EEA, 2001) y en el mar Negro (Moncheva et al., 2002; Parkhomenko et al., 2003).

El índice TRIX no cumple el proceso de clasificación propuesto por la DMA por dos razones: (a) Se basa en una escala trófica absoluta sin una normalización específica para las zonas de referencia en función de la tipología, (b) hace una “ex-ante-agregación” de elementos de calidad fisicoquímicos (oxígeno y nutrientes) y biológicos (clorofila *a*), en

lugar de una “ex-post-agregación” de evaluaciones separadas de los elementos de calidad ya descritos (Pettine et al., 2007).

En este capítulo se propone una metodología que permita una selección de las zonas de referencia para el fitoplancton en base a un conjunto de parámetros indicadores de la eutrofización, y la definición de las clases de estado ecológico para la clorofila *a* como parámetro de calidad. Se consideran para ello, además de los resultados de los seguimientos de clorofila *a*, los obtenidos para macroalgas, macroinvertebrados, *Posidonia oceanica* y los resultados obtenidos en el seguimiento ecológico en cuanto a nutrientes. De esta forma, la selección de las zonas de referencia cuando el fitoplancton es el elemento de calidad biológica, no solo considera el medio pelágico sino también la zona béntica.

Hay que considerar que, como se ha apuntado en el capítulo 1.2.4.1., el MedGIG considera diferentes opciones de las descritas en el documento guía No 6 (WFD CIS Working Group 2.5-Intercalibration, 2003) 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 (WFD CIS Working Group 2.5-Intercalibration, 2003): “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 podrán 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* (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 basadas en el conocimiento del fitoplancton de sus propios expertos. Todos ellos establecen las condiciones de referencia mediante la selección de las estaciones de estado ecológico “high” en sus programas de vigilancia.

6.2. MATERIAL Y MÉTODOS.

Para llevar a cabo el programa de seguimiento del estado ecológico, se divide el litoral costero valenciano en 15 masas de agua (figura 6.1) en función de zonas ecológicas e hitos geográficos. Apuntar que las masas portuarias fueron clasificadas en masas de aguas diferenciadas, 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 hacían necesario. Puesto que la masa de agua 6 corresponde a una zona portuaria (puerto de Sagunto) no va a ser considerada en este análisis.

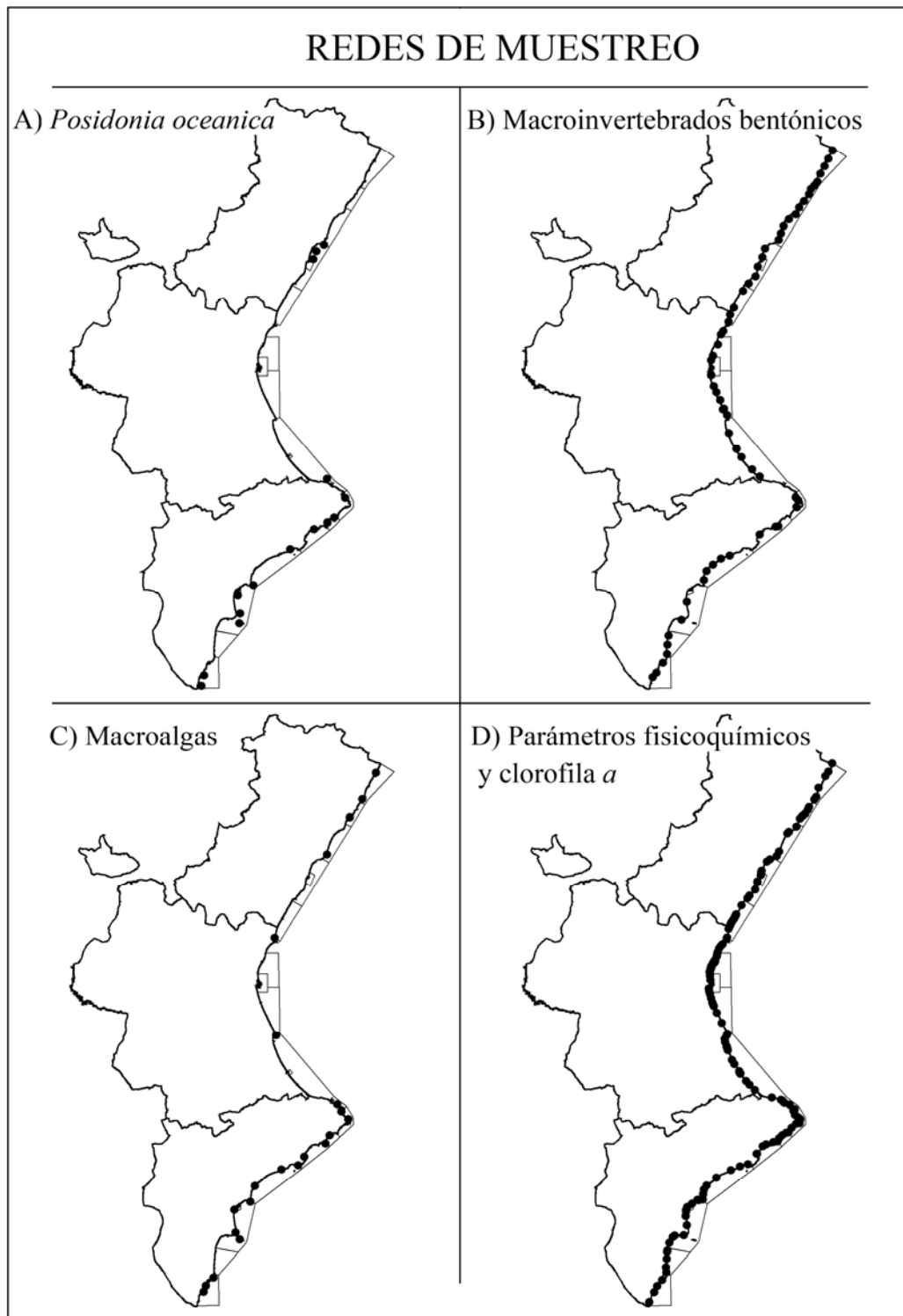


Figura 6.1. Situación de las estaciones de muestreo dentro de la Comunidad Valenciana para el seguimiento en el marco de la DMA de: A) *Posidonia oceanica*, B) macroinvertebrados bentónicos, C) macroalgas, D) parámetros físico-químicos y clorofila *a*.

6.2.1. ÁREA DE ESTUDIO.

El área objeto de estudio de este capítulo es el litoral de la Comunidad Valenciana, que ha sido analizado exhaustivamente en el capítulo 2.

6.2.2. METODOLOGÍA DE MUESTREOS.

6.2.2.1. *Posidonia oceanica*.

Los muestreos de *Posidonia oceanica* y la elaboración del informe de resultados han sido realizados por la Universidad de Alicante para la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda de la Comunidad Valenciana para la implantación de la DMA.

Durante los años 2005 y 2006 se muestrearon 15 localidades de la Comunidad Valenciana que se muestran en la figura 6.1. Se trabajó dentro de un rango de profundidad comprendido entre 13 y 16 m.

6.2.2.2. Macroalgas.

Los muestreos de macroalgas y la elaboración del informe de resultados han sido realizados por la Universidad de Alicante para la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda de la Comunidad Valenciana para la implantación de la DMA.

Las estaciones muestreadas a lo largo del año 2005 se muestran en la figura 6.1.

6.2.2.3. Macroinvertebrados bentónicos.

Los muestreos de macroinvertebrados y la elaboración del informe de resultados han sido realizados por la Universidad Católica de Valencia San Vicente Martir para la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda de la Comunidad Valenciana para la implantación de la DMA.

Se tomaron muestras en 22 estaciones a lo largo del litoral valenciano. La posición de estas estaciones se observa en la figura 6.1.

6.2.2.4. Nutrientes.

Este estudio se realiza con los resultados obtenidos en el programa de seguimiento mensual de las masas de agua costeras de la Comunidad Valenciana durante los años 2005 y 2006. El seguimiento ha sido realizado por la Universidad Politécnica de Valencia para la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda de la Comunidad Valenciana para la implantación de la DMA. Se muestrean un total de 100-110 estaciones de muestreo por campaña.

En cada punto de muestreo se toman muestras de agua subsuperficiales (10 cm de profundidad), 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 por efecto del oleaje, en las cuales no se distingue la línea de rompientes, se toma la muestra cuando la playa alcanza una profundidad de 1 m aproximadamente. Las muestras de agua se recogen en botellas de 2 litros de polietileno de alta densidad y son mantenidas a baja temperatura hasta su llegada al laboratorio que nunca se realiza en un tiempo superior a 12 horas.

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). Para la determinación del fósforo total 100 mL de muestra se transvasaron a botellas de plástico y se conservaron a -20 °C. Para la determinación de clorofilas, 800 mL de muestra son filtrados a través de filtros de acetato de celulosa de 0.45 µm (Millipore HAWP de 47 mm de diámetro) y estos filtros se almacenan a -20 °C hasta su posterior análisis, mientras que la salinidad, la concentración de amonio,

nitrito, nitrato, fósforo soluble reactivo y ácido ortosilícico se determina del filtrado obtenido.

Para la determinación de la clorofila *a* se utiliza el método tricromático basado en espectroscopía visible con un espectrofotómetro Perkin Elmer lambda 35. 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 determinó 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 los pigmentos. Para los cálculos de la concentración se utilizaron las ecuaciones de Jeffrey y Humprey (1975).

La salinidad es medida con un conductímetro de inducción salinometer Portasal guildline 8410A, calibrado con los patrones adecuados (I.A.P.S.O. Standard Seawater, Ocean Scientific International, Ltd, K15= 0,99986, S= 34,995).

Los análisis de nutrientes fueron hechos con un autoanalizador de flujo continuo segmentado por aire, Alliance Instruments Integral Futura. Los métodos usados son los descritos por Treguer y Le Corre (1975), teniendo en cuenta las consideraciones hechas por Kirkwood et al. (1991) y Parsons et al. (1984). La optimización del equipo se llevó a cabo siguiendo las teorías de Coakley (1981). Para todos los métodos se utilizan reactivos de grado analítico suprapur y P.A. Del mismo modo, se utiliza agua milli-Q obtenida con un equipo de purificación de agua Milli-Q 185 Plus.

6.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

6.3.1. POSIDONIA OCEANICA COMO ELEMENTO DE CALIDAD.

Según el informe realizado para la DMA utilizando las praderas de *Posidonia oceanica* como elemento de calidad biológica se han podido valorar 10 de las masas de agua definidas para la Comunidad Valenciana (tabla 6.1).

Es de destacar que en algunas masas de agua no se poseen los datos necesarios que permitan valorar su estado ecológico (1, 2, 5, 7, 8, norte de la 9 y 15), debido a la desaparición de sus praderas (como se ha constatado en las localidades de Almassora y La Pobla de Farnals) o a que nunca se han hallado presentes en dichas zonas, por lo que la forma de valorar dichas masas de agua sería empleando el resto de bioindicadores que establece la Directiva.

Tipología	Masa de agua	<i>Posidonia oceanica</i>	Tipología	Masa de agua	<i>Posidonia oceanica</i>
Tipo II	1	SIN DATO	Tipo III	10	GOOD
	2	SIN DATO		11	HIGH
	3	GOOD		12	GOOD
	4	MODERATE		13	HIGH
	5	SIN DATO		14	MODERATE
	7	SIN DATO			HIGH
	8	SIN DATO		15	SIN DATO
	9	SIN DATO		16	GOOD
		GOOD			

Tabla 6.1. Estado ecológico de las masas de agua de la Comunidad Valenciana utilizando las praderas de *Posidonia oceanica* como elemento biológico de calidad.

6.3.2. MACROALGAS COMO ELEMENTO DE CALIDAD.

Según el informe realizado para la DMA utilizando las macroalgas como indicador de la calidad ecológica se han podido valorar 13 de las 15 masas de agua de la Comunidad Valenciana, obteniéndose los resultados expuestos en la tabla 6.2.

Tipología	Masa de agua	Macroalgas	Tipología	Masa de agua	Macroalgas
Tipo II	1	HIGH	Tipo III	10	HIGH
	2	GOOD		11	HIGH
	3	HIGH		12	HIGH
	4	GOOD		13	HIGH
	5	SIN DATO		14	MODERATE
	7	SIN DATO			HIGH
	8	SIN DATO		15	SIN DATO
	9	SIN DATO		16	HIGH
	GOOD				

Tabla 6.2. Estado ecológico de las masas de agua de la Comunidad Valenciana utilizando macroalgas como elemento biológico de calidad.

6.3.3. MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS COMO ELEMENTO DE CALIDAD.

La tabla 6.3 muestra los resultados obtenidos en la valoración del estado ecológico de las masas de agua de la Comunidad Valenciana utilizando los macroinvertebrados como elemento biológico de calidad.

Tipología	Masa de agua	Macroinvertebrados bentónicos	Tipología	Masa de agua	Macroinvertebrados bentónicos
Tipo II	1	HIGH	Tipo III	10	HIGH
	2	HIGH		11	GOOD
	3	GOOD		12	HIGH
	4	GOOD		13	GOOD
	5	HIGH		14	GOOD
	7	GOOD			HIGH
	8	GOOD		15	GOOD
	9	HIGH		16	GOOD

Tabla 6.3. Estado ecológico de las masas de agua de la Comunidad Valenciana utilizando macroinvertebrados bentónicos como elemento biológico de calidad.

6.3.4. NUTRIENTES Y CLOROFILA A COMO ELEMENTO DE CALIDAD.

En este apartado se va a relacionar los resultados obtenidos en los parámetros analizados con las posibles presiones antrópicas que actúan en el área geográfica en estudio. Las presiones antrópicas son: fuentes de contaminación puntual, fuentes de contaminación difusas y alteraciones morfológicas.

En este ecosistema acuático litoral cualquier tipo de presión antrópica puede afectar a una amplia zona litoral (respecto a la salinidad, nutrientes y clorofila *a*) y el área de influencia de una presión puede variar tanto en dimensión como en ubicación, en función de las condiciones hidrodinámicas y meteorológicas en el ecosistema receptor. Por ello, se hace bastante difícil relacionar los resultados obtenidos en una única estación con las posibles presiones antrópicas que pueden actuar en el área geográfica

donde se ubica. Así, en este caso se estudiarán y relacionarán exclusivamente los resultados obtenidos por masa de agua.

Tal y como se indica en el documento de Presiones-Impactos-Riesgos (GVA, 2009. Documento IMPRESS), las presiones antrópicas por fuentes de contaminación puntual se considerarán como significativas cuando la carga vertida al mar por las diferentes fuentes puntuales que existan en una masa sea mayor de 25 T anuales de fósforo. Se considera este nutriente y no el nitrógeno, debido a que en nuestra zona costera es el fósforo el nutriente limitante. Para valorar la presión por fuentes de contaminación puntual, se han calculado los aportes de fósforo total con datos provenientes de emisarios submarinos. Debido a la amplia red de acequias existente en el litoral valenciano, se hace difícil estimar las cargas de fósforo total provenientes de las mismas.

En la tabla 6.4 se muestran las cargas de fósforo total provenientes de emisarios submarinos, los P90 de los parámetros fisicoquímicos (amonio, nitrito, nitrato, nitrógeno inorgánico disuelto, fósforo soluble reactivo, fósforo total y ácido ortosilícico) y los P90 de la clorofila *a* obtenidos a lo largo de 2 años en el seguimiento mensual para las 15 masas de agua de las costas de la Comunidad Valenciana, pero considerando sólo en el análisis estadístico aquellas muestras que representan el campo lejano, ya que nuestro objetivo, como se ha explicado en el capítulo anterior, es valorar el efecto de la influencia continental.

Tipología	Masas de agua	Carga PT (ton/año)	P90 NH4 (µM)	P90 NO2 (µM)	P90 NO3 (µM)	P90 NID (µM)	P90 PSR (µM)	P90 PT (µM)	P90 Si (µM)	P90 Chl <i>a</i> (mg/m ³)
Tipo II	1	120	1,4	0,58	13,2	14,4	0,17	0,63	6,2	2,58
	2	5	0,7	0,25	6,4	6,7	0,14	0,43	3,0	2,64
	3	14	1,5	0,46	6,7	7,3	0,08	0,44	2,7	1,89
	4	15	2,8	0,32	8,5	10,4	0,05	0,48	2,9	3,28
	5	5	2,5	0,40	12,1	14,5	0,08	0,58	3,2	4,04
	7	21	1,5	1,17	30,4	32,9	0,02	0,45	3,1	3,76
	8		1,9	0,40	6,9	9,3	0,21	0,66	3,4	4,13
	9	15	1,4	0,33	7,1	8,5	0,13	0,74	3,2	4,38
Tipo III	10		0,9	0,15	4,5	6,1	0,20	0,58	2,0	1,51
	11	2	0,5	0,19	5,7	5,8	0,16	0,47	3,0	1,65
	12	4	0,6	0,19	5,7	5,9	0,18	0,62	2,9	1,79
	13		1,0	0,22	8,8	9,2	0,14	0,45	3,7	1,96
	14	15	2,1	0,30	5,9	7,4	0,18	0,95	3,2	4,94
	15		1,3	0,22	4,0	5,3	0,12	0,52	2,7	3,20
	16		1,3	0,33	7,9	9,7	0,12	0,58	2,2	3,28

Tabla 6.4. Percentil 90 normalizado de amonio, nitrito, nitrato, NID, PSR, PT, ácido ortosilícico (µM) y clorofila *a* (mg/m³) obtenidos a lo largo de 2 años en el seguimiento mensual para las muestras con salinidades superiores a 37,5 g/kg, en las 15 masas de agua costera de la Comunidad Valenciana y una estimación para cada masa de agua de los aportes de PT con datos provenientes de emisarios submarinos.

Las presiones antrópicas por fuentes de contaminación difusa provienen básicamente de los aportes agrícolas, del nitrato derivado de los NOx de las distintas fuentes de combustión y de las emisiones de los aditivos de las pinturas de los cascos como una emisión difusa en los puertos. Pero en nuestro litoral mediterráneo es el fósforo y no el nitrógeno el elemento limitante de la población fitoplanctónica y las masas portuarias están fuera del objeto de estudio de esta tesis.

Las presiones antrópicas por alteraciones morfológicas se han considerado teniendo en cuenta exclusivamente la antropización de la morfología costera (la longitud de costa antropizada). No se ha tenido en cuenta la regeneración de playas debido a 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 está realizando extracciones de arenas en los fondos marinos o en las playas del litoral de la Comunidad Valenciana, tampoco se ha tenido en cuenta la extracción de arenas como presión antrópica significativa.

Masa 1. Límite norte Comunidad Valenciana-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.

La carga de PT vertida a esta masa de agua se ha estimado en aproximadamente 120 T/año, que afecta como vemos a las concentraciones de PT, ya que presenta una de las concentraciones mayores de PT en las masas de agua tipo II.

Presenta, para las muestras mayores de 37,5 g/kg, el P90 de Si más elevado en su tipología y uno de los más elevados para el NID (tras las masas 7 y 5).

Pero a pesar de esta carga de PT vertida y de los elevados valores en NID y Si, el P90 de clorofila *a*, para las muestras del campo lejano, es de 2,58 mg/m³.

Masa 2. Sierra de Irta

En esta masa, que comprende los municipios de parte del 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 Chocolatero. Además contamos con la existencia del puerto deportivo las Fuentes.

La carga de PT vertida a esta masa de agua se ha estimado en aproximadamente 5 T/año, por lo que se considera que no existe ninguna presión antrópica significativa.

Presenta, para las muestras mayores de 37,5 g/kg, los P90 de amonio, nitrito, nitrato, NID y PT menores en su tipología y muy bajos para la sílice.

Aún así presenta en el campo lejano un P90 de clorofila *a* ligeramente superior (2,64 mg/m³) que en la masa de agua anterior, demostrando como ya se ha dicho en el apartado anterior que hay que valorar la capacidad de dilución del medio receptor.

Masa 3. Sierra de Irta-Cabo de Oropesa

En esta masa, que comprende los municipios de Alcalà de Xivert (en parte), Torreblanca, Cabanes y Oropesa del Mar (en parte), 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 (también llamado río de “Les Coves”). Además contamos con la existencia del puerto deportivo de Oropesa.

La carga de PT vertida a esta masa de agua se ha estimado en aproximadamente 14 T/año, por lo que se considera que no existe ninguna presión antrópica significativa.

En esta masa de agua los P90 de NID y PT son unos de los más bajos en su tipología, mientras que el de ácido ortosilícico es el menor en su tipología. Todo ello hace que el P90 de clorofila *a* sea el menor con un valor de 1,89 mg/m³.

Masa 4. Cabo de Oropesa-Burriana

En esta masa que comprende los municipios de Oropesa del Mar (en parte), 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 y la presencia de una refinería.

La carga de PT vertida a esta masa de agua se ha estimado en aproximadamente 15 T/año, por lo que se consideraría que desde el punto de vista del fósforo no existe ninguna presión antrópica significativa.

En esta masa de agua los P90 del NID y PT en las muestras del campo lejano, son bastante bajos en su tipología, sin embargo presenta el percentil de amonio mayor. Esto, la presencia del puerto de Sagunto y la refinería, se ve reflejado en los percentiles de clorofila *a*, que alcanzan valores en esta masa de agua de 3,28 mg/m³ en el campo lejano.

Masa 5. Burriana-Canet

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

La carga de PT vertida a esta masa de agua se ha estimado en aproximadamente 5 T/año, por lo que se considera que no existe ninguna presión antrópica significativa.

Esta masa de agua posee P90 de la mayoría de los nutrientes elevados, al situarse en la salida de la marjal de Almenara la influencia continental es mayor. Esto se refleja en el percentil 90 de clorofila *a* en el campo lejano (4,04 mg/m³). Como ya se ha comentado en el capítulo anterior, el análisis del campo lejano muestra en esta zona que el sistema presenta menor capacidad de asumir/diluir las cargas continentales.

Masa 7. Costa norte de Valencia

En esta masa, que comprende los municipios de El Puig, Poble 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, Brazo del Medio, 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 Saplaya.

La carga de PT vertida a esta masa de agua se ha estimado en aproximadamente 21 T/año, por lo que se consideraría que no existe ninguna presión antrópica significativa.

El P90 para el NID en el campo lejano es el mayor, pero los valores para el PSR y PT son los más bajos, con lo que, por ser el fósforo el nutriente limitante en el Mediterráneo, el P90 de clorofila *a* no es muy elevado (3,76 mg/m³).

Hay que apuntar que de las 6 estaciones que existen en esta masa de agua, la estación “Playa al norte del barranco del Carraixet” es la que destaca de las restantes, pues suele tener menores valores de salinidad, y las mayores concentraciones de todos los nutrientes. Esta estación parece estar influida claramente por el barranco del Carraixet. Sin embargo al estudiar solo el efecto y no la influencia continental directa, este aspecto no es tan relevante.

Masa 8. Puerto de Valencia-Cabo de Cullera

En esta masa, que comprende los municipios de parte del de Valencia, 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 Llorenzo. Además contamos con la existencia de la dársena del Perelló.

Presenta en el campo lejano el segundo P90 más alto para el PT y para el PSR, aunque son bastante bajos los de las formas nitrogenadas. La proximidad a las golas de la Albufera, con su alta carga en nutrientes a lo largo del año, como se ha podido estudiar en el capítulo anterior provoca el crecimiento del fitoplancton. El P90 de clorofila *a* (4,13 mg/m³) es uno de los mayores.

Masa 9. Cabo Cullera- Cabo de San Antonio

En esta masa, que comprende los municipios de parte del de Cullera, Tavernes de la Valldigna, Xeraco, Gandia, Daimús, Guardamar, Bellreguard, Miramar, Piles, Oliva, Denia, Els Poblets y Javea (en parte), 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, río Júcar, 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 del puerto de Cullera y de la dársena de Oliva.

Esta masa de agua posee la masa “Puerto de Gandia” y en su parte sur la masa “Puerto de Denia”. Así, a pesar de que la carga de PT vertida a esta masa de agua se ha estimado en aproximadamente 15 T/año, al ser una masa que rodea a dos masas portuarias recibe gran parte de los aportes de los puertos, y esto queda patente en los altos valores de los P90 para los nutrientes y por supuesto la clorofila *a*.

Presenta en el campo lejano el P90 de PT más elevado en su tipología, con un valor de 0,74 μM, uno de los P90 más elevados para el ácido ortosilícico y PSR, aunque los P90 para los compuestos nitrogenados no son elevados. Estos valores tan elevados para el PT se ven reflejados en los valores del P90 de la clorofila *a*, que para esta masa de agua en el campo lejano alcanza valores de 4,38 mg/m³.

Masa 10. Cabo San Antonio-Punta de Moraira

Esta masa de agua y hasta el sur de Alicate pertenece a la tipología III, es decir, son masas de agua donde la influencia continental es muy baja, en general en esta tipología al ser menor la influencia continental, el rango de valores para los P90 de los nutrientes y la clorofila *a* es menor que en las masas de tipo II.

En esta masa 10, 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.

La carga de PT vertida a esta masa de agua no ha podido estimarse, por falta de datos, lo que nos impide poder relacionar nuestros resultados con las posibles presiones antrópicas provenientes de fuentes puntuales.

Presenta P90 mínimo para el nitrito y muy bajo para el PT, y esto se ve reflejado en el valor del P90 para la clorofila *a*, que es el menor de las masas de agua de esta tipología (1,51 mg/m³).

Masa 11. Punta de Moraira-Peñon 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”.

La carga de PT vertida a esta masa de agua se ha estimado en aproximadamente 2 T/año, por lo que se considera que no existe ninguna presión antrópica significativa.

Esta masa de agua presenta en el campo lejano los P90 para el amonio, el NID y el PT de los más bajos en su tipología y esto se ve reflejado en el P90 para la clorofila *a* que es bajo (1,65 mg/m³).

Masa 12. Peñon 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.

La carga de PT vertida a esta masa de agua se ha estimado en aproximadamente 4 T/año, por lo que se considera que no existe ninguna presión antrópica significativa.

Esta masa de agua presenta en el campo lejano, los P90 muy bajos para los compuestos nitrogenados, pero ligeramente superiores en el PT y PSR, ésto tiene su reflejo en un ligero aumento en los valores del P90 de la clorofila *a* (1,79 mg/m³).

Masa 13. Punta de les Caletes- Cabo Huertas

En esta masa, que comprende los municipios de parte del de Benidorm, Finestrat, Villajoyosa y parte del de El Campello y Alicante. 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, río Torres, barranco de Cala Amerador y río Montnegre. Además contamos con la

existencia de la dársena La Illeta. Además contamos con la existencia del puerto de Benidorm, puerto de la Villajoyosa y puerto Llop Mari.

La carga de PT vertida a esta masa de agua, y por tanto la presión antrópica proveniente de fuentes puntuales, no ha podido estimarse por falta de datos.

Esta masa de agua presenta en el campo lejano el P90 mayor para el ácido ortosilícico, los P90 para los compuestos nitrogenados son bastante altos, pero bajos en el PSR y el menor en su tipología para el P90 del PT. Presenta valores en clorofila *a* que son bajos pero ligeramente superiores a los de las masas de agua anteriores (1,96 mg/m³).

Masa 14. Cabo Huertas- Guardamar del Segura

En esta masa, que comprende los municipios de parte del de Alicante, Elche y Santa Pola, 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, del puerto de Santa Pola y puerto de Tabarca. Aunque el puerto de Alicante forma una masa de agua diferente, la masa 14 engloba la del puerto y por esto se ve afectada.

La carga de PT vertida a esta masa de agua se ha estimado en aproximadamente 15 T/año, por lo que se consideraría que desde el punto de vista del fósforo no existe ninguna presión antrópica significativa.

Por su proximidad al puerto de Alicante, entre otras causas, esta masa de agua presenta en su campo lejano el P90 mayor para amonio y PT, y uno de los mayores para PSR, NID y nitrito, esto se ve reflejado en su calidad ambiental, ya que presenta el mayor P90 de la clorofila *a*, alcanzando 4,94 mg/m³.

Masa 15. Guardamar del Segura-Cabo Cervera

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

La carga de PT vertida a esta masa de agua, no ha podido estimarse por falta de datos.

A pesar de la desembocadura del río Segura, presenta dentro de su tipología y en el campo lejano, valores para el P90 mínimos tanto para el NID como para el nitrato y muy bajos tanto para el PSR como el PT. Esto se ve reflejado en el P90 para la clorofila *a* que alcanza en esta masa de agua un valor de 3,20 mg/m³.

Masa 16. Cabo Cervera- Límite sur Comunidad Valenciana

En esta masa, que comprende los municipios de parte del de Torreveja, 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 Torreveja, dársena de Cabo Roig, dársena de Dehesa de Campoamor y dársena de Torre de la Horadada.

La carga de PT vertida a esta masa de agua, y por tanto la presión antrópica proveniente de fuentes puntuales, no ha podido estimarse por falta de datos.

Esta masa de agua presenta dentro de su tipología y en el campo lejano valores del P90 máximos para el nitrito y sobre todo el NID. Con un valor de 3,28 mg/m³ en el P90 para la clorofila *a*.

6.3.5. SELECCIÓN DE LAS ZONAS DE REFERENCIA.

En este apartado se propone la selección de las zonas de referencia para la clorofila *a* como parámetro indicador a través del análisis integrado de los resultados de *Posidonia oceanica*, macroalgas, macroinvertebrados bentónicos, nutrientes y clorofila *a*. Para ello elaboramos una tabla con todos los resultados obtenidos, donde se colorea en gris oscuro los valores mínimos absolutos para cada parámetro físico químico y clorofila *a*, en cada masa de agua y en gris más claro los valores menores o muy próximos al mínimo.

Masa de agua	Tipo II	Tipo III	<i>Posidonia oceanica</i>	Macroalgas	Macroinvertebrados bentónicos	P90 (NH4) μM		P90 (NO2) μM		P90 (NO3) μM		P90 (NH4) μM		P90 (PSTR) μM		P90 (PT) μM		P90 (SI) μM		P90 (Chl <i>a</i>) mg/m^3	
						1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1	SIN DATO		SIN DATO	HIGH	HIGH	1,4	0,58	13,2	14,4	0,17	0,63	6,2	2,58								
2	SIN DATO		SIN DATO	GOOD	HIGH	0,7	0,25	6,4	6,7	0,14	0,43	3,0	2,64								
3	GOOD		GOOD	HIGH	GOOD	1,5	0,46	6,7	7,3	0,08	0,44	2,7	1,89								
4	MODERATE		MODERATE	GOOD	GOOD	2,8	0,32	8,5	10,4	0,05	0,48	2,9	3,28								
5	SIN DATO		SIN DATO	SIN DATO	HIGH	2,5	0,40	12,1	14,5	0,08	0,58	3,2	4,04								
7	SIN DATO		SIN DATO	SIN DATO	GOOD	1,5	1,17	30,4	32,9	0,02	0,45	3,1	3,76								
8	SIN DATO		SIN DATO	SIN DATO	GOOD	1,9	0,40	6,9	9,3	0,21	0,66	3,4	4,13								
9	SIN DATO		SIN DATO	SIN DATO	HIGH	1,4	0,33	7,1	8,5	0,13	0,74	3,2	4,38								
10	GOOD		GOOD	HIGH	HIGH	0,9	0,15	4,5	6,1	0,20	0,58	2,0	1,51								
11	HIGH		HIGH	HIGH	GOOD	0,5	0,19	5,7	5,8	0,16	0,47	3,0	1,65								
12	GOOD		GOOD	HIGH	HIGH	0,6	0,19	5,7	5,9	0,18	0,62	2,9	1,79								
13	HIGH		HIGH	HIGH	GOOD	1,0	0,22	8,8	9,2	0,14	0,45	3,7	1,96								
14	MODERATE		MODERATE	MODERATE	GOOD	2,1	0,30	5,9	7,4	0,18	0,95	3,2	4,94								
15	SIN DATO		SIN DATO	SIN DATO	HIGH	1,3	0,22	4,0	5,3	0,12	0,52	2,7	3,20								
16	GOOD		GOOD	HIGH	GOOD	1,3	0,33	7,9	9,7	0,12	0,58	2,2	3,28								

Tabla 6.5. Estado ecológico de las masas de agua utilizando *Posidonia oceanica*, macroalgas y macroinvertebrados bentónicos como elemento biológico de calidad y los P90 de los parámetros químicos (μM) y clorofila *a* (mg/m^3) obtenidos a lo largo de 2 años en el seguimiento mensual para las muestras con salinidades superiores a 37,5 g/kg, en las 15 masas de agua costera de la Comunidad Valenciana.

Una vez estimadas las cargas procedentes del continente, analizada la inexistencia o presencia poco significativa o no de emisarios, dársenas, ríos, acequias y elementos del medio que afecten a la calidad de las aguas, calculados los percentiles 90 de los parámetros fisicoquímicos disponibles y de la clorofila *a* y analizados los resultados disponibles del resto de indicadores biológicos de calidad en cada una de las masas de agua de la Comunidad Valenciana seleccionamos las masas 3 y 11 como “masas de referencia” para el fitoplancton en las tipologías II y III respectivamente.

Una vez seleccionadas las “masas de referencia” para cada tipología tras un análisis completo de presiones e impactos que se ha resumido en el párrafo anterior, analizamos cada una de las estaciones que las componen, para seleccionar las “zonas de referencia”. Para ello se siguen las directrices expuestas en la guía de calidad de agua continental y costera australiana desarrollada por el gobierno ambiental Australiano y Neocelandés (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC, 2001) y adaptadas por la guía de calidad de aguas de Queensland (QEPA, 2001) y Moss et al. (2005) para la calificación ecológica estuarina. Esta guía sugiere el uso del P20, P50 y el P80 para la calificación ecológica.

Analizamos estos valores (P20, P50 y P80 de la clorofila *a*) y los representamos gráficamente mediante diagramas de cajas (figura 6.2) junto con el P10 y P90 para cada una de las estaciones que componen las masas de referencia en los tipos de agua presentes en la Comunidad Valenciana. Para el tipo IIA, la masa de referencia es la 3, compuesta por las estaciones DP12, DP16 y DP18. Para el tipo III, la masa de referencia es la 11 y está compuesta por las estaciones DP82, DP84 y DP86. Observando la figura 6.2 vemos como los valores más bajos de estas variables y su menor dispersión aparecen en las estaciones DP18 y DP84 respectivamente. Estas son las estaciones seleccionadas como zonas de referencia para cada masa de agua.

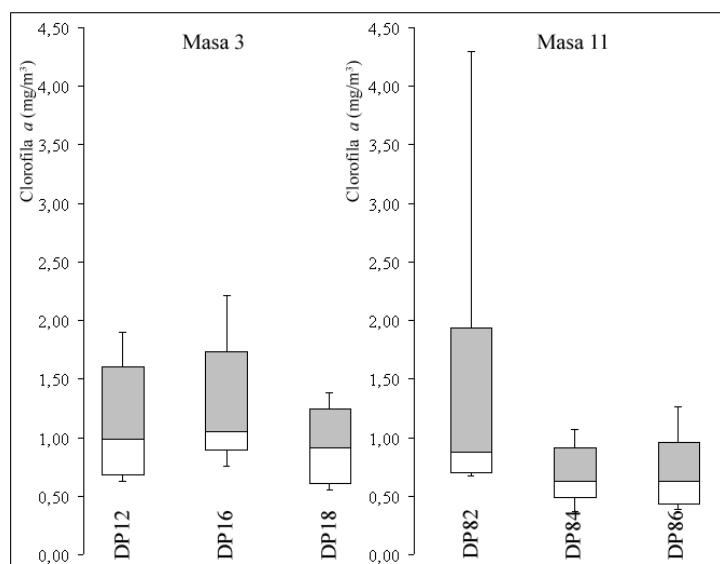


Figura 6.2. Diagramas de cajas elaborados con el P10, P20, P50, P80 y P90 de las concentraciones de clorofila *a* para cada una de las estaciones que pertenecen a las masas de agua de referencia de las dos tipologías presentes en la Comunidad Valenciana, con las muestras cuya salinidad es mayor de 37,5 g/kg.

6.3.6. CALIFICANDO ECOLÓGICAMENTE LAS MASAS DE AGUA DE LA COMUNIDAD VALENCIANA.

En este apartado se califican las diferentes masas de agua mediante la metodología propuesta por ANZECC (2001) y adaptada por QEPA (2001) y Moss et al. (2005) para la calificación ecológica estuarina, por la que la calificación ecológica de cada masa de

agua para los indicadores físico-químicos, queda determinada por la posición de la mediana (P50) de la misma, respecto al rango de valores formados por el P20 y el P80 obtenidos con los datos de las zonas de referencia. Si la mediana de una masa de agua se sitúa dentro del rango de valores formado por el P20 y P80 de la zona de referencia, esta masa de agua se califica como “high”, si la mediana es superior al P80 de la zona de referencia, pero el P20 es inferior e éste, se califica como “good”, si por el contrario, el P20 de la masa de agua se sitúa por encima del P80 de la zona de referencia ésta se clasifica como “moderate/poor/bad”. No se hace distinción entre estas 3 categorías, porque el objetivo final de la DMA es obtener una calificación ecológica “good” para todas las masas de agua, con lo que para cualquiera de estas tres clasificaciones hay que desarrollar medidas correctoras que mejoren la calidad de las masas de agua. Así que sólo considera necesario establecer el límite entre H/G y G/M. Una forma fácil de visualizar la posición de la mediana en el rango de valores formado por el P20 y P80 de los valores en las zonas de referencia, es la elaboración de un diagrama de cajas para cada masa de agua. Representando además, el P10 y P90 se observa la variabilidad del parámetro indicador en cada masa.

Hay que apuntar que estas directrices indican que para la evaluación ambiental de las diferentes masas de agua es necesario utilizar series temporales largas, con un mínimo de 2 años de muestreos mensuales, aunque es preferible series temporales de 5 ó 10 años de datos mensuales. De esta forma se obtiene una buena estimación de diversos parámetros estadísticos y de la variabilidad natural, es decir, del grado de desviación que puede ser tolerado por el ecosistema.

La figura 6.3. muestra los diagramas de cajas obtenidos con el P10, P20, P50, P80 y P90 de las concentraciones de clorofila *a* en los muestreos mensuales llevados a cabo en los años 2005 y 2006, considerando aquellas muestras situadas en el campo lejano (es decir, cuya salinidad es superior a 37,5 g/kg), para cada una de las 15 masas de agua costeras en las que se ha dividido la costa de la Comunidad Valenciana y las zonas de referencia seleccionadas en cada tipología (DP18 en el tipo IIA y DP 84 en el tipo III)

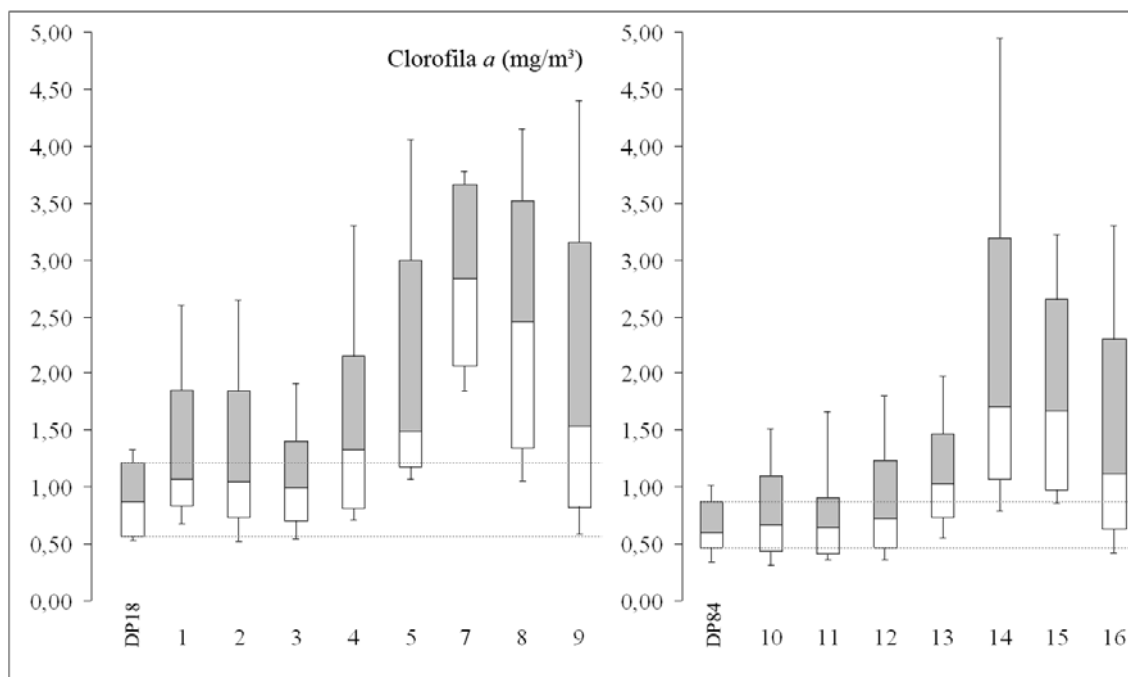


Figura 6.3. Diagramas de cajas elaborados con el P10, P20, P50, P80 y P90 de las concentraciones de clorofila *a* para cada una de las 15 masas de agua, con las muestras cuya salinidad es mayor de 37,5 g/kg en las 2 tipologías existentes en la Comunidad Valenciana.

La tabla 6.6 muestra la calificación de las masas de agua de la Comunidad Valenciana utilizando esta metodología (ANZECC, 2001; QEPA 2001; Moss et al., 2005):

	Masas de agua	CALIFICACIÓN ECOLÓGICA
Tipo II	1	HIGH
	2	HIGH
	3	HIGH
	4	GOOD
	5	GOOD
	7	MODERATE/POOR/BAD
	8	MODERATE/POOR/BAD
	9	GOOD
Tipo III	10	HIGH
	11	HIGH
	12	HIGH
	13	GOOD
	14	MODERATE/POOR/BAD
	15	MODERATE/POOR/BAD
	16	GOOD

Tabla 6.6. Calificación de las masas de agua de la Comunidad Valenciana utilizando la metodología propuesta.

Para la tipología II:

En las masas de agua 1, 2 y 3, la mediana se sitúa dentro del rango de valores formado por el P20 y P80 de la estación DP18 (zona de referencia para la tipología II), por lo que su estado ecológico es “high”.

En las masas de agua 4, 5 y 9 la mediana es superior al P80 de la zona de referencia y el P20 está entre el P20-P80 de la zona de referencia. Estas masas se califican con un estado ecológico “good”.

Las masas 7 y 8 presentan la mediana y el P20 superiores al P80 de la zona de referencia, con lo que su estado ecológico es “moderate” o una calificación inferior. Este resultado es razonable por su proximidad al puerto de Valencia, la presencia del barranco de Carraixet y la dársena Port Saplaya

De hecho, las masas 7 y 8 son las más próximas a las grandes zonas portuarias de la Comunidad Valenciana y son las dos masas de agua cuyo P20 y mediana son mayores.

Para la tipología III:

En las masas de agua 10, 11 y 12, la mediana se sitúa dentro del rango de valores formado por el P20 y P80 de la zona de referencia DP84, por lo que su estado ecológico es “high”.

En las masas de agua 13 y 16 la mediana es superior al P80 de la zona de referencia y el P20 está entre el P20-P80 de la zona de referencia. El estado ecológico de estas masas de agua es “good”.

Las masas 14 y 15 presentan la mediana y el P20 superiores al P80 de la zona de referencia, con lo que su estado ecológico es “moderate” o una calificación inferior. Esto es razonable debido a su proximidad al puerto de Alicante, al de Guardamar y a la desembocadura del río Segura.

6.3.7. CALCULANDO EQRs.

Una vez calificadas las masas de agua de la Comunidad Valenciana, en este apartado se van a determinar los EQRs que definen los límites de clase ecológica, debido a que la DMA estipula la obligación de fijarlos.

Como se ha comentado en el apartado anterior, la calificación ecológica se ha determinado teniendo en cuenta los P20 y P50 de las masas de agua y comparándolos con el P80 de la zona de referencia. Para conseguir unos EQRs debemos por tanto intentar reducir nuestros parámetros de comparación a un único valor. Para ello se realiza un análisis de componentes principales, que nos reduce estas dos variables (P20 y P50) a un solo componente extraído.

Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 6.7. Para cada tipología se obtiene un único componente que nos explica el 96,90 y el 99,03% de la varianza para las masas tipo IIA y para las de tipo III, respectivamente. Así, el peso de cada variable en la componente extraída nos permitirá obtener un solo valor como combinación lineal del P20 y el P50.

Para tipo IIA la ecuación para calcularlo sería $0,986 \cdot P20 + 0,986 \cdot P50$, mientras que para tipo III sería $0,995 \cdot P20 + 0,995 \cdot P50$

Tipología:	Tipo II		Tipo III	
Matriz de componentes		Componente Tipo II		Componente Tipo III
	P20	0,986	P20	0,995
	P50	0,986	P50	0,995
Varianza explicada:	96,90		99,03	

Tabla 6.7. Matriz de componentes obtenida en el análisis de componentes principales realizados con las variables P20 y P50 de cada masa de agua y la zona de referencia en cada tipología.

Así, con ambas ecuaciones podemos obtener el peso de cada masa en ese componente, sin más que sustituir los P20 y P50 respectivos en dichas ecuaciones, obteniéndose los resultados que se muestran en la tabla 6.8. Por lo tanto para calcular los EQRs sólo nos queda dividir estos pesos por el obtenido en nuestra zona de referencia (DP18 para tipo IIA y DP84 para tipo III), tal y como se muestra en la figura 6.4.

Tipo II					Tipo III				
Masa	P20 Chl <i>a</i> mg/m ³	P50 Chl <i>a</i> mg/m ³	Peso en el componente	EQR	Masa	P20 Chl <i>a</i> mg/m ³	P50 Chl <i>a</i> mg/m ³	Peso en el componente	EQR
1	0,83	1,07	1,87	0,76	10	0,44	0,67	1,10	0,96
2	0,73	1,05	1,75	0,81	11	0,41	0,64	1,04	1,01
3	0,69	0,99	1,66	0,86	12	0,46	0,72	1,18	0,89
4	0,82	1,32	2,10	0,68	13	0,73	1,02	1,75	0,60
5	1,18	1,49	2,63	0,54	14	1,07	1,70	2,75	0,38
7	2,06	2,83	4,81	0,30	15	0,97	1,67	2,63	0,40
8	1,34	2,45	3,74	0,38	16	0,64	1,12	1,74	0,60
9	0,82	1,53	2,31	0,61	DP84	0,46	0,60	1,05	1,00
DP18	0,57	0,87	1,42	1,00					

Tabla 6.8. P20, P50, peso en el componente extraído y EQR para cada masa de agua.

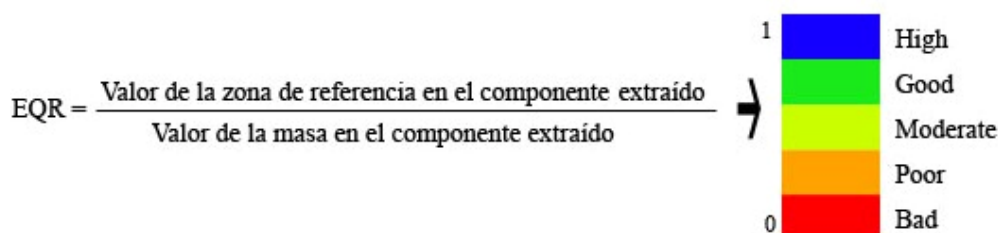


Figura 6.4. Esquema para establecer el EQR en la metodología propuesta.

El último paso consiste, como queda establecido en la DMA, en definir los valores de los EQRs límites entre High y Good, y entre Good y Moderate, para cada tipología. En la figura 6.5 se muestra el esquema utilizado para ello.

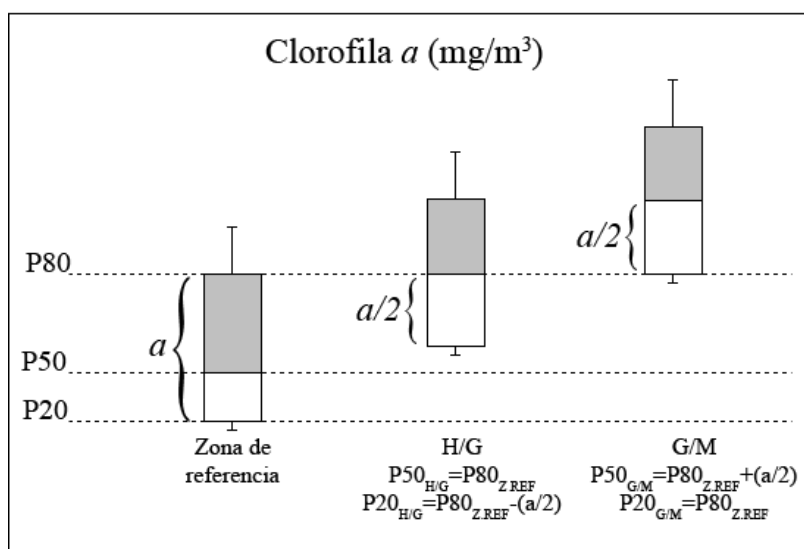


Figura 6.5. Esquema para establecer EQR en los límites de clase High/Good y Good/Moderate.

Para establecer el EQR límite entre High y Good, en cada tipología definimos una hipotética masa de agua como la “peor high”, tal que cumpla que el P50 de ésta coincida con el P80 de nuestra zona de referencia. Además, debe cumplir otro requisito, y es que la diferencia entre el P20 y el P80 sea idéntica a la de la zona de referencia.

Del mismo modo se establece el EQR límite entre Good y Moderate, definiendo en cada tipología una hipotética masa de agua como la “peor good”, tal que cumpla que el P20 de ésta coincida con el P80 de nuestra zona de referencia, y que la diferencia entre el P20 y el P80 sea idéntica a la de la zona de referencia.

Así, estas hipotéticas masas presentarían los percentiles mostrados en la tabla 6.9. Haciendo uso de las mismas ecuaciones anteriores podríamos calcular los pesos de estas masas en el componente extraído y por tanto los EQRs límites entre high-good y good-moderate.

Tipo II					Tipo III				
Masa	P20 Chl <i>a</i> mg/m ³	P50 Chl <i>a</i> mg/m ³	Peso en el componente	EQR	Masa	P20 Chl <i>a</i> mg/m ³	P50 Chl <i>a</i> mg/m ³	Peso en el componente	EQR
H/G	0,89	1,21	2,07	0,69	H/G	0,67	0,87	1,53	0,69
G/M	1,21	1,53	2,70	0,53	G/M	0,87	1,08	1,94	0,54

Tabla 6.9. EQRs que definen los límites de clase.

6.3.8. COMPARACIÓN DE RESULTADOS.

En este apartado vamos a comparar la valoración de la calidad ecológica en cada masa de agua utilizando la clorofila *a* como parámetro indicador del elemento biológico de calidad “fitoplancton”, utilizando por un lado los criterios desarrollados a lo largo de esta tesis con los criterios desarrollados en la DMA y que quedan recogidos en la Decisión de la Comisión (2008/915/CE). Los límites de clase ecológicas establecidos en este documento se muestran en la tabla 6.10.

Tipo	Índices de calidad ecológicos		Valores ($\mu\text{g/l}$, percentil 90)	
	Límite High-Good	Límite Good-Moderate	Límite High-Good	Límite Good-Moderate
Tipo IIA	0,80	0,53	2,40	3,60
Tipo IIW	0,80	0,50	1,10	1,80

Tabla 6.10. Límites de las diferentes clases establecidos en la Decisión de la Comisión (2008/915/CE) para la clorofila *a*.

Ambos métodos utilizan la clorofila *a* como parámetro indicador. Las diferencias más importantes son:

- La DMA utiliza en el cálculo del percentil todas las muestras tomadas en cada masa de agua. Esta tesis, en el capítulo 5, demuestra que existe un punto de salinidad para el que el comportamiento de los nutrientes y la clorofila *a* es independiente. Es el punto donde medimos el efecto de la influencia continental directa y no la propia influencia continental, lo que se ha denominado “campo lejano”.
- La metodología propuesta en la DMA selecciona unas zonas de referencia y unas zonas representativas del estado ecológico “good” utilizando solamente el valor del P90 de la clorofila *a* y con este valor determina los límites de clase entre los estados ecológicos. La metodología aquí propuesta selecciona las “masas de referencia” en función de los resultados obtenidos en el resto de elementos biológicos de calidad y los P90 de los parámetros fisicoquímicos y de la clorofila *a*. Las zonas de referencia se establecen mediante el análisis de las estaciones que conforman las diferentes masas de referencia y considerando diferentes parámetros estadísticos que indican la variabilidad natural del sistema. Para la calificación se propone una metodología contrastada (ANZECCZ, 2001), en la que se considera el grado de desviación que puede ser tolerado por el ecosistema, es decir, la variabilidad.

Es de resaltar que, tanto la DMA como el ANZECC (2001), QEPA (2004) y Moss et al. (2005) indican que los percentiles 90 de clorofila *a* deben calcularse con datos de series temporales largas de muestreos mensuales, de 5 años en la DMA y mínimo 2, pero mejor 5 ó 10 para el ANZECC (2001).

La tabla 6.11 muestra el estado ecológico de las 15 masas de agua de la Comunidad Valenciana utilizando la metodología establecida en la DMA y la metodología propuesta en esta tesis, ambas con los datos de 2005-2007.

	Masas de agua	VALORACIÓN DMA [todas salinidades] P90 (Chl <i>a</i>)	CALIFICACIÓN ECOLÓGICA [salinidades > 37,5 g/kg] ANZECC (2001)
Tipo II	1	HIGH	HIGH
	2	HIGH	HIGH
	3	HIGH	HIGH
	4	HIGH	GOOD
	5	HIGH	GOOD
	7	HIGH	MODERATE/POOR/BAD
	8	GOOD	MODERATE/POOR/BAD
	9	GOOD HIGH	GOOD
Tipo III	10	GOOD	HIGH
	11	GOOD	HIGH
	12	GOOD	HIGH
	13	HIGH	GOOD
		GOOD	
	14	MODERATE/POOR/BAD	MODERATE/POOR/BAD
		GOOD	
	15	GOOD	MODERATE/POOR/BAD
16	GOOD	GOOD	

Tabla 6.11. Calificación de las masas de agua de la Comunidad Valenciana utilizando la metodología establecida en la DMA y la metodología propuesta en esta tesis con los datos de 2005-07.

Para las masas de agua del tipo IIA:

Sólo las masas 1, 2 y 3 se clasifican en el mismo estado ecológico.

Las masas 4 y 5 se clasifican como “high” en la DMA y como “good” en nuestro caso. Creemos que esta calificación de las masas de agua 4 y 5 es más acertada debido a su proximidad al puerto de Sagunto y a la presencia de la Marjal de Almenara.

Las masas 7 y 8 se clasifican como “M/P/B” en la metodología propuesta por esta tesis, mientras que como “good” considerando sólo el P90 de la clorofila *a*. Creemos más correcta esta clasificación debido a su proximidad al puerto de Valencia, y a la presencia del barranco de Carraixet. Esto se corrobora si analizamos que para esta masa de agua las praderas de *Posidonia oceanica* han desaparecido y el resto de los parámetros biológicos de calidad no se califican como “high” en ningún caso.

La zona 9, actualmente dividida en 2, se clasifica bajo la DMA como “good” en su zona norte y como “high” en la sur. Realizando el análisis de la masa completa, ésta se califica como “good”.

Para el tipo III:

Las únicas masas que coinciden ambas clasificaciones son la 16 y la zona norte de la 14 y la sur de la 13.

Las masas 10, 11 y 12 quedan sobreestimadas con respecto a lo establecido en la DMA. Abarcan desde el cabo San Antonio hasta punta Les Caletes. Esta zona apenas presenta núcleos urbanos importantes y zonas industriales. Analizando detalladamente las estaciones que componen estas masas se aprecia que esporádicamente aparecen

concentraciones altas de clorofila *a* asociadas a aportes de agua dulces que distorsionan el valor de los percentiles, especialmente los mayores, como en el caso del 90. El hecho de no utilizar el campo lejano y establecer la calificación en base a un sólo parámetro hace que la variabilidad natural del sistema no sea considerada, pudiendo llegar incluso a una subestimación en zonas donde no hay industria ni núcleos urbanos relevantes como en el caso de las masas 10, 11 y 12.

La masa 13, al igual que la 9 y la 14, actualmente dividida en 2, se clasifica bajo la DMA como “high” en su zona norte y como “good” en la sur. Realizando el análisis de la masa completa se califica como “good”.

Las masas 14 (en su parte sur) y 15 quedan, sin embargo, calificadas una categoría por debajo de lo establecido en la DMA, debido probablemente a la proximidad al puerto de Alicante o a la presencia del río Segura, que tienen, probablemente, más influencia sobre los percentiles menores. Si calculamos para la clorofila *a*, el P90 de las muestras en el campo lejano y el P90 de todas las muestras, los resultados obtenidos para las masas de agua 13 y 15 son muy llamativos. El P90 de las muestras en campo lejano es superior a aquel que se obtiene con todas las muestras, es decir las concentraciones de clorofila *a* mayores, para estas masas de agua, están asociadas con las muestras de mayor salinidad. Esto se puede deber a aportes provenientes de las salinas que, por estudios realizados por este grupo, se sabe que tienen altas concentraciones de nutrientes y clorofila *a*.

6.4. CONCLUSIONES.

En este capítulo se trata de establecer adecuadamente los criterios pertinentes para definir las zonas de referencia y determinar el estado ecológico de las masas de agua utilizando la clorofila *a* como parámetro indicador.

Utilizando las conclusiones del capítulo anterior, por el que se demuestra que existe un punto de salinidad para el que el comportamiento de los nutrientes y la clorofila *a* es independiente, denominado “campo lejano”, se calculan los P90 de los parámetros físicoquímicos y de la clorofila *a* obtenidos en el seguimiento mensual de las muestras del campo lejano. Considerando estos resultados y los obtenidos en el resto de los parámetros biológicos de calidad (macroalgas, macroinvertebrados y *Posidonia oceanica*) se establecen las “masas de referencia”. Analizando las estaciones que las forman seleccionamos las zonas de referencia mediante el análisis de parámetros estadísticos que consideran la variabilidad ambiental.

Una vez seleccionadas las zonas de referencia para cada una de las tipologías, (ya definidas en el capítulo 4) se propone, para la calificación de las masas de agua una metodología contrastada (ANZECC, 2001) y adaptada por QEPA (2001) y Moss et al. (2005) para la calificación ecológica estuarina, en la que se considera el grado de desviación que puede ser tolerado por el ecosistema, es decir, la variabilidad, utilizando los P20 y P80 de las zonas de referencia y la posición del P50 de cada masa de agua.

Es de resaltar que, tanto la DMA como el ANZECC (2001) indican que los P90 de clorofila *a* deben calcularse con datos de series temporales largas, de 5 años en la DMA y mínimo 2, pero mejor 5 ó 10 años según las recomendaciones del ANZECC (2001).

Mediante esta metodología obtenemos una calificación de las masas de agua, que si la comparamos con los resultados obtenidos en la DMA, utilizando en ambos los resultados del seguimiento de 2005-2007, clasifica las masas 4, 5, 7, 8, 15, la parte sur de la 9 y 14 y la parte norte de la masa 13 en estados inferiores respecto a la DMA. Sin

embargo, al no considerar el campo lejano, las masas 10, 11 y 12 se ven ecológicamente infravaloradas bajo la DMA.

6.5. BIBLIOGRAFÍA.

Andersen, J.H., D.J. Conley y S. Hedal, 2004. Palaeoecology, reference conditions and classification of ecological status: the EU Water Framework Directive in practice. *Marine Pollution Bulletin* 49:283-290.

ANZECC, 2001. Water Quality Guidelines for Fresh and Marine Waters. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Canberra, ACT.

APHA, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington.

Artioli, Y., G. Bendoricchio y L. Palmeri, 2005. Defining and modelling the coastal zone affected by the Po river (Italy). *Ecological Modelling* 184:55-68.

Bendoricchio, G. y G. De Boni, 2005. A water-quality model for the Lagoon of Venice, Italy. *Ecological Modelling* 184:69-81.

Borja, Á., I. Muxika y J. Franco, 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin* 46, 835-845.

Borja, Á., J. Franco, V. Valencia, J. Bald, I. Muxiha, M.J. Belzunce y O. Solaun, 2004. Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin* 48, 209-218.

Borja, Á., 2005. The European water framework directive: a challenge for nearshore, coastal and continental shelf research. *Continental Shelf Research* 25, 1768-1783.

Bricker, S.B., C.G. Clement, D.E. Pirhalla y S.P. Orlando, 1999. Farrow. Nutritional estuarine eutrophication assessment: effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD, 71 pp.

Carstensen, J., L.M. Frohn, C.B. Hasager y B.G. Gustafsson, 2005. Summer algal blooms in a coastal ecosystem: the role of atmospheric deposition versus entrainment fluxes. *Estuarine Coastal Shelf Science* 62:595-608.

C.E.C., 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L 327, 1-73.

Coakley, W.A., 1981. Handbook of automated analysis. Continuous flow analysis. Marcel Dekker, New York.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O' Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton y M. Van den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.

Crooks, S. y R.K. Turner, 1999. Intergraded coastal management: sustaining estuarine natural resources. In: Nedwell, D.B., Raffaelli, D.G. (Eds.), *Estuaries: Advances in Ecological Research*, vol. 29. Academic Press, New York: 241-289

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.

CSTT, 1997. Comprehensive studies for the purposes of Article 6 and 8.5 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 Department of the Environment for Northern Ireland, the Environmental Agency, the Scottish Environmental Protection Agency and the Water Services Association, 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/CE 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].

Devlin, M., S. Painting y M. Best, 2007. Setting nutrient thresholds to support an ecological assessment based on nutrient enrichment, potential primary production and undesirable disturbance. *Marine Pollution Bulletin* 55:65-73.

EEA, European Environment Agency, 2001. Eutrophication in Europe's coastal waters. Topic report nº 7, Copenhagen, 86 pp.

European Communities, 2005. Working Group on Ecological Status. Eutrophication assessment in the context of European water policies. Draft guidance, version 10, 24/10/2005. http://forum.europa.eu.int/Members/irc/env/wfd/library?l=/working_groups/ecological_status/eutrophication_activity/guidance_document&vm=detailed&sb=Title. [Consulta: 10 de diciembre de 2006].

Giovanardi, F. y R.A. Volleinweider, 2004. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *Journal of Limnology* 63:199-218.

GVA, 2009. Documento IMPRESS. Artículo 5 de la DMA.

Holling, C.S., 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecological Systems* 4:1-23.

ICES, 2001. Report of the ICES Advisory Committee on Ecosystems, 2001. ICES Cooperative Research Report 249:15-59.

Jeffrey, S.W. y G.F. Humphrey, 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, and *c* in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochimie und Physiologie der Pflanzen* 167:191-194.

Kirkwood, D., A. Aminot y M. Pertillä, 1991. Report on the results of the fourth intercomparison exercise for nutrients in sea water. ICES Cooperative Research Report, nº174.

Labruno, C., J.M. Amoroux, R. Sarda, E. Dutrieux, S. Thorin, R. Rosenberg y A. Gremare, 2006. Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. *Marine Pollution Bulletin* 52:34-47.

Maler, K.G., 2000. Development, ecological resources and their management. A study of complex dynamic systems. *European economic review* 44: 645-665.

Mangialajo, L., N. Ruggieri, V. Asnaghi, M. Chiantore, P. Povero y R. Cattaneo-Vietti, 2007. Ecological status in the Ligurian Sea: The effect of coastline urbanisation and the

importance of proper reference sites. *Marine Pollution Bulletin* 55, Special Issue 1-6: 30-41.

Moncheva, S., V. Dontcheva, G. Shtereva, L. Kamburska, A. Malej y S. Gorinstein, 2002. Application of eutrophication indices for assessment of the Bulgarian Black Sea coastal ecosystem ecological quality. *Water Science Technology* 46 (8):19-28.

Moss, A., J. Brodie y D. Haynes, 2005. Water quality guidelines for the Great Barrier Reef World Heritage Area: a basis for development and preliminary values. *Marine Pollution Bulletin* 51:76-88.

Muxika, I., À Borja y J. Bald, 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55:16-29.

Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41:199-219.

OECD, 1982. Eutrophication of water, monitoring, assessment and control. Organisation for economic cooperation and development, Paris.

Orfanidis, S., P. Panayotidis y N. Stamatis, 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science* 3 (2):45-65.

OSPAR Commission, 2001. Draft Common Assessment criteria and their application within the comprehensive procedure of the common procedure. Meeting of the Eutrophication Task Group, London:9-11 October 2001. OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic.

OSPAR Commission, 2003. The OSPAR Integrated Report 2003 on the eutrophication status of the OSPAR maritime area based upon the first application of the comprehensive procedure. Includes “baseline/assessment levels used by the Contracting Parties and monitoring data.

OSPAR Commission, 2005. Draft Report on the North Sea pilot project on ecological quality objectives. Meeting of the Biodiversity Committee, Bonn, 21-25 February 2005. OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic.

Painting, S.J., M.J. Devlin, S.I. Rogers, D.K. Mills, E.R. Parker y H.L. Rees, 2005. Assessing the suitability of OSPAR EcoQOs for eutrophication vs ICES criteria for England and Wales. *Marine Pollution Bulletin* 50:1569-1584.

Painting, S.J., M.J. Devlin, S.J. Malcolm, E.R. Parker, D.K. Mills, C. Mills, P. Tett, A. Wither, J. Burt, R. Jones y K. Winpenny, 2007. Assessing the impact of nutrient enrichment in estuaries: susceptibility to eutrophication. *Marine Pollution Bulletin* 55:74-90.

Panayotidis, P., B. Montesanto y S. Orfanidis, 2004. Use of low budget monitorino of macroalgae to implement the European Water Framework Directive. *Journal of Applied Phycology* 16:49-59.

Parkhomenko, A.V., E.A. Kufarkova, A.A. Subbotin y V.I. Gubanov, 2003. Results of hydrochemical monitoring of Sevastopol Black Sea's offshore waters. *Journal of Coastal Research* 19:907-911.

Parsons, T.R., Y. Maita y C.M. Lalli, 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, London.

Pettine, M., B. Casentini, S. Fazi, F. Giovanardi y R. Pagnotta, 2007. A revisitación of TRIX for trophic status assessment in the Light of the European Water Framework Directive: Application to Italian coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 54:1413-1426.

QEPA-Environmental Protection Agency, 2001. Queensland Water Quality Guidelines (Version 2). Draft for Comment. Queensland Government, Brisbane.

Richardson, K., 1997. Harmful or exceptional phytoplankton blooms in the marine ecosystem. *Advance in Marine Biology* 31:301-385.

Simboura, N., P. Panayotidis y E. Papathanassiou, 2005. A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European Water Framework Directive in the Mediterranean ecoregion: the case of Saronikos Gulf. *Ecological Indicators* 5:253-266.

Treguer, P. y P. Le Corre, 1975. Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer. Université de Bretagne Occidentale, Brest.

UNEP, 2003. National monitoring programme of Slovenia, Report 2002 prepared by V. Turk. Programme for the assessment and control of pollution in the Mediterranean Region (Med Pol – Phase III). UNEP, Mediterranean Action Plan, Project Account n° ME/6030-00-04 BL2208.

Volleinweider, R.A., F. Giovanardi, G. Montanari y A. Rinaldi, 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters, with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics* 9:329-357.

WFD CIS Working Group 2.5. Intercalibration (2003) Guidance document n° 6. Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg:1-47.

Capítulo 7.

7. Futuras líneas de investigación.

Hay dos maneras de evaluar las futuras líneas de investigación que surgen del desarrollo de esta tesis.

Por un lado, es evidente que cada uno de los capítulos supone una línea de investigación potencial ya que se abordan de una manera somera temas que pueden ser muy amplios (muestreo, estudio exhaustivo de la morfología, hidrodinámica, etc. de la Comunidad Valenciana). El objetivo de esta tesis no es profundizar en cada una de estas líneas abiertas, sino utilizar la amplia bibliografía disponible con el único objetivo de desarrollar una herramienta para la correcta implementación de la DMA en la Comunidad Valenciana. Abordando cada uno de los capítulos por separado, se abren las posibilidades de entrar en el diseño de muestreos, en el análisis necesario para caracterizar diferentes regiones desde un punto de vista holístico del sistema y desde el punto de vista de herramientas de gestión ambiental.

Por otro lado y siguiendo con el curso marcado por la DMA, el establecimiento de los límites de clases ecológicas utilizando cada uno de los nutrientes como elemento químico de calidad, está aún por ser establecido. Para llevarlo a cabo, es necesario determinar la relación entre los nutrientes y la clorofila *a* y es importantísimo establecer las herramientas pertinentes que permitan distinguir entre la variabilidad natural de un ecosistema en cuanto al contenido de nutrientes y la cantidad de los mismos introducida en el sistema por factores antropogénicos. Así mismo debemos ser capaces de discernir entre los efectos de ambas causas. Para ello:

- Se estudiará la relación entre el nivel de influencia continental y el contenido en clorofila *a* de las aguas costeras. Se determinará y comparará la influencia relativa de las diferentes cargas de aportes continentales y de las características propias del sistema receptor (capacidad de dilución, hidrodinámica, tiempo de residencia) en el estado trófico del sistema.
- Una vez que se establezcan las condiciones de referencia, se fijarán los criterios de nutrientes, que también van a requerir la consideración de cuál es aceptable en términos de desviación de las condiciones prístinas basadas en los usos humanos en el ecosistema costero.
- Es importante que los criterios iniciales sean calibrados y verificados. Esto se hará aplicando los criterios a las masas de agua con un estado ecológico conocido por el resto de indicadores (fitoplancton, macroalgas, angiospermas y macroinvertebrados). La actual ausencia de criterios de nutrientes requiere que sean reevaluados y puede incluso implicar el tener en cuenta algunos factores no incluidos originalmente en el establecimiento de los criterios (oxígeno disuelto, turbidez,...).
- Una vez que se hayan validado, éstos podrán ser utilizados para determinar el estado de un ecosistema particular basado en las variables causales (nutrientes) y las variables respuesta (clorofila *a*, claridad del agua, oxígeno disuelto,...) que hubieran sido considerado apropiadas.

Los resultados servirán para un mejor conocimiento de estos ecosistemas litorales, conocimiento que será necesario para en un futuro poder aplicar programas de mantenimiento y/o mejora del estado ecológico.