



1130

ESTUARIOS

AUTORES

Carles Ibáñez, Nuno Caiola, Alfonso Nebra y Margarita Wessels

Esta ficha forma parte de la publicación **Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España**, promovida por la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino).

Dirección técnica del proyecto

Rafael Hidalgo.

Realización y producción



Coordinación general

Elena Bermejo Bermejo y Francisco Melado Morillo.

Coordinación técnica

Juan Carlos Simón Zarzoso.

Colaboradores

Presentación general: Roberto Matellanes Ferreras y Ramón Martínez Torres. Edición: Cristina Hidalgo Romero, Juan Párbole Montes, Sara Mora Vicente, Rut Sánchez de Dios, Juan García Montero, Patricia Vera Bravo, Antonio José Gil Martínez y Patricia Navarro Huercio. Asesores: Íñigo Vázquez-Dodero Estevan y Ricardo García Moral.

Diseño y maquetación

Diseño y confección de la maqueta: Marta Munguía.
Maquetación: Do-It, Soluciones Creativas.

Agradecimientos

A todos los participantes en la elaboración de las fichas por su esfuerzo, y especialmente a Antonio Camacho, Javier Gracia, Antonio Martínez Cortizas, Augusto Pérez Alberti y Fernando Valladares, por su especial dedicación y apoyo a la dirección y a la coordinación general y técnica del proyecto.

Las opiniones que se expresan en esta obra son responsabilidad de los autores y no necesariamente de la **Dirección General de Medio Natural y Política Forestal** (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino).

Autores: Carles Ibáñez¹, Nuno Caiola¹, Alfonso Nebra¹ y Margarita Wessels¹.

Colaborador: Germán Flor².

¹IRTA, Programa de Ecosistemas Acuáticos, ²Univ. de Oviedo.

Colaboraciones específicas relacionadas con los grupos de especies:

Aves: Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Juan Carlos del Moral (coordinador-revisor), David Palomino, Blas Molina y Ana Bermejo (colaboradores-autores).

Mamíferos: Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM). Francisco José García, Luis Javier Palomo (coordinadores-revisores), Roque Belenguer, Ernesto Díaz, Javier Morales y Carmen Yuste (colaboradores-autores).

Plantas: Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP). Jaime Güemes Heras, Álvaro Bueno Sánchez (directores), Reyes Álvarez Vergel (coordinadora general), M^a Inmaculada Romero Buján (coordinadora regional) y M^a Inmaculada Romero Buján (colaboradora-autores).

Colaboración específica relacionada con suelos:

Sociedad Española de la Ciencia del Suelo (SECS). Antonio Jordán López, Lorena Martínez Zavala, Nicolás Bellinfante Crocci y Xosé Luis Otero Pérez.

A efectos bibliográficos la obra completa debe citarse como sigue:

VV.AA., 2009. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

A efectos bibliográficos esta ficha debe citarse como sigue:

IBÁÑEZ, C., CAIOLA, N., NEBRA, A., & WESSELS, M., 2009. 1130 Estuarios. En: V.V. A.A., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 75 p.

Primera edición, 2009.

Edita: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica.
Centro de Publicaciones.

NIPO: 770-09-093-X

ISBN: 978-84-491-0911-9

Depósito legal: M-22417-2009

1. PRESENTACIÓN GENERAL	7
1.1. Código y nombre	7
1.2. Definición	7
1.3. Descripción	8
1.4. Problemas de interpretación	13
1.5. Distribución geográfica	13
2. CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA	17
2.1. Objetivo y directrices	17
2.2. Regiones naturales	17
2.3. Factores biofísicos de control	25
2.4. Subtipos	29
2.5. Especies de los anexos II, IV y V	29
2.6. Exigencias ecológicas	36
2.6.1. Especies características y diagnósticas hidrográficas	36
3. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN	37
3.1. Determinación y seguimiento de la superficie ocupada	38
3.2. Identificación y evaluación de las especies típicas	39
3.3. Evaluación de la estructura y función	40
3.3.1. Factores, variables y/o índices	40
3.3.2. Protocolo para determinar el estado de conservación global de la estructura y función	46
3.3.3. Protocolo para establecer un sistema de vigilancia global del estado de conservación de la estructura y función	47
3.4. Evaluación de las perspectivas de futuro	48
4. RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN	51
5. INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA	53
5.1. Líneas prioritarias de investigación	53
6. BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA	55
Anexo 1: Información complementaria sobre especies	59
Anexo 2: Información edafológica complementaria	69



1. PRESENTACIÓN GENERAL

1.1. CÓDIGO Y NOMBRE

1130 Estuarios

1.2. DEFINICIÓN

Definición de la Directiva Marco del Agua:

Aguas de transición: *“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”.*

Esta definición, aunque es aplicable a los estuarios, incluye todos los sistemas estuarinos, tanto los estuarios clásicos, como las lagunas costeras y humedales, siempre que tengan una influencia significativa de aportes de agua dulce.

Definición mejorada de estuario: la definición propuesta en la ficha se ajusta fundamentalmente a los estuarios típicos, con fuerte influencia de las mareas y una forma clásica tipo “ría”, pero no se ajusta bien a algunos tipos, como es el caso de los micromareales.

La definición clásica más aceptada es la de Pritchard (1967): *“un estuario es una masa de agua costera semi-cerrada que tiene conexión libre con el mar y en el cual el agua marina está parcialmente diluida con el agua dulce proveniente del drenaje continental”.* Esta definición tampoco incluye adecuadamente los estuarios micromareales, asociados a los tramos finales de los ríos que forman deltas (Mississippi, Nilo, Ebro, etc.).

Ibáñez (1993) dio una definición más amplia que incorpora mejor los estuarios micromareales que presentan unas características particulares (Ibáñez, *et al.*, 1997): *un estuario es un sistema fluvio-marino sometido a la influencia de las mareas y caracterizado por una entrada y una mezcla de agua marina y continental que son variables en el espacio y en el tiempo.* Enfatiza en que en algunos estuarios la entrada de agua de mar y/o continental se interrumpe en la estación seca y que en los estuarios con cuña salina el agua marina desaparece durante los períodos de caudal elevado.

Código y nombre del tipo de hábitat en el anexo 1 de la Directiva 92/43/CEE

1130 Estuarios.

Definición del tipo de hábitat según el Manual de interpretación de los tipos de hábitat de la Unión Europea (EUR25, abril 2003)

Parte final de un valle fluvial, sujeto a las mareas y que se extiende a partir del límite de las aguas salobres. Los estuarios fluviales son sistemas costeros donde, contrariamente a las bahías y golfos, generalmente hay una influencia substancial del agua dulce. La mezcla de agua dulce y salada y la reducción de la corriente causan la deposición de sedimentos finos que, a menudo, forman extensas llanuras intermareales de arena y fango. En los casos donde las corrientes fluviales dominan sobre las mareales los sedimentos se depositan para formar un delta a la desembocadura del estuario. Las desembocaduras fluviales del Báltico, consideradas un subtipo de estuario, son de agua salobre y no tienen marea, y presentan grandes zonas húmedas con vegetación helofítica y acuática en zonas someras.

Relaciones con otras clasificaciones de hábitat

EUNIS Habitat Classification 200410

A1.2 Moderate energy littoral rock

EUNIS Habitat Classification 200410

A1.3 Low energy littoral rock

EUNIS Habitat Classification 200410

A1.4 Features of littoral rock

EUNIS Habitat Classification 200410

A2.1 Littoral coarse sediment

EUNIS Habitat Classification 200410

A2.12 Estuarine coarse sediment shores

EUNIS Habitat Classification 200410

A2.2 Littoral sand and muddy sand

EUNIS Habitat Classification 200410

A2.3 Littoral mud

EUNIS Habitat Classification 200410

A2.4 Littoral mixed sediments

EUNIS Habitat Classification 200410

A2.5 Coastal saltmarshes and saline reedbeds

EUNIS Habitat Classification 200410

A2.6 Littoral sediments dominated by aquatic angiosperms

EUNIS Habitat Classification 200410

A2.7 Littoral biogenic reefs

1.3. DESCRIPCIÓN

En un estuario típico se pueden distinguir, a modo general y siguiendo un gradiente de influencia marina las siguientes partes (ver figura 1.1):

- Una parte externa distal (boca) en libre conexión con el mar, dominada por la energía de las olas y de las mareas, presentando una dominancia de sedimentos gruesos y un transporte aguas arriba de los sedimentos más finos; se correspondería con la zona inframareal (*estuario bajo*).
- Una parte central donde se equilibran la influencia marina y fluvial, donde se depositan los sedimentos más finos; esta zona media se correspondería con la zona intermareal (*estuario medio*).
- Una parte interna proximal (cabeza) dominada por la energía del río, que produce una sedimentación gruesa con transporte de finos aguas abajo; se correspondería con la zona supramareal (*estuario alto*), con influencia de la marea pero con escasa (o nula) mezcla con agua marina.

La mayor parte de los estuarios de la Península Ibérica, de carácter mesomareal y con un confinamiento de barra arenosa o similar, muestra unas distribuciones que, si bien se acomodan parcialmente a los esquemas detallados previamente, desarrollan unas características peculiares según los casos considerados. Son los tramos correspondientes a la mitad externa los que más difieren, según los tipos de estuarios definidos de acuerdo con la carrera mareal (Hayes, 1975) y de uno a otro, dentro del mismo tipo.

De una forma muy simplificada, atendiendo a criterios morfológicos y considerando las unidades sedimentarias detalladas anteriormente, de acuerdo con la realidad que ofrecen los numerosos estuarios cantábricos y gallegos, se separan las siguientes zonas en sentido longitudinal, desde la desembocadura hasta la cola, con sus unidades morfosedimentarias y dinámicas más representativas (ver figura 1.2).

Complejo de desembocadura, denominado así por la gran variedad de unidades morfosedimentarias y dinámicas y sus geometrías, así como de los volúmenes correspondientes, que pueden generarse. Este conjunto es el que mejor diferencia unos estuarios de otros. Básicamente, está representado por la barrera confinante, dentro de la cual se separan el *sistema de playa/dunas eólicas*, construido por el oleaje y el viento,

► Continuación pág. 7

Relaciones con otras clasificaciones de hábitat

- EUNIS Habitat Classification 200410*
A3.2 Atlantic and Mediterranean moderate energy infralittoral rock
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A3.3 Atlantic and Mediterranean low energy infralittoral rock
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A3.36 Faunal communities on variable or reduced salinity infralittoral rock
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A3.7 Features of infralittoral rock
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A4.2 Atlantic and Mediterranean moderate energy circalittoral
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A4.3 Atlantic and Mediterranean low energy circalittoral rock
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A5.1 Sublittoral coarse sediment
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A5.2 Sublittoral sand
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A5.22 Sublittoral sand in variable salinity (estuaries)
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A5.3 Sublittoral mud
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A5.32 Sublittoral mud in variable salinity (estuaries)
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A5.4 Sublittoral mixed sediments
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A5.42 Sublittoral mixed sediment in variable salinity (estuaries)
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A5.5 Sublittoral macrophyte-dominated sediment
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A5.6 Sublittoral macrophyte-dominated sediment
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A7.1 Neuston
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A7.2 Completely mixed water column with reduced salinity
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A7.3 Completely mixed water column with full salinity
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A7.4 Partially mixed water column with reduced salinity and medium or long residence time
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A7.5 Unstratified water column with reduced salinity
- EUNIS Habitat Classification 200410*
A7.8 Unstratified water column with full salinity
- Palaeartic Habitat Classification 1996*
11.2 Sin definir
- Palaeartic Habitat Classification 1996*
33.4 Mid-elevation phryganas of Crete

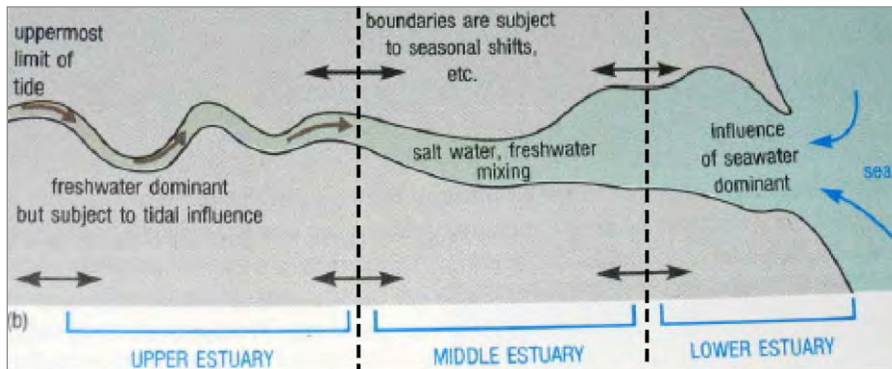


Figura 1.1
Esquema general de un estuario típico.

respectivamente, *el paso de desembocadura*, como parte externa del canal principal sometida a flujos y reflujos intensos y la *barra de desembocadura*, de forma arqueada y asimétrica con una cierta convexidad mar afuera, cuya dinámica está controlada por los rompientes de oleaje y los reflujos; en su lugar, se puede sustituir por un delta de reflujo, especialmente en costas micromareales. El paso se puede continuar hasta enlazar con la barra de desembocadura, por un canal exterior sumergido, como se ha registrado en el estuario de Navia.

En el paso de desembocadura, y más concretamente en el borde exterior, las corrientes adquieren intensidades mayores, promoviendo la formación de un canal subrectilíneo con barras arenosas laterales sobre las que se originan *megaripples* y ondas de arena complejas. Esta unidad morfoodinámica constituye, en esencial, el intercambio de sedimentos, extruyéndose hacia la franja costera las poblaciones granulométricas desde arena gruesa a arcillas y nutrientes, tanto en avenidas (episódico) como en reflujos (diario).

Bahía arenosa, generalmente constituida por una amplia superficie, que se ensancha respecto al paso de desembocadura donde el *canal principal* puede mantener el trazado sinuoso y, consecuentemente, promover la formación de las barras longitudinales y de meandro, completándose, o no, con un *canal secundario* situado en el extremo opuesto. Se individualizan *deltas de flujo*, *lóbulos horquillados*, *llanuras arenosas* y *playas y dunas eólica estuarinas*. La dinámica en esta bahía puede resultar sumamente compleja por la posible activación,

durante mareas vivas y hacia la pleamar, de corrientes horizontales levóginas en el hemisferio N e intensas corrientes transversales unidireccionales por el fondo, siempre y cuando la columna de agua tenga una potencia de algunos metros; durante la bajamar, se retocan por la restricción del agua de reflujo a los canales y su funcionamiento como canales fluviales.

Llanuras fangosas, predominantemente colonizadas por vegetación halofítica y surcadas por todo un sistema de canales mareales (*tidal creeks*), a las que atraviesa el *canal principal*. Este último estabiliza los tamaños más gruesos (cantos), particularmente en el sector más interno que, en ciertos estuarios, son capaces de ser arrastrados, durante avenidas, hasta la bahía e incluso hasta la propia playa que lo cierra; desarrolla meandros, así como barras longitudinales de arena y fango, incorporando gran cantidad de cantos blandos y restos vegetales. Los canales mareales son muy sinuosos con barras de meandro de arena y de fango, con una infauna dominante de bivalvos filtradores y anélidos. Todos los canales, en su historia de constante divagación, desarrollan barras de meandros arenosas y fangosas; en las márgenes opuestas ejercen una labor netamente erosiva, contribuyendo a la formación de cantos fangosos que se incorporan como cantos blandos a las facies arenosas más energéticas. Las charcas inundadas más o menos permanentemente, son testimonio de antiguos canales abandonados que han sido rellenados de forma incompleta, permitiendo su individualización y la colonización de cantidades ingentes de gasterópodos pequeños (*Hydrobia ulvae*).

Canal estuarino superior, constituido por el canal principal conectado al fluvial con desarrollo de meandros, tanto arenosos como fangosos, que atraviesan llanuras fangosas fluviomareales escasamente representadas, las cuales se inundan durante avenidas, mucho más activamente de pleamares vivas. El límite con el canal fluvial se establece en el punto denominado *bayline* de Posamentier *et al.*, (1988), que coincide fielmente

con el límite máximo al que llegan las ondas mareales, definido por Allen (1991) en el estuario macromareal del Girona y en el micromareal del James (mareas vivas); en este último caso, en condiciones de estiaje fluvial. Los fondos del canal son de arenas gruesas y gravas con frecuentes gasterópodos terrestres en su enlace con el canal fluvial, que se sustituyen aguas abajo por especies salobres (*Bittium*, *Hydrobia* y *Scrobicularia*).

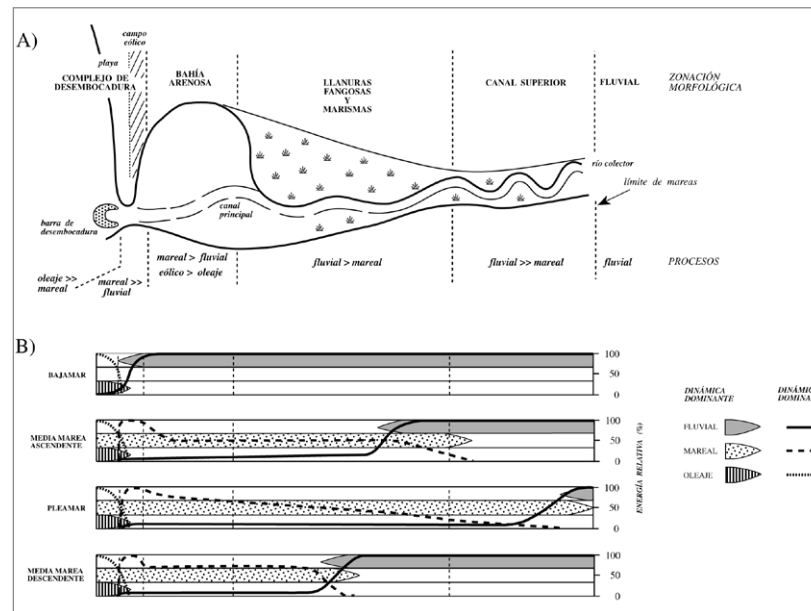


Figura 1.2
Zonación geomorfológica longitudinal a gran escala (A) en un estuario confinado por una barrera arenosa y agentes dinámicos característicos con su nivel energético relativo (B).

Los estuarios se pueden clasificar en función de diversos parámetros, ya sean físicos o químicos. Existen clasificaciones basadas en la morfología, el rango mareal y el grado de estratificación de la columna de agua (salinidad). A continuación se presenta una clasificación típica basada en la salinidad, que resume muy bien los diferentes tipos de estuarios que existen en la región ibérico-macaronésica. Una diferencia fundamental entre los distintos tipos de estuarios estriba en las variaciones entre la descarga fluvial y el rango mareal; por ello en función del grado de mezcla o salinidad se pueden reconocer tres tipos de estuarios:

- De cuña salina (altamente estratificado).
- Parcialmente mezclado.
- Totalmente mezclado (sin estratificación).

Las características principales de estos tres tipos de estuario se presentan a continuación:

a) Estuario de cuña salina (ver figura 1.3).

Se desarrolla cuando un río desemboca en un mar con mareas muy débiles (régimen micromareal). El agua dulce, menos densa, circula por encima del agua salada, más densa, y se forma una cuña salina que va penetrando y adelgazándose aguas arriba. Entre el agua dulce y salada hay un marcado gradiente de salinidad, por lo que se forma una haloclina muy definida. Las isohalinas, líneas de puntos de igual salinidad, tienden a disponerse de manera horizontal. La posición de la cuña salina depende del caudal fluvial.

Cuando el caudal baja, la cuña salina puede penetrar más aguas arriba y cuando aumenta, puede llegar a desplazar la cuña salina hasta la desembocadura.

Los estuarios con cuña salina son los típicos de mares semi-cerrados, como el Mediterráneo y el Golfo de Méjico, y forman parte de sistemas deltaicos.

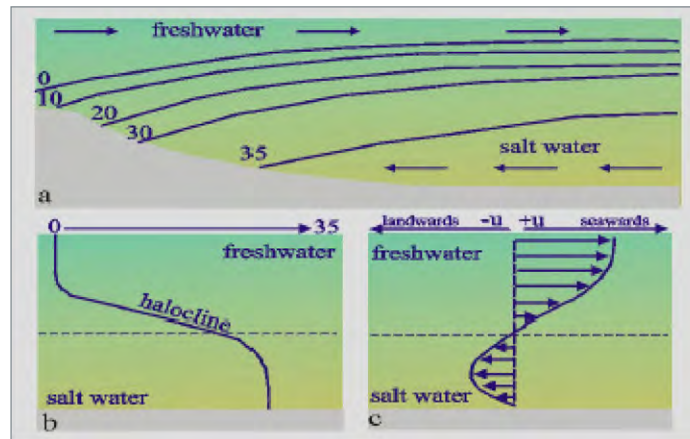


Figura 1.3
Estuario con cuña salina.

b) Estuario parcialmente mezclado (ver figura 1.4).

Se produce cuando un río desemboca en un mar con rango marea moderado (régimen mesomareal). Las corrientes mareales son significativas en toda la masa de agua y hay movimientos arriba y abajo del estuario con el flujo y con el reflujo. Con estos movimientos

se producen fenómenos de mezcla debidos a la fricción entre las aguas, las corrientes mareales y la fricción con el fondo. Estos procesos de mezcla hacen que la halocline esté mucho menos definida que en los estuarios de cuña salina. Los estuarios atlánticos del sur (Guadiana y Guadalquivir) y la mayoría de los de la vertiente Norte son de este tipo.

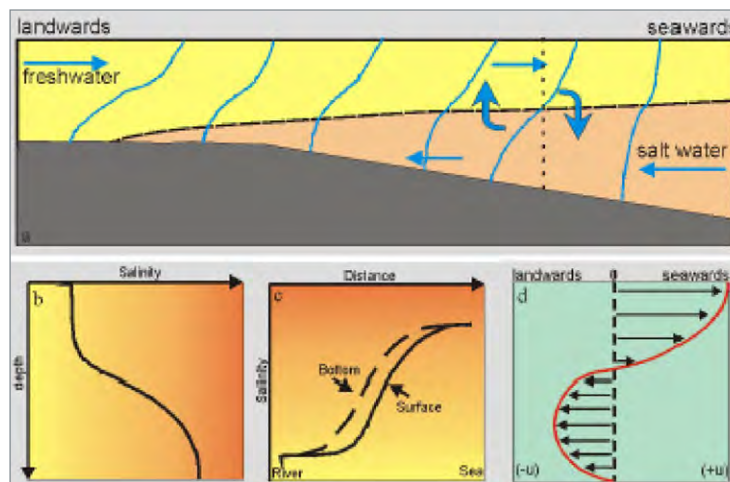


Figura 1.4
Estuario parcialmente mezclado.

c) **Estuario totalmente mezclado** (ver figura 1.5).

Es un estuario con rango mareal alto (régimen macromareal) donde las corrientes mareales son capaces de romper la estratificación vertical. La

energía del mar hace que la columna de agua se encuentre totalmente mezclada y que las isohalinas tengan una disposición vertical, con un aumento de gradiente de salinidad en dirección al mar. Algunos estuarios de la vertiente Norte son de este tipo.

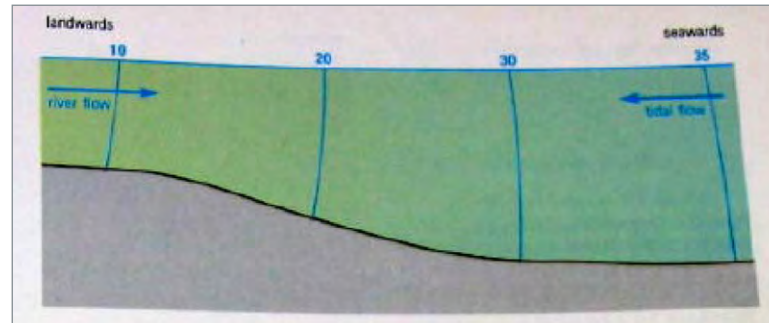


Figura 1.5
Estuario totalmente mezclado.

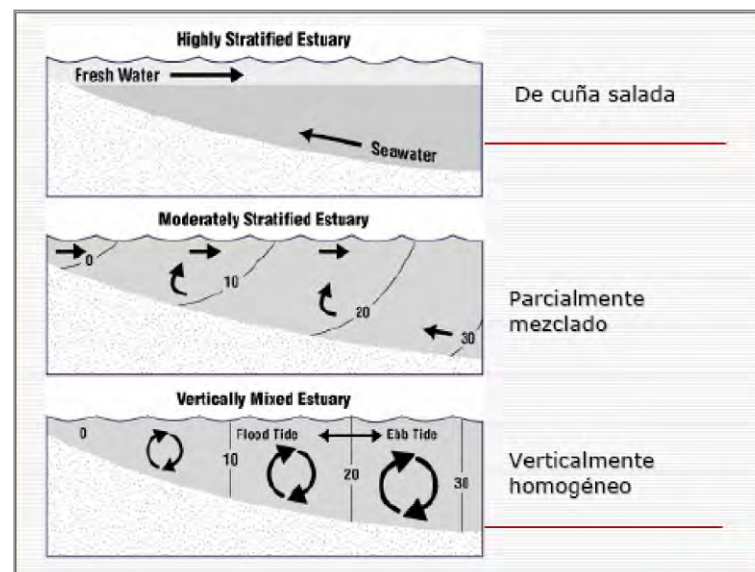


Figura 1.6
Tipos de estuario.
a) De cuña salina, b) parcialmente mezclado, c) verticalmente homogéneo.

Atendiendo a la vegetación, ya sea sumergida (macrófitos y microalgas) o emergida (helófitos y halófitos), la mayoría de estuarios presenta una clara zonación, debida principalmente al gradiente de salinidad y la oscilación mareal, desde la zona supramareal hasta la zona inframareal. Esta zonación,

que es más evidente en las comunidades vegetales, también se produce en otras comunidades como los invertebrados bentónicos o el plancton. Los principales subtipos de hábitat y tipos de vegetación se describen en el siguiente capítulo en función de los factores biofísicos de control.

1.4. PROBLEMAS DE INTERPRETACIÓN

Los posibles problemas de interpretación pueden venir derivados del criterio para definir los límites de los estuarios. En el caso de la parte superior, donde el estuario recibe influencia mareal pero no de agua marina, puede ocurrir que los tipos de hábitat (según la Directiva de Hábitats) o las masas de agua (según

la Directiva Marco del Agua) se hayan considerado como ríos y no como estuarios. En el caso de la parte inferior, puede ocurrir que tipos de hábitat o masas de agua costeras, que están fuera del estuario pero que reciben influencia de la pluma de agua estuarina, tengan características similares en cuanto a los tipos de hábitat (caso del tipo de hábitat 1160, Grandes calas y bahías poco profundas) o se consideren masas de transición según la Directiva Marco del Agua.

1.5. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA

Figura 1.7

Mapa de distribución del tipo de hábitat 1130 por regiones biogeográficas en la Unión Europea.
Datos de las listas de referencia de la Agencia Europea de Medio Ambiente.

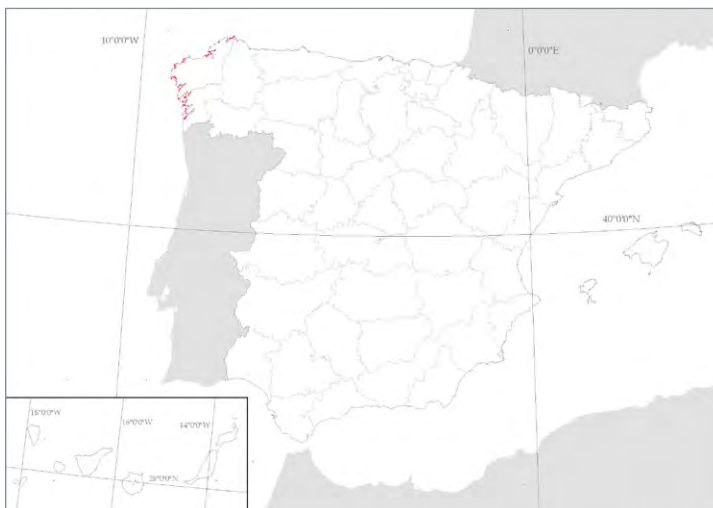
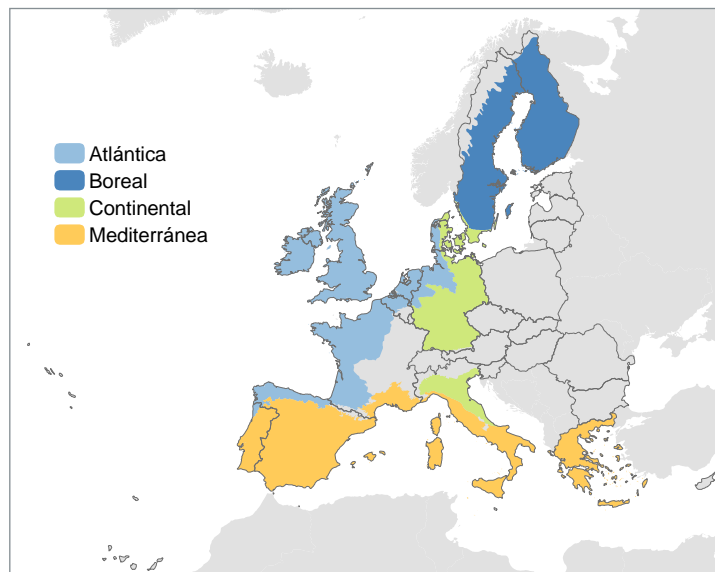


Figura 1.8

Mapa de distribución estimada del tipo de hábitat 1130.
Datos del *Atlas de los Hábitat de España*, marzo 2005.

Región biogeográfica	Superficie ocupada por el tipo de hábitat (ha)	Superficie incluida en LIC	
		ha	%
Alpina	—	—	—
Atlántica	5.810,31	2.492,75	42,90
Macaronésica	—	—	—
Mediterránea	—	—	—
TOTAL	5.810,31	2.492,75	42,90

Tabla 1.2

Superficie ocupada por el tipo de hábitat 1130 por región biogeográfica, dentro de la red Natura 2000 y para todo el territorio nacional. Datos del Atlas de los Hábitat de España, marzo de 2005.



Figura 1.9

Lugares de Interés Comunitario en que está presente el tipo de hábitat 1130. Datos de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000, enero de 2006.

Región biogeográfica	Evaluación de LIC (número de LIC)				Superficie incluida en LIC (ha)
	A	B	C	In	
Alpina	—	—	—	—	—
Atlántica	11	15	7	1	5.121,62
Macaronésica	—	—	—	—	—
Mediterránea	4	—	2	—	2.089,43
TOTAL	15	15	9	1	7.211,05

A: excelente; B: bueno; C: significativo; In: no clasificado.

Datos provenientes de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000, enero de 2006.

Nota: en esta tabla no se han considerado aquellos LIC que están presentes en dos o más regiones biogeográficas, por lo que los totales no reflejan el número real de LIC en los que está representado el tipo de hábitat 9260 Bosques de *Castanea sativa*.

Tabla 1.2

Número de LIC en los que está presente el tipo de hábitat 1130, y evaluación global de los mismos respecto al tipo de hábitat. La evaluación global tiene en cuenta los criterios de representatividad, superficie relativa y grado de conservación.

1130 PORCENTAJE DE COBERTURA

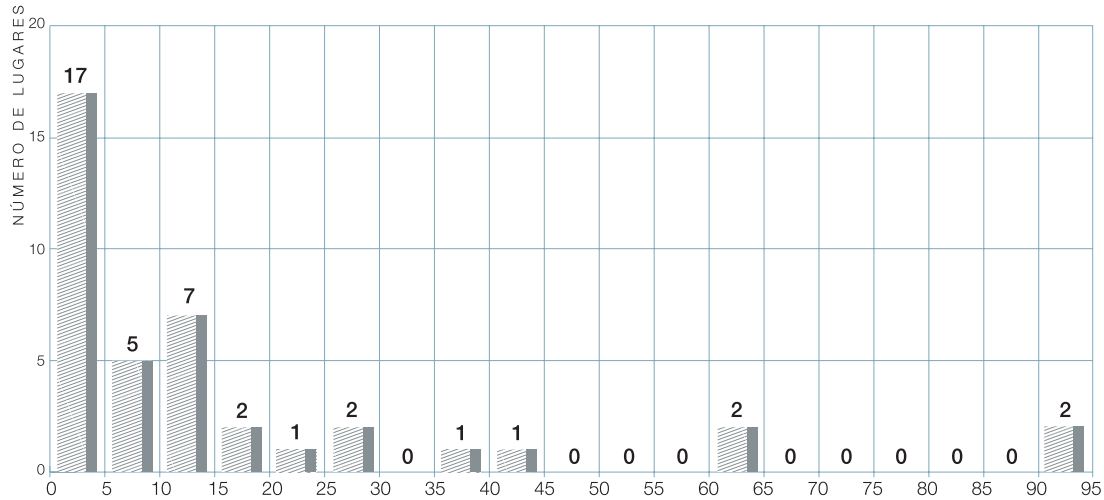


Figura 1.10

Frecuencia de cobertura del tipo de hábitat 1130 en LIC.

La variable denominada *porcentaje de cobertura* expresa la superficie que ocupa un tipo de hábitat con respecto a la superficie total de un determinado LIC.

		ALP	ATL	MED	MAC
Andalucía	Sup.	—	—	—	—
	LIC	—	—	66,66%	—
Asturias	Sup.	—	0,81%	—	—
	LIC	—	18,18%	—	—
Cantabria	Sup.	—	—	—	—
	LIC	—	18,18%	—	—
Comunidad Valenciana	Sup.	—	—	—	—
	LIC	—	—	33,33%	—
Galicia	Sup.	—	99,18%	—	—
	LIC	—	45,45%	—	—
País Vasco	Sup.	—	—	—	—
	LIC	—	18,18%	—	—

Sup.: porcentaje de la superficie ocupada por el tipo de hábitat de interés comunitario en cada comunidad autónoma respecto a la superficie total de su área de distribución a nivel nacional, por región biogeográfica.

LIC: porcentaje del número de LIC con presencia significativa del tipo de hábitat de interés comunitario en cada comunidad autónoma respecto al total de LIC propuestos por la comunidad en la región biogeográfica. Se considera presencia significativa cuando el grado de representatividad del tipo de hábitat natural en relación con el LIC es significativo, bueno o excelente, según los criterios de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000.

Nota: en esta tabla no se han considerado aquellos LIC que están presentes en dos o más regiones biogeográficas.

Datos del *Atlas de los Hábitat de España*, marzo de 2005, y de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000, enero de 2006.

Tabla 1.3

Distribución del tipo de hábitat 1130 en España por comunidades autónomas en cada región biogeográfica.



2. CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA

2.1. OBJETIVO Y DIRECTRICES

El objetivo de este apartado es caracterizar los principales factores abióticos y bióticos que determinan la estructura y la funcionalidad de los diferentes subtipos de estuarios que se pueden identificar en España. Para ello, se ha realizado un análisis bibliográfico, basado, fundamentalmente, en los informes y publicaciones que las diferentes demarcaciones hidrográficas han realizado sobre la tipología y caracterización de las masas de agua de transición, con el objetivo de desarrollar la Directiva Marco del Agua.

2.2. REGIONES NATURALES

2.2.1. Regiones naturales

De un total de cuatro regiones biogeográficas presentes en el territorio español (alpina, atlántica, mediterránea y macaronésica), dos de ellas contienen este tipo de hábitat: regiones atlántica y mediterránea.

En base al inventario más reciente de los tipos de hábitat de España (marzo, 2005), solamente dos comunidades autónomas (ambas en la región atlántica) contienen este tipo de hábitat (Asturias y Galicia). No obstante, según datos más precisos obtenidos a través del Formulario normalizado de datos de la red Natura 2000, realizado en febrero de 2006 por las comunidades autónomas, se verifica que la distribución de este tipo de hábitat es mucho más amplia. En la comunidad autónoma de Cataluña también existe este tipo de hábitat aunque no esté contemplado en la ficha inicial. Es el caso del estuario del río Ebro, el mayor de un río de vertiente mediterránea. Asimismo, también se podría considerar la desembocadura de los ríos Ter y Llobregat como un hábitat de este tipo.

Las regiones biogeográficas propuestas por la EEA (Agencia Europea de Medioambiente) tienen un carácter estrictamente botánico. El mapa de regio-

nes naturales generado a partir de esta clasificación sirve para delimitar regiones y facilita la localización de los tipos de hábitat. Sin embargo, esta clasificación puede generar confusiones en la caracterización de los estuarios en España. Una de las principales diferencias entre los estuarios de ríos de vertiente atlántica y mediterránea es la exposición a la influencia de las mareas que tienen una gran amplitud en el primer caso y baja amplitud en el segundo. Esto condiciona la hidromorfología y las biocenosis de estos dos tipos de estuario. Tomando como ejemplo los estuarios de Andalucía, éstos se encuentran en la región biogeográfica mediterránea y, sin embargo, son estuarios de ríos de vertiente atlántica y, por eso, expuestos a un régimen mareal atlántico.

2.2.2. Demarcaciones hidrográficas

Empezando por la costa cantábrica de este a oeste y siguiendo la costa hacia el sur, éstas son las demarcaciones hidrográficas que contienen el tipo de hábitat 1130:

1. Cuencas internas del País Vasco.
2. Confederación hidrográfica Norte II.
3. Confederación hidrográfica Norte I.
4. Cuencas internas de Galicia.
5. Confederación hidrográfica del Guadiana.
6. Confederación hidrográfica del Guadalquivir.
7. Confederación hidrográfica del Segura.
8. Confederación hidrográfica del Júcar.
9. Confederación hidrográfica del Ebro.
10. Cuencas internas de Cataluña.

2.2.3. Identificación de las masas de agua de transición de los estuarios

La distribución conocida del tipo de hábitat 1130 se encuentra en las masas de agua que se recogen en las tablas y figuras que se muestran a continuación. Esta información ha sido obtenida de los diferentes estudios realizados para la aplicación de la DMA por las confederaciones hidrográficas.

Comunidad autónoma	Regiones biogeográficas			
	Alpina	Atlántica	Mediterránea	Macaronésica
Andalucía			X	
Aragón				
Asturias		X		
Islas Baleares				
Islas Canarias				
Cantabria		X		
Castilla y León				
Castilla-La Mancha				
Cataluña			X	
Extremadura				
Galicia		X		
Madrid				
Región de Murcia				
Navarra				
País Vasco		X		
La Rioja				
Comunidad Valenciana			X	
Ceuta / Melilla				

Tabla 2.1

Presencia del tipo de hábitat 1130 en España, por región biogeográfica y comunidad autónoma.
 Información revisada a partir del contenido de la base de datos de los formularios normalizados de datos de la red Natura 2000. febrero 2006.

Figura 2.1
 Regiones biogeográficas de Europa definidas por la EEA en base a la distribución natural de las comunidades de vegetación terrestre.



* Comunidad Autónoma del País Vasco				
Estuario	Código	Coordenadas		Superficie (km ²)
		UTM-X	UTM-Y	
Barbadun	E-M5	490982	4797918	-
Barbadun	E-M10	490250	4799550	-
Ibaizabal	E-N10	505054	4790970	-
Ibaizabal	E-N15	502217	4793791	-
Ibaizabal	E-N17	500291	4796070	-
Ibaizabal	E-N20	497919	4798585	-
Ibaizabal	E-N30	496434	4801048	-
Butroe	E-B5	506252	4805032	-
Butroe	E-B7	504623	4805212	-
Butroe	E-B10	504454	4806292	-
Oka	E-OK5	527164	4798891	-
Oka	E-OK10	525703	4801567	-
Oka	E-OK20	524863	4804781	-
Lea	E-L5	540240	4800773	-
Lea	E-L10	540707	4801146	-
Artibai	E-A5	545241	4796940	-
Artibai	E-A10	547056	4796710	-
Deba	E-D5	551706	4793803	-
Deba	E-D10	552250	4793702	-
Urola	E-U5	560798	4792287	-
Urola	E-U8	561355	4793723	-
Urola	E-U10	560434	4794200	-
Oria	E-O5	571497	4792033	-
Oria	E-O10	570561	4792778	-
Urumea	E-UR5	583702	4796437	-
Urumea	E-UR10	582961	4796742	-
Oiartzun	E-OI10	588983	4797454	-
Oiartzun	E-OI15	586773	4797377	-
Oiartzun	E-OI20	587571	4797828	-
Bidasoa	E-BI5	600444	4799965	-
Bidasoa	E-BI10	598063	4800851	-
Bidasoa	E-BI20	598130	4802793	-

Tabla 2.2

Presencia del tipo de hábitat 1130 en España, por región biogeográfica y comunidad autónoma. Información revisada a partir del contenido de la base de datos del Formulario de la red Natura 2000. febrero 2006.

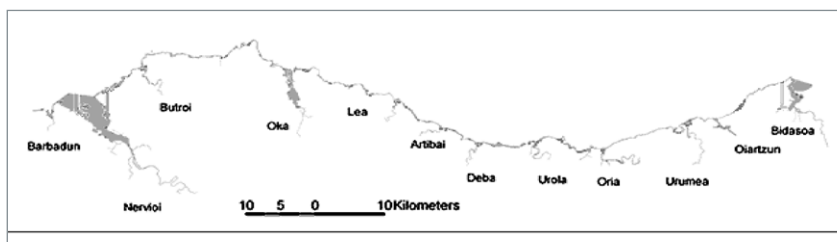


Figura 2.2

Localización de de las masas de agua de transición en la comunidad autónoma del País Vasco.

Estuario	Área de la cuenca (km ²)	Caudal del Río ¹ (m ³ s ⁻¹)	Longitud del Estuario (km)	Profundidad del Estuario ² (km)	Volumen del Estuario ³ (m ³ 10 ⁶)	Volumen del Estuario/ Caudal del río (días)	Superficie actual (km ²)	% respecto a la superficie Post-flandriense	% de superficie submareal	% de superficie intermareal
Barbadun	127	2,9	4,4	5	-	-	0,44	19	44	56
Nerbioi	1755	36	22,0	30	200	65,0	24	69	100	0
Butroi	174	4,7	8,0	10	0,7	1,7	1,17	63	90	10
Oka	178	3,6	12,5	10	3,3	10,6	7,65	71	30	70
Lea	84	1,8	2,0	5	-	-	0,43	85	45	55
Artibai	101	2,5	3,5	10	-	-	0,25	58	100	0
Deba	534	14	5,5	5	0,35	0,3	0,40	55	100	0
Urola	364	8,0	5,7	10	-	-	0,81	43	85	15
Oria	888	26	11,1	10	2,1	0,9	1,06	41	100	0
Urumea	279	14	7,7	10	-	-	0,45	12	100	0
Oiartzun	87	4,8	5,5	20	-	-	0,97	45	100	0
Bidasoa	700	29	11,1	10	9,7	3,9	2,50	39	100	0

Tabla 2.3

Principales características geomorfológicas e hidrológicas de los estuarios de la la comunidad autónoma del País Vasco.

Datos extraídos de Urrutia, 1986; Villate, *et al.*, 1989; García de Bikuña & Docampo, 1990; Uriarte, *et al.*, 1996; Diputación Foral de Guipúzcoa, 2000 & Borja, *et al.*, 2001; Valencia, *et al.*, 2004.

¹ Valor medio hiperanual; ² profundidad máxima para altura de marea media; ³ volumen medio del estuario. Áreas actuales, porcentaje del área actual respecto a la superficie en el Post-flandriense y porcentajes de superficie submareal e intramareal según Rivas & Cendrero (1992).

*CANTABRIA				
Estuario	Código	Coordenadas		Superficie (km²)
		UTM-X	UTM-Y	
Ría de Tina Mayor	TM	377826	4804293	0,82
Ría de Tina Menor	TN	380370	4803894	1,55
Marismas de San Vicente de la Barquera	SV	388240	4803154	3,9
Ría de Oyambre	OY	393346	4803835	1
Ría de Suances	SU	417101	4805918	3,89
Ría de Mogro	MO	422716	4808567	2,28
Ría de San Juan de la Canal	SJ	427920	4813806	0,03
Ría de la Maruca	MA	432296	4814508	0,12
Bahía de Santander	BS	436504	4808581	23,46
Ría de Galizano	GA	445685	4814533	0,07
Ría de Ajo	AJ	452087	4814964	1,02
Marismas de Joyel	JO	456187	4815239	0,87
Marismas de Victoria	VI	458386	4813596	0,55
Marismas de Santoña	MS	463077	4805944	19,02
Ría de Oriñón	OR	474212	4803790	0,75

Tabla 2.4

Masas de agua de transición de los estuarios en Cantabria.

*ASTURIAS				
Estuario	Código	Coordenadas		Superficie (km²)
		UTM-X	UTM-Y	
Eo	-	-	-	-
Navia	-	-	-	-
Esva	-	-	-	-
Nalón	-	-	-	-
Avilés	-	-	-	-
Villaviciosa	-	-	-	-
Ribadesella	-	-	-	-
Tina Mayor	-	-	-	-

Tabla 2.5

Masas de agua de transición de los estuarios en Asturias.

Estuario	Cuenca (km ²)	Caudal río (m ³ /s)	Longitud masa de agua de transición (km)		Volumen total	Confinamiento
			Canal	Bahía		
Eo	1.023,00	20,58	15,00	0,00	31,49	Rocoso
Navia	2.585,66	60,71*	9,61	0,44	9,05	Playa-dunas
Esva	465,98	10,7	2,20	0,30	1,52	Playa-barra de cantos
Nalón	4.903,46	115,13*	11,15	0,50	20,74	Playa-dunas
Avilés	199,07	8,5	7,10	0,40	21,39	Playa-dunas modificado
Villaviciosa	169,67	3,36	9,00	0,05	19,46	Playa-dunas
Ribadesella	1.286,63	32,29	5,70	0,40	6,24	Playa-dunas
Tina Mayor	1.194,17	45,34	5,50	0,10	3,65	Rocoso

Tabla 2.5

Masas de agua de transición de los estuarios en Asturias.



Figura 2.3

Localización de de las masas de agua de transición en Asturias.

*GALICIA				
Estuario	Código	Coordenadas		Superficie (km²)
		UTM-X	UTM-Y	
Ría de Cedeira	ES014NT001	576690	4835338	0,03
Ría de Muros e Noia	ES014NT002	501515	4738697	0,08
Ría de Ribadeo	ES014NT003	654547	4812896	0,29
Ría da Coruña	ES014NT004	550873	4797576	0,53
Ría de Baiona	ES014NT005	514290	4663065	0,80
Ría de Viveiro	ES014NT006	612427	4834943	0,99
Ría de Foz	ES014NT007	640017	4822160	1,05
Ría de Betanzos	ES014NT008	564041	4795580	1,54
Ría de Ares	ES014NT009	566076	4807879	1,69
Ría de Ferrol	ES014NT011	567509	4816971	2,77
Ría de Vigo	ES014NT012	530911	4686853	6,60
Ría de Vigo	ES014NT013	529689	4684571	8,72
Ría de Muros e Noia	ES014NT014	508141	4739735	10,23
Ría de Sta. Marta de Ortiguera	ES014NT015	591008	4838541	14,03
Ría de Arousa	ES014NT016	514219	4723603	34,71
Ría de Vicedo	ES014NT017	604991	4841319	0,44
Ría de Ribadeo	ES014NT018	657923	4819045	0,34
Ría de Foz	ES014NT019	637176	4827950	0,15
Ría de Cedeira	ES014NT020	575746	4832057	0,27
Ría de Ponteceso	ES014NT021	508328	4786919	0,51
Ría de Camariñas	ES014NT022	489094	4775871	0,30
Ría de Arousa	ES014NT023	516207	4705874	0,19
Ría de Pontevedra	ES014NT024	528532	4697437	2,26
Ría de Vigo	ES014NT025	518390	4672420	0,05

Tabla 2.6

Masas de agua de transición de los estuarios en Galicia.

*ANDALUCÍA				
Estuario	Código	Coordenadas		Superficie (km²)
		UTM-X	UTM-Y	
Guadiaro	-	-	-	-
Guadarranque	-	-	-	-
Guadiana	-	-	-	21,45
Guadalquivir	-	-	-	50,00

Tabla 2.7

Masas de agua de transición de los estuarios en Andalucía.

Sigue ►

► Continuación Tabla 2.7

Código Masa	Cod. Masa Antigua	Nombre	Área (ha)	UTM_x	UTM_y
440030	ES0443112010	Estuario del Tinto 2 (Moguer)	1.756	157.546,52	4.134.013,51
440031	ES0443112011	Estuario del Tinto 3 (San Juan del Puerto)	65	161.807,80	4.136.229,17
440032	ES0443112012	Marismas del Odiel	2.948	146.388,14	4.128.235,89
440033	ES0443112013	Estuario del Odiel 1 (Gibraleón)	2.187	148.659,01	4.136.043,24
520010	ES0523112010	Estuario del Guadalete 1 (Puerto de Santa María)	164	212.567,13	4.055.112,35
520011	ES0523112011	Estuario del Guadalete 2	256	216.391,43	4.055.300,43
520012	ES0523112012	Estuario del Guadalete 3	35	219.584,00	4.056.738,74
520013	ES0523112013	Estuario del Guadalete 4 (El Portal)	39	221.177,32	4.059.725,50
520018	ES0523112018	Marismas del Río San Pedro	2.058	214.538,10	4.052.462,55
520019	ES0523112019	Marismas de Cádiz y San Fernando	7.949	214.413,63	4.040.095,95

***COMUNIDAD VALENCIANA**

Estuario	Código	Coordenadas		Superficie (km ²)
		UTM-X	UTM-Y	
Segura	-	-	-	-
Júcar	-	-	-	-

Tabla 2.8

Masas de agua de transición de los estuarios en Comunidad Valenciana.

***CATALUÑA**

Estuario	Código	Coordenadas		Superficie (km ²)
		UTM-X	UTM-Y	
Ebro	-	319348	4508214	7,58
Llobregat	-	425944	4574272	-
Ter	-	515861	4653239	
Fluvià		509100	4674300	

Tabla 2.9

Masas de agua de transición de los estuarios en Cataluña.

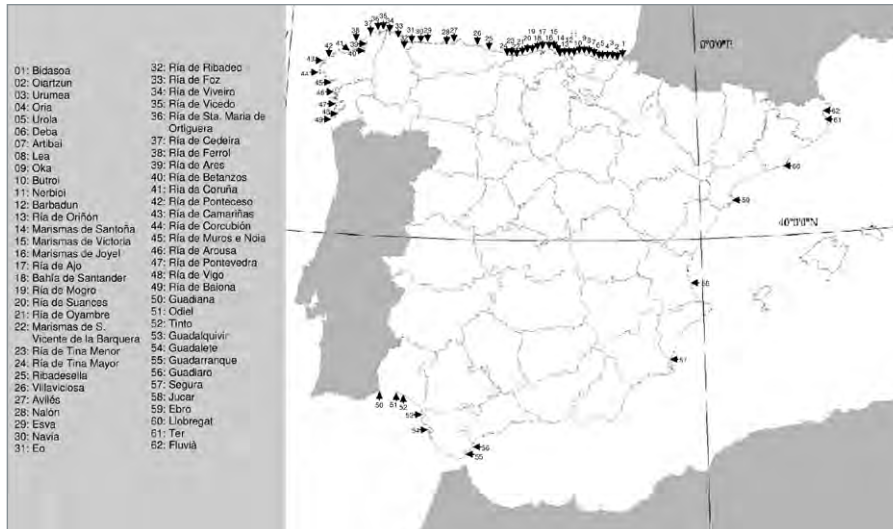


Figura 2.4
Localización de las masas de agua de transición en España.

2.3. FACTORES BIOFÍSICOS DE CONTROL

■ Factores abióticos

a) Amplitud de las mareas.

La amplitud de las mareas se define como la diferencia entre los niveles de pleamar y bajamar; ésta varía desde menos de un metro hasta más de seis metros. Siguiendo la clasificación de Davies (1964), si esta diferencia va desde cero a dos metros hablamos de un *régimen micromareal*, de dos a cuatro metros sería *régimen mesomareal*, si supera los cuatro metros hablaríamos de un *régimen macromareal* y si supera los seis metros sería *régimen hipermareal*. Dentro de la región ibérico-macaronésica, y, más concretamente, en las regiones atlántica y mediterránea, nos encontramos con rangos mareales que van desde micromareal, caso del Mediterráneo a meso-macromareal, casos del Atlántico y Cantábrico. La marcada diferencia en el rango mareal de estas dos vertientes hace que nos encontremos diferentes tipos de estuarios, con diferentes dinámicas. Mientras que en unos predominan los procesos marinos y presentan una mezcla total o parcial de aguas (un ejemplo serían las rías), en los otros dominan los procesos fluviales y la estratificación de la columna de agua (deltas con estuarios de cuña salina). El régimen mareal tiene una marcada influencia

en casi todos los factores expuestos a continuación, tanto los abióticos como los bióticos, pero cada uno de estos factores, a su vez, proporciona características propias a cada tipo de estuario.

b) Salinidad media anual, estratificación y rango de variabilidad.

En los estuarios mareales atlánticos la mezcla de aguas es alta durante todo el año (aunque puedan darse períodos de mayor estratificación) y la salinidad media es relativamente alta (euhalinos); la variabilidad más grande se produce en forma de gradiente a lo largo del estuario, con valores inferiores en la cabeza y superiores en la boca, lo cual condiciona la distribución de las comunidades biológicas. En los estuarios micromareales la falta de mezcla provoca que al entrar en contacto el agua dulce con la salada ambas permanezcan fuertemente estratificadas, formándose la cuña salina. La salinidad media anual es inferior a la de los estuarios mareales, por lo que se pueden clasificar como polihalinos, aunque la salinidad de la capa inferior es más alta que en los mareales. La dinámica de esta cuña salina varía en función de los caudales del río, y es a partir de caudales superiores a la media anual cuando la cuña salina desaparece (Ibáñez *et al.*, 1997). Por lo tanto, con caudales inferiores a la media anual, el estuario está totalmente estratificado; y con caudales

superiores, la estratificación desaparece y el estuario solamente contiene agua dulce. Estos cambios bruscos de salinidad dificultan el establecimiento y la estructuración de las comunidades biológicas, lo cual hace de los estuarios altamente estratificados unos ecosistemas con baja diversidad y productividad biológica (Ibáñez *et al.*, 1995). Estos estuarios no presentan vegetación acuática en el fondo, solamente en las orillas, donde el agua dulce o débilmente salina es permanente.

c) Profundidad.

La profundidad de un estuario está determinada por diversos factores, los más importantes son la orografía del terreno, el aporte de sedimentos del propio río y la influencia de las mareas sobre estos sedimentos. En el caso de la región atlántica, la proximidad de los macizos montañosos a la costa, por ejemplo la cordillera cantábrica, hace que nos encontremos ríos relativamente caudalosos con tamaños de cuenca normalmente pequeños y que discurren por terreno de mucha pendiente. Todo ello, unido a un régimen macromareal, hace que estos estuarios sean más profundos y extensos que los mediterráneos. Los ríos de la región mediterránea que forman deltas suelen ser de cuenca grande y sus tramos bajos discurren por terrenos poco accidentados. Además, presentan grandes crecidas estacionales que aportan gran cantidad de sedimentos al sistema estuarino, que al desembocar en un mar de régimen micromareal, hace que los sedimentos se acumulen en la misma desembocadura. Así pues, la dimensión del estuario está directamente relacionada con el caudal medio del río; la forma del estuario es muy similar a la del propio río aguas arriba, con poca profundidad y poca anchura (al contrario que los estuarios mareales).

d) Caudal y velocidad de la corriente.

En la vertiente atlántica, debido a las mareas, los estuarios presentan un flujo diario bidireccional y bastante regular, con velocidades elevadas del agua. Esta regularidad hace que las comunidades biológicas puedan adaptarse y sacar provecho de estos flujos, tanto para su alimentación como para los desplazamientos. El caudal fluvial, aunque influye en el grado de estratificación, no afecta de forma significativa a la velocidad del agua, excepto en la zona alta del estuario. En la vertiente mediterránea, debido a la debilidad de las mareas, los estuarios presentan un flujo de agua dulce

importante aguas abajo y un flujo muy débil (pero bastante regular) de agua marina aguas arriba, causado por la circulación advectiva. Este flujo advectivo desaparece repentinamente cuando el caudal del río aumenta por encima del caudal medio anual, con lo cual se establece un flujo unidireccional de agua dulce hacia la desembocadura, con velocidades importantes.

e) Exposición al oleaje.

En los estuarios atlánticos, por su forma y mayor dimensión, el oleaje puede ser un factor abiótico importante que influencia significativamente la mezcla de agua, el transporte de sedimentos, la transparencia de la columna de agua, etc. En los estuarios mediterráneos, el efecto del oleaje es poco significativo; solamente produce un efecto de mezcla de la columna de agua cuando soplan vientos persistentes en la dirección del eje del estuario.

f) Turbidez.

La turbidez se define como la falta de transparencia de un líquido debido a la presencia de partículas en suspensión, que provocan que la luz se disperse y sea absorbida. La turbidez es producida por diferentes partículas (orgánicas e inorgánicas), compuestos orgánicos solubles, plancton, etc. El efecto más notable de la turbidez en un ecosistema acuático es la limitación de la producción primaria y, por consiguiente, de la disponibilidad de oxígeno disuelto. En un sistema estuarino los valores más elevados de turbidez se producen en períodos de mayor caudal del río; esta época suele coincidir con la época de lluvias. A escala espacial, los valores máximos de turbidez se producen en la zona de contacto del agua dulce con la salada debido a los fenómenos de floculación. Por norma general, los estuarios son sistemas con valores altos de turbidez debido, principalmente, al aporte de partículas y al constante movimiento de éstas. Normalmente, la capa más profunda es mucho más turbia que la superficial, lo que limita la penetración de la luz. Además, las partículas finas en suspensión (materia orgánica, arcillas), al entrar en contacto con los iones positivos del agua marina, floculan y acaban por sedimentar en el fondo. Esto hace que exista una gran demanda de oxígeno y, si la estratificación es fuerte, se llega en ocasiones a producir déficit de oxígeno, lo que puede limitar, a su vez a la comunidad bentónica. Este fenómeno es más frecuente en los estuarios mediterráneos y en la parte alta de los estua-

rios atlánticos, donde hay más estratificación y más aportes de materia orgánica.

g) Radiación lumínica y temperatura.

Además de la turbidez, la cantidad de radiación lumínica también condiciona la disponibilidad de luz en la columna de agua y en el bentos. Los estuarios del Norte reciben en general menos cantidad de luz, tanto por la latitud como por la mayor presencia de nubes, por lo que en condiciones de baja luminosidad puede haber limitación de la producción primaria. En cuanto a la temperatura, su efecto puede ser doble, ya que por una parte puede estimular la producción primaria y el crecimiento de los organismos, pero, al mismo tiempo, las temperaturas elevadas aumentan más los procesos de respiración que los de fotosíntesis. Esto significa que en los estuarios mediterráneos, con más temperatura y radiación lumínica (y menor renovación), los valores de temperatura y de metabolismo del ecosistema pueden ser más extremos y variables que en el caso de los estuarios atlánticos.

h) Composición del sustrato.

La composición del sustrato de un estuario estará en función de la dominancia de los procesos de transporte; si dominan las mareas y el oleaje (estuarios atlánticos), la composición media del sustrato será más gruesa que si predominan los procesos fluviales (estuarios mediterráneos). También existen diferencias en función de la zona de estuario; normalmente los elementos más finos se suelen encontrar en la zona de contacto del agua dulce con la salada y en zonas remansadas. En las bocas de los estuarios de régimen macromareal, debido a la energía del mar, se suelen encontrar sustratos más gruesos como las arenas o gravas, aunque esto puede variar en función de las características de cada estuario. En los estuarios mediterráneos, la presencia de cuña salina favorece la sedimentación de materiales particulados finos, tanto inorgánicos como orgánicos. Estos sedimentos finos y cargados de materia orgánica, que favorecen la aparición de condiciones de hipoxia, son transportados al mar cuando los caudales del río aumentan y provocan la desaparición de la cuña salina.

i) Nutrientes.

Los estuarios son, en general, ecosistemas con un contenido relativamente alto de nutrientes (disuel-

tos y particulados) que, además, han sufrido procesos significativos de eutrofización en las últimas décadas. La limitación por nutrientes, cuando existe, se debe mayoritariamente al nitrógeno, especialmente en los estuarios mareales atlánticos. En el caso de los estuarios micromareales mediterráneos, la limitación potencial de la producción primaria por nutrientes es diferente en cada una de las dos capas de agua. En la cuña salina la limitación es por nitrógeno, aunque generalmente la luz suele ser un factor más limitante que los nutrientes; en cambio, en la capa de agua dulce, la limitación (cuando existe) es por fósforo, como en el caso de los ríos.

■ Factores bióticos

Los factores biológicos que controlan la estructura y funcionalidad de los ecosistemas estuariales pueden ser de dos tipos: cambios en los niveles básicos de la red trófica (efectos *bottom-up*) y cambios en los niveles altos de la red trófica (efectos *top-bottom*). En ambos casos (especialmente en el segundo), los cambios están cada vez más mediados por la entrada de especies invasoras, aunque los cambios en los factores abióticos también pueden desencadenar un efecto en cascada dentro de las comunidades biológicas. A continuación vamos a analizar estos factores de control biótico en función de las comunidades biológicas que se utilizarán para establecer los indicadores de estado ecológico o estado de conservación.

a) Fitoplancton y fitobentos.

El fitoplancton es un factor biótico de control muy importante en sistemas estuarinos, ya que suele ser el principal componente de la producción primaria. En los estuarios más someros (menos de 5 m) el fitobentos puede tener también un papel importante, con producciones primarias incluso superiores al fitoplancton. Los cambios de ambos en su composición y abundancia afectan a toda la cadena trófica, desde del zooplancton hasta los peces. A la vez, la abundancia de fitoplancton determina la cantidad de luz disponible en las comunidades bentónicas, determinando, en gran parte, la abundancia de macrófitos y microalgas presentes en este componente del ecosistema. La cuantificación del fitoplancton y fitobentos (composición y abundancia) da una idea de la capacidad productiva del sistema, así como de posibles problemas de eutrofización y otros impactos por actividades humanas.

b) Macrófitos y macroalgas.

Las comunidades biológicas de flora acuática de evaluación obligatoria para la aplicación de la Directiva Marco del Agua (DMA) en las aguas de transición son las macroalgas y las fanerógamas. Estas comunidades pueden representar una parte importante de la producción primaria, especialmente en los estuarios mareales de zonas poco profundas, donde la luz permite su presencia. Estos productores primarios son importantes, tanto como fuente de alimento, como de refugio para los productores secundarios (invertebrados y peces). Su presencia, además, ayuda a fijar los sedimentos y disminuye la turbidez del agua. La cuantificación de su presencia y abundancia se puede utilizar para evaluar diversos impactos sobre el medio estuarino (eutrofización, erosión, etc.).

c) Macroinvertebrados bentónicos.

El estudio de las comunidades de invertebrados bentónicos puede proporcionar información del estado de conservación del ecosistema y de su estructura y productividad. Al tratarse de comunidades fijas (como los macrófitos) suelen reflejar los impactos integrados a lo largo del tiempo, ya sea en la calidad del agua, estabilidad y calidad del sedimento, etc. La comunidad de macroinvertebrados bentónicos es sensible a los cambios de oxígeno, salinidad y nutrientes, por lo que su cuantificación (composición y

abundancia) es un parámetro fundamental para evaluar los impactos sobre el ecosistema.

d) Fauna ictiológica.

La composición y abundancia de las comunidades piscícolas, así como su alteración por diversos impactos (pesca, contaminación, introducción de especies alóctonas), son factores fundamentales para explicar el estado de conservación de los estuarios, ya que sus efectos se pueden extender sobre el conjunto del ecosistema (comunidades planctónicas y bentónicas). Se pueden cuantificar diferentes aspectos de la fauna ictiológica para evaluar el estado de conservación de los estuarios, así como su estructura y funcionalidad: estructura taxonómica de comunidades (proporción relativa de especies); estructura funcional de comunidades, evaluando la proporción relativa de grupos biológicos con respecto al tipo de alimentación (planctívoros, invertívoros, piscívoros, detritívoros, etc.), el hábitat reproductivo (litófilos, fitófilos, etc.), el tipo de migración (aná드로mos, catá드로mos, anfí드로mos); estado sanitario de los peces (proporción de individuos con parásitos, malformaciones, heridas, etc.); estructura de poblaciones (clases de tallas, estructura de cohortes, etc.).

Las principales diferencias biofísicas de los estuarios típicos (atlánticos) y los estuarios con cuña salina (mediterráneos) se sintetizan en la tabla 2.10.

Estuarios meso-macromareales	Estuarios micromareales
Rango mareal 1-5 m	Rango mareal 0,1 – 0,5 m
Mareas astronómicas regulares	Mareas meteorológicas irregulares
Estratificación moderada o baja	Estratificación alta
Valle fluvial inundado (ría)	Programación fluvial en el mar (delta)
Flujos de agua y sedimento dominados por las mareas	Flujos de agua y sedimento dominados por el río
Humedales mareales conectados al estuario, con inundación regular	Humedales desconectados del estuario, con inundación irregular
Presencia de marismas mareales de agua dulce	Ausencia de marismas mareales de agua dulce
Gradiente longitudinal de salinidad y de hábitat	Gradiente transversal de salinidad y de hábitat
Presencia de vegetación sumergida	Ausencia de vegetación sumergida
Diversidad biológica moderada-alta	Diversidad biológica baja
Productividad biológica alta	Productividad biológica baja

Tabla 2.10

Principales características biofísicas de los estuarios meso-macromareales y los micromareales. Ibáñez, *et al.*, 2000.

2.4. SUBTIPOS

Dentro del tipo de hábitat 1130 Estuarios, proponemos la subdivisión en tres subtipos claramente diferenciados en función del clima/vegetación y rango mareal. Por un lado, encontraríamos estuarios con clima atlántico y régimen mareal de meso- a macromareal denominados rías, que se corresponden con el tipo “*parcialmente o totalmente mezclado*”. Por otro lado, estarían los estuarios con clima mediterráneo, dentro de los cuales habría que hacer una subdivisión en función del rango mareal y/o vertiente. De esta manera, tendríamos estuarios mediterráneos micromareales, asociados a los deltas, que se corresponden con los estuarios de “*cuña salina o altamente estratificados*” y los estuarios mediterráneos mesomareales de la vertiente atlántica, que se corresponden con el tipo “*parcialmente mezclado*” (aunque con una mezcla menor que los de la vertiente Norte). Así pues, éstos serían los tres subtipos considerados en función del rango mareal y el clima:

- I. Estuarios mesomareales atlánticos.
- II. Estuarios mesomareales mediterráneos.
- III. Estuarios micromareales mediterráneos.

2.5. ESPECIES DE LOS ANEXOS II, IV Y V

A continuación se incluye información bibliográfica sobre las especies características que se han descrito en diversos estuarios pertenecientes a los tres subtipos.

I. Estuarios mesomareales atlánticos

■ Peces

La información sobre las especies piscícolas características de los estuarios mesomareales atlánticos se ha extraído de la base de datos *FishBase, World Wide Web electronic publication: www.fishbase.org* (Froese & Pauly, 2007). En la tabla 2.11 se detalla la relación de especies de este subtipo, así como de los otros dos subtipos. En estos casos también se han consultado otras fuentes bibliográficas, que se detallan en los apartados correspondientes.

Tabla 2.11

Lista de especies piscícolas presentes en los tres subtipos de estuarios.

Familia	Especie	Nombre común	Subtipo		
			1	2	3
Acipenseridae	<i>Acipenser sturio</i>	Esturión		X	X
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguila	X	X	X
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	Pejerrey mediterráneo		X	X
	<i>Atherina presbyter</i>	Pejerrey	X		
Balistidae	<i>Balistes carolinenses</i>	Ballesta	X		
Batrachoididae	<i>Halobatrachus didactylus</i>	Pez sapo	X		
Belonidae	<i>Belone belone</i>	Aguja			X
Blenniidae	<i>Parablennius gattorougine</i>	Cabruza	X		
	<i>Salaria pavo</i>	Gallerbo			X
Bothidae	<i>Arnoglossus laterna</i>	Peluda	X		
	<i>Bothus poda</i>	Podas	X		
	<i>Scophthalmus rhombus</i>	Rémol	X		

Sigue ►

► Continuación Tabla 2.11

Familia	Especie	Nombre común	Subtipo		
			1	2	3
Bramidae	<i>Brama brama</i>	Japuta			X
Callionymidae	<i>Callionymus lyra</i>	Dragoncillo	X		
	<i>Callionymus maculatus</i>	Dragoncillo moteado	X		
Carangidae	<i>Lichia amia</i>	Palometón			X
	<i>Trachurus trachurus</i>	Jurel	X		
Clupeidae	<i>Alosa alosa</i>	Sábalo	X	X	
	<i>Alosa fallax</i>	Saboga	X	X	X
	<i>Sardina pilchardus</i>	Sardina	X	X	X
	<i>Sprattus sprattus</i>	Espadín	X		
Congridae	<i>Conger conger</i>	Congrio	X		
Cyprinidae	<i>Barbus graellsii</i>	Barbo de graells			X
	<i>Barbus sclateri</i>	Barbo gitano		X	
	<i>Carassius auratus</i>	Carpin			X
	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	X	X	X
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Anchoa	X	X	X
Fundulidae	<i>Fundulus heteroclitus</i>	Fúndulo		X	
Gadidae	<i>Pollachius pollachius</i>	Abadejo	X		
	<i>Trisopterus luscus</i>	Faneca	X		
Gobiidae	<i>Aphia minuta</i>	Chanquete	X	X	
	<i>Gobius cruentatus</i>	Góbido de arena			X
	<i>Gobius niger</i>	Chaparrudo	X		
	<i>Gobius paganellus</i>	Góbido	X	X	
	<i>Pomatoschistus microps</i>	Góbido común	X	X	X
	<i>Pomatoschistus minutus</i>	Gobio de arena	X		X
Haemulidae	<i>Pomadasys incisus</i>	Ronco mestizo		X	
Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus picarti</i>	Agujeta africana		X	
Labridae	<i>Symphodus bailloni</i>	Durdo	X		
Lotidae	<i>Ciliata mustela</i>	Madreanguila	X		
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Lubina	X	X	X
	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	Baila	X	X	
Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i>	Albur	X	X	X
	<i>Liza aurata</i>	Galupe	X	X	X

Sigue ►

► Continuación Tabla 2.11

Familia	Especie	Nombre común	Subtipo		
			1	2	3
Mugilidae	<i>Liza ramada</i>	Morragute	X	X	X
	<i>Liza saliens</i>	Galúa		X	X
	<i>Mugil cephalus</i>	Mújol	X	X	X
	<i>Oedalechilus labeo</i>	Caluga			X
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	Salmonete de roca	X		X
Petromyzontidae	<i>Petromyzon marinus</i>	Lamprea	X	X	X
Pleuronectidae	<i>Platichthys flesus</i>	Platija	X		X
Poecilidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusia		X	X
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltator</i>	Anjova		X	X
Rajidae	<i>Raja clavata</i>	Raya de clavos	X		
	<i>Raja undulata</i>	Raya mosaica	X		
Salmonidae	<i>Salmo salar</i>	Salmón	X		
	<i>Salmo salar</i>	Trucha común	X		
Sciaenidae	<i>Argyrosomus regius</i>	Corbina	X	X	X
	<i>Umbrina cirrosa</i>	Verrugato fusco		X	X
Scyliorhinidae	<i>Scyliorhinus canicula</i>	Pintarroja	X		
Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i>	Cabrilla	X		
	<i>Serranus hepatus</i>	Merillo	X		
Siluridae	<i>Silurus glanis</i>	Siluro			X
Soleidae	<i>Dicologlossa cuneata</i>	Acedía	X		
	<i>Microchirus variegatus</i>	Golleta	X		
	<i>Pegusa lascaris</i>	Sortija			X
	<i>Solea senegalensis</i>	Lenguado senegalés	X	X	X
	<i>Solea vulgaris</i>	Lenguado	X	X	X
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i>	Raspallón	X		
	<i>Diplodus bellottii</i>	Raspallón senegalés	X	X	
	<i>Diplodus sargus</i>	Sargo	X	X	
	<i>Diplodus vulgaris</i>	Sargo mojarra	X		
	<i>Lithognathus mormyrus</i>	Herrera			X
	<i>Pagellus bogaraveo</i>	Besugo	X		
	<i>Sparus aurata</i>	Dorada	X		X
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Chopa	X		

Sigue ►

► Continuación Tabla 2.11

Familia	Especie	Nombre común	Subtipo		
			1	2	3
Stromateidae	<i>Stromateus fiatola</i>	Palometa fiatola		X	
Syngnathidae	<i>Hippocampus hippocampus</i>	Caballito de mar	X		
	<i>Syngnathus abaster</i>	Aguja de río			X
	<i>Syngnathus acus</i>	Mula	X	X	
	<i>Syngnathus typhle</i>	Aguja mula	X		
Trachinidae	<i>Echiichthys vipera</i>	Salvariego			X
Triakidae	<i>Mustelus asterias</i>	Musola dientuda	X		
Triglidae	<i>Chelidonichthys lucernus</i>	Begel	X		

■ Macroinvertebrados

En los estuarios de Euskadi (Gobierno Vasco, 2003) se detecta una presencia importante de *Haustorius arenarius*. Esta especie es característica de lugares arenosos de poca profundidad y cercana a las desembocaduras o en playas. En las estaciones con mayor profundidad se encuentran comunidades mezcladas entre las de litoral (como la comunidad de *Tellina*) y las de lugares fangosos enriquecidos y permanentemente sumergidos (como la comunidad de *Abra alba*). Así, hay una gran cantidad de especies, entre las que destacan *Abra alba*, *Corbula gibba*, *Tellina fabula*, *Hinia pygmaea*, *Notomastus latericeus*, *Gouldia minima*, etc. En las partes internas de los estuarios, las especies dominantes son los oligoquetos (lo que demuestra una alteración de sus condiciones ambientales). La mayor parte de las estaciones estuáricas ocupan un lugar intermedio, mostrándose relacionadas con la comunidad de *Scrobicularia-Cerastoderma*, estando presentes *Scrobicularia plana*, *Hediste diversicolor*, *Malacoceros fuliginosus*, etc., características de estos ambientes.

■ Macrófitos

En los estuarios de Cantabria (Gobierno de Cantabria, 2005) los documentos referentes a la Directiva Marco del Agua han descrito los tipos de hábitat cuya vegetación se encuentra asociada a los estuarios. Los más relevantes son:

- **Páramos intermareales** (tipo de hábitat 1140 Llanuras mareales). Se corresponden con sustratos fangosos o arenosos sin vegetación o colonizados por especies de macroalgas, como *Ulva* spp., *Enteromorpha* spp., *Gracilaria* sp. y *Bostrychia scorpioides*.
- **Praderas halófilas submarinas** [tipos de hábitat 1110 Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda (Bancales sublitorales), y 1140 Llanuras mareales. Clase *Zosteretea*]. Se dan en fondos fangosos o arenoso-fangosos del nivel inferior de la marea. Estas praderas están compuestas únicamente por dos especies *Zostera marina*, que se desarrolla en el nivel más bajo de marea o el sublitoral somero y sólo aparece en las bajamares vivas; y *Zostera noltii*, que ocupa cotas algo más elevadas del intermareal y suele quedar al descubierto en las bajamares.
- **Espartinales marítimos** (tipo de hábitat 1320 Pastizales de *Spartina* (*Spartiniom maritimae*). Clase *Spartinetea maritimae*). Los espartinales, comunidades halófilas de carácter pionero y vivaz, ocupan la siguiente banda de vegetación, en suelos fangosos inundados diariamente por la marea. Es una comunidad prácticamente monoespecífica formada, fundamentalmente, por la *Espartina* de mar o Borraza (*Spartina maritima*), aunque también puede estar presente *Spartina alterniflora*.

- **Vegetación halófila suculenta anual** (tipo de hábitat 1310 Vegetación Halonitrófila anual sobre suelos salinos poco evolucionados. Clase *Thero-Salicornietea*). En cotas algo superiores a los espartinales o al mismo nivel, aparece una comunidad poco densa, pionera y anual (primavera-verano), constituida, fundamentalmente, por la Salicornia o Salicor (*Salicornia ramosissima*, *Salicornia obscura*) y el Espejuelo (*Suaeda maritima*). Otras especies acompañantes en este tipo de hábitat pueden ser *Puccinellia maritima*, *Sarcocornia perennis*, *Spergularia salina*, *Aster tripolium*, etc.
- **Vegetación halófila vivaz, camefítica y suculenta** (tipo de hábitat 1420 Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos (*Sarcocornietea fruticosi*). Clase *Arthrocnemetea* /*Salicornietea fruticosa*). En zonas inundadas únicamente por las pleamares de mareas, se desarrolla una vegetación vivaz y halófila, con especies suculentas. Está caracterizada por la *Sarcocornia perennis*, acompañada de *Halimione portulacoides*, *Puccinellia maritima*, *Aster tripolium* o *Inula crithmoides*, entre otras. En cotas algo superiores *S. perennis* es sustituida por *Sarcocornia fruticosa* y *H. portulacoides* alcanza mayor cobertura.
- **Marjales salinos o juncuales halófilos** (tipo de hábitat 1330 Pastizales salinos atlánticos (*Glaucopuccinellietalia maritimae*). Clase *Juncetea maritimi*). Este tipo de comunidad se localiza en las zonas marismas más elevadas. Suelen constituir formaciones densas de Junco marino (*Juncus maritimus*). Otras especies presentes pueden ser *Juncus gerardi*, *Carex extensa*, *Inula crithmoides*, *Festuca pruinosa*, *Plantago maritima* o *Aster tripolium*, entre otras.
- **Cañaverales subsalinos**. Se sitúan por detrás de los juncuales, en zonas poco salobres. Están caracterizados por la dominancia del Carrizo (*Phragmites australis*) y especies del género *Scirpus* (Bejunco) como acompañantes. También pueden aparecer Eneas (*Thypha* spp.).

■ Fitoplancton y fitobentos

En el caso de los estuarios de Euskadi (Gobierno Vasco, 2003), hay unas estaciones con dominancia de especies marinas, principalmente diatomeas como

Rhizosolenia delicatula y *Pseudonitzschia pungens* y otras con especies más bien de agua salobre como *Peridinium foliaceum*, *Peridiniopsis salina* y diatomeas bentónicas del género *Navicula*. Las zonas de carácter más marino y con mayores densidades algales han sido las estaciones del Nervión, Mercadillo y una del Oiartzun. En el otro extremo, las estaciones con especies más salobres o de agua dulce han sido las más interiores del Artibai, Oka, Lea y Deba. Entre estos extremos quedan todas las demás estaciones, que han mostrado características intermedias o bien densidades de fitoplancton muy bajas. Los taxones que más han contribuido a la diferenciación de las muestras del litoral han sido, de nuevo, las diatomeas *Pseudonitzschia seriata* y *Chaetoceros salsugineum*, el cocolitofórido *Emiliania huxleyi* y una prasinoficea del género *Tetraselmis*. Una estación del Nervión resalta por las elevadas densidades de diatomeas, principalmente *Pseudonitzschia pungens*. Destaca también una estación del Bidasoa, en este caso por las altas densidades de la diatomea *Chaetoceros salsugineum*. Otro grupo de muestras, entre las que están las del Urola, Urumea y del Butrón, se caracterizan por la presencia de la prasinoficea del género *Tetraselmis*. Por último, hay un grupo (la estación de referencia más algunas del Butrón, Oka, Lea, Artibai y Oiartzun) en el que domina el cocolitofórido *Emiliania huxleyi*.

El período de verano se caracteriza por las bajas densidades alcanzadas por el fitoplancton en las estaciones del Oka, Lea, Artibai, Deba, Urola, Orío, Oiartzun y Bidasoa. En general, en estas estaciones dominan diatomeas bentónicas y especies de agua dulce, como las clorofíceas *Chlamidomonas* y *Chlorella*. Se han observado, además, aunque en pequeña proporción, algunas prasinofíceas, como *Pyramimonas* y *Tetraselmis* y primnesiofíceas, particularmente *Chrysocromulina*. Sin embargo, en algunas estaciones del Barbadún, del Nervión y del Butrón se encontró una comunidad de fitoplancton muy variada y abundante, con dominancia de diatomeas, principalmente *Chaetoceros*, pero también *Pseudonitzschia pungens*.

II. Estuarios mesomareales mediterráneos

■ Peces

En el estuario del Guadalquivir (Drake *et al.*, 2002) la comunidad de peces está compuesta por unas pocas especies estuáricas (*Pomatoschistus minutus*, *Liza rama-*

da) y numerosas especies marinas (*Engraulis encrasicolus*, *Sardina pilchardus*, *Dicentrarchus punctatus*) cuyos juveniles utilizan el estuario como zona de cría. La lista completa de especies de este subtipo se muestra en la tabla 2.11.

■ Macroinvertebrados

En el bentos del estuario del Guadalquivir (Baldó *et al.*, 2001) de los 24 taxones observados sólo cuatro (17%) pueden ser considerados como constantes (presentes en más del 75% de los meses) en, al menos una estación de muestreo: *Oligochaeta* (todas, excepto La Esparraguera), el anfípodo *Corophium orientale* (La Mata) y los poliquetos *Nereis diversicolor* (La Esparraguera y Bonanza) y *Streblospio shrubsolii* (Bonanza). Por el contrario, diez (42%) fueron raros (presentes en menos del 12% de los meses) en todo el estuario. Asimismo, en la comunidad macrobéntónica, existe una fuerte dominancia de un grupo muy reducido de taxones, representando, entre los dos más abundantes en cada estación, más del 90% del total de individuos capturados, con la excepción de La Esparraguera, donde los dos taxones más abundantes representaron sólo el 64% de la captura. No obstante, los taxones dominantes varían de una zona a otra: *Oligochaeta* en las dos estaciones más internas, el anfípodo *C. orientale* en la estación intermedia (Tarifa) y los poliquetos *N. diversicolor* y *S. shrubsolii* en las estaciones más marinas (La Esparraguera y Bonanza, respectivamente).

Respecto a los macroinvertebrados hiperbentónicos del Guadalquivir (Drake, *et al.*, 2002), dominan unas pocas especies de misidáceos estuáricos (*Neomysis integer*, *Mesopodopsis slabberi*, *Rhopalophthalmus mediterraneus*), mientras que el necton está dominado por el decápodo *Palaemon longirostris*.

Lista de especies de macroinvertebrados hiperbentónicos capturadas en el estuario del Guadalquivir, de mayor a menor abundancia (Drake, *et al.*, 2002):

Neomysis integer (MY = Misidáceo), *Mesopodopsis slabberi* (MY), *Rhopalophthalmus mediterraneus* (MY), *Palaemon longirostris* (DE = Decápodo), *Synidotea laticauda* (IS = Isópodo), *Crangon crangon* (DE), *Lekanesphaera rugicauda* (IS), *Corophium orientale* (AM = Anfípodo), *Melicertus kerathurus* (DE), *Palaemonetes varians* (DE), *Anilocra* spp. (IS), *Anisops* sp. (IN = Insecto), *Nerocila* spp. (IS), *Cerastoderma* sp. (MO = Molusco), *Hediste diversicolor* (PO = Poliqueto), *Pa-*

ragnathia formica (IS), *Gastrosaccus spinifer* (MY), *Cyathura carinata* (IS), *Liocarcinus vernalis* (DE), *Hydropsychidae* (IN), *Sigara* sp. (IN), *Eurydice pulchra* (IS), *Cybister* sp. (IN), *Parapleustes assimilis* (AM), *Melita palmata* (AM), *Leptocheirus pilosus* (AM), *Physella acuta* (MO), *Chaoboridae* (IN), *Atyaephyra desmarestii* (DE), *Berosus* sp. (IN), *Coenagrionidae* (IN).

En el bentos del estuario del Guadiana (Sánchez-Moyano, *et al.*, 2003) los poliquetos *Spionidae* y los crustáceos *Anthuridae* son los dos taxones más representativos del tramo alto (más dulce) y los poliquetos *Orbiniidae* son característicos del tramo medio (típico de fondos arenosos de consistencia media-fina). Las estaciones localizadas en las desembocaduras del Guadiana y el Carreras se distinguen por la presencia de familias características de medios marinos como, por ejemplo, los poliquetos *Syllidae*, *Serpulidae* y *Pisionidae*, los moluscos bivalvos *Veneridae* y *Mytilidae* y los crustáceos decápodos *Portunidae*. Finalmente, los poliquetos *Capitellidae* y *Sabellidae*, los crustáceos *Bodotriidae* y los equinodermos *Amphiuridae*, son taxones característicos en la zona exterior, más allá de la desembocadura.

■ Macrófitos

No se ha encontrado información sobre las especies características de macrófitos en el estuario del Guadalquivir, aunque existe información sobre las especies presentes en las marismas de Doñana (Duarte *et al.*, 1990). Los macrófitos sumergidos más abundantes en Doñana son *Chara galioides*, *Ruppia drepanensis*, *Althenia orientalis*, *Potamogeton pectinatus* y *Zannichellia obtusifolia*.

■ Fitoplancton y fitobentos

En el estuario del Guadiana, diatomeas, algas verdes y cianobacterias son los grupos más abundantes del fitoplancton (Domingues *et al.*, 2007). Los principales géneros identificados fueron diatomeas céntricas como *Melosita* y *Cyclotella*, pero algunas diatomeas pennadas como *Navicula* y *Gyrosigma* también son abundantes. Los géneros *Scenedesmus* y *Pediastrum* dominaron el grupo de las algas verdes, mientras que el género *Oscillatoria* fue el más frecuentemente identificado en el grupo de las cianobacterias.

III. Estuarios micromareales mediterráneos

La información analizada sobre este tipo corresponde al estuario del río Ebro, que en principio es representativo de otros estuarios mediterráneos con cuña salina, aunque de la mayoría de ellos no se dispone de información.

■ Peces

Estudios realizados en el tramo del río Ebro correspondientes al Delta, entre 1979 y 1980 (Sostoa, 1983; Sostoa & Sostoa, 1985), muestran una comunidad formada por catorce especies: *Anguilla anguilla*, *Barbus graellsii*, *Liza ramada*, *Cyprinus carpio*, *Mugil cephalus*, *Chelon labrosus*, *Dicentrarchus labrax*, *Platichthys flesus*, *Engraulis encrasicolus*, *Liza aurata*, *Liza saliens*, *Solea vulgaris*, *Chondrostoma miegii* y *Carassius auratus*, a las que hay que añadir las especies migradoras *Alosa alosa*, *Alosa fallax* y *Petromyzon marinus*, *Potamoschystus microps*, *Atherina boyerii*. De todas ellas, las resaltadas en negrita son las características del tramo de estuario, aunque la Lamprea marina (*Petromyzon marinus*) parece actualmente extinguida, al igual que el Esturión común. La lista completa de especies de este subtipo se muestra en la tabla 2.11; la información se ha obtenido también de la base de datos ICTIMED del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, sobre peces Mediterráneos: <http://www.cmima.csic.es/ictimed/>

■ Macroinvertebrados

Las especies más abundantes de macroinvertebrados bentónicos en el estuario del Ebro (Ibáñez *et al.*, 1995) fueron el poliqueto *Streblospio shrubsoli* y el oligoqueto (*Tubificidae*) *Limnodrilus hoffmeisteri*. Otras especies eurihalinas encontradas fueron el isópodo *Cyathura carinata*, el anfípodo *Leptocheirus pilosus* y el quironómido *Harnischia* sp.

■ Macrófitos

- **Vegetación acuática.** Las especies más características, los hidrófitos, pueden hallarse enraizados al substrato o ser flotantes. Las comunidades más representativas son el *Potametum denso-nodosi*, integrado por especies acuáticas enraizadas (sobre todo por especies del género *Potamogeton*) y el *Lemno-Azolletum*,

formado por plantas flotantes especialmente por *Lemna gibba* y *L. minor*.

- **Vegetación palustre.** Las diferentes comunidades palustres se disponen en función del gradiente de humedad, el cual muchas veces se superpone a otro de salinidad. El carrizal *Typho-Schoenoplectetum glauci* es la más común y exigente en humedad. Se halla integrada por el mismo carrizo (*Phragmites australis*), las eneas (*Typha latifolia*, *T. angustifolia*), *Scirpus lacustris* subsp. *tabernaemontani* y, si las condiciones de humedad y salinidad son algo limitantes, puede abundar la castañuela (*Scirpus maritimus*).

■ Fitoplancton y fitobentos

Los grupos mayoritarios en el fitoplancton del tramo final del Ebro son las diatomeas y las clorofíceas (Sabater & Muñoz, 1990). Las primeras, más abundantes en otoño y primavera, son substituidas progresivamente por las clorofíceas, que aumentan desde finales de primavera hasta el verano. Especialmente, las clorofíceas son más abundantes en la desembocadura del río que en los tramos superiores. Las diatomeas abundantes en otoño son las especies: *Aulacoseira granulata* y *Cyclotella* spp. (*C. atomus* y *C. meneghiniana*), mientras que en primavera aparecen *Skeletonema potamos*, *Cyclotella ocellata* y *C. comta*. Respecto a las clorofíceas, *Scenedesmus* spp., *Pediastrum* spp. y *Coelastrum* spp. son abundantes desde finales de primavera hasta finales de verano. *Chlorella vulgaris* y *Oocystis lacustris* son importantes en septiembre. En la desembocadura y en verano también podemos encontrar altas densidades de *Ankistrodesmus falcatus*. Las cianofíceas (*Anabaena verrucosa* y *Coelosphaerium kutzingianum*) presentan, en general, abundancias bajas, excepto en noviembre, en que aumentan a lo largo del tramo final del río. El resto de grupos del fitoplancton no son muy importantes y su abundancia es poco significativa. Sólo en verano las criptofíceas (*Cryptomonas* sp.) pueden llegar a ser relativamente abundantes en la desembocadura.

La secuencia temporal en la abundancia del fitoplancton se refleja también en la sucesión de los grupos de algas dominantes. La dominancia durante la primavera de las diatomeas (*Skeletonema potamos* y *Cyclotella* spp.) se relaciona con sus preferencias por aguas rápidas y turbulentas. Su substitución

en verano por algas verdes (*Oocystis* spp., *Pediastrum* spp., *Coelastrum* spp. y *Scenedesmus* spp.) está relacionada con caudales bajos y elevadas temperaturas. En verano, además, la salinidad del agua tiene también un papel importante en el desarrollo de poblaciones importantes de diatomeas céntricas (*Actinocyclus normanii*, *Stephanodiscus hantzschii*), que presentan una alta tolerancia a la salinidad propia del río durante este período.

Respecto al fitobentos, los géneros más característicos en la parte superior del estuario (más dulce) son *Coconeis*, *Nitzschia* y *Amphora*, que son taxones tolerantes a fluctuaciones de salinidad, temperatura y nutrientes.

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye un listado adicional de especies incluidas en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) aportado por la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP) y la Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife).

2.6. EXIGENCIAS ECOLÓGICAS

I. Estuarios mesomareales Atlánticos

Clima: atlántico (oceánico).
Vertiente: atlántica (Norte).
Régimen mareal: mesomareal (1-5 m).
Estratificación de la columna de agua: débil o nula.
Temperatura: moderada.
Salinidad media: elevada (euhalinos).
Hidrodinámica: predominio de los pulsos de marea.
Proporción de área intermareal: grande (>50% de la superficie).
Profundidad: someros (<15 m).
Sustrato: predominio de sedimentos finos.

II. Estuarios mesomareales Mediterráneos

Clima: mediterráneo.
Vertiente: atlántica (Sur).
Régimen mareal: mesomareal bajo (1-3 m).
Estratificación de la columna de agua: moderada.
Temperatura: elevada.
Salinidad media: moderada (polihalinos).
Hidrodinámica: predominio de los pulsos de marea.
Proporción de área intermareal: pequeña.
Profundidad: someros (<15 m).
Sustrato: predominio de sedimentos finos.

III. Estuarios micromareales Mediterráneos

Clima: mediterráneo.
Vertiente: mediterránea.
Régimen mareal: micromareal (20-30 cm).
Estratificación de la columna de agua: fuerte.
Temperatura: elevada.
Salinidad media: moderada (polihalinos).
Hidrodinámica: predominio de la corriente fluvial.
Proporción de área intermareal: nula.
Profundidad: someros (<10 m).
Sustrato: predominio de sedimentos finos.

2.6.1. Especies características y diagnósticas hidrográficas

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye un listado de las especies características y diagnósticas aportado por la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP) y la Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife).



3. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

Los ecosistemas acuáticos y, en particular, los estuarios, están contemplados en el ámbito legal de dos directivas europeas, la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) y la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), abreviado DMA. Los objetivos de ambas directivas siguen diferentes enfoques, aunque convergen en el objetivo de la protección y la conservación de estos ecosistemas.

La Directiva de Hábitats se centra en el concepto “estado de conservación”, en base a la distribución, estructura, funcionamiento y especies típicas de dichos tipos de hábitat. Ésta intenta sobre todo evitar que se produzca una disminución o pérdida de un tipo de hábitat o una especie de interés, por lo que posee un carácter eminentemente proteccionista y conservacionista.

La DMA, en cambio, se centra en evitar un mayor deterioro de los ecosistemas acuáticos para garantizar la sostenibilidad de los recursos hídricos, mediante la minimización de las presiones e impactos (contaminación, sequías e inundaciones, alteración hidromorfológica, etc.), todo ello para garantizar el suministro suficiente de agua a largo plazo. Se deduce, a partir de estos objetivos, un enfoque de sostenibilidad con cierto carácter de protección pero con un menor énfasis que el de la Directiva de Hábitats, quedando esto reflejado en el artículo 4 “objetivos medioambientales” primer punto, apartado c), referente a las zonas protegidas: “Los Estados miembros habrán de lograr el cumplimiento de todas las normas y objetivos a más tardar quince años después de la entrada en vigor de la presente Directiva, a menos que se especifique otra cosa en el acto legislativo comunitario en virtud del cual haya sido establecida cada una de las zonas protegidas”. Dentro de las zonas protegidas consideradas en la DMA se incluyen las designadas en el marco de la Directiva de Hábitats (ver anexo I), es decir, que los estados miembros seguirían las directrices fijadas por la DMA sólo en el supuesto de que no se hayan establecido otras, como es el caso de la Directiva de Hábitats. Otro punto importante de la DMA reside en que todos aquellos ecosistemas acuáticos que quedan fuera del ámbito de la Directiva de Hábitats, directiva que no es exclusiva para este tipo de ecosistemas, ahora poseen un marco legal comunitario en el que englobarse.

Para la implementación de la DMA se han realizado gran número de trabajos, todos ellos con el objetivo final de la determinación del estado ecológico de las masas de agua. Un “muy buen estado ecológico” se define como “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. Éstas son las condiciones y comunidades específicas del tipo”.

Actualmente la DMA se encuentra en una fase bastante avanzada de su desarrollo, en gran medida debido a la gran cantidad de recursos destinados a su implementación. Así, ya se cuenta con numerosos trabajos científicos realizados para el desarrollo de indicadores del estado ecológico (principalmente indicadores biológicos), de los cuales podría obtenerse, siempre en la medida de lo posible, información para la evaluación, del estado de conservación según la Directiva de Hábitats. Sobre todo si, previa evaluación ésta información cumple los objetivos exigidos por esta directiva. Por lo que se refiere al punto de vista común de protección y conservación de ambas directivas, de estos trabajos se puede obtener información relativa a la integridad funcional o estructural del tipo de hábitat o masa de agua (indicadores) y se podría aprovechar los diseños de las redes de seguimiento y control de las masas de agua de la DMA.

En principio, cabría esperar que una masa de agua en “muy buen estado ecológico” según la DMA poseyera también el estado de “conservación favorable” según la Directiva de Hábitats. Ahora bien, esta equivalencia hay que tomarla con cautela, sobre todo porque para el establecimiento del “estado ecológico” se tienen en cuenta unos criterios muy diferentes a los expuestos para el establecimiento del “estado de conservación”.

El estado de conservación ya sea de un tipo de hábitat o de una especie de interés se establece mediante estudios específicos de su distribución natural, estructura, funcionamiento y estado de sus especies típicas, y ha de establecerse teniendo en cuenta también su distribución y la dinámica de sus poblaciones.

Aunque los objetivos ambientales de ambas directivas no son exactamente los mismos, en el caso de los estuarios, a la espera de resultados más concretos en relación a la evaluación de su estado de conservación según la Directiva de Hábitats asumiremos que no se garantizará un estado de conservación favorable sin que se haya logrado un buen estado ecológico según la DMA. Así pues, utilizaremos la información generada para el desarrollo de indicadores del estado ecológico según la DMA para establecer indicadores del estado de conservación, teniendo en cuenta las limitaciones de esta aproximación. Estas limitaciones, además de por motivos metodológicos, se deben también al hecho que las aguas de transición son los sistemas contemplados en la DMA, donde los trabajos de desarrollo de los indicadores están más atrasados, por lo que, en algunos casos, la información disponible es escasa o imprecisa. En este capítulo se muestra una recopilación de diferentes estudios llevados a cabo por las demarcaciones hidrográficas para la implementación de DMA en aguas de transición, que incluyen tanto estuarios como lagunas costeras.

3.1. DETERMINACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LA SUPERFICIE OCUPADA

En este apartado tomaremos como referencia los diferentes trabajos realizados para la implementación de la Directiva Marco del Agua llevados a cabo por las confederaciones hidrográficas.

Empezando por Cantabria, comunidad que cuenta con numerosos ejemplos para establecer la superficie de los estuarios objeto de estudio, se procedió a su delimitación utilizando SIG (Sistema de Información Geográfica) generado específicamente para esta labor. Se establecieron los límites interior, exterior y lateral de los estuarios aplicando los siguientes criterios: el límite interior (continental) del estuario, considerado como límite teórico entre las aguas de transición y las aguas fluviales, se localizó en el punto más interno en el que se deja sentir la influencia de la marea. Dado que no

contaban con información específica sobre variaciones de salinidad, el límite interior del estuario lo definieron según los siguientes criterios:

- 1) Cuando existía información sobre el límite de los niveles de las pleamares vivas equinocciales, utilizaron dicho límite.
- 2) Deslindes del Dominio Público Marítimo-Terrestre (DPMT), considerando que el inicio de dicho límite administrativo se corresponde con el límite interior de la zona estuarial y el inicio de las aguas fluviales.
- 3) Criterio de experto, sustentado sobre aspectos morfológicos y fisiográficos de los estuarios y ríos.

El límite exterior (marino) de los estuarios lo establecieron en base en criterios fisiográficos, considerando la línea que une las puntas de cada parte de la desembocadura, ya fuera ésta de naturaleza artificial o natural, rocosa o arenosa.

Los contornos o límites laterales de los estuarios los delimitaron considerando la cota máxima de alcance de la marea. Además, no consideraron como parte de las aguas de transición o estuarios aquellas zonas que, aunque están incluidas dentro del Dominio Público Marítimo-Terrestre (DPMT) no son inundables por la marea. Una vez incorporados estos límites en el SIG, se puede calcular la superficie automáticamente.

En el caso de Asturias, establecieron la superficie ocupada por sus estuarios siguiendo otros criterios en el establecimiento de sus límites. En el caso del límite interior tuvieron en cuenta dos métodos para definirlos: por un lado, el límite agua dulce-agua salobre u onda salina y, por otro, el alcance de los efectos de la marea u onda mareal, criterio este último recogido en la Ley de Costas para definir el Dominio Público Marítimo-terrestre: “(…) hasta donde se haga sensible el efecto de las mareas”. Además, para establecer el límite interior de las masas de agua de transición a lo largo de los cauces se basaron en diferentes fuentes de información como el límite propuesto por el CEDEX y diversos estudios realizados para la Dirección General de Costas (INDUROT, 1998-2004). Sobre todo el estudio realizado por el INDUROT en el año 2003 sobre 77 desembocaduras fluviales de la costa cantábrica, los deslindes del DPMT y fotografías aéreas, tanto recientes como históricas, así como otras publicaciones relacionadas con el tema.

Los trabajos mencionados se basaron sobre todo en la información que les proporcionaban las cartografías geomorfológicas y de vegetación que fueron realizadas para diversos estuarios asturianos por el INDUROT entre los años 1998 y 2004. Esta información les permitió identificar, por un lado, el alcance mínimo de la onda salina a lo largo del cauce por la presencia de las plantas tolerantes a la salinidad y, por otro lado, el alcance de la onda mareal a lo largo del cauce, siempre superior al de la onda salina. Para establecer límites laterales tuvieron en cuenta el efecto de las mareas en aquellos terrenos donde, bien por causas antrópicas (usos del suelo) o bien porque la inundación por aguas salinas sólo se produce durante mareas equinocciales, no presentaban este tipo de vegetación especializada. Esto lo corroboraron con el estudio de fotogramas aéreos recientes detallados considerando, asimismo, fotografías, sondeos y documentación histórica para determinar terrenos que antes pertenecían al medio estuarino. Los límites exteriores los establecieron atendiendo a criterios fisiográficos, englobando el área entre cabos más próximos y los bordes de la desembocadura.

En el País Vasco siguieron criterios semejantes a los empleados por los cántabros y los asturianos. En Galicia, por su parte, basaron la delimitación de sus estuarios en capturas digitales de los mapas de la costa gallega proporcionadas por el SITGA; el resultado se dio como masas de agua representadas por polígonos.

En relación con los estuarios mediterráneos de vertiente atlántica (Guadiana y Guadalquivir) no se han especificado los criterios empleados para la delimitación de sus estuarios.

En la Confederación Hidrográfica del Segura no se delimitaron aguas de transición según el criterio de “reducida extensión” de este tipo de masa de agua. En la Confederación Hidrográfica del Júcar emplearon los criterios mencionados para las comunidades del Norte.

En la Confederación Hidrográfica del Ebro no se ha incluido el estuario como masa de agua, porque se encuentra incluido en la zona de Dominio Público Marítimo-Terrestre, que es competencia de la Dirección General de Costas del Ministerio de Medio Ambiente. Este es un criterio válido para delimitar el estuario del Ebro.

La Agencia Catalana del Agua ha delimitado los estuarios basándose en factores hidromorfológicos. Se han considerado estuarios los tramos finales de los ríos más caudalosos, desde su desembocadura hasta que ya

no se notara la señal de la marea, sea a nivel de salinidad y/o de fluctuaciones de nivel.

En todos los casos, si la información no está digitalizada en un SIG, la superficie de los estuarios se puede estimar mediante ortofotomapas, imágenes de satélite, etc.

3.2. IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE LAS ESPECIES TÍPICAS

Siguiendo la base fitosociológica en que se basa la Directiva de Hábitats y entendiendo como un todo el tipo de hábitat estuarino en el que se englobarían también parte de otros tipos de hábitat contemplados en la Directiva, destacaríamos las siguientes especies típicas: empezando por la zona estrictamente submareal dos especies de *Zostera*, *Z. marina* y *Z. noltii*, típicas de sustratos fangosarenosos de la zona inframareal; otra especie típica es *Ruppia maritima*, que suele colonizar sustratos fangosos de estuarios y lagunas con agua salobre. En las zonas inundadas por el mar en las pleamares o por el efecto de los temporales aparecen praderas de *Spartina maritima*, *Puccinellia maritima*, *Spergularia maritima* y *Salicornia ramosissima*, que crecen en suelos hipersalinos. En la cabecera del estuario, con escasa o nula influencia del agua marina, encontramos macrófitos sumergidos de los géneros *Myriophyllum*, *Potamogeton* y *Ceratophyllum* y, en las orillas, helófitos como *Phragmites australis*, *Scirpus maritimus*, *Thypha* spp., etc. Además de las especies mencionadas, también son típicas de los tipos de hábitat estuarinos *Ruppia cirrhosa*, *Inula crithmoides*, *Halimione portulacoides*, *Suaeda vera*, *Sarcocornia perennis*, *Sarcocornia fruticosa*, etc.

Respecto a la evaluación, y en referencia a los trabajos desarrollados en España para la implementación de la DMA, en el caso de los macrófitos todavía no se ha desarrollado un indicador definitivo de estado ecológico para aguas de transición y, en particular, para estuarios. La evaluación se debería realizar en función de la presencia y/o abundancia de determinadas especies sensibles a las presiones e impactos, teniendo como condición de referencia las especies características de los tipos de hábitat sin alteraciones significativas. En el siguiente apartado, basándose en el trabajo que se está desarrollando para la DMA, se proponen los indicadores (bióticos y abióticos) que pueden ser de utilidad para evaluar la estructura y función (y estado de conservación) de los tipos de hábitat estuarinos.

En el anexo 1 de la presente ficha se incluye un listado adicional de especies típicas aportado por la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM) y la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

3.3. EVALUACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN

Los ecosistemas acuáticos deberán tener una evaluación de su estructura y función para dar respuesta, como mínimo, a los requerimientos de la Directiva Marco del Agua. Dado el avanzado estado de desarrollo de estas metodologías, se propone utilizar las mismas para evaluar la estructura y función de los tipos de hábitat de interés comunitario y, en particular, del tipo de hábitat 1130.

Sin embargo, previamente deben hacerse algunas consideraciones generales:

- Los trabajos de implantación de la DMA en aguas de transición están todavía en proceso de revisión y desarrollo, especialmente en el caso de los estuarios (en lagunas costeras están más avanzados). En el caso de los estuarios mediterráneos todavía no hay una propuesta. Respecto a los indicadores de calidad, están todavía iniciándose los trabajos de intercalibración a nivel europeo (en el caso de las lagunas, aún no en el caso de los estuarios), que deben asegurar que los índices realmente respondan a un gradiente de presión y, además, que los umbrales de calidad sean comparables en todo el territorio europeo. Esto significa que los protocolos de determinación del estado ecológico pueden modificarse en un futuro, bien para mejorar su indicación de la calidad, bien para homogenizar niveles de calidad. Aunque aquí se propone una metodología y unos cortes de calidad, deberá seguirse la evolución de estos trabajos y utilizar siempre los últimos resultados consensuados.
- Paralelamente, a nivel español se están desarrollando los trabajos para fijar las condiciones de referencia de cada tipo de masa de agua de transición. Estas condiciones (siempre que estén de acuerdo con los trabajos de intercalibración europeos) pueden hacer modificar algunos umbrales de calidad. Deberá seguirse también la evolución de éstos.

- Siempre que se cumplan ciertos requisitos, a nivel español los métodos de evaluación del estado ecológico pueden variar entre demarcaciones hidrográficas. Esto implica que si se quieren unificar redes de control para la Directiva de Hábitats y la DMA (o bien se quieren usar los datos directamente provenientes de la DMA) los métodos de evaluación del estado de conservación de un tipo de hábitat de interés comunitario deberán modificarse en función de la demarcación hidrográfica a la que pertenezca. Por el momento, la mayoría de demarcaciones no han establecido los métodos oficiales y o han considerado los estuarios como masas de agua costeras (y no de transición). Deberán tenerse en cuenta los cambios que las demarcaciones puedan introducir en las metodologías.

- Los métodos de evaluación del estado ecológico según la DMA no dependen de la región natural. Un mismo método puede usarse en distintos lugares, adaptando siempre los umbrales de calidad al referente según el tipo. Por ello, no se diferencian métricas para la evaluación del estado de conservación del tipo de hábitat ni entre regiones naturales ni entre los subtipos descritos. Pueden diferenciarse umbrales de calidad o no incluirse determinados indicadores o métricas por ser improcedentes.

3.3.1. Factores, variables y/o índices

En este apartado se describen los indicadores y las métricas que se están utilizando o se han planteado utilizar en aguas de transición y costeras, así como otros que potencialmente puedan ser interesantes. Sin embargo, no se indican valores de referencia ni umbrales definitivos para las métricas, ya que en la mayoría de los casos todavía no existe suficiente información y validación para proponer unos criterios fiables.

1. Indicadores biológicos

■ Fitoplancton

En el País Vasco se han considerado como indicadores las especies fitoplanctónicas tóxicas para la salud humana, las especies de fitoplancton tóxicas para la flora y fauna y las especies utilizadas como indicadores de eutrofia. En el caso de Cantabria se han considerado dos indicadores: la concentración de clorofila 'a' y la presencia de especies de fitoplancton tóxicas para el

hombre, la flora y la fauna. Esta propuesta la han adaptado a partir de la efectuada por el IFREMER en Francia (Vincent, *et al.*, 2002) y, posteriormente, adaptada por AZTI para el País Vasco (Borja, *et al.*, 2004), con algunas salvedades. Se utiliza tanto para los estuarios como para las aguas costeras.

Para valorar el estado de la masa de agua de acuerdo con la concentración de clorofila 'a', han partido de los niveles de referencia establecidos en el índice ICATYM. En este caso, dichos niveles se consideran indicativos del estado de la comunidad fitoplanctónica como un reflejo de la existencia de posibles procesos de eutrofización. Dentro de las especies de fitoplancton que se consideran tóxicas, se diferencian aquéllas que son tóxicas para el hombre, de las que lo son para la fauna y la flora. Las primeras incluyen todas las que producen toxinas DSP, PSP y ASP. La valoración final de la calidad de las masas de agua, según este indicador, corresponde al peor de los estados obtenidos con la concentración de clorofila 'a' y la presencia de especies de fitoplancton tóxicas.

En el caso de los estuarios micromareales mediterráneos, la cantidad de clorofila 'a' o de clorofila total pueden ser también un buen indicador de estado ecológico, sensible a la eutrofización, aunque los valores de referencia y los umbrales de calidad todavía no están establecidos. En el caso del estuario del Ebro, también se está estudiando la posibilidad de utilizar el fitobentos (diatomeas) como indicador de estado ecológico, aunque todavía no se dispone de resultados.

■ Vegetación acuática sumergida y emergida

En el País Vasco trataron de aplicar la metodología de Orfanidis *et al.* (2001), que trabaja con la cobertura de las especies de macroalgas dividiéndolas en dos grupos:

- I. Sensibles a la contaminación (especies de vida larga, talos grandes, etc.). Fundamentalmente grandes algas: *Fucus*, *Cystoseira*, *Sargassum*.
- II. Oportunistas (de vida corta, talos filiformes). Fundamentalmente algas verdes, epifitas.

En los estuarios micromareales mediterráneos los macrófitos y macroalgas no se pueden utilizar como indicadores, ya que no son frecuentes.

En Cantabria utilizaron la vegetación intermareal, llevando a cabo un estudio específico para caracterizar y valorar el estado de conservación de la vegetación presente en las distintas masas de agua. Para ello desarrollaron el Índice de Vegetación de Estuarios (IVE), que integra tres índices parciales: el índice de riqueza (I_{riq}), el índice de cobertura (I_{cob}) y el índice de especies invasoras (I_{inv}).

$$IVE = (I_{riq}) + (I_{cob}) + (I_{inv}) / 3$$

Este índice valora la riqueza de la vegetación de marisma de la masa de agua en función del número de comunidades o tipos de hábitat diferentes que aparezcan en la misma. En el recuento de las comunidades presentes no se considera el sustrato rocoso, ya que resulta muy minoritario. Tampoco se incluye la "comunidad de *Baccharis*" al no ser un elemento que contribuya a la calidad del estuario, sino que, por el contrario, se ha considerado un indicador de deterioro ambiental.

El índice de cobertura valora la superficie intermareal que se encuentra vegetada, referido exclusivamente al área intermareal del estuario.

En el caso del índice de especies invasoras se valora la presencia de especies que suponen un riesgo para la biodiversidad original del estuario, al desplazar a las especies autóctonas. El índice considera la distribución y cobertura de *Baccharis*, principal especie macrofítica exótica, localizada en los estuarios cantábricos en la superficie vegetada del estuario. Para valorar este indicador, en primer lugar, se evalúa independientemente la cobertura de dicha especie en cada uno de los tipos de hábitat identificados en la cartografía, obteniéndose el valor del índice parcial de especies invasoras ($I_{inv,i}$) mediante una escala de valoración. En segundo lugar, se determina el índice global del estuario relativo a las especies invasoras, I_{inv} , a partir de la suma ponderada de los "n" índices parciales de especies invasoras, $I_{inv,i}$. Dicha ponderación se realiza en función de la superficie relativa que cada tipo de hábitat representa respecto a la superficie vegetada del estuario:

$$I_{inv} = \sum_{i=1}^n (I_{inv,i} \cdot S_{rel,i})$$

$$S_{rel,i} = \frac{S_i}{S_{veg}}$$

Siendo i : 1,2,..., n los tipos de hábitat cartografiados.

$S_{rel,i}$: la superficie relativa del tipo de hábitat i .

S_i : la superficie del tipo de hábitat i .

S_{veg} : la superficie total vegetada en el estuario.

La valoración de la vegetación de marisma de cada masa de agua se realiza mediante la integración de estos tres índices parciales dentro del índice de vegetación del estuario (IVE), que puede variar entre 0 y 100.

En Asturias se ha realizado un importante esfuerzo por desarrollar una métrica común de aplicación en la zona atlántica española que pueda ser extrapolada a otros países en los que existan estuarios con las mismas características. El INDUROTH ha sido el coordinador del desarrollo de esta métrica en la que han colaborado profesionales pertenecientes a distintos organismos: Universidad de Cantabria, CEDEX, AZTI (País Vasco), Consejería de Pesca y Asuntos Marítimos de Galicia y Universidad de Cádiz.

El punto de partida para el análisis de la vegetación consiste en la realización de una cartografía basada en la Directiva de Hábitats (92/43/CEE). La cartografía se elabora sobre topografía de escala adecuada a cada caso, en función del tamaño del estuario (para los estuarios cantábricos se estima adecuada una cartografía de escala entre 1:10.000 y 1:20.000). Cada uno de los tipos de hábitat cartografiados lleva asociados dos valores: el código relativo al tipo de hábitat y la cobertura del mismo. La cartografía incluye tanto las especies autóctonas como las especies invasoras y las comunidades antrópicas que se encuentran dentro de lo que se ha definido como masa de agua de transición. Toda la información recogida en el campo es almacenada en una "geodatabase" y, a partir de ella, se calcula la superficie ocupada por cada tipo de hábitat en el estuario, así como la cobertura media de los mismos.

Con toda la información recopilada, se calcula una serie de parámetros que se integrarán en un índice final, el cual permitirá determinar la calidad de las masas de agua de transición, de acuerdo al estado ecológico que presentan las macroalgas y las angiospermas.

■ Macroinvertebrados bentónicos

En el caso de Euskadi han utilizado para evaluar el estado ecológico de los estuarios y aguas costeras el índice AMBI (AZTI Marine Biotic Index), desarro-

llado por Borja *et al.*, (2000), pero además han estudiado la diversidad y riqueza. Según sus trabajos, las distancias del conjunto de valores que identifican una estación respecto a las estaciones de referencia de muy buen estado ecológico y de mal estado ecológico es lo que determina su clasificación. En lo referido a la macrofauna bentónica, basaron la clasificación en su composición y abundancia y, más concretamente, en la diversidad, la abundancia de taxa de invertebrados y la presencia y/o ausencia de taxa sensibles e indicadoras de contaminación. En resumen, son tres los parámetros que consideraron: diversidad específica, riqueza y presencia/ausencia de especies sensibles e indicadoras. El índice de diversidad de Shannon-Wiener (HI) es, probablemente, el índice más usado para el cálculo de la diversidad; la riqueza específica puede ser fácilmente calculada como el número total de taxa; en cuanto a la presencia/ausencia de especies sensibles e indicadoras, emplearon el Coeficiente Biótico (AMBI), aplicado y validado a lo largo de las costas europeas atlánticas y mediterráneas, y está siendo probado en diferentes países (Italia, Noruega, Portugal y Reino Unido) por parte de diferentes investigadores y grupos. Para la aplicación del índice AMBI, las especies de invertebrados de fondo blando se distribuyen en cinco grupos ecológicos en función de su tolerancia o sensibilidad a la contaminación:

- I. Especies muy sensibles al enriquecimiento por materia orgánica y presentes en condiciones impolutas (estado inicial).
- II. Especies indiferentes al enriquecimiento por materia orgánica, siempre presentes en baja densidad con variaciones poco significativas a través del tiempo (desde estado inicial hasta desequilibrio ligero).
- III. Especies tolerantes a excesos de enriquecimiento de materia orgánica. Estas especies pueden aparecer bajo condiciones normales, pero sus poblaciones se ven estimuladas por el enriquecimiento orgánico (situación de ligero desequilibrio).
- IV. Especies oportunistas de 2º orden (situación ligera a pronunciadamente alterada).
- V. Especies oportunistas de primer orden (situación de desequilibrio pronunciado).

Una vez distribuidos todos los individuos en sus correspondientes grupos, se calculan los porcentajes de abundancia de individuos presentes en cada uno de ellos y se introducen en la siguiente ecuación para obtener el Coeficiente Biótico (BC) de la muestra:

$$BC = \{(0 \times \% \text{GI}) + (1,5 \times \% \text{GII}) + (3 \times \% \text{GIII}) + (4,5 \times \% \text{GIV}) + (6 \times \% \text{GV})\}/100$$

Donde:

BC: Coeficiente Biótico.

% **GI-GV**: Porcentajes de abundancia en los grupos ecológicos **I a V**.

Los valores del Coeficiente Biótico obtenidos mediante el índice AMBI son asignados a su vez a un Índice Biótico (BI) que distribuye los valores continuos del BC en 8 niveles discretos (0-7) correspondientes a 8 niveles de contaminación, a partir de los cuales se obtiene la clasificación del estado (ver tabla 3.1).

Coeficiente Biótico (BC)	Índice Biótico (BI)	Nivel de contaminación	Estado
0,0 < BC ≤ 0,2	0	Sin contaminar	Muy Bueno
0,2 < BC ≤ 1,2	1	Sin contaminar	Muy Bueno
1,2 < BC ≤ 3,3	2	Ligeramente contaminado	Bueno
3,3 < BC ≤ 4,3	3	Contaminado	Moderado
4,3 < BC ≤ 5,0	4	Contaminado	Moderado
5,0 < BC ≤ 5,5	5	Muy contaminado	Deficiente
5,5 < BC ≤ 6,0	6	Muy contaminado	Deficiente
Azoico	7	Extremadamente contaminado	Malo

Tabla 3.1

Categorías de estado ecológico en función del índice biótico (BI).

En Cantabria la caracterización del estado ecológico en base a las comunidades de invertebrados bentónicos se ha llevado a cabo mediante la aplicación de los siguientes índices:

- AMBI (AZTI Marine Biotic Index), desarrollado por la Fundación AZTI.
- Riqueza (S), número de especies.
- Diversidad de Shannon - Wiener (H).

La estimación de la riqueza y la diversidad total obtenidas fue resultado de la integración de las diferentes réplicas disponibles (S y H total), así como los valores medios de ambos índices obtenidos para cada muestra (S y H media).

Finalmente, los índices descritos anteriormente se han integrado en un sistema de valoración global, que considera los siguientes criterios:

- Valor de AMBI, estableciéndose un umbral en el valor de BC= 2,5.

- Número de especies sensibles, incluidas en los grupos ecológicos I y II.
- Número de especies oportunistas, asignadas a los grupos ecológicos IV y V.
- Porcentaje de muestras de cada masa de agua con una riqueza superior o inferior a 5 especies.
- Riqueza y diversidad total de la masa de agua.

Además, han aplicado el “criterio de experto” para incrementar o disminuir la categoría de estado en un nivel en determinados casos en los que consideraron que la calificación obtenida se desviaba del estado aparente de la masa de agua.

En Asturias se han recogido muestras de invertebrados bentónicos y la información obtenida se integrará en un futuro índice que permita determinar la calidad de las masas de agua.

Cabe resaltar que la evaluación efectuada por las diferentes confederaciones hidrográficas constituye una primera aproximación a la valoración del estado ecológico de las

masas de agua de transición. Aunque son pocas las confederaciones que han empleado índices, hay que destacar que, aquellas que lo han hecho, han basado la clasificación del estado ecológico en índices o métricas no desarrolladas exclusivamente para sistemas estuarinos, sino más bien para sistemas costeros. Esta evaluación podrá llevarse a cabo de forma más precisa cuando se desarrollen métricas apropiadas para los diferentes tipos de estuarios, teniendo en cuenta las características diferentes de los micromareales y los meso-macromareales.

En el estuario del Ebro se están realizando muestreos de macroinvertebrados bentónicos para desarrollar un índice adaptado a los estuarios micromareales.

La metodología empleada en la recogida de macrofauna bentónica fue similar en todos los casos: se emplearon diferentes tipos de dragas con una superficie operativa conocida, lo que permite obtener muestras cuantitativas. En todos los casos, la recogida de muestras fue realizada desde embarcación y, normalmente, las muestras fueron tamizadas con mallas de 500 μm .

■ Fauna ictiológica

Actualmente no se cuenta con información referente a la fauna ictiológica de los estuarios que esté relacionada con trabajos realizados para la implementación de la DMA. Las diferentes confederaciones no han tenido en cuenta, de momento, este indicador biológico a la hora de evaluar el estado ecológico de las aguas de transición y algunas están ahora en fase de desarrollar indicadores basados en la ictiofauna.

En el caso de las cuencas internas del País Vasco, se realiza un muestreo de peces mediante red de arrastre en cuatro estuarios cada año, completando los doce principales estuarios en tres años. Además, proponen una clasificación del estado ecológico basada en peces pero contando también con crustáceos, considerando estos factores:

- Riqueza (peces y crustáceos).
- Especies indicadoras de contaminación.
- Especies introducidas.
- Salud piscícola (daños, enfermedades, etc.).
- Presencia de peces planos (%).
- Composición trófica (% omnívoros).
- Composición trófica (% piscívoros).
- Número de especies residentes en el estuario.
- Especies residentes (%).

En Asturias también se han hecho algunas campañas de pesca en estuarios y con los datos obtenidos se desarrollará un índice. Al igual que en el caso del País Vasco, las capturas se realizaron mediante pesca de arrastre diferenciando zonas dentro de los estuarios; también se emplearon nasas como sistema adicional.

2. Indicadores físico-químicos

Los parámetros físico-químicos enumerados a continuación son medidos habitualmente en los ecosistemas acuáticos; la información que proporcionan ayuda a entender la estructura y función del ecosistema además de aportar información ecológica relevante para interpretar el estado de las comunidades biológicas.

■ Temperatura

La temperatura en un ecosistema acuático es un factor que influye, no sólo en el ciclo vital de los organismos, sino también en todos los procesos físicos, químicos y biológicos. En los estuarios la temperatura varía con la profundidad, la época del año y el grado de mezcla de la columna de agua. Se recomienda medir la temperatura, como mínimo, mensualmente en superficie y en profundidad, en la parte alta, media y baja del estuario. Una temperatura excesivamente alta puede perjudicar el estado de conservación de determinadas especies y puede ser un indicador de contaminación térmica o de calentamiento global.

■ Condiciones de acidificación

La acidificación representa la pérdida de capacidad neutralizante del agua. La acidificación provoca alteraciones en todas las comunidades acuáticas, especialmente en las menos tamponadas. Además, se favorece la disolución de, por ejemplo, metales pesados, dejándolos más fácilmente biodisponibles (y más tóxicos) para la biota. En el sentido inverso, los organismos también pueden verse afectados por valores muy elevados de pH, por encima de 9.

El pH describe la actividad de los protones, y muestra una elevada dependencia con el sistema de carbonatos. En general, las variaciones de pH responderán a los procesos metabólicos que se den en el agua. Valores elevados de pH suelen provenir de elevadas concentraciones de dióxido de carbono en el agua, producto de la respiración. Valores bajos de pH pue-

den provenir de la degradación de la materia orgánica, natural o alóctona (antrópica). Por ello, la determinación del grado de acidificación puede informar sobre la calidad del estuario e, indirectamente, sobre cantidades elevadas de materia orgánica, productores primarios y otros organismos.

Se propone medir (como mínimo) mensualmente el pH del agua en superficie y en profundidad, en la parte alta, media y baja del estuario.

■ Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto es el factor más limitante de la vida en un ecosistema acuático; depende directamente del intercambio con la atmósfera y, sobre todo, del balance fotosíntesis/respiración que se produce en dicho ecosistema. Cuando un ecosistema acuático se encuentra en relativo equilibrio F/R el oxígeno no es limitante para la mayoría de los organismos; el problema surge cuando la respiración supera a la producción, lo cual conduce a la disminución del oxígeno (hipoxia) que puede llegar hasta su agotamiento (anoxia). El caso más conocido de desequilibrio en la tasa F/R es la disminución del oxígeno por eutrofización. Cuando el oxígeno disuelto disminuye drásticamente sólo un reducido grupo de organismos es capaz de sobrevivir gracias a las adaptaciones para aprovechar esos bajos niveles; un ejemplo muy conocido son los invertebrados que poseen hemoglobina como pigmento respiratorio. Las comunidades de ecosistemas acuáticos con poco oxígeno disuelto suelen ser muy poco diversas. Se considera que los valores de oxígeno por debajo de 3 mg/l (hipoxia) pueden ser dañinos para muchas especies acuáticas. El oxígeno disuelto se medirá directamente del agua, en profundidad y en superficie, en la parte alta, media y baja del estuario, con una frecuencia mínima mensual.

■ Estado de los nutrientes

Los nutrientes inorgánicos disueltos en el agua son indispensables para los productores primarios y, por lo tanto, para el mantenimiento de la cadena trófica. Los nutrientes más importantes son los compuestos de nitrógeno y fósforo. Las formas predominantes de nitrógeno en ecosistemas acuáticos son los nitratos y el amonio, mientras que para el fósforo son los ortofosfatos. Un enriquecimiento de estos nutrien-

tes por aportes antrópicos causan el crecimiento desmesurado de los productores primarios, pudiendo generarse episodios de eutrofización con concentraciones elevadas de fitoplancton. La medida de las concentraciones de nutrientes puede revelar posibles problemas de eutrofización.

Para la determinación de la concentración de nutrientes disueltos (nitrato, amonio y fosfato) debe recogerse una muestra de agua para analizarse en el laboratorio mediante métodos y protocolos estandarizados. Se recomienda una frecuencia mensual, tomando muestras en la superficie y el fondo, en la parte alta, media y baja del estuario.

■ Salinidad y conductividad

La salinidad y la conductividad aportan información sobre la concentración de sales solubles en el agua. Este parámetro influye en el equilibrio osmótico de los organismos y limita la presencia de aquellos organismos no tolerantes. En algunos estuarios, un impacto a menudo presente es la modificación de las entradas de agua dulce y de los flujos mareales, con la consiguiente alteración de la salinidad del agua. Se recomienda medirlo mensualmente en la superficie y en el fondo, en la parte alta, media y baja del estuario.

■ Grado de penetración de la luz

Es un parámetro que, con valores bajos, indica que la producción primaria se puede ver limitada sólo a las zonas donde la luz es suficiente; también es una referencia del grado de turbidez del agua. Se recomienda medirla mediante el uso del disco de Secchi, con frecuencia mensual, en la parte alta, media y baja del estuario.

3. Indicadores hidromorfológicos

Aunque este tipo de indicadores está contemplado en la DMA y puede ser de utilidad para evaluar el estado de conservación de los estuarios, no se han desarrollado todavía índices de alteración hidromorfológica específicos para estos sistemas. Los dos principales indicadores podrían ser la alteración del régimen hidrológico (dinámica de las mareas y de los aportes fluviales) y la alteración de las condiciones morfológicas (fondo del estuario, orillas y desembocadura).

3.3.2. Protocolo para determinar el estado de conservación global de la estructura y función

Por estación / localidad:

En cada punto de muestreo, se determinará el estado ecológico a partir de los factores biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos mencionados en el apartado anterior, tal como se muestra en el esquema de la figura 3.1:

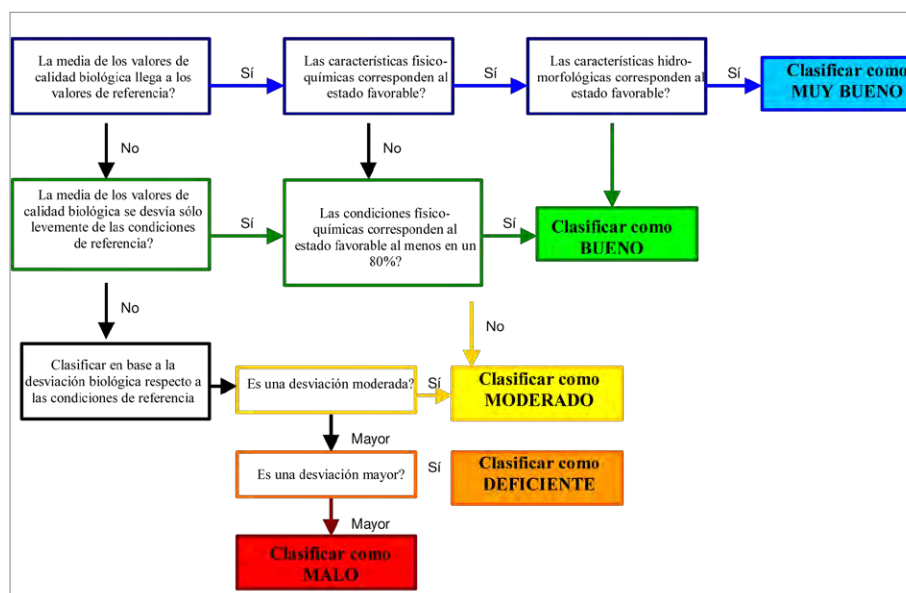


Figura 3.1

Procedimiento de determinación del estado ecológico.

El resultado obtenido en la estación se extrapolará para todo el polígono (masa de agua o tipo de hábitat de interés comunitario).

Alternativamente, el estado ecológico puede evaluarse con la misma metodología establecida por la

demarcación hidrográfica a la que pertenezca o bien tomar los datos recopilados por la demarcación.

En cualquier caso, el estado de conservación del tipo de hábitat se determinará a partir del estado ecológico, según la tabla 3.2:

Estado ecológico	Estado de conservación
Muy bueno	Favorable
Bueno	
Moderado	Desfavorable - inadecuado
Deficiente	
Malo	Desfavorable - malo

Tabla 3.2

Tabla para la determinación del estado de conservación a partir del estado ecológico.

Por tipo de hábitat:

Se sumarán las hectáreas de estuario donde es posible encontrar el tipo de hábitat de interés comunitario (superposición de la capa de tipo de hábitat y la capa de masas de agua), previamente ponderados según el recubrimiento del tipo de hábitat (si se dispone de esta información) para cada una de las calidades de estado ecológico. Se determinará, después, el estado de conservación según las equivalencias de la tabla anterior.

3.3.3. Protocolo para establecer un sistema de vigilancia global del estado de conservación de la estructura y función

Se establecerá, al menos, un punto de muestreo por polígono de hábitat de interés comunitario o bien un

punto de muestreo por masa de agua donde puede encontrarse el tipo de hábitat de interés comunitario. Se debe asegurar que el punto de muestreo contenga el tipo de hábitat objetivo. Se determinarán todos los factores de forma periódica. Esta periodicidad dependerá de las particularidades de la masa de agua donde se encuentre el tipo de hábitat de interés comunitario, según la tabla 3.3.

Alternativamente, pueden usarse los muestreos y datos de las redes de control de las demarcaciones hidrográficas, complementándolos con el muestreo adicional de los polígonos de hábitat de interés comunitario que, o bien no estén asociados a ninguna masa de agua, o bien tengan establecidas, por la demarcación hidrográfica, unas frecuencias de muestreo inferiores a las que se proponen para el tipo de hábitat de interés comunitario.

	Biológicos			Físico-químicos	Hidromorfológicos
	Macro-invertebrados	Fitoplancton- Macrófitos	Peces		
Sin riesgo*	2 años	2 años	6 años	6 meses	3 años
En riesgo*	1 año	1 año	3 años	1 mes	2 años

* Ver el apartado siguiente (3.4)

Tabla 3.3

Periodicidad de muestreo de los distintos factores en función de las particularidades de la masa de agua en que se encuentra el tipo de hábitat 1130.

3.4. EVALUACIÓN DE LAS PERSPECTIVAS DE FUTURO

Metodología para la evaluación del riesgo

El riesgo del tipo de hábitat de interés comunitario se determinará a partir del riesgo de que las masas de agua donde se encuentra no alcancen el buen estado

ecológico, cosa que equivale a decir que el tipo de hábitat se podría encontrar en un estado de conservación desfavorable. El análisis de riesgo debe realizarse a partir de un análisis de presiones y otro de impactos, determinándose según la tabla 3.4:

		Presión			
		Nula	Baja	Media	Alta
Impacto (estado ecológico)	Muy bueno	Sin riesgo	Sin riesgo	Sin riesgo	En riesgo
	Bueno	Sin riesgo	Sin riesgo	En riesgo	En riesgo
	Moderado	Sin riesgo	En riesgo	En riesgo	En riesgo
	Deficiente	En riesgo	En riesgo	En riesgo	En riesgo
	Malo	En riesgo	En riesgo	En riesgo	En riesgo

Tabla 3.4

Análisis del riesgo en función del análisis de presiones e impactos.

Análisis de presiones

El análisis de presiones se realizará en aquellas masas de agua donde se encuentre el tipo de hábitat de interés comunitario. Con el fin de aprovechar la información generada por la Directiva Marco del Agua, el análisis de presiones se realizará siguiendo la misma metodología de cada demarcación hidrográfica donde se halle el tipo hábitat de interés comunitario. Como ejemplo, se adjunta, en la tabla 3.5, la metodología establecida por la Agencia Catalana del Agua (ACA, 2005), al ser la

que mejor contempla el cálculo de las presiones desde un punto de vista cuantitativo. Esta metodología se emplea para ríos, pero en la mayoría de casos se puede aplicar a los estuarios, aunque se debería revisar desde esta perspectiva. A continuación, se detalla la forma de cuantificar las presiones en la tabla 3.5.

Análisis de impactos

El impacto se determinará directamente del estado ecológico, tal como se ha indicado en el apartado 3.3.2.

Tabla 3.5

Metodología establecida por la Agencia Catalana del Agua (ACA, 2005).

Presión	Fórmula
Alteraciones morfológicas	
Presas y esclusas	$RI_{PRS} = \frac{1}{0,5} \times \frac{\text{número_presas_y_esclusas}}{\text{longitud_MA}}$
Encauzamiento de lechos	$RI_{END} = \frac{1}{0,2} \times \frac{\sum (\text{Longitud_encauzamiento} \times \text{coeficiente}) + (\text{Longitud_tramo_urbano})}{\text{longitud_MA}}$

► Continuación Tabla 3.5

Presión	Fórmula
Alteraciones del régimen de caudales	
Extracciones de agua	$RI_{PC} = \frac{CM}{RN(Q50) - CC}$
Alteración hidrológica por embalses	$RI_{RF} = \frac{1}{obj} \times \frac{Volumen}{RN}$
Derivaciones por minicentrales hidroeléctricas	$RI_{PMN} = \frac{1}{12} \sum \frac{CM}{(RN - CC)}$

Usos del suelo en márgenes	
Invasión de la zona de inundación por usos urbanos	$RI_{PINZU} = \frac{1}{0,20} \times [PZU100 + (0,5 \times (PZU500 - PZU100))]$
Invasión de la zona de inundación por actividades extractivas	$RI_{PINEX} = \frac{1}{0,20} \times [PE100 + (0,5 \times (PE1500 - PE100)) + (0,5 \times PEN100) + (0,25 \times (PEN1500 - PEN100))]$
Invasión de la zona de inundación por explotaciones forestales de crecimiento rápido	$RI_{PINFO} = \frac{1}{0,25} \times [PFO100 + (0,5 \times (PFO500 - PFO100))]$

Fuentes puntuales de contaminación	
Vertidos biodegradables	$RI_{DQO} = \frac{1}{5} \times \left[\frac{Caudal_vertido \times DQOmedia}{RN} \right]$ $RI_{PT} = \frac{Caudal_vertido \times conc_fósforo_total}{RN}$ $RI_{ANS} = \frac{1}{20} \times \left[\frac{carga_orgánica_no_saneada}{RN} \right]$ $RI_{PBD_AC} = \frac{1}{10} \times \left[\sum ((\sum PBD) \times e^{-0,0001 \times longitud_rio}) \right]$ $RI_{PT_AC} = \left[\sum ((\sum PT) \times e^{-0,0001 \times longitud_rio}) \right]$ $RI_{DSU} = \frac{1}{20} \times \left[\frac{V_escorrentía \times conc_DQO}{Caudal_RN} \right]$

Sigue ►

► Continuación Tabla 3.5

Presión	Fórmula
Fuentes difusas de contaminación	
Vertidos industriales no biodegradables	$RI_{PI} = \frac{1}{0,05} \times \left[\frac{\sum (\text{caudal}_{\text{vertido}} \times \text{coeficiente})}{RN} \right]$
Vertederos de residuos sólidos urbanos	$RI_{AU} = \frac{1}{0,01} \times \left[\frac{\text{Volumen}_{\text{vertedero}} \times \text{Coef}_{\text{aportación}}}{\text{Superf}_{CA}} \right]$
Vertederos de residuos sólidos mixtos (urbanos e industriales)	$RI_{AM} = \frac{1}{0,1} \times \left[\frac{\text{Volumen}_{\text{vertedero}} \times \text{Coef}_{\text{aportación}}}{\text{Superf}_{CA}} \right]$
Usos agrícolas	$RI_{UA} = \frac{1}{obj} \times \left[\frac{\text{Superf}_{UA} \times \text{Coef}_{\text{aportación}}}{\text{Superf}_{CA}} \right]$
Usos urbanos	$RI_{UU} = \frac{1}{0,10} \times \left[\frac{\text{Superf}_{URB} \times \text{Coef}_{\text{aportación}}}{\text{Superf}_{CA}} \right]$
Deyecciones ganaderas	$RI_{DJ} = \frac{1}{60} \times \frac{\sum (CB \times NG) \times \text{Coef}_{\text{aportación}}}{\text{Superf}_{CA}}$
Fangos de las EDARs	$RI_{FE} = \frac{1}{2} \times \left[\left[\frac{1}{45} \times \frac{\text{carga}_N \times \text{Coef}_{\text{aportación}}}{\text{Superf}_{CA}} \right] + \left[\frac{1}{30} \times \frac{\text{carga}_P \times \text{Coef}_{\text{aportación}}}{\text{Superf}_{CA}} \right] \right]$
Excedentes de nitrógeno	$RI_{EN} = \frac{1}{10} \times \left[\frac{\text{Càrrega}_N}{\text{Superf}_{CA}} \right]$
Suelos contaminados y potencialmente contaminados	$RI_{SC} = \frac{1}{0,001} \times \left[\frac{\text{Superf}_{SC} \times \text{Coef}_{SC} \times \text{Coef}_{\text{aportación}}}{\text{Superf}_{CA}} \right]$
Vías de comunicación	$RI_{VC} = \frac{1}{0,025} \times \left[\frac{\text{Superf}_{VC} \times \text{Coef}_{\text{aportación}}}{\text{Superf}_{CA}} \right]$
Zonas mineras	$RI_{ZM} = \frac{1}{0,05} \times \left[\frac{\text{Superf}_{ZM} \times \text{Coef}_{\text{aportación}}}{\text{Superf}_{CA}} \right]$
Escombros salinos	$RI_{RS} = \frac{1}{0,0001} \times \left[\frac{\text{Superf}_{RS} \times \text{Coef}_{\text{aportación}}}{\text{Superf}_{CA}} \right]$
Especies invasoras	Estimado a partir del número de especies invasoras en cada masa de agua



4. RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN

El principal objetivo de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) es la conservación de aquellos tipos de hábitat naturales y de sus especies típicas, entendiendo por estado de conservación de un tipo de hábitat: *“el conjunto de las influencias que actúan sobre el hábitat natural de que se trate y sobre las especies típicas asentadas en el mismo y que pueden afectar a largo plazo a su distribución natural, su estructura y funciones, así como a la supervivencia de sus especies típicas en el territorio a que se refiere el artículo 2”*. Por lo tanto, debemos realizar énfasis en la minimización de las presiones que afectan a los estuarios, para preservar su funcionalidad y su integridad biótica.

Las principales recomendaciones para la conservación de los estuarios son:

- Determinar un régimen de aportaciones de agua dulce para mantener los gradientes de salinidad dentro del rango natural de variación.
- Restaurar el régimen mareal en el caso que esté alterado totalmente o parcialmente por la presencia de infraestructuras.
- Restaurar los humedales circundantes, con el objetivo de recuperar la diversidad biológica y mejorar la calidad del agua del estuario.
- Reducir las entradas de contaminantes mediante medidas en origen (reducción de vertidos) y mediante la mejora de los procesos de depuración.
- Desarrollar estudios y programas de control para las principales especies invasoras.
- Desarrollar programas de educación ambiental y de participación para implicar a la población local en la gestión y conservación de los estuarios.
- Aumentar el estatus de protección de aquellas zonas del estuario que por sus valores biológicos lo requieran para minimizar los impactos antrópicos.
- Controlar las actividades de explotación de los recursos biológicos de los estuarios (marisqueo, pesca, navegación, caza, etc.) realizando planes sectoriales para su gestión sostenible.



5. INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA

5.1. LÍNEAS PRIORITARIAS DE INVESTIGACIÓN

Las líneas prioritarias de investigación propuestas son:

- La realización de trabajos científicos acordes con los objetivos ambientales expuestos en el artículo 2 de la Directiva de Hábitats.
- La creación de una red de seguimiento del estado ecológico los estuarios, que sirva tanto para la Directiva de Hábitats como para la DMA.
- El estudio de la relación entre la dinámica hidromorfológica de los estuarios y las características de las comunidades biológicas.
- El estudio de la biodiversidad, con especial atención a las especies protegidas y a las invasoras.
- Las bases científicas para la gestión de especies de interés susceptibles de explotación.
- El estudio de especies susceptibles de ser incluidas en alguno de los anexos de la Directiva de Hábitats y de grupos poco estudiados (fitobentos, macroinvertebrados, etc.).



6. BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA

- AGENCIA ANDALUZA DEL AGUA, *Cuenca Atlántica Andaluza. Análisis de las características de la Demarcación: Caracterización de las masas, presiones e impactos.*
- AGENCIA ANDALUZA DEL AGUA, *Demarcación de la Cuenca Mediterránea Andaluza. Informe relativo a los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco de Aguas 2000/60/CE. Resumen ejecutivo.*
- AGENCIA CATALANA DEL AGUA, 2006. *Caracterización de masas de agua y análisis del riesgo de incumplimiento de los objetivos de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) en las cuencas de Cataluña (intra e intercomunitarias). En cumplimiento a los artículos 5,6 y 7 de la Directiva.*
- ÁLVAREZ, R & RODRÍGUEZ, E., 1989. Vegetación de los estuarios gallegos. Marisma de Baldaio (A Coruña). *Lazaroa* 11: 29-35.
- ALLEN, G.P., 1991. Sedimentary Processes and Facies in the Gironde Estuary: A Recent Model for Macrotidal Estuarine Systems. En: Smith, D.G., Reinson, G.E., Zaitlin, B.A. & Rahmani, R.A. (eds.) *Clastic Tidal Sedimentology Can. Soc. Petrol. Geol. Mem.* 15: 29-40.
- AGUAS DE GALICIA, 2005. *Informe resumen de los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua, Ámbito territorial Galicia-Costa.* Marzo 2005.
- BALDÓ, F., *et al.*, 2005. Efecto de la regulación del caudal del río Guadalquivir sobre las características fisicoquímicas del agua y la macrofauna acuática de su estuario. *Ciencias Marinas*, septiembre nº 3. Ensenada, Mexico: Universidad Autónoma de Baja California. volumen 31. pp 467-476.
- BALDÓ, F., ARIAS, A.M. & DRAKE, P., 2001. La comunidad macrobentónica del estuario del Guadalquivir. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 17 (1 y 2): 137-148.
- BASSET, A. *et al.*, 2006. Typology in Mediterranean Transitional Waters: New Challenges and Perspectives. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems.* 16: 441-455.
- BORJA, A., BALD, J., BELZUNCE, M.J., FRANCO, J., MUXIKA, I., PÉREZ, V., SOLAUN, O., URIARTE, A., VALENCIA, V., ADARRAGA, I., AGUIRREZABALAGA, F., CRUZ, I., LAZA, A., MARQUEGUI, M.A., MARTÍNEZ, J., ORIVE, E., RUIZ, J. M^a., SOLA, J. C., TRIGUEROS, J.M^a. & MANZANOS, A., 2005. *Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco.* Gobierno Vasco, Informe de AZTI-Tecnalia para la Dirección de Aguas del Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. 14 Tomos. 718 p.
- BORJA, A., BALD, J., BELZUNCE, M.J., FRANCO, J., GARMENDIA, J.M., MUXIKA, I., REVILLA, M., RODRÍGUEZ, G., TUEROS, I., URIARTE, A., VALENCIA, V., ADARRAGA, I., AGUIRREZABALAGA, F., CRUZ, I., LAZA, A., MARQUEGUI, M.A., MARTÍNEZ, J., ORIVE, E., RUIZ, J.M^a., SOLA, J. C., TRIGUEROS, J.M^a. & MANZANOS, A., 2006. *Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco.* Gobierno Vasco, Informe de AZTI-Tecnalia para la Dirección de Aguas del Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 15 Tomos. 765 p.
- BORJA, A., GARCÍA DE BIKUÑA, B., BLANCO, J.M., AGIRRE, A., AIERBE, E., BALD, J., BELZUNCE, M.J., FRAILE, H., FRANCO, J., GANDARIAS, O., GOIKOETXEA, I., LEONARDO, J.M., LONBIDE, L., MOSO, M., MUXIKA, I., PÉREZ, V., SANTORO, F., SOLAUN, O., TELLO, E.M. & VALENCIA, V., 2003. *Red de Vigilancia de las masas de agua superficial de la Comunidad Autónoma del País Vasco.* Metodologías utilizadas. Gobierno Vasco, Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. Tomo 1. 199 p.
- BORJA, A., GARCÍA DE BIKUÑA, B., BLANCO, J.M., AGIRRE, A., AIERBE, E., BALD, J., BELZUNCE, M.J., FRAILE, H., FRANCO, J., GANDARIAS, O., GOIKOETXEA, I., LEONARDO, J.M., LONBIDE, L., MOSO, M., MUXIKA, I., PÉREZ, V., SANTORO, F., SOLAUN, O., TELLO, E.M. & VALENCIA, V., 2003. *Red de Vigilancia de las masas de agua superficial de la Comunidad Autónoma del País Vasco.* Síntesis del Estado Ecológico. Gobierno Vasco,

- Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. Tomo 22. 266 p.
- BORJA, A., FRANCO, J. & PÉREZ, V., 2000. A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Mar. Pollut. Bull.* 40 (12): 1.100-1.114.
- BORJA, A., FRANCO, J., VALENCIA, V., BALD, J., MUXIKA, I., BELZUNCE, M.J. & SOLAUN, O., 2004. Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque Country (Northern Spain): A Methodological Approach. *Mar. Pollut. Bull.* 48 (3-4): 209-218.
- BRICKER, S.B., FERREIRA, J.G. & SIMAS, T., 2003. An Integrated Methodology for Assessment of Estuarine Trophic Status. *Ecological Modelling* 169: 39-60.
- CARRERAS, J. & VIGO, J. *Informe sobre les correspondències entre els hàbitats de Catalunya i els hàbitats d'interès comunitari*. Conveni 301021/2000 entre el Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya i la Universitat de Barcelona. Diciembre de 2005.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL JÚCAR, 2005. *Informe para la comisión europea sobre los artículos 5 y 6 de la DMA*.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA, 2007. *Estudio general sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura*.
- CUESTA, J.A., GONZÁLEZ-ORTEGON, E. & RODRÍGUEZ, A., *et al.*, 2006. The Decapod Crustacean Community of the Guadalquivir Estuary (SW Spain): Seasonal and Inter-Year Changes in Community Structure. *Hydrobiologia* 557: 85-95.
- CURCÓ, A., CANICIO, A. & IBÀÑEZ, C., 1995. Mapa d'hàbitats potencials del delta de l'Ebre. *Bull. Parc Natural Delta Ebre* 9: 4-12.
- CHICHARO, M.A., CHICHARO, L. & MORAIS, P., 2006. Inter-Annual Differences of Ichthyofauna Structure of the Guadiana Estuary and Adjacent Coastal Area (SE Portugal/SW Spain): Before and After Alqueva Dam Construction. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 70 (1-2): 39-51.
- DAUVIN, J.C., RUELLET, T., DESROY, N. & JANSON, A.L., 2007. The Ecological Quality Status of the Bay of Seine and the Seine Estuary: Use of Biotic Indices. *Mar. Pollut. Bull.* 55: 241-257.
- DAUVIN, J. C., 2007. Paradox of Estuarine Quality: Benthic Indicators and Indices, Consensus or Debate for the Future. *Mar. Pollut. Bull.* 55: 271-281.
- DAVIES, J.L., 1973. *Geographical Variation in Coastal Development*. New York, USA: Hafner.
- DAY, J.W., *et al.*, 1989. *Estuarine Ecology*. New York, USA: John Wiley.
- DEVLIN, M., PAINTING, S. & BEST, M., 2007. Setting Nutrient Thresholds to Support an Ecological Assessment Based on Nutrient Enrichment, Potential Primary Production and Undesirable Disturbance. *Mar. Pollut. Bull.* 55: 65-73.
- DOMINGUES, R.B., SOBRINO, C., & GALVAO, H., 2007. Impact of Reservoir Filling on Phytoplankton Succession and Cyanobacteria Blooms in a Temperate Estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 74 (1-2): 31-43.
- DOMINGUES, R.B. & GALVAO, H., 2007. Phytoplankton and Environmental Variability in a Dam Regulated Temperate Estuary. *Hydrobiologia* 586: 117-134.
- DRAKE, P., ARIAS, A.M., BALDÓ, F., CUESTA, J. A., RODRÍGUEZ, A., SILVA-GARCÍA, A., SOBRINO, I., GARCÍA-GONZÁLEZ, D. & FERNÁNDEZ-DELGADO, C., 2002. Spatial and Temporal Variation of the Nekton and Hyperbentos From a Temperate European Estuary With a Regulated Freshwater Inflow. *Estuaries* 25: 451-468.
- DUARTE, C., MONTES, C., AGUSTÍ, S., MARTINO, P., BERNUÉS, M. & KALFF, J., 1990. Biomasa de macrófitos acuáticos en la marisma del Parque Nacional de Doñana: importancia y factores ambientales que controlan su distribución. *Limnetica* 6: 1-12.
- EUROPEAN COMMISSION, 1999. *Interpretation Manual of European Union Habitat*. Version EUR15/2 (4 October 1999). European Commission. DG Environment. Nature Protection, Coastal Zones and Tourism.
- FAIRBRIDGE, R.H., 1980. The Estuary: Its Definition and Geodynamic Cycle. En: Olausson, E. & Cato, I. (eds.). *Chemistry and Biochemistry of Estuaries*. pp 1-16.
- FARIA, A., MORAIS, P. & CHICHARO, M.A., 2006. Ichthyoplankton Dynamics in the Guadiana Estuary and Adjacent Coastal Area, South-East Portugal. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 70 (1-2): 85-97.
- FERNÁNDEZ-DELGADO, C., BALDO, F. & VILAS, C., *et al.*, 2007. Effects of the River Discharge Ma-

- agement on the Nursery Function of the Guadalquivir River Estuary (SW Spain). *Hydrobiologia* 587: 125-136.
- FERREIRA *et al.*, 2007. Monitoring of Coastal and Transitional Waters Under the E.U. Water Framework Directive. *Environ. Monit. Assess.*
- FERREIRA, J.G. *et al.*, 2006. A Methodology for Defining Homogeneous Water Bodies in Estuaries. Application to the Transitional Systems of the EU Water Framework Directive. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 66: 468-482.
- FLOR, G., 1995. Evolución post-flandriense e histórica en el complejo estuarino de Avilés (Asturias). *Actas de la Reunión sobre el Cambio de la Costa: Los Sistemas de Rías*. Vigo. pp 15-18.
- FLOR, G., 2007. *Características Morfosedimentarias y Dinámicas y Evolución Ambiental de los Estuarios de Tina Mayor, Tina Menor y San Vicente de la Barquera (Costa Occidental de Cantabria)*. Tesis Doctoral (inédita). Universidad de Oviedo, Departamento de Geología.
- FLOR, G. & CAMBLOR, C., 1989. Características dinámicas y sedimentológicas del estuario de Ribadesella (Asturias, N de España). Universidad de Oviedo. *Trabajos de Geología* 18: 13-36.
- FLOR, G., FERNÁNDEZ, L.A. & CABRERA, R., 1992. Características dinámicas y sus relaciones sedimentarias en la ría del Eo (Galicia-Asturias, noroeste de España). *Rev. Soc. Geol. España* 5: 7-25.
- FLOR, G., CABRERA, R., SUÁREZ, M. & IGLESIAS, M.A., 1998. Aspectos morfológicos, dinámicos y sedimentológicos del estuario del Nalón (Asturias, NO de España). Universidad de Oviedo. *Trabajos de Geología* 20: 3-37.
- FROESE, R. & PAULY, D. (eds.), 2007. *FishBase. World Wide Web Electronic Publication. www.fishbase.org* (consultado en octubre de 2007).
- GOBIERNO DE CANTABRIA, 2006. *Documento II. Aguas de transición Tomo I. Caracterización de las masas de agua*.
- GOBIERNO DE CANTABRIA, 2006. *Documento II. Aguas de transición Tomo II. Análisis de impactos y presiones*.
- GOBIERNO DE CANTABRIA, 2006. *Documento II. Aguas de transición Tomo III. Evaluación del estado*.
- GOBIERNO VASCO, 2003. *Red de vigilancia de las masas de agua superficial de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Síntesis del estado ecológico. UTE AZTI-Anbiotek-Labein-Ondoan. Tomo XXII. 266 p.
- GOBIERNO VASCO, 2004. *Directiva Marco del Agua 2000/60/CE. Informe relativo a los artículos 5 y 6. Demarcación de las Cuencas Internas del País Vasco*.
- HANSEN, D.V. & RATTRAY, M., 1966. New dimensions in estuary classification. *Limnology and Oceanography* 11: 319-326.
- HAYES, M.O., 1975. Morphology of Sand Accumulation in Estuaries: An Introduction to Symposium. En: Cronin, L.E. (ed.) *Estuarine Research, II, Geology and Engineering*. Academic Press, Inc. pp 3-22.
- IBÁÑEZ, C., CURCÓ, A., DAY, J.W. & PRAT, N., 2000. Structure and Productivity of Microtidal Mediterranean Coastal Marshes. In: Weinstein, M.P. & Kreeger, D.A. (ed.). *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers. pp 107-136.
- IBÁÑEZ, C., SALDAÑA, J. & PRAT, N., 1999. A Model to Determine the Advective Circulation in a Three Layer Salt Wedge Estuary: Application to the Ebre River Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48: 271-279.
- IBÁÑEZ, C., PONT, D. & PRAT, N., 1997. Characterization of the Ebre and Rhone Estuaries: A Basis for Defining and Classifying Salt Wedge Estuaries. *Limnology and Oceanography* 42(1): 89-101.
- IBÁÑEZ, C., 1997. *Plan Delta XXI. Directrices para la conservación y el desarrollo sostenible en el Delta del Ebro*. SEO/BirdLife, Deltebre.
- IBÁÑEZ, C., PRAT, N. & CANICIO, A., 1996. Changes in the Hydrology and Sediment Transport Produced by Large Dams on the Lower Ebro River and its Estuary. *Regulated Rivers* 12 (1): 51-62.
- IBÁÑEZ, C., RODRIGUES-CAPÍTULO, A. & PRAT, N., 1995. The Combined Impacts of River Regulation and Eutrophication on the Dynamics of the Salt Wedge and the Ecology of the Lower Ebro River. In: Harper, D. & Ferguson, A. *The Ecological Basis for River Management*. Chichester, UK: John Wiley & Sons Ltd.
- IBÁÑEZ, C., 1993. *Dinàmica hidrològica i funcionament ecològic del tram estuari del riu Ebre*. Tesis

- Doctoral. Universitat de Barcelona.
- LOSADA, M., MEDINA, R. & DESIRÉ, J.M., 1989. The Orio Inlet: A Case of Study from the North Coast of Spain. *J. Coast. Res.* 5: 137-145.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 2007 *Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica*. BOE nº 162, 7 de julio de 2007.
- MORALES, J.A., 1993. *Sedimentología del Estuario del Río Guadiana (S.O. España-Portugal)*. Tesis Doctoral (no publicada). Universidad de Sevilla, Departamento de Ciencias Experimentales, Departamento de Geología y Minería.
- PAINTING, S.J., *et al.*, 2007. Assessing the Impact of Nutrient Enrichment in Estuaries: Susceptibility to Eutrophication. *Mar. Pollut. Bull.* 55: 74-90.
- PERILLO, G.M.E., 1995. (ed.). *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries. Developments in Sedimentology*. Elsevier. 53 p.
- POSAMENTIER, H. W., JERVY, M.T. & VAIL, P.R., 1988. Eustatic Controls on Clastic Deposition I- Conceptual Framework. In: Wilgus, Ch. K., Hastings, B.C., Kendall, Ch. G. St. C., Posamentier, H.W., Ross, Ch. A. & van Wagoner, J.C. (eds.). *Sea-Level Changes: an Integrated Approach. SEPM Spec. Pub.* 42: 109-124.
- PRITCHARD, D.W., 1967. What is An Estuary: Physical Viewpoint. In: Washington D.C., USA. *Estuaries, AAAS, Publication* 83.
- ROEKAERTS, M., 2002 *The Biogeographical Regions Map of Europe. Basic Principles of its Creation and Overview of its Development*. European Topic Centre Nature Protection and Biodiversity.
- SA, R., BEXIGA, C., VEIGA, P., *et al.*, 2006. Feeding Ecology and Trophic Relationships of Fish Species in the Lower Guadiana River Estuary and Castro Marim e Vila Real de Santo Antonio Salt Marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70 (1-2): 19-26.
- SABATER, S. & MUÑOZ, I., 1990. Successional Dynamics of the Phytoplankton in the Lower Part of the River Ebro. *Journal of Plankton Research.* 12 (3): 573-592.
- SÁNCHEZ-MOYANO, J.E., GARCÍA-ADIEGO, E.M., GARCÍA-ASENCIO, I. & GARCÍA-GÓMEZ, J.C., 2003. Influencia del gradiente ambiental sobre la distribución de las comunidades macrobentónicas del estuario del río Guadiana. *Boletín Instituto español Oceanografía* 19 (1-4): 123-133.
- SIERRA, J. , SÁNCHEZ-ARCILLA, A., FIGUERAS, P. A., GONZÁLEZ DEL RÍO, J., RASMUSSEN, E.K. & MOSSO, C., 2004. Effects of Discharge Reductions on Salt Wedge Dynamics of the Ebro River. *River Research and Applications* 20: 61-77.
- SOBRINO, I., BALDO, F., GARCÍA-GONZÁLEZ, D., *et al.*, 2005. The Effect of Estuarine Fisheries on Juvenile Fish Observed Within the Guadalquivir Estuary (SW Spain). *Fisheries Research* 76 (2): 229-242.
- SOSTOA, A., 1983. *La comunidad de peces del Delta del Ebro*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. 622 p.
- SOSTOA, A., ALLUE, R. & BAS, C., 1990. Peixos. En: *Història Natural dels Països Catalans*. Volumen 11. Barcelona: Fundació Enciclopèdia Catalana. 487 p.
- SOSTOA, A. & LOBÓN-CERVIA, J., 1989. Fish and Fisheries of the River Ebro: Actual State and Recent History. In: Petts, G.E., Möller, H. & Roux, A.L. (eds.). *Historical Change of Large Alluvial Rivers: Western Europe*. Chichester, New York: John Wiley & Sons Ltd. pp 233-247.
- SOSTOA, A. & SOSTOA, F.J., 1979. Notas sobre la ictiofauna continental del Delta del Ebro (NE de la Península Ibérica). *Miscelània Zoològica* 5: 178-179.
- SOSTOA, A. & SOSTOA, F.J., 1985. The Fish Community of the Ebro Delta (Northeast Spain): A Model of Mediterranean Estuarine Ecosystem. In: Yanez-Arancibia (ed.). *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration*. Mexico: UNAM Press. pp 654-694.
- VÍLAS, F., 1989. Estuarios y llanuras intermareales. En: Arche, A. (coord.) *Sedimentología*. Colec. Nuevas Tendencias, CSIC. Volumen 2 (10): 451-491.
- VÍLAS, F., 2002. Rías and Tidal-Sea Estuaries. *Enciclopedia of Life Support Systems*. UNESCO-EOLSS (Coastal Zone and Estuaries: Estuarine Systems, 2.6.3.1. UNESCO, Paris. pp 799-829.
- WRIGHT, L.D., 1977. Sediment Transport and Deposition at River Mouths, A synthesis. *Bull. Geol. Soc. Amer.* 88: 857-868.

ANEXO 1 INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA SOBRE ESPECIES

ESPECIES DE LOS ANEXOS II, IV Y V

En la tabla A1.1 se citan especies incluidas en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) y en el anexo I de la Directiva de

Aves (79/409/CEE) que, según las aportaciones de las sociedades científicas de especies (SEBCP; SEO/BirdLife; SECEM) se encuentran, común o localmente presentes en el tipo de hábitat de interés comunitario 1130 Estuarios.

Tabla A1.1

Taxones incluidos en los anexos II, IV y V de la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) y en el anexo I de la Directiva de Aves (79/409/CEE) que se encuentran común o localmente presentes en el tipo de hábitat 1130.

* Afinidad: Obligatoria: taxón que se encuentra prácticamente en el 100% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; Especialista: taxón que se encuentra en más del 75% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; Preferencial: taxón que se encuentra en más del 50% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; No preferencial: taxón que se encuentra en menos del 50% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado.

Nota: si alguna de las referencias citadas no se encuentra entre la bibliografía de este anexo es porque se ha incluido anteriormente en la bibliografía general de la ficha.

Taxón	Anexos Directiva	Afinidad* hábitat	Afinidad* subtipo	Comentarios
PLANTAS				
<i>Marsilea quadrifolia</i> L.	II, IV	Preferencial	Subtipo 3: Preferencial	Extinta en España. Sin embargo, se han realizado ensayos exitosos de reintroducción en el tipo de hábitat correspondiente al Subtipo 3 (Estrelles, <i>et al.</i> , 2001)

Ibars, *et al.*, (2003).

Datos aportados por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

AVES				
<i>Larus melanocephalus</i> ²	Anexo I Directiva de Aves	No preferencial		
<i>Larus genei</i> ³	Anexo I Directiva de Aves	No preferencial		
<i>Larus audouinii</i> ⁴	Anexo I Directiva de Aves	No preferencial		
<i>Sterna nilotica</i> ⁵	Anexo I Directiva de Aves	No preferencial		
<i>Sterna sandvicensis</i> ³	Anexo I Directiva de Aves	No preferencial		
<i>Sterna hirundo</i> ⁶	Anexo I Directiva de Aves	No preferencial		
<i>Sterna albifrons</i> ⁷	Anexo I Directiva de Aves	No preferencial		
<i>Chlidonias hybrida</i> ⁸	Anexo I Directiva de Aves	No preferencial		

Referencias bibliográficas:

² Paterson, 1997; Molina, 2003; Arcos, 2004.

³ Paterson, 1997; Dies & Dies, 2004; Martínez-Vilalta, *et al.*, 2004.

⁴ Paterson, 1997; Oro & Martínez-Vilalta, 2004.

⁵ Paterson, 1997; Bertolero, 2004.

Sigue ►

► Continuación Tabla A1.1

⁶ Paterson, 1997; Dies, *et al.*, 2003; Hernández-Matías, A. & González-Solís, J., 2004.

⁷ Paterson, 1997; Sánchez, 2004; Bertolero & Motis, 2004.

⁸ Paterson, 1997; Motis, 2004.

Datos aportados por la Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife).

Taxón	Anexos Directiva	Afinidad* hábitat	Afinidad* subtipo	Comentarios
MAMÍFEROS				
<i>Lutra lutra</i>	II, IV	No preferencial		

Datos según informe realizado por la SECEM en el área norte de la Península Ibérica. Este informe comprende exclusivamente las comunidades autónomas de Galicia, Asturias, Cantabria, Castilla y León, País Vasco, La Rioja, Navarra, Aragón y Cataluña.

Datos aportados por la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM).

ESPECIES CARACTERÍSTICAS Y DIAGNÓSTICAS

En la tabla A1.2 se ofrece un listado con las especies que, según las aportaciones de las sociedades científicas de especies (SEBCP; SEO/BirdLife; SECEM), pueden considerarse como características y/o diag-

nósticas del tipo de hábitat de interés comunitario 1130 Estuarios. En ella se encuentran caracterizados los diferentes taxones en función de su presencia y abundancia en este tipo de hábitat. Con el objeto de ofrecer la mayor precisión, siempre que ha sido posible, la información se ha referido a los subtipos definidos en el apartado 2.3.

Tabla A1.2

Taxones que, según las aportaciones de las sociedades científicas de especies (SEBCP; SEO/BirdLife; SECEM), pueden considerarse como característicos y/o diagnósticos del tipo de hábitat de interés comunitario 1130.

* Presencia: Habitual: taxón característico, en el sentido de que suele encontrarse habitualmente en el tipo de hábitat; Diagnóstica: entendida como diferencial del tipo/subtipo de hábitat frente a otras; Exclusiva: taxón que sólo vive en ese tipo/subtipo de hábitat.

** Afinidad (sólo datos relativos a invertebrados): Obligatoria: taxón que se encuentra prácticamente en el 100% de sus localizaciones en el hábitat considerado; Especialista: taxón que se encuentra en más del 75% de sus localizaciones en el hábitat considerado; Preferencial: taxón que se encuentra en más del 50% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado; No preferencial: taxón que se encuentra en menos del 50% de sus localizaciones en el tipo de hábitat considerado.

Con el objeto de ofrecer la mayor precisión, siempre que ha sido posible la información se ha referido a los subtipos definidos en el apartado 6410.

Nota: si alguna de las referencias citadas no se encuentra entre la bibliografía de este anexo es porque se ha incluido anteriormente en la bibliografía general de la ficha.

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
PLANTAS						
<i>Zostera marina</i>	1	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Zostera noltii</i>	1	—	Habitual	Dominante	Perenne	
<i>Spartina maritima</i>	1	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Spartina alterniflora</i>	1	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Salicornia ramosissima</i>	1	—	Habitual	Moderada	Anual	

Sigue ►

► Continuación Tabla A1.2

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
PLANTAS						
<i>Salicornia obscura</i>	1	—	Habitual Diagnóstica Exclusiva	Moderada	Anual	Citada del litoral cantábrico (Rivas-Martínez & Herrera, 1996), debe corresponderse probablemente con <i>S. dolichostachya</i> (Valdés & Castroviejo, 1990)
<i>Suaeda maritima</i>	1	—	Habitual	Moderada	Anual	
<i>Puccinellia maritima</i>	1	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Sarcocornia perennis</i>	1	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Spergularia marina</i>	1	—	Habitual	Moderada	Anual/Perenne	Aparece citada en el texto como <i>S. salina</i>
<i>Aster tripolium</i>	1	—	Habitual	Escasa	Anual/Perenne	
<i>Halimione portulacoides</i>	1	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Inula crithmoides</i>	1	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Triglochin maritima</i>	1	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	1	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Juncus maritimus</i>	1	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Juncus gerardi</i>	1	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Carex extensa</i>	1	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Festuca pruinosa</i>	1	—	Habitual	Escasa	Perenne	
<i>Plantago maritima</i>	1	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Phragmites australis</i>	1	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Scirpus maritimus</i>	1	—	Habitual	Moderada	Perenne	

Subtipo 1: Estuarios mesomareales Atlánticos

► Sigue

Datos aportados por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Referencias bibliográficas: Bueno, 1997; Díaz González & Fernández Prieto, 2002; Fernández Prieto & Bueno, 1997; Herrera, 1995; Izco, *et al.*, 1996; Sánchez, 1991; 1995.

▶ Continuación Tabla A1.2

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
PLANTAS						
<i>Ruppia drepanensis</i>	2	—	Habitual Diagnóstica Exclusiva	Muy abundante	Anual	
<i>Althenia orientalis</i>	2	—	Habitual Diagnóstica Exclusiva	Escasa	Perenne	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	2	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Zannichellia obtusifolia</i>	2	—	Habitual Diagnóstica Exclusiva	Escasa	Anual	
<i>Chara galiooides</i>	2	—	Habitual Diagnóstica Exclusiva	Muy abundante	Anual	

Subtipo 2: Estuarios mesomareales Mediterráneos.

Datos aportados por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Referencia bibliográfica: Rivas-Martínez, *et al.*, 1980.

<i>Potamogeton nodosus</i>	3	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Potamogeton crispus</i>	3	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Lemna gibba</i>	3	—	Habitual	Moderada	Anual	
<i>Lemna minor</i>	3	—	Habitual	Moderada	Anual	
<i>Phragmites australis</i>	3	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Typha latifolia</i>	3	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	
<i>Typha angustifolia</i>	3	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Scirpus lacustris</i> subsp. <i>tabernaemontani</i>	3	—	Habitual	Muy abundante	Perenne	Puede figurar en la bibliografía como <i>Schoenoplectus lacustris</i> subsp. <i>glaucus</i>
<i>Scirpus maritimus</i>	3	—	Habitual	Moderada	Perenne	
<i>Potamogeton nodosus</i>	3	—	Habitual	Moderada	Perenne	

Subtipo 3: Estuarios micromareales Mediterráneos

Datos aportados por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Referencias bibliográficas: Curcó, 2001; Curcó & Riera, 1998; www.herbaribcn.ub.es/herbvirt/deltebre

Sigue ▶

► Continuación Tabla A1.2

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
AVES						
<i>Mergus serrator</i> ¹	—	—	Habitual	Rara	En migración e invernada	
<i>Podiceps nigricollis</i> ¹	—	—	Habitual	Escasa	En migración e invernada	
<i>Phalacrocorax Carbo</i> ¹	—	—	Habitual	Moderada	En migración e invernada	
<i>Haematopus ostralegus</i> ²	—	—	Habitual	Rara	En migración e invernada; utiliza este medio como hábitat de alimentación	
<i>Larus melanocephalus</i> ³	—	—	Habitual	Rara	Durante todo el año, principalmente como invernante	
<i>Larus ridibundus</i> ⁴	—	—	Habitual	Moderada	Durante todo el año, especialmente en invierno y en migración como zona de alimentación	
<i>Larus genei</i> ⁵	—	—	Habitual	Escasa		
<i>Larus audouinii</i> ⁶	—	—	Habitual	Escasa	Durante todo el año como hábitat de alimentación	
<i>Larus michahellis</i> ⁷	—	—	Habitual	Muy abundante	Durante todo el año como hábitat de alimentación	
<i>Larus fuscus</i> ¹	—	—	Habitual	Muy abundante	Como invernante y en migración como zona de alimentación	Con frecuencia utiliza estos medios para el descanso y reposo
<i>Sterna nilotica</i> ⁸	—	—	Habitual	Escasa	Durante la época reproductora y en migración como zona de alimentación	
<i>Sterna sandvicensis</i> ⁹	—	—	Habitual	Escasa	Durante la época reproductora y en migración como zona de alimentación	
<i>Sterna hirundo</i> ¹⁰	—	—	Habitual	Escasa	Durante la época reproductora y en migración como zona de alimentación	
<i>Sterna albifrons</i> ¹⁰	—	—	Habitual	Escasa	Durante la época reproductora y en migración como zona de alimentación	
<i>Chlidonias hybrida</i> ¹⁰	—	—	Habitual	Escasa	Durante la época reproductora y en migración como zona de alimentación	
<i>Chlidonias niger</i> ¹⁰	—	—	Habitual	Escasa	Durante la época reproductora y en migración como zona de alimentación	

Datos aportados por la Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife)

Sigue ►

Referencias bibliográficas:

¹ Paterson, 1997; Díaz, *et al.*, 1996.

² Hortas & Mouriño, 2004; Bigas, 2004; Díaz, *et al.*, 1996.

³ Paterson, 1997; Molina, 2003; Arcos, 2004.

⁴ Paterson, 1997; Cantos, 2003; Díaz, *et al.*, 1996.

⁵ Paterson, 1997; Martínez, *et al.*, 2004.

⁶ Paterson, 1997; Martínez-Vilalta, *et al.*, 2004.

⁷ Paterson, 1997; Bermejo & Mouriño, 2003; Díaz, *et al.*, 1996.

⁸ Paterson, 1997; Bertolero, 2004; Díaz, *et al.*, 1996.

⁹ Paterson, 1997; Díaz, *et al.*, 1996; Dies & Dies, 2003; 2004; Martínez-Vilalta, 2004.

¹⁰ Paterson, 1997; Dies, *et al.*, 2003.

► Continuación Tabla A1.2

Taxón	Subtipo	Especificaciones regionales	Presencia*	Abundancia/Afinidad**	Ciclo vital/presencia estacional/Biología	Comentarios
MAMÍFEROS						
<i>Arvicola sapidus</i>	—	—	Habitual	Escasa	Todo el año	

Datos aportados por la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM).

Datos según informe realizado por la SECEM en el área sur de la Península Ibérica.

Referencia bibliográfica: Ventura, 2004.

IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE LAS ESPECIES TÍPICAS

En la tabla A1.3 se ofrece un listado con las especies que, según las aportaciones de las sociedades científicas de especies (SEBCP y SECEM), pueden considerarse como típicas del tipo de hábitat de interés comunitario 1130. Se consideran especies típicas a

aquellos taxones relevantes para mantener el tipo de hábitat en un estado de conservación favorable, ya sea por su dominancia-frecuencia (valor estructural) y/o por la influencia clave de su actividad en el funcionamiento ecológico (valor funcional). Con el objeto de ofrecer la mayor precisión, siempre que ha sido posible la información se ha referido a los subtipos definidos en el apartado 2.3.

Tabla A1.3

Identificación y evaluación de los taxones que, según las aportaciones de las sociedades científicas de especies (SEBCP; SECEM), pueden considerarse como típicos del tipo de hábitat de interés comunitario 1130.

* Nivel de referencia: indica si la información se refiere al tipo de hábitat en su conjunto, a alguno de sus subtipos y/o a determinados LIC.

** Opciones de referencia: 1: taxón en la que se funda la identificación del tipo de hábitat; 2: taxón inseparable del tipo de hábitat; 3: taxón presente regularmente pero no restringido a ese tipo de hábitat; 4: taxón característico de ese tipo de hábitat; 5: taxón que constituye parte integral de la estructura del tipo de hábitat; 6: taxón clave con influencia significativa en la estructura y función del tipo de hábitat.

*** CNEA = *Catálogo Nacional de Especies Amenazadas*.

Nota: Si alguna de las referencias citadas no se encuentra entre la bibliografía de este anexo es porque se ha incluido anteriormente en la bibliografía general de la ficha.

Taxón	Nivel* y opciones de referencia**	Directrices Estado Conservación						Comentarios
		Área de distribución	Extensión y calidad del tipo de hábitat	Dinámica de poblaciones	Categoría de Amenaza UICN		Catálogo Nacional Especies Amenazadas	
					España	Mundial		
PLANTAS								
<i>Salicornia dolichostachya</i> Moss ¹	Tipo de hábitat 1130, Subtipo Estuarios meso-mareales atlánticos (2)	W de Europa. En España se conoce de Cantabria	Desconocida	Desconocida	(DD) Datos insuficientes	—	—	Taxón estructural no siempre presente
<i>Limonium dodartii</i> (Girard) Kuntze ¹	Tipo de hábitat 1130, Subtipo Estuarios meso-mareales atlánticos (2)	Endemismo de la costa atlántica. En España sus poblaciones se localizan en las siguientes provincias: Asturias, Lugo, A Coruña y Pontevedra	Desconocida	Desconocida	(CR) En peligro crítico	—	—	

Sigue ►

► Continuación Tabla A1.3

Taxón	Nivel* y opciones de referencia**	Directrices Estado Conservación						Comentarios
		Área de distribución	Extensión y calidad del tipo de hábitat	Dinámica de poblaciones	Categoría de Amenaza UICN		Catálogo Nacional Especies Amenazadas	
					España	Mundial		
PLANTAS								
<i>Eleocharis parvula</i> (Roem. & Schult.) Link ex Bluff, Ness & Schauer ³	Tipo de hábitat 1130, Subtipo Estuarios meso-mareales atlánticos (2)	Litoral europeo. En España se localiza en Asturias, Cantabria y Galicia	Desconocida	Desconocida	(EN) En peligro	—	—	Exclusiva del tipo de hábitat
<i>Scirpus pungens</i> Vahl ³	Tipo de hábitat 1130, Subtipo Estuarios meso-mareales atlánticos (2)	Centro y Oeste de Europa	Desconocida	Desconocida	(EN) En peligro	—	—	No siempre presente
<i>Limonium humile</i> Millar ⁴	Tipo de hábitat 1130, Subtipo Estuarios meso-mareales atlánticos (2)	Islas Británicas, Escandinavia, Alemania, Bretaña y litoral cantábrico	Desconocida	Desconocida	(VU) Vulnerable	—	—	Taxón inseparable del tipo de hábitat; no siempre presente
<i>Scirpus triquetus</i> L ⁴	Tipo de hábitat 1130, Subtipo Estuarios meso-mareales atlánticos (2)	W, C y S de Europa	Desconocida	Desconocida	(VU) Vulnerable	—	—	No siempre presente
<i>Ruppia drepanensis</i> Tinneo ex Guss ⁵	Tipo de hábitat 1130, Subtipo Estuarios meso-mareales mediterráneos (2)	W de la región mediterránea	Desconocida	Desconocida		—	—	No siempre presente
<i>Athenia orientalis</i> (Tzvelev) P. García-Murillo & S. Talavera ⁴	Tipo de hábitat 1130, Subtipo Estuarios meso-mareales mediterráneos (2)	W de la región mediterránea y región irano-turánica	Desconocida	Desconocida	(VU) Vulnerable	—	—	No siempre presente
<i>Zygophyllum album</i> L ⁴	Tipo de hábitat 1130, Subtipo Estuarios meso-mareales mediterráneos (2)	Planta africana que tiene en el Delta del Ebro la única localidad de toda Europa continental	Desconocida	Desconocida	(VU) Vulnerable	—	—	
<i>Limonium densissimum</i> (Pignatti) Pignatti ⁶	Tipo de hábitat 1130, Subtipo Estuarios meso-mareales mediterráneos (2)	Endemismo mediterráneo noroccidental, con poblaciones en la Camarga francesa y en algunos humedales del Adriático italiano	Desconocida	Desconocida	(VU) Vulnerable	—	—	

Sigue ►

► Continuación Tabla A1.3

Datos aportados por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Referencias bibliográficas:

¹ Valdés & Castroviejo, 1990.

² Fernández Casado, *et al.*, 2003.

³ Díaz González, *et al.*, 2003.

⁴ VV. AA., 2000.

⁵ Talavera & García Murillo, (en prensa).

⁶ VV. AA., 2000; Gómez Serrano & Mayoral, 2004.

Especie	Nivel* y opciones de referencia**	Directrices Estado Conservación					Comentarios	
		Área de distribución	Extensión y calidad del tipo de hábitat	Dinámica de poblaciones	Categoría de Amenaza UICN			Catálogo Nacional Especies Amenazadas
					España	Mundial		
MAMÍFEROS								
<i>Arvicola sapidus</i> ¹	Tipo de hábitat 1130 (3)	Se distribuye por toda la Península Ibérica y gran parte de Francia (falta solamente en ciertas zonas septentrionales y orientales). Su presencia insular queda circunscrita a algunas pequeñas islas próximas a la costa atlántica francesa.	El tipo de hábitat típico de <i>A. sapidus</i> corresponde a los márgenes de cursos o masas de agua estables provistos de un rico recubrimiento vegetal. La rata de agua prefiere los cauces de orillas terrosas que permitan la fácil excavación de galerías y madrigueras. De manera esporádica puede vivir en zonas alejadas del agua, como prados húmedos, zonas ligeramente turbosas o lagunas y caños secos. Ni la pluviosidad ni la temperatura son factores limitantes para su distribución. El rango altitudinal conocido comprende desde el nivel del mar hasta los 2.300 m	La presencia de juveniles y subadultos parece ser constante durante todos los meses del año. Durante el final del otoño y en invierno la actividad sexual es muy baja. Los efectivos de subadultos y juveniles son particularmente importantes entre mayo y noviembre. Los machos son capturados en una proporción significativamente superior a la de las hembras, circunstancia debida, posiblemente, a su mayor movilidad y capturabilidad	(VU) Vulnerable ²	LR/nt ² Riesgo menor/ casi ame- nazada		

Datos aportados por la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (SEBCP).

Referencias bibliográficas:

¹ Valdés & Castroviejo, 1990.

² Fernández Casado *et al.*, 2003.

³ Díaz González *et al.*, 2003.

⁴ VV. AA., 2000.

⁵ Talavera & García Murillo (inédito).

⁶ VV. AA., 2000; Gómez Serrano & Mayoral, 2004.

BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA DE REFERENCIA

- ARCOS, J.M., 2004. Gavina capnegra (*Larus melanocephalus*). En: Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. & Herrando, S. (eds.) *Atlas dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Barcelona: ICO-Lynx Edicions. pp 230-231.
- BERTOLERO, A., 2004. Curroc (*Sterna nilotica*). En: Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. & Herrando, S. (eds.) *Atlas dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Barcelona: ICO-Lynx Edicions. pp 242-243.
- BERTOLERO, A. & MOTIS, A., 2004. Xatrac menut (*Sterna albifrons*). En: Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. & Herrando, S. (eds.) *Atlas dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Barcelona: ICO-Lynx Edicions. pp 252-253.
- BIGAS, D., 2004. Garsa de mar (*Haematopus ostralegus*). En: Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. & Herrando, S. (eds.) *Atlas dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Barcelona: ICO-Lynx Edicions. pp 252-253.
- BUENO, A., 1997. Flora y vegetación de los estuarios asturianos. *Cuadernos de Medio Ambiente, Naturaleza (Oviedo)* 3: 1-334.
- CANTOS, F., 2003. Gaviota reidora (*Larus ridibundus*). En: Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. pp 264-265.
- CARRASCAL, L.M. & LOBO, J., 2003. Apéndice I. En: Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. pp 718-721.
- CURCÓ, A. & RIERA, X., 1998. Flora y fauna del delta del Ebro. *Quercus* 153: 32-33.
- CURCÓ, A., 2001. La vegetación del delta del Ebro (V). Las comunidades helofíticas e higrófilas (Clases *Phragmiti-Magnocaricetea* y *Molinio-Arrhenatheretea*). *Lazaroa* 22: 67-81.
- DÍAZ, T.E. & FERNÁNDEZ, J.A., 2002. *Paisaje vegetal del noroeste ibérico. El litoral y orquídeas silvestres del territorio*. Gijón. Trea S.L.
- DÍAZ, T.E., FERNÁNDEZ, M.A. & NAVA, H.S., 2003. *Eleocharis Parvula* (Roem. & Schult.) Link ex Bluff, Ness & Schauer. In: Bañares, A., et al., (eds.) *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Taxones Prioritarios*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza. pp 688-689.
- DÍAZ, T.E., FERNÁNDEZ, M.A. & NAVA, H.S., 2003. *Scirpus pungens* Vahl. In: Bañares, A., et al., (eds.) *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Taxones Prioritarios*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza. pp 842-843.
- DÍAZ, M.B. ASENSIO & TELLERÍA, J.L., 1996. *Aves ibéricas. I. passeriformes*. Madrid: J.M. Reyero. N° 8.
- DIES J.I. & DIES, B., 2003. Charrán Patinegro *Sterna sandvicensis*. En: Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. pp 278-279.
- DIES, J. I. & DIES, B., 2004. Gaviota Picofina *Larus genei*. En: Madroño, A., González G. & Atienza, J.C., (eds.): *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. pp 250-252.
- DIES, J.I., GUTIÉRREZ, R. & DIES, B., 2003. Charrán común. (*Sterna hirundo*). En: Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. pp 280-281.
- DIES, J.I. & DIES, B., 2003. Charrán patinegro (*Thalasseus sandvicensis*). En: Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. pp 278-279.
- ESTRELLES, E., IBARS, A., IRANZO, J. & MORALES, F., 2001. Recuperación y reintroducción de *Marsilea quadrifolia* L. en los arrozales del delta del Ebro (Tarragona, España). *Botanica Complutensis* 25: 251-259.
- FERNÁNDEZ, M.A., DÍAZ, T.E. & NAVA, H. S., 2003. *Limonium dodartii* (Girard) Kuntze. En: Bañares, A., et al., (eds.) *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Taxones Prioritarios*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza. pp 346-347.
- FERNÁNDEZ, J.A. & BUENO, A., 1997. La Reserva Natural Parcial de la Ría de Villaviciosa. Flora y Vegetación. *Cuadernos de Medio Ambiente, Naturaleza* 2ª Ed. Servicio de Publicaciones del Principado de Asturias, Consejería de Agricultura.
- GÓMEZ, M.A. & MAYORAL, O., 2004. Una nueva localidad de *Limonium densissimum* (Pignatti) Pignatti

- en la Comunidad Valenciana. *Flora Montiberica* 26: 7-10.
- HERNÁNDEZ-MATÍAS, A. & GONZÁLEZ-SOLÍS, J., 2004. Xatrac comú (*Sterna hirundo*). En: Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. & Herrando, S. (eds.) *Atles dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Barcelona: ICO-Lynx Edicions. pp 250-251.
- HERRERA, M., 1995. Estudio de la vegetación y flora vascular de la cuenca del río Asón (Cantabria). *Guineana* 1: 9-435.
- HORTAS, F. & MOURIÑO, J., 2004. Ostrero euroasiático (*Haematopus ostralegus*). En: Madroño, A., González G. & Atienza, J.C., (eds.): *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. pp 214-216.
- IBARS, A., ESTRELLES, E. & GÜEMES, J., 2003. *Marsilea quadrifolia* L. En: Bañares, A., et al., (eds.). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Táxones Prioritarios*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza. 67 p.
- IZCO, J. & SÁNCHEZ, J.M., 1996. Los medios halófilos de la ría de Ortigueira (A Coruña, España). Vegetación de dunas y marismas. *Thalassas* 12: 63-100.
- MARTÍNEZ-VILALTA, A., 2004. Xatrac beclarg (*Sterna sandvicensis*). En: Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. & Herrando, S. (eds.) *Atles dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Barcelona: ICO-Lynx Edicions. pp 174-175.
- MARTÍNEZ-VILALTA, A., MÁÑEZ, M., ORO, D. & GARCÍA, L., 2004. Gaviota picofina (*Larus genei*). En: Madroño, A., González G. & Atienza, J.C., (eds.): *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. pp 240-242.
- MOLINA, B., 2003. Gaviota cabecinegra (*Larus melanocephalus*). En: Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. p 616.
- ORO, D. & MARTÍNEZ-VILALTA, A., 2004. Gaviota corsa (*Larus audouinii*). Cataluña. En: Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. & Herrando, S. (eds.) *Atles dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Barcelona: ICO-Lynx Edicions. pp 174-175.
- PATERSON, A., 1997. *Las aves marinas de España y Portugal*. Barcelona: Lyns Edicions.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., COSTA, M., CASTROVIEJO, S. & VALDÉS, E., 1980. Vegetación de Doñana (Huelva, España). *Lazaroo* 2: 5-190.
- ROMÁN, J., 2007. *Arvicola sapidus*. En: Palomo, L.J., Gisbert, J. & Blanco, J.C. (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Madrid: Dirección General para la Conservación de la Biodiversidad - SECEM-SECEMU. pp 408-409.
- SÁNCHEZ, J. M., 2004. Charrancito común (*Sterna albifrons*). En: Madroño, A., González G. & Atienza, J.C., (eds.): *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. pp 255-257.
- SÁNCHEZ, J.M., 1991. *Valoración florística y fitosociológica de la marisma de Betanzos (A Coruña)*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago, Facultad de Biología.
- SÁNCHEZ, J.M., 1995. *Caracterización florística y fitosociológica de las rías de Ortigueira y Ladrado (Nordeste de la Península Ibérica) en relación con factores ambientales*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago, Facultad de Biología.
- TALAVERA, S. & GARCÍA-MURILLO, P. (en prensa). *Ruppia* L. En: Castroviejo, S., et al., (eds.). *Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Madrid: Real Jardín Botánico, CSIC. Volumen 17.
- VALDÉS, B. & CASTROVIEJO, S., 1990. *Salicornia* L. En: Castroviejo, S., et al., (eds.). *Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Madrid: Real Jardín Botánico, CSIC. Volumen 2: pp 531-534.
- VENTURA, J., 2004. Rata de agua (*Arvicola sapidus*). En: Carrascal, L. M., Salvador, A. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales. www.vertebradosibericos.org/
- VV. AA., 2000. Lista Roja de Flora Vascular Española (valoración según categorías de la UICN). *Conservación Vegetal* 6 (extra): 11-38.

ANEXO 2

INFORMACIÓN EDAFOLÓGICA COMPLEMENTARIA

1. INTRODUCCIÓN

Los estuarios están presentes en todas las costas peninsulares, siendo más abundantes en el litoral cántabro-atlántico.

Geomorfológicamente, los estuarios corresponden a relieves deprimidos en los que la línea de ribera presenta una inflexión hacia el interior de la costa. Un estuario es la desembocadura en el mar de un río relativamente caudaloso, con forma semejante al corte longitudinal de un embudo o un cono alargados, influenciado por las mareas, presentando mezcla de aguas dulces y saladas y, en general, parcialmente relleno por sedimentos de origen fluvial.

En el estuario existe un gradiente de salinidad, desde la zona de entrada del agua dulce, en el interior, hasta mar abierto. Adicionalmente, se pueden distinguir las siguientes unidades:

- Una zona supramareal, en la que no afectan las mareas. Con frecuencia, esta zona está constituida por sedimentos de origen fluvial y fragmentos de terraza. Los cambios de nivel del mar, unidos a los cambios climáticos, han tenido una enorme influencia sobre el comportamiento del curso bajo de los ríos. Estos cambios afectan principalmente a la descarga y las características del sedimento transportado por los ríos y también al desarrollo de la vegetación. Las terrazas están constituidas por materiales de relleno aportados por los cursos fluviales, que han ocupado pequeñas cubetas de sedimentación. Se trata de pequeñas áreas dispersas con una baja extensión, así como bandas estrechas y alargadas asociadas al curso

bajo de los ríos más importantes. La pendiente es generalmente muy baja (0-8%) y presenta un patrón de drenaje formado por brazos más o menos anastomosados.

- Una zona intermareal, entre los límites de la pleamar y la bajamar. Aquí se deben incluir las marismas y su zona de transición con unidades de paisaje adyacentes. Las marismas incluyen unidades fluviales o litorales, donde el oleaje pierde importancia frente a las mareas como agente morfodinámico. De este modo, se produce una deposición de sedimentos más finos que en el caso de las playas. Los sistemas de influencia mareal están caracterizados por la presencia de una red de drenaje densa y anastomosada. Los suelos son profundos, de textura limosa o arenolimosa. Con frecuencia, los suelos presentan características estagnicas en profundidad, pero el perfil está generalmente poco diferenciado en horizontes. El perfil tipo puede ser un A-C ó A-Cg. La proporción de sales en el suelo es elevada, debido al aporte continuo realizado por la marea. Debido a esta acumulación de sales, la vegetación es típicamente halófila, abundando especies de los géneros *Spartina* o *Salicornia*. Gran parte de los suelos que se encuentran en esta unidad corresponden a zonas de marismas con vegetación, sólo inundadas con mareas vivas o excepcionales (*shorre*). Puntualmente, pueden encontrarse depresiones localizadas en el margen de los caños y esteros, inundados durante cada marea (*slikke*) y desprovistos de vegetación.
- Una zona inframareal, siempre sumergida.

Además, es posible encontrar dentro del estuario un complejo mosaico de medios: paredes rocosas, que hacen de límite, lagunas costeras, dulces o salobres.

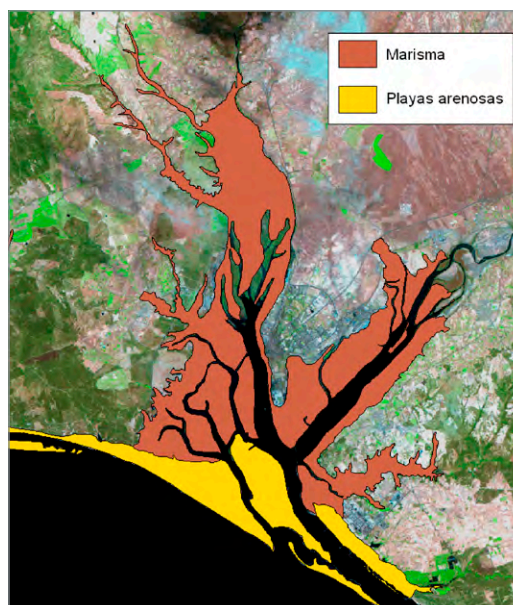


Figura A2.1

Croquis de las principales unidades paisajísticas de la desembocadura del Odiel (Huelva).

2. CARACTERIZACIÓN EDAFOLÓGICA

2.1. Propiedades generales de los suelos

Algunos de los suelos más frecuentes en el ambiente estuarino son los fluvisoles. Los fluvisoles son suelos muy jóvenes con una diferenciación de horizontes muy débil. En general, muestran una estratificación de los sedimentos como consecuencia de la sedimentación, más o menos periódica, de material flúvico, ya sea de una forma reciente o antigua. La distribución del carbono orgánico en profundidad es irregular, debido a que la materia orgánica se distribuye siguiendo el patrón de las distintas capas de sedimentación, en lugar de incorporarse al suelo desde la superficie. Los procesos edafogenéticos se aprecian con dificultad, siendo más claros en las terrazas más antiguas.

Los fluvisoles suelen presentar epipedones ócricos y saturaciones en base mayores de un 50%, con un perfil de tipo A-2C1-3C2. En las zonas de borde de la unidad edáfica o topográficamente más elevadas de la marisma, que no sufren de manera habitual los procesos de sedimentación fluvial, se encuentran suelos en los que la naturaleza flúvica del material

original no está tan clara. En estas zonas, el perfil de suelo es del tipo de los regosoles dístricos.

Los solonchaks son suelos que poseen una elevada concentración de sales. Por esa razón, se trata de suelos zonales, confinados en áreas áridas o semiáridas, o bien en regiones costeras bajo cualquier tipo de clima. Su característica principal es la presencia de un horizonte sálico relativamente cerca de la superficie. La conductividad eléctrica es muy elevada (superior a 10 dS/m), lo que condiciona fuertemente la utilización del suelo. El perfil tipo puede ser un A-Cg o un A-C1g-C2g, con presencia de características gleicas en profundidad. Desde el punto de vista agronómico, se trata de suelos marginales o no aptos para la agricultura, debido a la elevada concentración de sales. Cuando el horizonte sálico no está presente, la existencia de propiedades gleyicas en el suelo permiten clasificarlo como gleysol.

Sobre materiales no consolidados se encuentran con frecuencia regosoles, como arenas y limos; se forman también suelos con un perfil simple, de tipo A-C y de escaso desarrollo en profundidad (con un espesor del horizonte superficial de entre 10 y 20 cm). Esta unidad se distribuye formando una banda paralela a la línea de costa.

3. RIESGOS DE DEGRADACIÓN

3.1. Riesgos de degradación física

- Erosión lateral de las orillas por efecto de la corriente.
- Sedimentación de nuevos materiales sobre los suelos más antiguos.
- Aumento de la escorrentía superficial y erosión por la pérdida de la cobertura vegetal original.

3.2. Riesgos de degradación química

- Contaminación de origen industrial. Sustancias tóxicas tales como metales, hidrocarburos policíclicos aromáticos, bifenilos policlorinados, metales pesados y plaguicidas son de interés para el ambiente estuarino. Estas sustancias entran al agua a través de pluviales, descargas industriales y escorrentías de residuos agrícolas y urbanos, así como vertidos realizados por plantas de tratamiento de residuos y de la deposición de contaminantes de origen atmosférico. Este último caso tiene especial relevancia en la proximidad de polos industriales químicos, como ocurre en el caso de estuarios como el del Tinto y el Odiel.
- Acidificación, especialmente por efecto de residuos de carácter ácido procedentes de áreas mineras.
- Salinización.

4. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

Los suelos de las áreas litorales han sido ampliamente estudiados en Galicia, región de Murcia y Andalucía y en algunas otras comunidades, por lo que ya se dispone de un conocimiento adecuado de sus procesos biogeoquímicos aunque las relaciones suelo-planta no han sido suficientemente establecidas en todos los lugares. Por otra parte, como consecuencia de los cambios temporales que se pueden llegar a producir en este tipo de medios (por ejemplo, efecto de la contaminación, marisqueo excesivo, tormentas, etc.) parece recomendable que el seguimiento de las variables que se proponen debiera realizarse, al menos, estacionalmente y teniendo en cuenta la evolución conjunta de los hábitat lindantes con ellos. Trabajos previos realizados en zonas del litoral euro-

peo han demostrado que los efectos más perjudiciales son los que se producen por procesos de contaminación por aportes de aguas ricas en contaminantes eutrofizantes, metales pesados, hidrocarburos o con anomalías en su reacción ácido-base. En base a este conocimiento, las variables de seguimiento que se proponen analizar en cada uno de los horizontes edáficos son:

- pH en agua y KCl (0,1M): como medida de la reacción del suelo
- Conductividad eléctrica: como medida de la salinidad
- Eh: como medida del estado redox.
- Contenido de carbonatos: medida de la capacidad neutralizante
- Porcentaje de saturación de agua y profundidad de la capa freática: como medida de la hidromorfía y disponibilidad de agua para la planta
- C orgánico y relación C/N: como medida de la materia orgánica del suelo y su tendencia evolutiva
- N total y NH_4^+ cambiante: como medida de la reserva y biodisponibilidad de nitrógeno
- P total y asimilable (P-Olsen): como medida de la reserva y biodisponibilidad de fósforo
- K total y cambiante: como medida de la reserva y biodisponibilidad de potasio

4.1. Protocolo para determinar el estado de conservación y nutricional del suelo

En cada estación/zona de estudio se debería determinar el estado ecológico del hábitat analizando para ello los factores biológicos y fisico-químicos recogidos en la ficha 1130 Estuarios en *Bases ecológicas para la gestión de los tipos de hábitat de interés comunitario presentes en España*. A esta información, se le debería de añadir la derivada del suelo, lo cual podría permitir establecer una relación causa-efecto entre las variables del suelo y el grado de conservación del hábitat. El protocolo a seguir es:

En cada estación o zona se debería establecer como mínimo tres parcelas de unos 5x15 m y en cada una de ellas establecer tres puntos de toma de muestra de suelo. El seguimiento debería hacerse estacionalmente. Las muestras de suelo deben tomarse por horizontes edáficos previa medida de su espesor.

Como estaciones de referencia se proponen las formaciones estuarinas de Ortigueira y Betanzos, en Galicia, Villaviciosa, en Asturias y estuario del Tinto-Odiel en Huelva.

Clasificación del suelo: FAO (2006): fluvisol tidalico (prototiónico)

Soil Taxonomy (1999): Typic Sulfaquents

5. DESCRIPCIÓN DE PERFILES REPRESENTATIVOS

A. Información general acerca del sitio

Código: EST1

Localización: Marisma de Esteiro (Ría de Ortigueira)

Fecha: marzo de 1996

Posición fisiográfica: marisma baja

Altura: 263-273 cm (Sánchez *et al.*, 1997)

Vegetación: *Spartinetum maritimae*. Densidad de pies: 471±131 pies m⁻² (Sánchez *et al.*, 1997)

Condiciones de humedad: Suelo permanentemente encharcado

B. Descripción general de la unidad

El perfil corresponde a una zona de marisma baja situada por de bajo del nivel medio de las pleamares muertas. Se trata de un suelo anóxico en superficie donde, a excepción los primeros milímetros, el resto de la parte superficial del suelo presenta un color negro verdoso que pone de manifiesto la presencia de sulfuros de Fe metaestables como la mackinawita (FeS) o greigita (Fe₃S₄). La densidad de pies de *Spartina maritima* (471±131 pies m⁻²) resultó muy inferior a la encontrada en la marisma de Mera (956±93 pies m⁻² perfil 2) lo que parece indicar que se trata de un estado de colonización incipiente (Sánchez *et al.*, 1997).

C. Descripción del perfil

Horizonte	Prof. (cm)	Descripción
Ag	0-10	Horizonte con presencia de rizomas y raíces. Matriz color negro 5BG 2/1 (h) y gris 5Y 5/1 (s). Moteados rojos 2,5 YR 3/6 (h) y 2,5 YR 5/8 (s) asociados a la presencia de raíces. Olor a sulfhídrico. Escurre entre los dedos (n>2)
Cr	10-25	Ausencia de rizomas vivos y muy pocas raíces finas. Matriz color negro 5BG 2/1 (h) y gris verdoso, 10Y 5/1 (s). Ausencia de moteados. Fluye con facilidad entre los dedos (n: 1-1,4)
2Cr	25-35	Ausencia de rizomas y raíces vivas. Matriz gris oscura N5/, sin moteados. Abundantes arenas de cuarzo. Prácticamente maduro (n: 0,7-1)

Fase sólida										
Horizonte	Prof. (cm)	C org. (%)	S total (%)	pH			FeS ₂ (%)	Granulometría		
				Campo H ₂ O(incub) H ₂ O ₂				Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
Ag	0-10	5,4	3,0	6,6	2,8	2,8	3,9	2,87	62,36	34,77
Cr	10-25	4,0	3,8	6,7	2,6	2,3	2,9	8,21	60,51	31,28
2Cr	25-35	3,7	1,3	6,5	2,7	2,4	1,6	29,95	47,65	22,40



Fotografía A2.1

Estuario de la ría de Ortigueira en la que se aprecian diferentes hábitat desarrollados en fluvisoles tidálicos con y sin vegetación y arenosoles.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

SÁNCHEZ, J.M., OTERO, X L. & IZCO, J., 1998. Relationships Between Vegetation and Environmental Characteristics in a Salt-Marsh System on the Coast of Northwest Spain. *Plant Ecology* 136: 1-8.