



INFORME FINAL DE EMBALSES AÑO 2007

DOCUMENTO MEMORIA

CONSULTOR



UTE DBOS, SL-ICA, SL-ENTECSA
C/MIGUEL MENÉNDEZ BONETA, 2 Puerta 8
28460 LOS MOLINOS (MADRID)
CIF: G-04636319

UTE RED BIOLÓGICA EBRO

Oficinas UTE Madrid: c/ Miguel Menéndez Boneta 2-4, puerta 8
28460 Los Molinos, Madrid TF y FAX 91 855 00 29 E-mail: consultoria@ica1.e.telefonica.net

JULIO 2008

EQUIPO TÉCNICO

Confederación Hidrográfica del Ebro

Concha Durán (Directora del estudio)

Miriam Pardos

UTE Red Biológica del Ebro

Fernando Mariño	Ingeniería y Ciencia Ambiental SL
Andrés Mellado	Ingeniería y Ciencia Ambiental SL
Cinta Llano	Ingeniería y Ciencia Ambiental SL
Verónica Echarte	Ingeniería y Ciencia Ambiental SL
José A. Albertos	Ingeniería y Ciencia Ambiental SL
Jorge Vargas	DBO ₅ SL
Isidoro Pérez	DBO ₅ SL
Ana Pastor	ENSAYA
Pedro Tomás	ENSAYA
Eduardo Vicente	Universidad de Valencia (asesoría científica)
Sara Morata	Universidad de Valencia (recuento-determinación de fitoplancton)
Loles Boronat	Universidad de Valencia (recuento-determinación de zooplancton)
Teresa Alfonso	Universidad de Valencia (recuento-determinación de zooplancton)
Keve Kiss	Universidad de Budapest (validación del fitoplancton)
M ^a Rosa Miracle	Universidad de Valencia (validación del zooplancton)

INDICE DOCUMENTO MEMORIA

	Página
1. INTRODUCCION.....	1
1.1. ANTECEDENTES	1
1.2. ORGANIZACIÓN DEL ESTUDIO	1
2 ASPECTOS METODOLOGICOS.....	3
2.1. EMBALSES ESTUDIADOS. DESIGNACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO.....	3
2.2. TRABAJOS DE CAMPO	10
2.3. ANÁLISIS EN LABORATORIO	17
2.4. CONTROL DE CALIDAD.....	21
2.5. SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG).....	22
3. CLASIFICACION DE LOS EMBALSES	23
3.1. MÉTODOS DE CLASIFICACIÓN	23
3.2. PROPUESTA DE CLASIFICACIÓN DE EMBALSES	23
4. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS, FÍSICO-QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS	28
4.1. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS	28
4.2. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS.....	34
4.3. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS.....	58
5. ESTADO TRÓFICO	82
5.1. ASPECTOS METODOLÓGICOS.....	82
5.2. CATALOGACIÓN TRÓFICA FINAL	87
6. POTENCIAL ECOLÓGICO.....	94
6.1. CONSIDERACIONES PREVIAS	94
6.2. ELEMENTOS DE CALIDAD PARA LA DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO	96
6.3. POTENCIAL ECOLÓGICO	110
7. RESUMEN - CONCLUSIONES.....	127
8. REFERENCIAS.....	132

1. INTRODUCCION

1.1. Antecedentes

En Octubre de 2000 se aprueba la Directiva 2000/60/CE, de 23 de Octubre de 2000, conocida como Directiva Marco del Agua, en lo sucesivo DMA (CE, 2000). La DMA establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Tiene por objetivo principal alcanzar el buen estado de las masas de agua, protegiéndolas y evitando su deterioro. Por ello, en ella se establece la necesidad de llevar a cabo diversas tareas relacionadas con la planificación y gestión de las masas de agua existentes en el territorio comunitario.

Tras su entrada en vigor, los Estados Miembros de la UE tienen una serie de obligaciones que cumplir en determinados y próximos plazos temporales.

A este respecto, la Confederación Hidrográfica del Ebro (en adelante CHE), a través de la Comisaría de Aguas, ha acometido el estudio DISEÑO Y EXPLOTACION DE LA RED DE CONTROL BIOLÓGICO EN RÍOS Y EMBALSES EN APLICACIÓN DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA (DMA) EN LA CUENCA HIDROLÓGICA DEL EBRO (en adelante ESTUDIO), con objeto de cumplir con determinadas exigencias derivadas de la implantación de dicha Directiva.

De forma particular, los objetivos establecidos para este ESTUDIO en relación con los embalses, se concretan en la determinación del potencial ecológico de cada masa de agua, a partir de la determinación de los principales indicadores hidromorfológicos, fisicoquímicos y biológicos. (A este particular el Art. 8 de la DMA establece que los programas para la determinación del potencial ecológico de las masas de agua deben ser operativos en diciembre de 2006)

1.2. Organización del ESTUDIO

Dada la extensión de las actividades que forman parte del ESTUDIO, la presentación de los resultados se ha organizado en diferentes documentos, según la siguiente disposición:

- Documento "Memoria". Constituye el presente documento, en donde se abordan los resultados obtenidos de las caracterizaciones realizadas en los embalses estudiados en 2007. Asimismo, se realizan comparativas de los resultados a nivel gráfico y tabular del comportamiento de los indicadores biológicos y físico-químicos, con el objeto de obtener

tanto la clasificación del estado trófico, situación elemental para conocer el estado general de las aguas embalsadas, como el potencial ecológico, objetivo cuyo carácter es fundamental dentro del marco del presente ESTUDIO.

- Documentos individuales de embalses: por cada uno de los embalses estudiados y muestreados en 2007, se presenta un documento donde se pueden consultar, de forma individual, los resultados obtenidos para cada masa de agua. Se incluye un reportaje fotográfico.
- Documento "Fichas resumen", donde se recogen, en forma de ficha, las características generales de cada embalse y los resultados obtenidos, con el fin de facilitar una consulta rápida y sencilla de los resultados.

Toda la documentación generada se presenta en soporte informático (DVD), con una estructura de directorios coincidente con los documentos presentados.

2 ASPECTOS METODOLÓGICOS

2.1. Embalses estudiados. Designación de las estaciones de muestreo

En el **Cuadro 1** se recogen los embalses estudiados durante el año 2007, así como su código de MAS, provincia, río y fecha en la que se realizó el muestreo.

Dentro de cada embalse, para la selección y designación de las estaciones de muestreo, que se incluye en el **Cuadro 1**, se han establecido las estaciones de muestreo representativas en la zona de la presa o zona central del embalse, a una distancia de la presa de 200 a 300 m.

La nomenclatura utilizada para la identificación de las estaciones de muestreo se ha ajustado al siguiente esquema:

- Tres letras que, a modo de código, han sido específicas para cada embalse.
- Una letra que designa la profundidad a la que se toma la muestra. La letra I designa la toma de muestras integradas de la capa fótica del embalse, M se utiliza para identificar la muestra obtenida en la zona de máximo de oxígeno o termoclina y la A para la zona anóxica ($OD < 2 \text{ mg/l}$), en el caso de existir, siempre a más de 2 m del fondo con el fin de evitar la posible contaminación de la muestra por la resuspensión de sedimentos.



Imagen de los muestreos en embalses durante el año 2007

En los embalses estudiados se completó una campaña de muestreos durante el verano del año 2007, repartiendo los muestreos en 3 campañas, entre los meses de Julio y Agosto.

De los 57 embalses estudiados durante el año 2007, se han muestreado un total de 53 masas (**Figura 1**). A este respecto, cabe indicar que durante los muestreos completados en el año 2007 en el embalse de Búbal (Huesca) y embalse de Vadiello (Huesca), no se pudieron tomar muestras de agua, dado que no fue posible el acceso a la lámina de agua, debido a que se encontraban a niveles muy bajos, como se puede apreciar en las siguientes fotografías.



Bajos niveles en el embalse de Búbal



Embarcación de acceso al embalse de Vadiello

Por su parte, en los embalses de Lechago (Teruel) y Montearagón (Huesca), no se pudieron tomar muestras de agua ya que se encontraban en su fase final de construcción y todavía sin comenzar el proceso de llenado. Las siguientes fotografías muestran ambos embalses durante las visitas de muestreo de 2007.



Obras en el Embalse de Lechago



Llenado del embalse de Montearagón

CUADRO 1
 EMBALSES ESTUDIADOS DURANTE EL AÑO 2007

EMBALSE	CÓDIGO MAS	PROVINCIA	RIO	FECHA DE MUESTREO	CODIGO EMBALSE	PROPIETARIO/OBSERVACIONES
Embalse de Albiña	EB0000005	Álava	Albiña	25/08/2007	ALB	Aguas municipales de Vitoria
Embalse de Alloz	EB0000558	Navarra	Salado	24/08/2007	ALL	C.H.E.
Embalse de Ardisa	EB0000055	Zaragoza/Huesca	Gallego	16/08/2007	ARD	C.H.E.
Embalse de Barasona	EB0000056	Huesca	Ésera	14/08/2007	BAR	C.H.E.
Embalse de Baserca	EB0000034	Huesca	Noguera-Ribagorzana	12/08/2007	BAS	ENHER
Embalse de Búbal	EB0000025	Huesca	Gallego	16/08/2007	BUB	C.H.E.
Embalse de Calanda	EB0000082	Teruel	Guadalope	13/07/2007	CAL	C.H.E.
Embalse de Camarasa	EB0000065	Lérida	Noguera-Pallaresa	09/08/2007	CAM	FECSA
Embalse de Canelles	EB0000058	Huesca-Lérida	Noguera-Ribagorzana	13/08/2007	CAN	ENHER
Embalse de Caspe	EB0000078	Zaragoza	Guadalope	19/07/2007	CAS	C.H.E.
Embalse de Cereceda	EB0000017	Burgos	Ebro	28/08/2007	CER	IBERDROLA
Embalse de Çiurana	EB0000073	Tarragona	Çiurana	16/07/2007	CIU	C.H.E.
Embalse de Cueva Foradada	EB0000080	Teruel	Martín	12/07/2007	CUE	C.H.E.

EMBALSE	CÓDIGO MAS	PROVINCIA	RIO	FECHA DE MUESTREO	CODIGO EMBALSE	PROPIETARIO/ OBSERVACIONES
Embalse de El Cortijo	EB0000040	Álava	Ebro	24/08/2007	COR	IBERDROLA
Embalse de El Ebro	EB0000001	Santander	Ebro	27/08/2007	EBR	C.H.E.
Embalse de El Grado	EB0000047	Huesca	Cinca	15/08/2007	GRA	C.H.E.
Embalse de El Val	EB0000068	Zaragoza	Val	21/08/2007	VAL	C.H.E.
Embalse de Escales	EB0000043	Huesca-Lérida	Noguera-Ribagorzana	11/08/2007	ESC	ENHER
Embalse de Eugui	EB0000006	Navarra	Arga	23/08/2007	EUG	C.H.E.
Embalse de Flix	EB0000074	Tarragona	Ebro	17/07/2007	FLI	PARTICULAR
Embalse de Gallipuéñ	EB0000913	Teruel	Guadalopillo	12/07/2007	GAL	C.H.E.
Embalse de Guiamets	EB0000079	Tarragona	Asmat	15/07/2007	GUI	C.H.E.
Embalse de Itoiz	EB0000086	Navarra	Irati	23/08/2007	ITO	C.H.E.
Embalse de Irabia	EB0000004	Navarra	Irati	22/08/2007	IRA	EHN
Embalse de Lanuza	EB0000019	Huesca	Gallego	16/08/2007	LAN	C.H.E.
Embalse de La Peña	EB0000044	Huesca	Gallego	17/08/2007	PEÑ	S.R. La Peña
Embalse de Las Torcas	EB0000075	Zaragoza	Huerva	05/07/2007	TOR	C.H.E.
Embalse de La Tranquera	EB0000076	Zaragoza	Piedra	03/07/2007	TRA	C.H.E.
Embalse de Lechago	EB0000087	Teruel	Pancrudo		LEC	C.H.E. / En fase de construcción
Embalse de Mansilla	EB0000061	La Rioja	Najerilla	30/08/2007	MAN	C.H.E.
Embalse de Margalef	EB0000072	Tarragona	Montserrat	16/07/2007	MAR	Comunidad Autónoma
Embalse de Mediano	EB0000042	Huesca	Cinca	15/08/2007	MED	C.H.E.

EMBALSE	CÓDIGO MAS	PROVINCIA	RIO	FECHA DE MUESTREO	CODIGO EMBALSE	PROPIETARIO/OBSERVACIONES
Embalse de Mequinenza	EB0000070	Zaragoza	Ebro	18/07/2007	MEQ	ENHER
Embalse de Mezalocha	EB0000071	Zaragoza	Huerta	04/07/2007	MEZ	Sindicato de regantes de Mezalocha
Embalse de Moneva	EB0000077	Zaragoza	Aguas Vivas	05/07/2007	MOV	C.H.E.
Embalse de Monteagudo de las Vicarias	EB0001003	Soria	Nájima	11/07/2007	MON	C.H.E.
Embalse de Montearagón	EB0000054	Huesca	Flumen	16/08/2007	MOA	C.H.E.
Embalse de Oliana	EB0000053	Lérida	Segre	07/08/2007	OLI	C.H.E.
Embalse de Ortigosa	EB0000916	La Rioja	Albercos	29/08/2007	ORT	C.H.E.
Embalse de Pajares	EB0000064	La Rioja	Piqueras	29/08/2007	PAJ	C.H.E.
Embalse de Pena	EB0000912	Teruel	Pena	14/07/2007	PEN	C.H.E.
Embalse de Puentelarrá	EB0000026	Álava	Ebro	26/08/2007	PUE	IBERDROLA
Embalse de Rialb	EB0000063	Lérida	Segre	07/08/2007	RIA	C.H.E.
Embalse de Ribarroja	EB0000949	Tarragona	Ebro	17/07/2007	RIB	ENHER
Embalse de Sabiñanigo	EB0000039	Huesca	Aurín y Gallego	17/08/2007	SAB	E.R.Z
Embalse de San Lorenzo	EB0000067	Lérida	Segre	09/08/2007	SLO	PARTICULAR

EMBALSE	CÓDIGO MAS	PROVINCIA	RIO	FECHA DE MUESTREO	CODIGO EMBALSE	PROPIETARIO/OBSERVACIONES
Embalse de Santa Ana	EB0000066	Huesca	Noguera-Ribagorzana	13/08/2007	SAN	C.H.E.
Embalse de Santolea	EB0000085	Teruel	Guadalope	14/07/2007	STO	C.H.E.
Embalse de Sobrón	EB0000022	Álava/Burgos	Ebro	26/08/2007	SOB	IBERDROLA
Embalse de la Sotonera	EB0000062	Huesca	Astón-Sotón	17/08/2007	SOT	C.H.E.
Embalse de Talam	EB0000050	Lérida	Noguera-Pallaresa	10/08/2007	TAL	FECSA
Embalse de Terradets	EB0000059	Lérida	Noguera-Pallaresa	11/08/2007	TER	FECSA
Embalse de Ullivarri-Gamboa	EB0000007	Álava	Zadorra	25/08/2007	UGA	IBERDROLA
Embalse de Urrúnuga	EB0000002	Álava	Santa Engracia y Urquiola	26/08/2007	URR	IBERDROLA
Embalse de Utchesa-Seca	EB0001001	Lérida	Canal de Seros	20/07/2007	UTC	FECSA
Embalse de Vadiello	EB0000051	Huesca	Guatizalema	16/08/2007	VAD	C.H.E.
Embalse de Yesa	EB0000037	Navarra	Aragón	22/08/2007	YES	C.H.E.

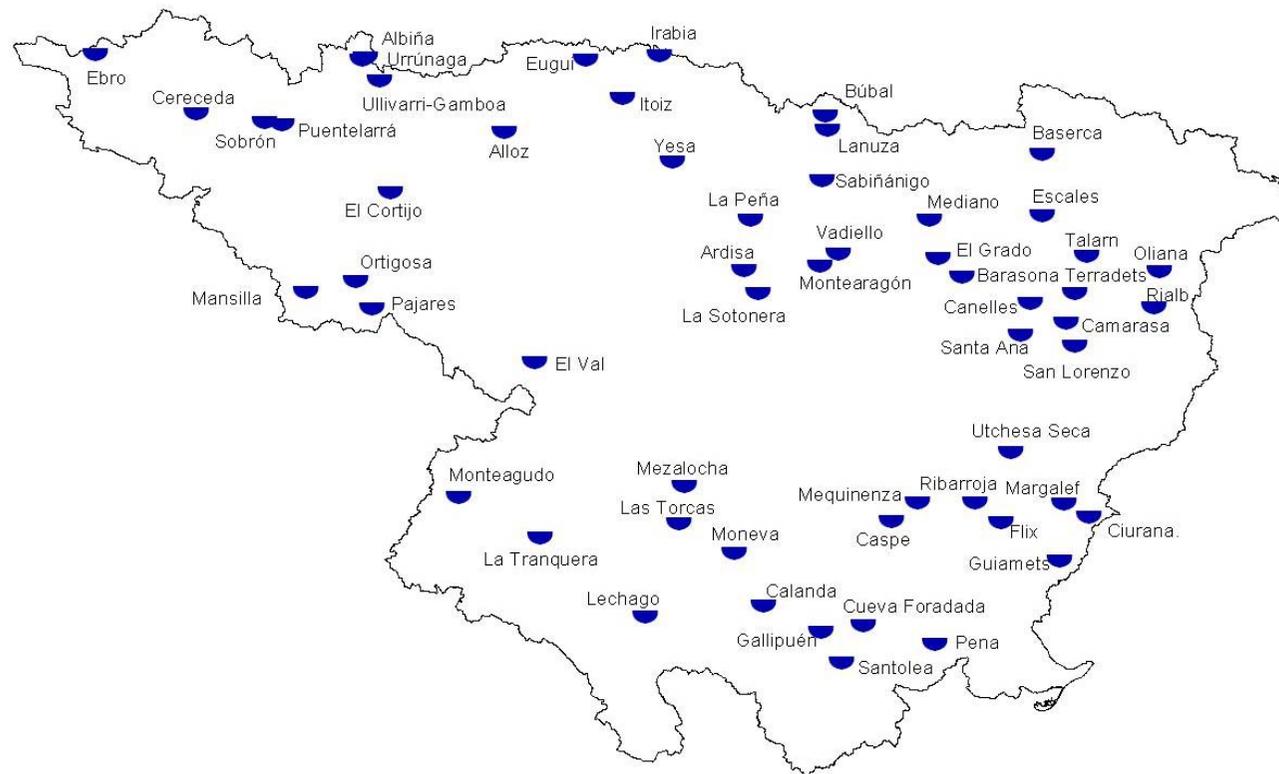


Figura 1. Localización geográfica de los embalses estudiados en el año 2007.

2.2. Trabajos de campo

En cada embalse se fijó una única estación de muestreo en la parte de más profundidad, a unos 200 ó 300 m de la presa. La máxima profundidad se determinó mediante un transecto con ecosonda, realizado transversalmente al eje mayor del embalse a la distancia indicada. Las coordenadas del punto de muestreo de cada embalse se georreferenciaron con la ayuda de un GPS.

El muestreo se desarrolló desde una embarcación neumática tipo “Zodiac” dotada de motor fuera-borda, previa obtención de los permisos de navegación pertinentes en la CHE.

El plan de muestreo a seguir en cada embalse dependió de su estratificación térmica y del contenido de oxígeno de la columna de agua, distinguiéndose los siguientes casos:

1. tipo 1: Embalses no estratificados

Se tomó una única muestra integrada (I) en cada embalse, representativa de la zona fótica¹. La obtención de la muestra integrada se llevó a cabo mediante un tubo plástico transparente que integraba toda la columna y que posteriormente se mezcló en un recipiente. De la muestra integrada se tomaron distintas cantidades de agua para los análisis en laboratorio de los parámetros fisicoquímicos (fósforo disuelto, fósforo total, silicatos, amonio, nitrato+nitrito – nitrógeno inorgánico oxidado- y nitrógeno total) y biológicos (clorofila-a y fitoplancton). La muestra de zooplancton se tomó mediante botella van Dorn en la zona del 1% de luz, evitando utilizar la muestra integrada dado que el zooplancton evita entrar por la boca del tubo de integración.

Los parámetros fisicoquímicos medidos in situ (temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos y potencial REDOX) se midieron de forma continua, metro a metro, a lo largo de todo el perfil de profundidades.

Igualmente, para los muestreos cualitativos de fitoplancton y zooplancton se realizaron arrastres verticales con redes de 25 µm (fitoplancton) y 50 µm (zooplancton). Las redes verticales se tomaron desde 1-2 metros del fondo, para no coger fango, hasta la superficie y siempre anotando en el envase y en la libreta de campo el número de metros arrastrados.

En el momento del muestreo, los siguientes embalses no presentaron estratificación térmica: Ardisa, Baserca, Camarasa, Cereceda, El Cortijo, El Ebro, Flix, Guiamets, Lanuza, Mansilla, Mediano, Mezalocha, Monteagudo de las Vicarias, La Peña, Puentelarrá, Ribarroja, Sabiñanigo, San Lorenzo, Santolea y Utchesa-Seca



*Ejemplos de embalses no estratificados durante el muestreo de 2007.
Embalses de Flix (izquierda.) y Utchesa-Seca (derecha.)*

2. tipo 2: Embalses estratificados sin hipolimnion anóxico

En los embalses estratificados se tomó una primera muestra integrada (I) del epilimnion, con el mismo procedimiento descrito en el apartado anterior para muestras de embalses no estratificados.

Adicionalmente, se tomó una segunda muestra (M) a la profundidad con la concentración máxima de oxígeno disuelto (máximo metalimnético de clorofila). Esta muestra se tomó con botella Van Dorn, de la que se extrajeron distintas alícuotas para cada análisis en laboratorio de los parámetros químicos (fósforo disuelto, fósforo total, silicatos, amonio, nitrato y nitrógeno total) y biológicos (clorofila-a, fitoplancton y zooplacton).

Los parámetros fisicoquímicos medidos in situ (temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos y potencial REDOX) se midieron a lo largo de todo el perfil en profundidad.

¹ El 1% de la luz incidente al medio acuático llega hasta una profundidad de 2,5 veces la profundidad de visión del disco de Secchi, y esta zona es la que se denomina *zona fótica*. Se considera que la totalidad de la capa fótica constituye un medio isotrópico.

Igualmente, para los muestreos cualitativos de fitoplancton y zooplancton se realizaron arrastres verticales con redes, siguiendo la metodología descrita en el apartado anterior.

En el momento del muestreo, los siguientes embalses presentaron estratificación térmica sin hipolimnion anóxico: Albiña, Alloz, Barasona, Calanda, Canelles, Cueva Foradada, Escales, Eugui, El Grado, Irabia, Moneva, Oliana, Pajares, Pena, Rialb, Santa Ana, Talarn, Terradets, Las Torcas, Ullivarri-Gamboa, Urrúnaga, El Val y Yesa.



*Ejemplos de embalses estratificados no anóxicos durante el muestreo de 2007.
Embalse de Barasona (izquierda.) y Embalse de Oliana (derecha.)*

3. tipo 3: Embalses estratificados con hipolimnion anóxico.

En el caso de que el embalse muestreado presentase estratificación y anoxia en las aguas profundas, el procedimiento fue el mismo que se ha descrito en el apartado anterior para embalses estratificados, es decir, se tomaron muestras integradas y en el máximo de oxígeno, caso de existir. Además, se tomó una tercera muestra en la zona anóxica (A), mediante botella Van Dorn, en aquella profundidad donde la concentración de oxígeno disuelto presentase valores de 1-2 mg/l o un 10-20% de saturación de O₂, dividiéndose en diferentes alícuotas para los parámetros fisicoquímicos (fósforo disuelto, fósforo total, silicatos, amonio, nitrato y nitrógeno total) y biológicos (fitoplancton y zooplancton) que se determinaron en laboratorio.

Los parámetros fisicoquímicos medidos in situ (temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos y potencial REDOX) se midieron a lo largo de todo el perfil.

Igualmente, para los muestreos cualitativos de fitoplancton y zooplancton se realizaron arrastres verticales con redes, siguiendo la metodología descrita en el primer apartado.

En el momento del muestreo, los siguientes embalses presentaron estratificación térmica con hipolimnion anóxico: Caspe, Ciurana, Gallipué, Itoiz, Margalef, Mequinenza, Ortigosa, Sobrón, la Sotenera y La Tranquera.



*Ejemplos de embalses estratificados con hipolimnion anóxico durante el muestreo de 2007.
Embalse de Çiurana (izquierda.) y Embalse de Margalef (derecha.)*

De todas las muestras se toman distintas alícuotas para los siguientes análisis:

- Clorofila a: Recogida de un volumen (conocido y variable en cada caso) de entre 0,5 y 2 litros que es filtrado en el campo con bomba de vacío. El filtro utilizado es de microfibras de vidrio tipo Whatman GF/F (0,4-0,6 μm de poro). Se deposita sobre un papel de filtro limpio para eliminar el exceso de agua y se introduce en un tubo, herméticamente cerrado, envuelto en papel de aluminio y en hielo seco hasta su posterior análisis en el laboratorio.
- Fitoplancton: Las muestras se conservan en botella de vidrio de 250 cm^3 , se fijan con 1 ml de lugol al 5%, y se mantienen al abrigo de la luz. Esta muestra sirve para el recuento de fitoplancton cuantitativo. Por otra parte, el material retenido en la red de fitoplancton de 25 μm de poro, se deposita en botellas de vidrio de 125 ml y se conserva adicionando lugol. La muestra tiene interés para complementar el inventario que puede obtenerse con la muestra cuantitativa, con las especies de mayor tamaño, que suelen ser, junto con algunas otras, las menos abundantes.
- Zooplancton: La muestra filtrada sobre filtros recortados de malla de 25 μm , se conserva en un vial de vidrio de boca ancha con tapón de rosca, que se fija con formol hasta concentración final del 4%. Deben filtrarse según el estado trófico de las aguas entre 2 y 4 botellas Van Dorn, indicando siempre en el envase colector y en la libreta de campo el volumen filtrado. Esta muestra sirve para el recuento cuantitativo de zooplancton. Por otra parte, el material retenido en la red de zooplancton de 50 μm de poro, se deposita en contenedores de plástico de 125 ml y se conserva adicionando formol hasta concentración final del 4%. Esta muestra tiene interés para complementar el inventario que se obtiene con la muestra cuantitativa, con las especies de mayor tamaño que suelen ser las menos abundantes.
- Parámetros fisicoquímicos: De las muestras tomadas mediante botella Van Dorn y tubo plástico (integrada) se separan distintas alícuotas, tal y como se describe en el **Cuadro 2**.

CUADRO 2
PARAMETROS QUÍMICOS, VOLUMEN MUESTRA, CONSERVACION
Y TIEMPO MÁXIMO HASTA ANÁLISIS

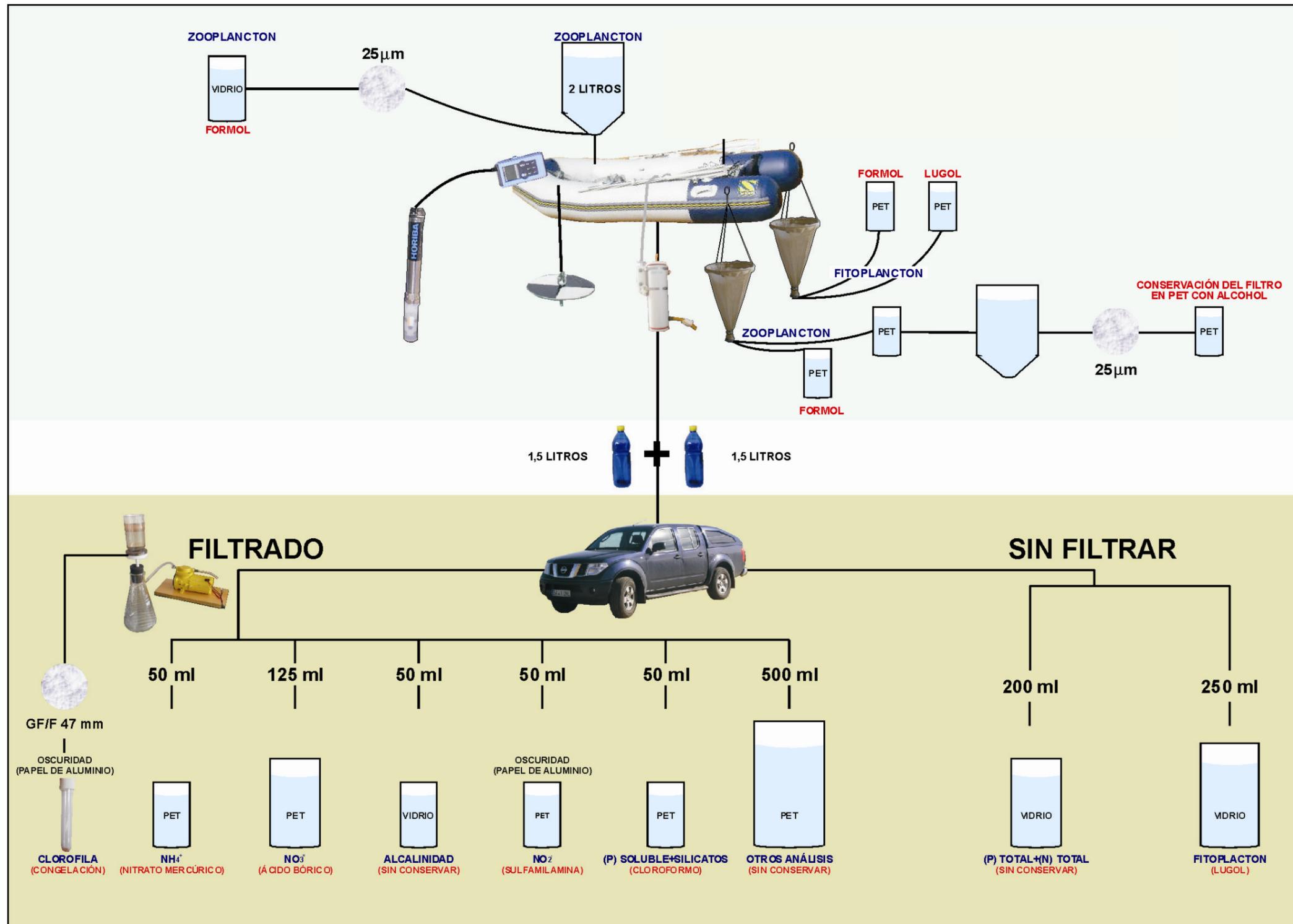
PARAMETRO	VOLUMEN	FILTRADO	ENVASE	CONSERVANTE	TIEMPO MÁXIMO CONSERVACIÓN
P total	100 ml	No	Vidrio	Ninguno	7 días
N total					
P soluble	50 ml	SI	PET	Cloroformo	7 días
Silicatos					
NH ₄	50 ml	SI	PET	Nitrato de mercurio	< 5 días
NO ₃ +NO ₂	250 ml	SI	PET	Ácido Bórico	< 5 días

Las muestras se conservaron refrigeradas (en torno a 4°C) y en ausencia de luz (neveras rígidas portátiles) durante su traslado al laboratorio y hasta su análisis.

La adición de conservantes químicos se limitó a las muestras en cuyas determinaciones no interfiriera dicho conservante. Todas las muestras se etiquetaron convenientemente en el momento de la recogida.

En el esquema adjunto se sintetiza el protocolo de toma de muestras y conservación hasta su análisis en el laboratorio.





2.3. Análisis en laboratorio

En el laboratorio se llevaron a cabo las siguientes determinaciones:

MUESTRAS QUÍMICAS

Ortofosfato soluble

Los iones fosfato y silicato en medio ácido reaccionan con el molibdato para dar ácidos compuestos (fosfomolibdico, etc.) de color amarillo los cuales, por acción de agentes reductores apropiados, se convierten en compuestos de color azul, que según las condiciones de trabajo se pueden hacer específicos de determinados elementos, por ejemplo el fosfato. Se sigue el método de Murphy y Riley dado para la determinación del fósforo soluble (Strickland y Parson, 1968), todo el material de vidrio se limpia cuidadosamente con sulfúrico y se utiliza únicamente en la determinación del fosfato. El límite del método es de 1 µg/l P.

Fósforo Total

Se procede de la misma manera que para la determinación del ortofosfato soluble, previa digestión de los fosfatos. Para ello, a 25 ml de muestra sin filtrar se le añaden 0.5 ml de sulfúrico 1:1 y 0.5 g de persulfato sódico. Se agita bien la mezcla y se incuba a 120°C durante 2 horas. Se deja que atempere y se neutralizan las muestras utilizando fenoftaleina como indicador. Una vez hecho esto, se opera del mismo modo que para el fosfato soluble. Para el P total puede añadirse el sulfúrico si no se va a hacer la digestión de inmediato y luego a la hora de digerir se añade el resto del sulfúrico requerido y el persulfato. El límite de detección del método es de 1 µg/l P.

Amonio total

Se basa en el método del indofenol (Verdow et al. 1978), en el cual, en un medio alcalino y en presencia de nitroprusiato de sodio como catalizador de la reacción, el ión amonio, tratado con una solución de hipoclorito sódico y de fenol, da azul de indofenol, que se determina mediante espectrofotometría en un rango de longitudes de onda en torno a 640 nm. El límite de detección del método es de 0.1 mg/l NH₄.

Nitratos y Nitritos

El nitrato se puede reducir de forma cuantitativa a nitrito al hacer pasar la muestra en solución alcalina tamponada (pH=8) por una columna reductora de cadmio cuperizado, estimándose el nitrito resultante por espectrofotometría de absorción (Golterman et al., 1978). El límite de detección del método se encuentra en 0.00126 mg/l NO₃. El límite de cuantificación fue de 1 mg/l NO₃.

Nitrógeno total

El N total es oxidado a nitrato mediante una digestión con persulfato en condiciones alcalinas. Una vez realizada la digestión, se utilizan dos métodos de medida, en función de la concentración que se tenga de N. El método por UV es menos costoso en tiempo pero su uso está menos estandarizado. Si está por debajo de los 0.14-0.28 mg/l se recurre necesariamente al método colorimétrico previa reducción por columna: el nitrato se reduce de forma cuantitativa a nitrito al hacer pasar la muestra en solución alcalina tamponada (pH=8) por una columna reductora de cadmio cuperizado, estimándose el nitrito resultante por espectrofotometría de absorción (Golterman et al., 1978). Con concentraciones mayores cabe optar por uno u otro método. El límite de cuantificación fue de 0.2 mg/l N.

Silicato reactivo soluble

El silicato reacciona con el molibdato amónico en medio ácido, dando ácido molibdosilícico, de color amarillo, el cual puede ser reducido a óxido molibdosilícico, cuya coloración azulada resulta proporcional al silicato contenido en la muestra (Rodier, 1984). El ácido oxálico usado como reactivo destruye el ácido molibdofosfórico con lo que se evita la interferencia del ortofosfato. La determinación sigue la linealidad en el rango 0.006-8.4 mg/l SiO₂. El límite de cuantificación del método fue de 0.4 mg/l SiO₂.

CUADRO 3

PARAMETROS, METODOS ANALÍTICOS Y LÍMITES DE DETECCIÓN (LD) Y CUANTIFICACIÓN (LC)

PARÁMETRO	REFERENCIA MÉTODO	LD	LC
P total	APHA 4500-P B / APHA 4500-P C	1 µg/l P	1 µg/l P
P soluble	APHA 4500-P C	1 µg/l P	1 µg/l P
N total	APHA 4500-N C	0.2 mg/l N	0.2 mg/l N
NO ₃ + NO ₂	4500-NO ₃ E / APHA 4500-NO ₂ B	0.00126 mg/l NO ₃	1 mg/l NO ₃
Amonio	APHA 4500-NH ₃ F	0.1 mg/l NH ₄	0.1 mg/l NH ₄
Silicato	APHA 4500-SiO ₂ C	0.05 mg/l SiO ₂	0.4 mg/l SiO ₂

MUESTRAS BIOLÓGICAS

Clorofila a

La concentración de clorofila es una medida indirecta de la biomasa del fitoplancton. El procedimiento para su análisis incluye la concentración del fitoplancton, la extracción de los pigmentos con una solución acuosa de acetona (90%) y la determinación de la densidad óptica (absorbancia) del extracto por medio de un espectrofotómetro. El procedimiento que se describe está basado en Standard Methods 10200 H (APHA, 1998).

Se concentra la muestra mediante el filtrado de un volumen suficiente de agua a través de un filtro de microfibras de vidrio (GF/F). El filtrado de la muestra se realizó en campo, inmediatamente después a la obtención de la muestra. El filtro se mantiene congelado y protegido de la luz mediante papel de aluminio. El filtro se puede conservar así hasta 2-3 semanas.

Se añade al tubo con el filtro de fitoplancton 5 ml de solución de acetona y se mantiene en frío (0 – 4 °C) y en oscuridad de 12 a 24 horas. Se acelera la extracción mediante la trituración mecánica del filtro. Se añadió dimetilsulfóxido a la solución de acetona (1:1) para favorecer la extracción cuando dominan algas de paredes gruesas. Durante la extracción se agita el tubo un par de veces. Finalizada la extracción, se filtra el solvente a través de otro filtro de microfibras de vidrio. Se mide el volumen del extracto. Es importante trabajar rápido para evitar la evaporación de la acetona y la variación del volumen del extracto. El extracto es muy sensible a la luz por lo que este proceso, así como la lectura espectrofotométrica, se lleva a cabo con la luz de la habitación muy atenuada, y se mantienen los tubos debidamente protegidos de la luz.

Se llena la cubeta del espectrofotómetro y se miden las densidades ópticas del extracto clarificado (éste debe ser completamente transparente) para las longitudes de onda requeridas en la fórmula de cálculo de Jeffrey y Humphrey (1975).

Fitoplancton

Equipo y procedimiento de Laboratorio

Microscopio invertido: Debe estar equipado con un condensador de apertura numérica (NA) de 0,5 y objetivos con AN de 0.9. Objetivo de inmersión de x100 con AN de 1,3. Oculares x10 o x12.5, equipados con un micrómetro calibrado y con una retícula de recuento calibrada. Para exámenes en detalle, microscopio equipado con contraste de fases o con contraste interferencial de Nomarski.

Cámara o cubeta de sedimentación: consiste en una columna vertical con una base a través de la cual el contenido puede ser observado con el microscopio invertido. La columna, de volumen variable según el tipo de embalse, se llena de muestra y las partículas sedimentan en el fondo de la cámara.

Determinación del biovolumen: se utilizó el método de Rott, que consiste en medir como mínimo 20 individuos de cada especie, la cual se asimila a una forma geométrica que responda a su forma; entonces se calcula el volumen de cada especie, según la fórmula para la figura geométrica escogida y, finalmente, se multiplica el volumen por el número de células/ml obtenido en el recuento.

Zooplancton

Recuento e identificación: los organismos zooplanctónicos son enumerados en bandejas estriadas que previenen duplicar los recuentos. Se utilizó un microscopio estereoscópico para el recuento de los crustáceos, mientras que para su identificación normalmente se requirió un microscopio óptico, al igual que el recuento-identificación de los Rotíferos, para los cuales también se utilizó un microscopio invertido. Se utilizó un colorante (Rose Bengal) para facilitar el recuento y la identificación.

Estimación de la biomasa: se utilizó el método del peso seco de los crustáceos zooplanctónicos, que consiste en convertir estimas de longitud en biomasas usando regresiones longitud-peso. Para los rotíferos, se combinan formulas geométricas con medidas adecuadas de longitud para estimar la biomasa.

2.4. Control de calidad

Como parte del control de calidad del trabajo, se realizaron dos intercalibraciones de carácter formativo e informativo del personal que llevaría a cabo los trabajos de campo en embalses, contando con la participación del Prof. Dr. Eduardo Vicente Catedrático de la Universidad de Valencia como experto en Limnología de embalses y ríos.

El primer ejercicio de intercalibración se realizó el 19 de Julio de 2007 en el embalse de Caspe, participando los equipos de la UTE y el equipo de la Universidad de Valencia dirigido por el Prof. Dr Eduardo Vicente.

Un segundo ejercicio de intercalibración, en el que participaron los equipos de la UTE y el equipo de la Universidad de Valencia dirigido por el Prof. Dr Eduardo Vicente, tuvo lugar el día 29 de Agosto de 2007 en el embalse de Ortigosa (también denominado Gonzalez Lacasa, en La Rioja).



Imagen de los ejercicios de intercalibración durante el año 2007

3. CLASIFICACION DE LOS EMBALSES

3.1. Métodos de clasificación

El conjunto de los embalses estudiados en el año 2007 presentan características y comportamientos limnológicos diferentes.

Por este motivo, y conforme a lo exigido en el Artículo 5 y Anexo II de la DMA, se ha realizado en este capítulo una clasificación de los embalses en diferentes tipos, en los que posteriormente poder utilizar las mismas métricas y escalas de valoración del potencial ecológico (ya que se trata de masas de agua muy modificadas).

Para la clasificación de los embalses españoles se han venido utilizando con anterioridad, diferentes propuestas provisionales realizadas por el CEDEX. Este organismo propuso a finales del año 2005 el agrupamiento de los embalses según dos clasificaciones diferentes:

- La clasificación tipo 1 agrupa de forma general a los embalses en 9 categorías a partir de cinco variables: régimen de mezcla, geología (alcalinidad), altitud, área de cuenca y volumen del embalse.
- La clasificación tipo 2 se diferencia básicamente de la anterior en que introduce la variable climática en el ámbito mediante la aplicación del índice de humedad. Esta variable relaciona la precipitación y la evapotranspiración potencial de la zona.

3.2 Propuesta de clasificación de embalses

En el **Cuadro 3** se muestra el esquema de clasificación de los embalses tomando como referencia final la clasificación de *masas de agua muy modificadas y artificiales asimilables a lagos*, propuesta por el CEDEX en 2006 (CEDEX 2006) y ya incluida en la orden ARM/2656/2008 por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica.

En el **Cuadro 4** se recogen los diferentes embalses estudiados clasificados de acuerdo con esta última propuesta de clasificación. Su localización en la cuenca puede verse en la **Figura 2**.

CUADRO 3
ESQUEMA DE CLASIFICACIÓN DE LOS EMBALSES ESPAÑOLES

RÉGIMEN DE MEZCLA	GEOLOGÍA	INDICE DE HUMEDAD (IH)	ÁREA DE CUENCA	Tª MEDIA ANUAL	ALTITUD	TIPO
MONOMÍCTICOS	SILÍCEOS Alcalinidad estimada < 1 meq/l	ZONA HÚMEDA IH > 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS Área < 1000 km ²	Tª < 15 °C		1
				Tª > 15 °C		2
			RED PRINCIPAL Área > 1000 km ²			3
		ZONA NO HÚMEDA IH < 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS Área < 1000 km ²			4
			RED PRINCIPAL Área > 1000 y < 20.000 km ²			5
			TRAMOS BAJOS DE EJES PRINCIPALES Área > 20.000 km ²			6
	CALCÁREOS Alcalinidad estimada > 1 meq/l	ZONA HÚMEDA IH > 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS Área < 1000 km ²	Tª < 15 °C		7
				Tª > 15 °C		8
			RED PRINCIPAL Área > 1000 km ²			9
		ZONA NO HÚMEDA IH < 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS Área < 1000 km ²			10
			RED PRINCIPAL Área > 1000 y < 20000 km ²			11
			TRAMOS BAJOS DE LOS EJES PRINCIPALES Área > 20.000 km ²			12
DIMÍCTICOS		IH > 2		>1400 m En Pirineos >1500 en Cordillera Cantábrica >1600 en Sistema Central	13	

CUADRO 4
 CLASIFICACION DE EMBALSES SEGÚN CRITERIOS CEDEX (2006)

RÉGIMEN DE MEZCLA	GEOLOGÍA	ÍNDICE DE HUMEDAD (IH)	ÁREA DE CUENCA	TEMPERATURA MEDIA ANUAL / ALTITUD	TIPO	EMBALSES
Monomícticos	SILICEA (alcalinidad < 1 meq/l)	Zona Húmeda (IH > 0,74)	Cabecera y tramos Altos (área cuenca < 1000 km ²)	Tª Media Anual <15	1	Lanuzá, Pajares.
	CALCÁREA (alcalinidad > 1 meq/l)	Zona Húmeda (IH > 0,74)	Cabecera y tramos altos (área cuenca < 1000 km ²)	Tª Media Anual <15	7	Albiña, Alloz, Búbal, Ebro, El Val, Escales, Eugui, Itoiz, Irabia, Lechago, Mansilla, Monsteagudo Montearagón, Ortigosa, Sabiñanigo, Ullibarri-Gamboa, Urrunaga y Vadiello
			Red principal (área de cuenca > 1000 km ²)		9	Cereceda, La Peña, Mediano, Oliana Puentelarrá, Sobrón, Terradets, Yesa
		Zona No Húmeda (IH < 0,74)	Cabecera y tramos altos (área de cuenca < 1000 km ²)		10	Cuirana, Cueva Foradada, Gallipué, Guiamets, Las Torcas. Margalef, Mezalocha, Moneva, Pena, La Sotonera, Utchesa-seca
			Red principal (área de cuenca > 1000 y < 25000 km ²)		11	Ardisa, Barasona, Calanda, Camarasa, Canelles, El Cortijo, El Grado, La Tranquera, Rialb, San Lorenzo, Santa Ana, Santolea, Talam
			Tramos bajos de los ejes principales. (Área de Cuenca > 25000 km ²)		12	Caspe, Flix, Mequinenza y Ribarroja
Dimíctico		IH >2		>1.400 m (Pirineos)	13	Baserca

De este cuadro se destacan los siguientes aspectos:

- Las 57 MAS denominadas como embalses se han clasificado en 7 categorías atendiendo a razones del régimen de mezcla, geología, climatología (humedad y temperatura), área de la cuenca de aportación y altitud.
- La categoría que agrupa a un mayor número de embalses es la 7 (31,58% de los embalses estudiados) seguida de las categorías 11 (22,81%) y 10 (19,3%).
- Se destaca la presencia de un solo embalse de tipo 13, lo que indica la escasez de embalses dimicticos en el área de estudio.



4. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS, FÍSICO-QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS

4.1. Características hidromorfológicas

En el **Cuadro 5** se incluyen las principales características morfométricas de los embalses muestreados (57 en total) en el año 2007, con indicación del volumen total, el volumen medio para el período 2006-2007 y los datos de superficie total de la lámina de agua, la profundidad máxima, y la profundidad media registrada durante el muestreo. A continuación se ofrecen los datos más relevantes en cuanto a volumen, superficie y profundidad.

a) Volumen

En cuanto al volumen total de las masas de agua se puede destacar lo siguiente:

- Las masas de agua son de capacidad variable, con volúmenes inferiores a 30 Hm³ en un 51% de los casos (**Figura 3**). Un 14% de embalses presentan volúmenes intermedios, entre 30 y 70 Hm³, un 12% presentan volúmenes algo mayores, entre 70 y 150 Hm³; un 9% presentan capacidades de entre 150 y 300 Hm³, y finalmente, un 15% tienen capacidad de embalsar entre 300 y 1600 Hm³, siendo el mayor de toda la cuenca el embalse de Mequinzenza, con 1534 Hm³ de capacidad máxima.

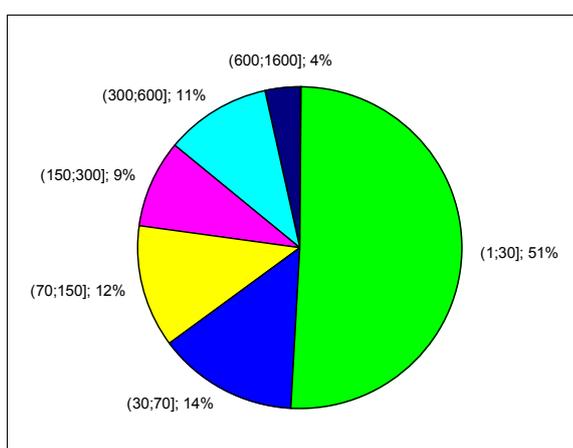


Figura 3. Distribución de la capacidad o volumen total (Hm³) de los embalses estudiados en 2007.

b) Superficie

En cuanto a la extensión total de la lámina de agua, en condiciones de máximo almacenamiento, la situación es la siguiente:

- Las masas de agua son de superficie muy variable, con un rango de 27 a 7540 Ha. La distribución de esta variable en el conjunto de embalses estudiados en el ESTUDIO se representa en la **Figura 4**.

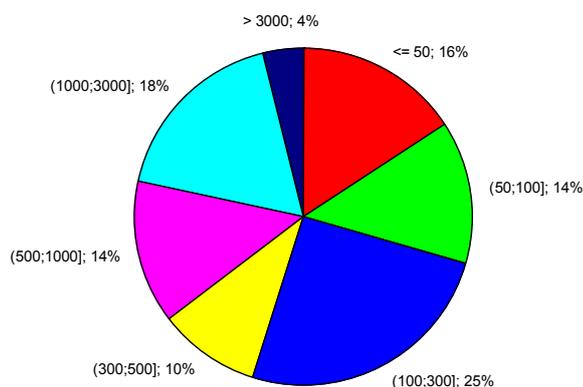


Figura 4. Superficie total (Ha) de los embalses estudiados en 2007.

c) Profundidad

En cuanto a la profundidad máxima del embalse, en condiciones de máximo almacenamiento, la situación es la siguiente:

- Las masas de agua son de profundidad muy variable, con un rango de 9.5 a 115 m, valores registrados para los embalses de Terradets y Escales respectivamente. La distribución de esta variable en el conjunto de embalses estudiados en el ESTUDIO se representa en la **Figura 5**.

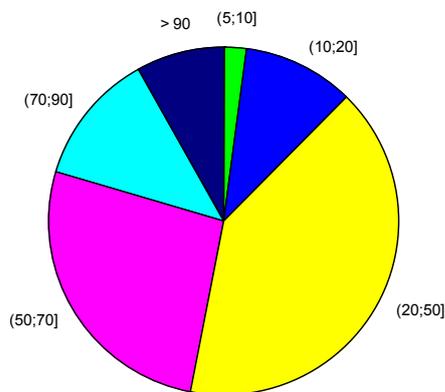


Figura 5. Profundidad máxima (m) de los embalses estudiados en 2007.

CUADRO 5
 PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS DE LOS EMBALSES

EMBALSE	CÓDIGO MAS	VOLUMEN TOTAL (Hm ³)	SUPERFICIE _{MAS} TOTAL(Ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA(m)	PROFUNDIDAD MEDIA(m)	SUPERFICIE CUENCA (km ²)
Embalse de El Cortijo	EB0000040	1,05	38	-	2	10365
Embalse de Sabiñanigo	EB0000039	1,16	27	13,70	2,5	598
Embalse de Cereceda	EB0000017	1,30	35	13,38	10	1942
Embalse de Puentelarrá	EB0000026	1,50	40	13,50	6	5038
Embalse de Margalef	EB0000072	2,98	44	72,50	25,10	2078
Embalse de Gallipuéen	EB0000913	3,53	32	30	11	147
Embalse de Mezalocha	EB0000071	3,92	75	22,80	10,10	560
Embalse de Utchesa- Seca	EB0001001	4	74	16,55	2,50	250
Embalse de Flix	EB0000074	11	290	26,30	-	81274
Embalse de Ardisa	EB0000055	5	216	31,55	5,50	2100
Embalse de Albiña	EB0000005	5,67	50	25,43	12,50	10
Embalse de Las Torcas	EB0000075	6,66	530	41	15,80	1470
Embalse de Moneva	EB0000077	8,03	123	10,50	5	199
Embalse de San Lorenzo	EB0000067	9,48	147	25	-	6845
Embalse de Monteagudo de las Vicarias	EB0001003	9,67	114	69	17,50	116
Embalse de Guiamets	EB0000079	9,70	62	34,90	16,10	75
Embalse de Çiurana	EB0000073	12	85	30	14,10	60
Embalse de Irbia	EB0000004	13,81	114	69	17,50	116

EMBALSE	CÓDIGO MAS	VOLUMEN TOTAL (Hm ³)	SUPERFICIE _{MAS} TOTAL(Ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA(m)	PROFUNDIDAD MEDIA(m)	SUPERFICIE CUENCA (km ²)
Embalse de Vadiello	EB0000051	15,50	69	68	23,30	95
Embalse de Lanuza	EB0000019	16,86	114	69	-	116
Embalse de Pena	EB0000912	17,88	149	31	14,70	160
Embalse de La Peña	EB0000044	18,16	77	31,70	9,10	456
Embalse de Lechago	EB0000087	18,16	246	70	27,60	290
Embalse de Sobrón	EB0000022	20,11	282	33	7,10	4660
Embalse de Eugui	EB0000006	21,39	123	43	17	69
Embalse de Baserca	EB0000034	22	93	69,50	23,80	67
Embalse de Cueva Foradada	EB0000080	22,08	229	43	12,70	600
Embalse de Terradets	EB0000059	23	330	9,50	7	2511
Embalse de El Val	EB0000068	25	112	66	-	179
Embalse de Ortigosa	EB0000916	32,90	152	53,50	21,70	40
Embalse de Pajares	EB0000064	35,29	162	61	19	98
Embalse de Santolea	EB0000085	47,67	385	44	16	1250
Embalse de Montearagón	EB0000054	51,10	203	75	-	144
Embalse de Calanda	EB0000082	54,32	312	53	17,40	2740
Embalse de Búbal	EB0000025	64,26	234	75	23,90	306
Embalse de Alloz	EB0000558	65,32	347	59,80	28,50	155
Embalse de Mansilla	EB0000061	67,70	32	72	17	94
Embalse de Urrúnaga	EB0000002	72	869	24,50	8,20	239
Embalse de Caspe	EB0000078	81,62	638	46	12,70	3705
Embalse de La Tranquera	EB0000076	84,26	530	43,5	-	1470
Embalse de Barasona	EB0000056	92,20	693	59,90	13,30	1511

EMBALSE	CÓDIGO MAS	VOLUMEN TOTAL (Hm ³)	SUPERFICIE _{MAS} TOTAL(Ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA(m)	PROFUNDIDAD MEDIA(m)	SUPERFICIE CUENCA (km ²)
Embalse de Oliana	EB0000053	101,10	443	72,70	22,80	2675
Embalse de Camarasa	EB0000065	113	624	91	18,10	2811
Embalse de Ullivarri-Gamboa	EB0000007	147,20	1695	30,50	8,60	268
Embalse de Escales	EB0000043	152	400	115	38	179
Embalse de Sotonera	EB0000062	189,38	1840	30	10,30	150
Embalse de Talarn	EB0000050	205	927	81	22,10	2056
Embalse de Ribarroja	EB0000949	210	2152	34	10,30	81045
Embalse de Santa Ana	EB0000066	236,60	768	68,90	29,80	1758
Embalse de El Grado	EB0000047	399,48	1273	85	31,10	2375
Embalse de Rialb	EB0000063	402	1505	78	28	3320
Embalse de Itoiz	EB0000086	418	1100	107	45	510
Embalse de Mediano	EB0000042	436,35	1711	72	20	2078
Embalse de Yesa	EB0000037	447	2089	60,70	22,50	2170
Embalse de El Ebro	EB0000001	540	6253	34	8,6	466
Embalse de Canelles	EB0000058	668	1569	91	43,30	1634
Embalse de Mequinzenza	EB0000070	1534	6478	79	10	56597

*Fuentes: Confederación Hidrográfica del Ebro / CEDEX

4.2. Características físico-químicas

4.2.1. Parámetros generales (transparencia, T, pH y conductividad)

A tipo 1. Embalses de Lanuza y Pajares. *Monomícticos, en geologías silíceas, zonas húmedas, en cabecera y tramos altos y con temperatura media anual < 15°C.*

- La profundidad del Disco de Secchi (DS) muestra una media de 3.7 m, superior a la media general del estudio, que se sitúa en unos 2.6m. El valor en el embalse de Lanuza es superior al medido en el embalse de Pajares (4.7 y 3.1 m. respectivamente).
- La temperatura superficial de los embalses del tipo 1 el día de la medida es de 18°C. En el caso del embalse de Lanuza no presenta estratificación térmica, descendiendo la temperatura progresivamente con la profundidad. El embalse de Pajares presenta una termoclina a 8 m, donde la temperatura comienza a descender bruscamente.
- El pH de los embalses de tipo 1 desciende levemente con la profundidad aunque presentan valores dispares entre si: En el Embalse de Lanuza los pH son básicos-neutros (8.27 en superficie a 7.09 en el fondo), en cambio en el embalse de Pajares son neutros a ligeramente ácidos (6.85 en superficie a 5.86 en el fondo).
- La conductividad registrada es, en general, baja y presenta comportamientos diferentes en relación a la profundidad. En el embalse de Pajares los valores presentan una tendencia descendente con la profundidad y oscilan entre el máximo encontrado a 10 m de profundidad (495 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y el mínimo medido a 29 m (100 $\mu\text{S}/\text{cm}$). En cambio en el Embalse de Lanuza la tendencia es creciente con la profundidad, presentándose el máximo en el fondo (208 $\mu\text{S}/\text{cm}$). El embalse de Lanuza presenta una menor conductividad media que el Embalse de Pajares.

B tipo 7. Embalses de Albiña, Alloz, Búbal, Ebro, El Val, Escales, Eugui, Itoiz, Irabia, Lechago, Mansilla, Monteagudo de las Vicarías, Montearagón, Ortigosa, Sabiñanigo, Ullivarri-Gamboa, Urrunaga y Vadiello. Monomíticos, en geologías calcáreas, en zona húmeda, en cabecera y tramos altos y con T media anual $< 15^{\circ}\text{C}$.

- Dentro de los embalses de esta tipología no se han podido tomar muestras completas de los siguientes embalses:
 - Lechago y Montearagón. Estos embalses se encontraban en construcción en el momento del muestreo.
 - Búbal y Vadiello. Problemas de acceso a la lámina de agua, por el bajo nivel de embalseamiento.
 - Mansilla: Se ha tomado muestra a pie de presa debido a problemas de acceso de embarcación.

- La transparencia del agua es variable en los embalses de tipo 7. En los embalses de Albiña, Ebro, El Val, Sabiñanigo e Itoiz se han medido profundidades de Disco de Secchi (DS) entorno a 1-2 m. Por su parte, en los embalses de Alloz y Urrunaga los valores de DS son de 2.4 y 2.5 m. Por último, dentro de este grupo se han tomado medidas de DS superiores a los 5 m en los embalses de Escales, Irabia, Ortigosa y Ullivarri-Gamboa.

- Los valores de la temperatura superficial de los embalses del tipo 7 tienen de media 19.64°C . En el momento del muestreo presentan estratificación térmica los embalses de Albiña, Alloz, El Val, Escales, Itoiz y Ortigosa

- En general, los valores de pH de este grupo son de básicos a neutros. El pH en superficie toma un valor medio de 7.89 y disminuye en profundidad en todos los embalses. En el fondo, los valores suelen ser ligeramente ácidos, presentándose el mínimo en el embalse de Albiña ($\text{pH}=6$)

- Asimismo, los datos de la conductividad varían de 100 a $1380\ \mu\text{S}/\text{cm}$, este último valor registrado en el embalse de Alloz.

C tipo 9. Embalses de Cereceda, La Peña, Mediano, Oliana, Puentelarrá, Sobrón, Terradets y Yesa. *Monomíticos, de geología calcárea, en zona húmeda y de la red principal.*

- La transparencia del agua de los embalses de tipo 9 es baja en relación al resto de tipos. La profundidad media de la medida del Disco de Secchi es de 1.76 m. El embalse de Terradets presenta la menor transparencia en el grupo (0.9 m). Por su parte, el embalse de Yesa presenta la mayor transparencia (2.6 m).
- La temperatura superficial de los embalses de tipo 9 es, en comparación con los demás tipos, alta (T^a media = 22.03). La temperatura superficial mínima y máxima se ha medido en Cereceda y Mediano respectivamente (19.52 y 25.34 °C). La estratificación térmica es desigual en los embalses de este tipo, y en el momento de la medida únicamente los embalses de Sobrón, Terradets y Yesa mostraban una termoclina clara.
- Asimismo, el pH es en todos ligeramente básico. Las medias tomadas son inversamente proporcionales a la profundidad, variando desde la superficie al fondo en menos de una unidad. La medida tomada en superficie en el embalse de Oliana representa el pH más básico (8.27), en cambio el pH de fondo del embalse de Sobrón es el más neutro (7.05)
- La conductividad registrada en este tipo presenta niveles máximos en la zona anóxica del embalse Sobrón, con 3660 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Asimismo, destacan los valores medidos en superficie en los embalses de Puentelarrá y Yesa, que superan los 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En cuanto a los niveles mínimos, se han obtenido en las medidas realizadas en el embalse de Terradets (conductividad media de 272 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

D tipo 10. Embalses de Çiurana, Cueva Foradada, Gallipuéen, Guiamets, Las Torcas, Margalef, Mezalocha, Moneva, Pena, La Sotonera y Utchesa-Seca. Monomícticos, de geología calcárea, en zona no húmeda, en cabecera y tramos altos.

- La transparencia del agua toma el valor máximo de este tipo de embalses en el de Çiurana (4.1 m), seguido de los embalses de La Torcas y Margalef (2.9 y 2.8 m respectivamente). El valor mínimo se ha obtenido en el embalse de Utchesa-Seca (0.8 m). La media obtenida (2.1) para este tipo de embalses se sitúa en torno al valor medio del resto de embalses
- La temperatura superficial de los embalses del tipo 10 presenta una media de 23.2 °C, la media mas alta de todas las tipologías. Los embalses de Cueva Foradada, Gallipuéen, Las Torcas, Pena, Margalef, y Çiurana se encuentran estratificados, mientras que el resto presentan un descenso progresivo de la temperatura con la profundidad.
- El pH de los embalses de tipo 10 es, en general, básico. En el estudio del pH de los embalses se observa un descenso del mismo con la profundidad. Los valores obtenidos se encuentran entre 7.02, mínimo medido en el fondo del embalse de Moneva, y un máximo de 8.38 obtenido en superficie en Çiurana.
- La conductividad registrada en los embalses mostró poca variabilidad entre la superficie y el fondo. En los embalses de Margalef y Pena los valores se sitúan en torno a los 400 µS/cm, siendo los valores mínimos del grupo. Los valores máximos se han medido en el embalse de Cueva Foradada (1100 µS/cm)

E tipo 11. Embalses de Ardisa, Barasona, Calanda, Canelles, El Cortijo, El Grado, La Tranquera, Rialb, San Lorenzo, Santa Ana, Santolea y Talarn. *Monomíticos, de geología calcárea, de la red principal y en zona no húmeda.*

- En los embalses de tipo 11 la transparencia (DS) es muy variable desde 0.7 m en el embalse de El Cortijo hasta los 6.4 del embalse de Grado. La medida de DS para el tipo 11 es de 3.1 m.
- La temperatura superficial de los embalses de tipo 11 presenta una media de 22.8 °C. La temperatura máxima fue medida en el embalse de Barasona, con 24.7°C.
- Asimismo, los valores de pH registrados presentan una media de 7.4 unidades.
- Los valores de conductividad en los embalses de Ardisa y El Cortijo (130 y 260 µS/cm respectivamente) son muy inferiores a los medidos en el Embalse de Moros (2400 µS/cm).

F tipo 12. Embalses de Caspe, Flix, Mequinenza y Ribarroja. *Monomíticos, de geología calcárea, en zona no húmeda y en tramos bajos de los ejes principales.*

- La transparencia del agua es también muy variable en este tipo de embalses. La medida mínima de DS se dio en el embalse de Caspe (1.0 m), mientras que el máximo (DS= 3.7 m) se obtuvo en el embalse de Mequinenza.
- La temperatura superficial de los embalses de tipo 12 presentó un mínimo de 22.3 °C en el embalse de Flix. En el resto de embalses se encontraron valores próximos a 25°C. La variación con la profundidad presenta grandes diferencias entre los embalses de este tipo. En el Embalse de Flix la temperatura se reduce con la profundidad tan sólo 0.4°C en 9 metros. En los embalses de Caspe y Ribarroja las diferencias encontradas son de alrededor de 3°C en 14 y 20 m respectivamente. El máximo de variación (de 10°C) se presenta en el embalse de Mequinenza, donde se puede observar una leve termoclina en torno a los 14 m.
- Asimismo, el pH es ligeramente básico y desciende el valor a medida que aumenta la profundidad en todos los casos. El máximo lo presenta el embalse de Ribarroja en superficie (8,62) y el mínimo el embalse de Mequinenza 7,39 unidades.
- La conductividad registrada en los embalses tipo 12 presenta valores altos, siempre superando los 1000 µS/cm. El embalse de Caspe presenta los valores más altos (2.010-2.750 µS/cm).

G tipo 13. Embalse de Baserca. *Dimícticos, en zona muy húmeda y a gran altitud.*

- La transparencia del agua no ha podido ser medida en este embalse al ser inaccesible y haberse tomado la muestra a pie de presa.
- La temperatura superficial del embalse de Baserca es de 16.72 °C.
- Asimismo, el pH es de 7.59 unidades.
- La conductividad registrada es muy baja , tomando el valor de 49 $\mu\text{S}/\text{cm}$

Análisis global de resultados por tipos de embalses.

Se incluyen a continuación las distribuciones y gráficas de cada uno de los parámetros y su comportamiento para los diferentes tipos de embalses, como diagramas de cajas (**Figuras 6a, b, c y d**). En alguna de estas figuras se prescindió de representar algunos valores extremos, con el fin de interpretar mejor las tendencias generales de los datos (ver notas al pie).

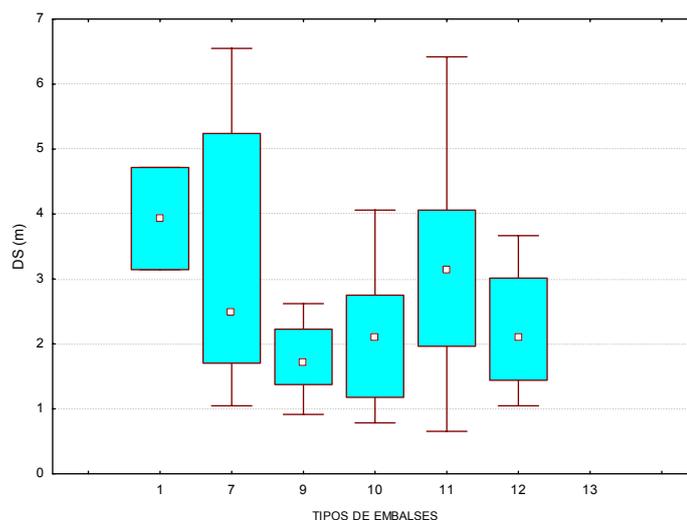


Figura 6a. Transparencia (DS) para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers, representados por asteriscos). TIPOS: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja; 13: Dimíctico

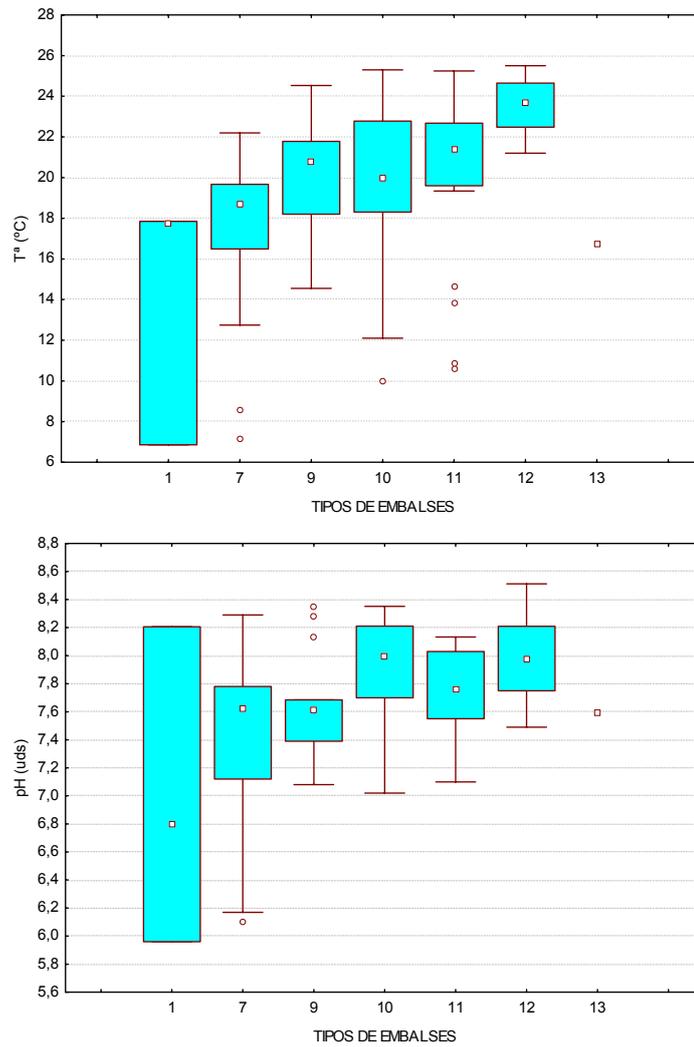


Figura 6b. Valores de temperatura (T) y pH en los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers, representados por asteriscos) TIPOS. 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja; 13: Dimíctico.

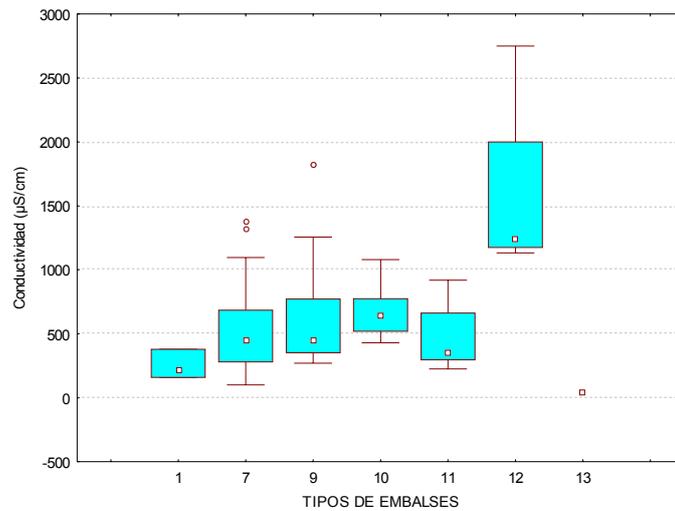


Figura 6c. Valores de conductividad para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers, representados por asteriscos) TIPOS: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja; 13: Dimíctico

2 Se la excluido del análisis los outliers que superan los 8000 µS/cm (EUG I, EUG A, ALB-A, IRA-I e IRA-A) por considerarse medidas no representativas.

4.2.2. Condiciones de oxigenación

El descenso brusco de oxígeno disuelto en las capas profundas de los embalses –hipolimnion-, principalmente en verano y principios del otoño, es uno de los principales factores de riesgo que afectan a la calidad del agua embalsada. Como consecuencia, pueden aparecer episodios de mortandad piscícola por la rápida mezcla del lago-embalse al final del período de estratificación. Este fenómeno tiene especial relevancia en el tramo de río situado aguas abajo de la presa, si el desembalse procede de los niveles hipolimnéticos anóxicos y no existe ningún sistema de aireación previo. Tan importante como la mortalidad es la redisolución del P del sedimento y la consiguiente fertilización del sistema.

La aparición de aguas anóxicas depende directamente del estado trófico del embalse (y del balance producción-respiración o P:R a lo largo de la columna de agua), de la tasa de renovación del hipolimnion y de la relación entre los volúmenes del epilimnion e hipolimnion (E:H). De esta forma, las masas que presentan una relación E:H superior a 1 tienen mayor probabilidad de que el hipolimnion alcance la anoxia en menor tiempo mientras dura la estratificación estival del agua embalsada. Por su parte, la magnitud del agotamiento hipolimnético del oxígeno disuelto es función, en igualdad de condiciones climatológicas globales, de la cantidad de materiales oxidables (orgánicos e inorgánicos) que fluyan desde las capas superficiales y desde los tributarios y sedimentos. Estos aportes son más altos en las aguas de mayor grado trófico. Por ello, se ha prestado especial atención en el ESTUDIO al comportamiento del oxígeno disuelto en la columna de agua, ya que permite reconocer el grado de estrés del sistema. En este sentido, la metodología empleada para la determinación de la calidad en base a las condiciones de oxigenación depende de la estratificación del embalse:

- Embalses ESTRATIFICADOS: Se toma el valor medio de la concentración de oxígeno disuelto en el HIPOLIMNION.
- Embalses NO ESTRATIFICADOS: Se toma el valor medio de la concentración de oxígeno disuelto en la COLUMNA DE AGUA

A este particular, se han establecido las siguientes clases de calidad:

- Óptimas condiciones de oxigenación: concentración de O₂ por encima de 8 mg/l
- Buenas condiciones de oxigenación: concentración de O₂ entre 8 y 6 mg/l
- Moderadas condiciones de oxigenación: concentración de O₂ entre 6 y 4 mg/l
- Deficientes condiciones: concentración de O₂ entre 4 y 2 mg/l
- Malas condiciones: concentraciones hipóxicas o anóxicas (<2 O₂ mg/l).

En el **Cuadro 6** y la **Figura 7**, se resumen los resultados obtenidos.

CUADRO 6
 CONDICIONES DE OXIGENACION EN LA COLUMNA DE AGUA

EMBALSE	CÓDIGO MAS	FECHA MUESTREO	OXIGENO DISUELTO EN EL EPILIMNION O MEDIA EN LA COLUMNA DE AGUA (mg/l O ₂)	OXIGENO DISUELTO EN EL HIPOLIMNION (mg/l O ₂)	CLASE CALIDAD
Embalse de Albiña	EB0000005	25/08/2007	8,77	1,16	MALO
Embalse de Alloz	EB0000558	24/08/2007	8,76	5,67	MODERADO
Embalse de Ardisa	EB0000055	25/08/2007	8,00	No estratificado	BUENO
Embalse de Barasona	EB0000056	14/08/2007	9,93	6,81	BUENO
Embalse de Baserca	EB0000034	12/08/2007	10,05	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de Calanda	EB0000082	13/07/2007	9,73	6,49	BUENO
Embalse de Camarasa	EB0000065	09/07/2007	11,58	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de Canelles	EB0000058	13/08/2007	10,16	9,97	ÓPTIMO
Embalse de Caspe	EB0000078	19/07/2007	10,78	3,35	DEFICIENTE
Embalse de Cereceda	EB0000017	25/08/2007	8,23	No estratificado	OPTIMO
Embalse de Çiurana	EB0000073	28/08/2007	8,91	1,22	MALO
Embalse de Cueva Foradada	EB0000080	16/07/2007	6,81	0,42	MALO
Embalse de El Cortijo	EB0000040	24/08/2007	8,57	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de El Ebro	EB0000001	27/08/2007	8,32	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de El Grado	EB0000047	15/08/2007	9,94	8,63	ÓPTIMO
Embalse de El Val	EB0000068	21/08/2007	10,26	1,84	MALO

EMBALSE	CÓDIGO MAS	FECHA MUESTREO	OXIGENO DISUELTTO EN EL EPILIMNION O MEDIA EN LA COLUMNA DE AGUA (mg/l O ₂)	OXIGENO DISUELTTO EN EL HIPOLIMNION (mg/l O ₂)	CLASE CALIDAD
Embalse de Escales	EB0000043	11/08/2007	11,03	10,73	ÓPTIMO
Embalse de Eugui	EB0000006	23/08/2007	0,75	No estratificado	MALO
Embalse de Flix	EB0000074	17/07/2007	5,65	No estratificado	MODERADO
Embalse de Gallipué	EB0000913	12/07/2007	10,44	0,52	MALO
Embalse de Guiamets	EB0000079	15/07/2007	7,58	No estratificado	BUENO
Embalse de Itoiz	EB0000086	22/08/2007	8,35	3,94	DEFICIENTE
Embalse de Irabia	EB0000004	22/08/2007	1,62	No estratificado	MALO
Embalse de Lanuza	EB0000019	16/08/2007	8,94	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de La Peña	EB0000044	17/08/2007	6,34	No estratificado	BUENO
Embalse de Las Torcas	EB0000075	05/07/2007	10,69	6,08	BUENO
Embalse de La Tranquera	EB0000076	03/07/2007	11,77	4,65	MODERADO
Embalse de Mansilla	EB0000061	30/08/2007	9,7	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de Margalef	EB0000072	16/07/2007	10,85	1,48	MALO
Embalse de Mediano	EB0000042	15/08/2007	8,02	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de Mequinenza	EB0000070	18/07/2007	9,44	0,76	MALO
Embalse de Mezalocha	EB0000071	04/07/2007	8,17	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de Moneva	EB0000077	05/07/2007	6,67	No estratificado	BUENO
E. de Monteagudo de las Vicarias	EB0001003	11/07/2007	7,02	No estratificado	BUENO
Embalse de Oliana (3)	EB0000053	07/08/2007	-	-	-
Embalse de Ortigosa	EB0000916	29/08/2007	9,80	5,80	MODERADO
Embalse de Pajares	EB0000064	29/08/2007	9,58	8,31	ÓPTIMO

EMBALSE	CÓDIGO MAS	FECHA MUESTREO	OXIGENO DISUELTO EN EL EPILIMNION O MEDIA EN LA COLUMNA DE AGUA (mg/l O ₂)	OXIGENO DISUELTO EN EL HIPOLIMNION (mg/l O ₂)	CLASE CALIDAD
Embalse de Pena	EB0000912	14/07/2007	10,13	7,87	BUENO
Embalse de Puentelarrá	EB0000026	26/08/2007	7,03	No estratificado	BUENO
Embalse de Rialb (4)	EB0000063	07/08/2007		-	-
Embalse de Ribarroja	EB0000949	17/07/2007	8,39	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de Sabiñanigo	EB0000039	17/08/2007	9,99	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de San Lorenzo	EB0000067	09/08/2007	9,96	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de Santa Ana	EB0000066	13/08/2007	10,68	9,58	ÓPTIMO
Embalse de Santolea	EB0000085	11/08/2007	9,68	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de Sobrón	EB0000022	14/07/2007	8,50	3,55	DEFICIENTE
Embalse de la Sotonera	EB0000062	26/08/2007	6,10	1,59	MALO-
Embalse de Talarn	EB0000050	10/08/2007	10,49	4,79	MODERADO
Embalse de Terradets	EB0000059	11/08/2007	9,04	7,72	BUENO
Embalse de Ullivarri-Gamboa	EB0000007	25/08/2007	2,15	No estratificado	DEFICIENTE
Embalse de Urrúnaga	EB0000002	26/08/2007	5,59	No estratificado	MODERADO
Embalse de Utchesa- Seca	EB0001001	20/07/2007	8,83	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de Yesa	EB0000037	22/08/2007	8,53	3,99	DEFICIENTE

3, 4 NOTA: Datos de OD no tomados por incidencia técnica

Los datos de la oxigenación en la columna de agua se pueden resumir en los siguientes puntos:

- De las masas de las que se han obtenido datos fisicoquímicos, presentan estratificación el 53,7 %.
- La calidad de las masas de agua según la oxigenación es óptima en más de un 37% como se refleja en el Gráfico 1.
- Las masas de agua con niveles bajos de oxigenación (nivel de calidad deficiente o mala) coinciden con masas de agua estratificadas que presentan un hipolimnion poco oxigenado.

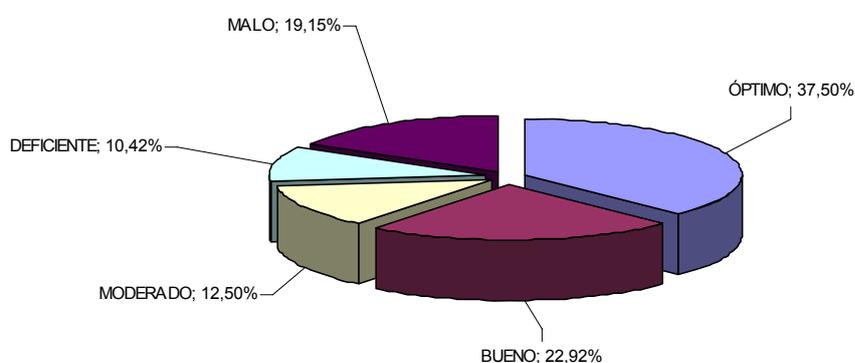


Figura 7. Estimaciones de la calidad de los embalses según el grado de oxigenación en 2007.

Considerando las concentraciones medias de oxígeno disuelto para los diferentes embalses, agrupados por sus tipologías, se obtuvieron los siguientes resultados (**Figura 8**):

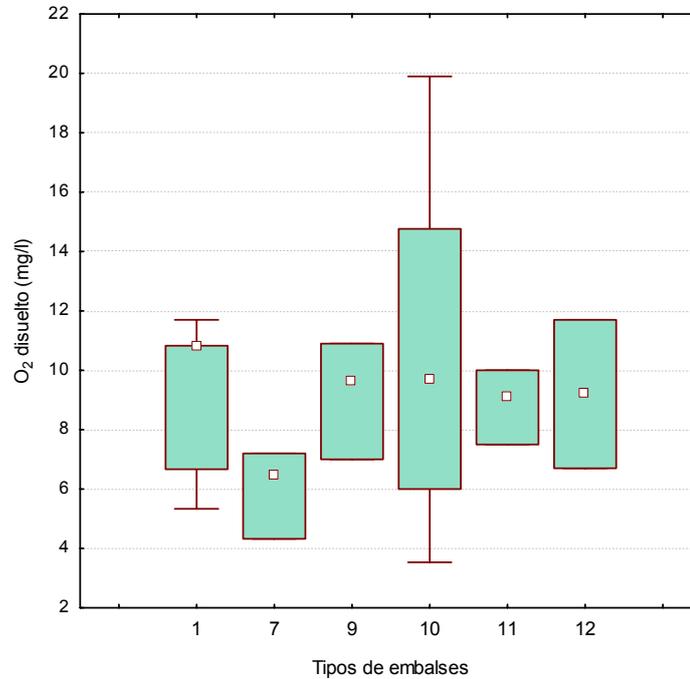


Figura 8. Concentraciones de oxígeno disuelto para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers). tipología de embalses: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13 Dimícticos.

4.2.3. Concentración de nutrientes.

A Tipo 1. Lanuza y Pajares.

- El fósforo total presenta en esta tipología de embalses sus concentraciones más bajas, oscilando entre los 7.6 µg/l del embalse de La Lanuza, hasta niveles inferiores a 1 µg/l en las muestras del embalse de Pajares.
- En los embalses del tipo 1 destaca el valor máximo en contenido de nitratos, de 29.02 mg/l NO₃, en el embalse de Lanuza. Las muestras tomadas en el embalse de Pajares se encuentran entorno a 1.5 mg/l
- El amonio presenta valores muy bajos, por debajo del límite de detección en todas las muestras (<0.01 mg/l)
- En cambio el silicio presenta valores mas altos en el embalse de Pajares, entorno a los 3.5 mg/l SiO₂, mientras que la muestra tomada en el embalse de Lanuza contiene 1.3 mg/l SiO₂.



Vistas de los embalses de Pajares (izda.) y La Lanuza (dcha.)

B Tipo 7 Embalses de Albiña, Alloz, Búbal, Ebro, El Val, Escales Eugui, Itoiz, Irabia, Lechago, Mansilla, Monteagudo de las Vicarías, Montearagón, Ortigosa, Sabiñanigo, Ullivarri-Gamboa, Urrunaga y Vadiello

- El fósforo total en las muestras de los embalses de tipo 7 presenta un valor medio de 19.1 µg/l. El rango de variación oscila entre niveles inferiores al límite de detección (1 µg/l) en el embalse de Mansilla, hasta valores cercanos a 50 µg/l en el de Ullivarri-Gamboa.
- El contenido en nitratos de los embalses del tipo 7 es muy variable. Se encuentran valores elevados en los embalses de Alloz, con concentraciones de 16.1 y 14.4 mg/l NO₃ (muestra integrada y máximo de oxígeno respectivamente), y de Albiña, con concentraciones de 14.3 y 14.5 mg/l NO₃ (muestra integrada y de anoxia, respectivamente).
- En los embalses de tipo 7 el amonio se encuentra por debajo de los límites de cuantificación del método (<0.1mg/l NH₄), salvo en la muestra integrada tomada en el embalse de Alloz donde la concentración es de 0.5 mg/l.
- Por su parte, la concentración de sílice toma valores muy variables entre las muestras de los embalses de este grupo. El máximo de este grupo se presenta en la muestra de fondo del embalse de Ortigosa, con 5.60 mg/l Si O₂, mientras que se obtienen mínimos por debajo del límite de cuantificación, por ejemplo en las muestras integradas de Monteagudo de las Vicarías, Alloz o Eugui. El promedio de las muestras cuantificadas se encuentra en torno a 1.85 mg/l Si O₂.



Vistas de los embalses de Itoiz (izda.) e Irabia (dcha.)

C Tipo 9 Embalses de Cereceda, La Peña, Mediano, Oliana, Puentelarrá, Sobrón y Terradets y Yesa.

- El fósforo total en las muestras de los embalses de tipo 9 presenta un valor medio de 26.3 µg/l. El rango de variación oscila entre los 2.9 µg/l P en el embalse de Mediano, hasta los 45.8 µg/l P del embalse de Terradets.
- En los embalses de La Peña, Mediano, Oliana y Terradets no se ha podido cuantificar el contenido en nitratos (<1 mg/l NO₃). En cambio, en el embalse de Yesa, las concentraciones medidas son de 11.8 y 9.08 mg/l NO₃ en las muestras integrada (YES I) y de máximo de oxígeno (YES M) respectivamente. El resto de valores se encuentran por debajo de estos valores, siendo 6.31 mg/l el mínimo, que corresponde a la muestra integrada de Puentelarrá, y 10.5 el máximo, en la muestra integrada en el embalse de Sobrón.
- El amonio es únicamente cuantificable en la muestra de máximo de oxígeno del embalse de Oliana, donde presenta una concentración de 0.2 mg/l.
- El contenido en sílice presenta una media en los embalses del tipo 9 de 2.05 mg/l. La concentración mínima es 0.5 mg/l (Oliana, muestra integrada) y la máxima 4.9 mg/l (Terradets, en el máximo de oxígeno)



Vistas de los embalses de Cereceda (izda.) y Terradets (dcha.)

D Tipo 10 Embalses de Çiurana, Cueva Foradada, Gallipué, Guiamets, Las Torcas, Margalef, Mezalocha, Moneva, Pena, La Sotonera y Utchesa-Seca

- En los embalses de Moneva, Las Torcas y Mezalocha se obtuvieron valores extremos que oscilaron entre los 400-1000 µg/l. Igual ocurrió en la muestra integrada de Pena, con una concentración de 205 µg/l P. Estos outliers fueron eliminados de los análisis por considerarse valores erróneos debidos a contaminación de las muestras o errores analíticos. Una vez eliminados estos, el fósforo total en las muestras de los embalses de tipo 10 presenta un valor medio de 61.4 µg/l. El rango de variación oscilaría entre los 7.6 µg/l P en el embalse de El Grado, hasta los 133.7 µg/l P del embalse de Çiurana (zona de anoxia).
- En cuanto al contenido en nitratos destacan los valores de 15 y 15.92 mg/l obtenidos en las muestras del embalse de Mezalocha. El resto de las muestras tienen un contenido en nitratos entre <1 y 1.62 mg/l NO₃.
- El Amonio presenta una concentración media de 0.14, y por lo general se encuentra por debajo de 0.1 mg/l NH₄. Se observó un máximo de 0.5 mg/l NH₄ en el Embalse de Margalef.
- Los valores medios de sílice por embalse se sitúan entre los 0.50 mg/l SiO₂ de Gallipué y los 5.23 de Utchesa-Seca. Este parámetro toma valores relativamente altos en los embalses de: Ciurana (5.21 mg/l SiO₂), Margalef (4.80 mg/l SiO₂), Cueva Foradada (3.76 mg/l SiO₂), Mezalocha (3.56 mg/l SiO₂) y Moneva (3.41 mg/l SiO₂).



Vistas de los embalses de Guiamets (izda.) y Moneva (dcha.)

E Tipo 11 Embalses de Ardisa, Barasona, Calanda, Canelles, El Cortijo, El Grado, La Tranquera, Rialb, San Lorenzo, Santa Ana, Santolea y Talarn.

- En el embalse de La Tranquera se obtuvieron dos valores extremos de más de 800 $\mu\text{g/l}$ P. Estos outliers fueron eliminados de los análisis por considerarse valores no representativos. Una vez eliminados, el fósforo total en las muestras de los embalses de tipo 11 presenta un valor medio de 35.5 $\mu\text{g/l}$. El rango de variación oscilaría entre los 2.9 $\mu\text{g/l}$ P en el embalse de Santa Ana, hasta los 221.0 $\mu\text{g/l}$ P del embalse de El Cortijo (muestra integrada).
- El contenido en nitratos es más homogéneo que los valores de fósforo. El valor medio es de 6 mg/l NO_3 .
- El amonio por lo general se encuentra por debajo de 0.1 mg/l NH_4 . En cambio en las muestras integradas recogidas en Canelles y La Tranquera aparecen concentraciones de 1.4 y 0.3 mg/l respectivamente. Asimismo en la muestra tomada en el máximo de oxígeno de La Tranquera, presenta una concentración de 0.2 mg/l NH_4 .
- La sílice presenta concentraciones inferiores a 4 mg/l .



Vistas de los embalses de San Lorenzo (izda.) y Santa Ana (dcha.)

F Tipo 12 Embalse Caspe, Flix, Mequinenza y Ribarroja

- El fósforo total en los embalses de tipo 12 alcanza los valores más elevados, con una concentración media de 98.2 $\mu\text{g/l P}$. El máximo valor en este grupo se ha detectado en el embalse de Caspe (muestra de la zona anóxica, con 135.1 $\mu\text{g/l P}$). Por el contrario, el mínimo se localizó en la muestra de la zona anóxica del embalse de Mequinenza, donde la concentración fue de 14.1 $\mu\text{g/l P}$.
- Los nitratos presentan un promedio de 4,88 mg/l, valor muy similar a la media del conjunto de embalses. El embalse de Caspe es el que presenta valores mas altos (5.33-5.57 mg/l NO_3), mientras que la muestra tomada en el embalse de Ribarroja presenta la concentración mas baja (4.01 mg/l NO_3)
- El amonio solamente se detecta en la muestra de la zona anóxica del embalse de Caspe, con una concentración de 0.4 mg/l NH_4 .
- En cuanto al contenido en sílice, las muestras tomadas en el máximo de oxígeno en Mequinenza y en Caspe, presentan las concentraciones mínima y máxima, respectivamente (3.88 y 6.26 mg/l SiO_2). El promedio se sitúa entorno a 5 mg/l SiO_2 .



Vistas de los embalses de Mequinenza (izda.) y Ribarroja (dcha.)

G Tipo 13 Embalse de Baserca:

- El fósforo total en la muestra tomada en el embalse de Baserca alcanza una concentración de 2.9 µg/l.
- En cuanto a las formas de nitrógeno, no ha sido posible cuantificar el contenido en amonio y nitratos ($[\text{NH}_4] < 0.1$ y $[\text{NO}_3] < 1$ mg/l)
- En cambio, se ha podido determinar el valor de la concentración total de nitrógeno que presenta un valor alto, 32.3 mg/l N.
- El contenido en silicio de la muestra es de 2 mg/l SiO_2 .



Vistas del embalse de Baserca

Análisis global de nutrientes por tipos de embalses

Se incluyen a continuación las distribuciones y gráficas de cada uno de los nutrientes y su comportamiento para los diferentes tipos de embalses, como diagramas de cajas (**Figura 8b**). Se ha incluido el código de las muestras a las que corresponden ciertos valores extremos a tener en cuenta.

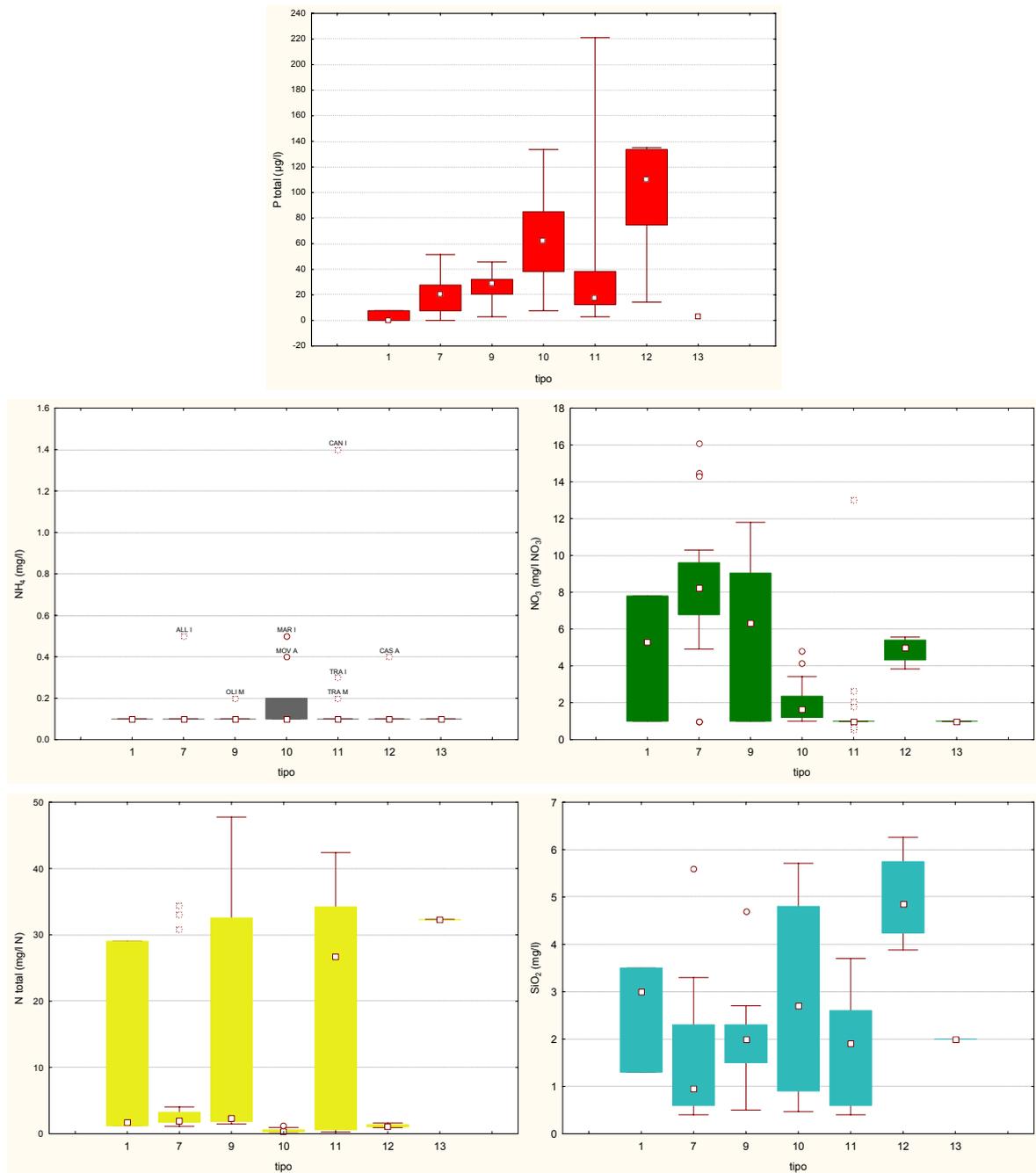


Figura 8b. Concentraciones de nutrientes para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers) y los asteriscos son valores extremos. Se ha incluido el código de las muestras a las que corresponden ciertos valores extremos a tener en cuenta. Tipos: 1: síliceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13 Dimícticos.

4.3. Características Biológicas

4.3.1. Fitoplancton

La comunidad fitoplanctónica estudiada (un total de 228 taxones en 49 embalses) está representada por nueve grandes grupos algales, entre los que destacan, por su diversidad, los clorófitos y las diatomeas (Bacillariophyceae). El cuadro siguiente resume la composición taxonómica global del fitoplancton en los embalses estudiados.

Grupo	nº especies
Chlorophyta	75
Bacillariophyceae	57
Chrysophyceae	19
Cyanobacteria	19
Conjugatophyceae	18
Euglenophyta	16
Dinophyta	15
Cryptophyta	7
Xantophyta	2

La comunidad fitoplanctónica estudiada en los diferentes tipos de embalses, fue descrita a partir de las siguientes variables: concentración de clorofila a (clorofila a), densidad celular (cel/ml), biovolumen celular (mm^3/m^3) y riqueza (nº de especies). Los resultados obtenidos para los diferentes tipos de embalses se resumen en las figuras siguientes (**Figuras 9 y 10**).

La densidad celular fue más alta en los embalses de tipo 12, con valores medios en torno a las 12000 cel/ml. El tipo 10 fue el siguiente en cuanto a densidad celular. Se dieron valores extremos en tres embalses de los tipos 7, 9 y 10, concretamente en los embalses de El Val, con el máximo absoluto y más de 29000 cel/ml, Oliana, con más de 22000 cel/ml, y en Utchesa-Seca, con cerca de 18000 cel/ml.

El comportamiento de la variable biovolumen celular de fitoplancton fue similar al de la variable densidad, con la excepción del tipo 1 (Pajares y Lanuza), donde a pesar de ser las densidades celulares mucho más bajas (en valores medianos, ver **Figura 9**), el biovolumen celular fue extremadamente superior a los demás grupos, debido principalmente a la alta densidad del voluminoso dinoflagelado *Ceratium hirundinella* en el embalse de Lanuza.

Las concentraciones de clorofila a presentaron medianas en torno a los 2-3 $\mu\text{g/l}$ en todos los tipos. El tipo 12 presentó concentraciones algo más altas, con una media de casi 7 $\mu\text{g/l}$. El tipo 1 presentó las mayores concentraciones, con una media de unos 7 $\mu\text{g/l}$, debido al máximo registrado en el embalse de Lanuza, con 18 $\mu\text{g/l}$, debido, como ya hemos apuntado en el caso del biovolumen, a la densidad del dinoflagelado *Ceratium hirundinella*. En general todos los tipos, con la excepción del 11 y el 13) presentaron algún embalse (1 o 2) con concentraciones de clorofila superiores a 10 $\mu\text{g/l}$.

La riqueza media de especies de fitoplancton se movió en torno a las 20-35 especies, para los embalses de los tipos 1, 7, 9, 10, 11 y 13. El tipo 12 destacó, por el gran número de especies, con una media de 45 especies. El máximo absoluto se registró en el embalse de Caspe, de tipo 12, con 71 especies fitoplanctónicas.

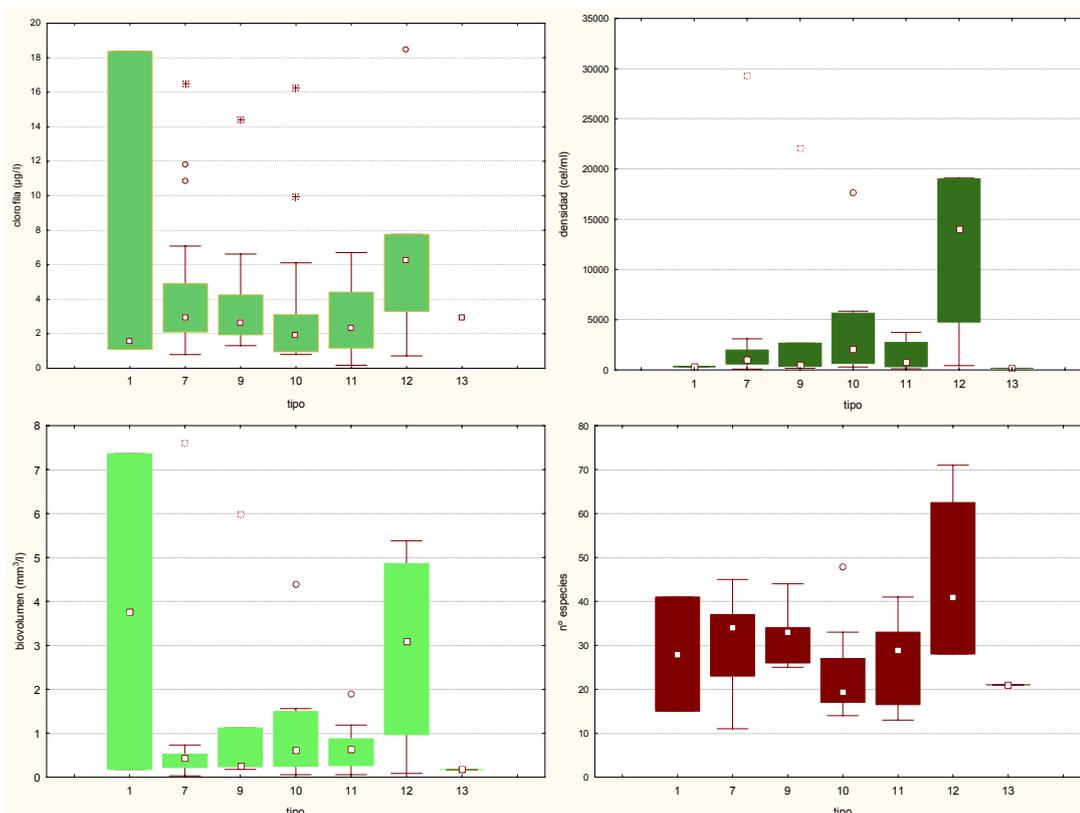


Figura 9. Variables del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers) y los asteriscos son valores extremos. Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos fríos a gran altitud.

Con el fin de hacer una descripción más detallada de las comunidades algales planctónicas de los embalses estudiados, en la **Figura 10** se muestran las densidades relativas de los principales grupos algales en cada embalse.



*Embalse de La Lanuza, en Huesca, con valores elevados de clorofila (18 $\mu\text{g/l}$) y biovolumen en el verano de 2007 debidos al dinoflagelado *Ceratium hirundinella**



Embalse de Caspe, en Alcañiz (Teruel). En el verano de 2007 se obtuvo un máximo de clorofila (24 $\mu\text{g/l}$) y de riqueza fitoplanctónica (71 especies).

De igual forma, los datos se analizan por tipos de embalse en las **Figuras 11, 12 y 13**.

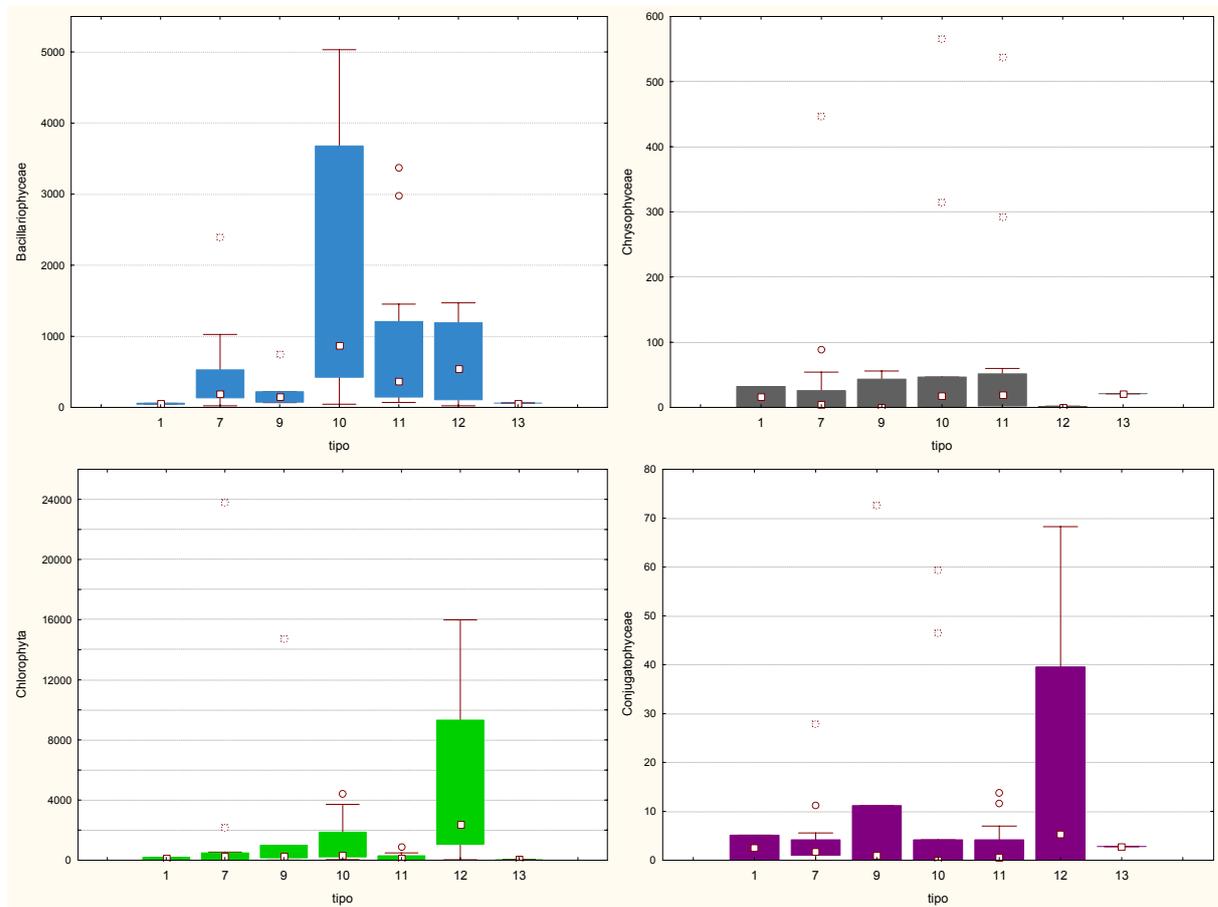


Figura 11. Densidad celular de los principales grupos de algas fitoplanctónicas. tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimócticos fríos a gran altitud. (Continúa en la página siguiente)

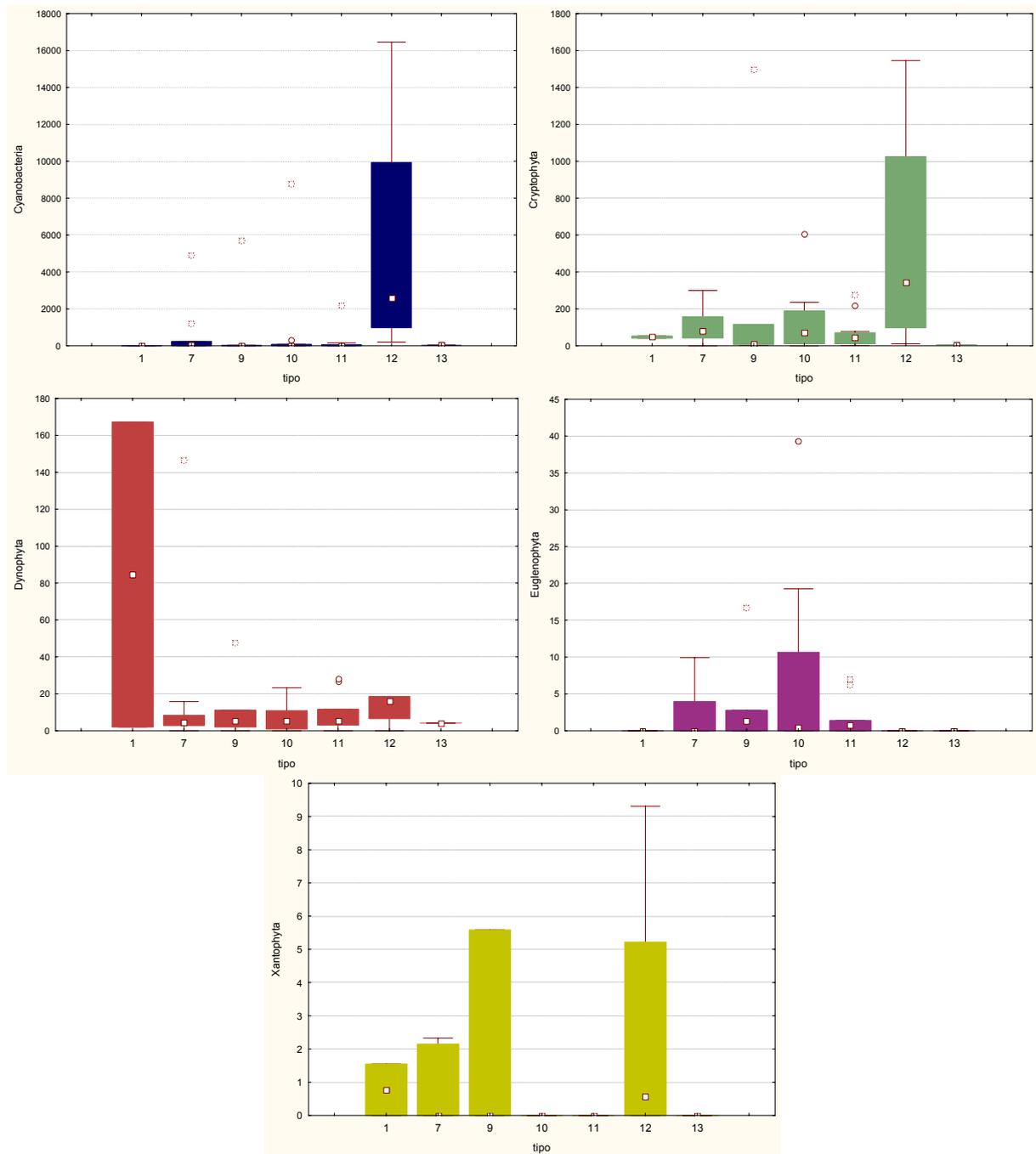


Figura 12. Densidad celular de los principales grupos de algas fitoplanctónicas. tipos: 1: silíceo/ húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos frios a gran altitud.

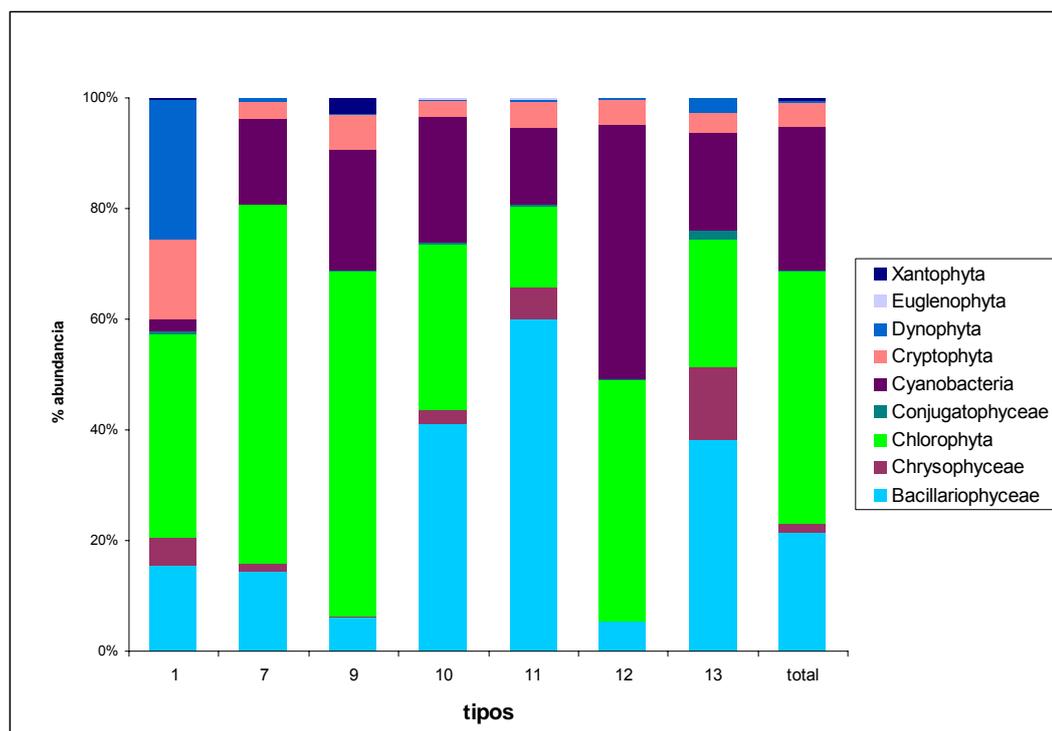


Figura 13. Densidad celular media (en porcentaje) de los principales grupos de algas fitoplanctónicas en los tipos de embalses del ESTUDIO. tipos: 1: silíceo/ húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos fríos a gran altitud.

Como se puede observar, las crisofíceas (Chrysophyceae), algas típicas de aguas oligotróficas, ligeramente ácidas, poco mineralizadas y con valores bajos de alcalinidad, solamente cobran importancia porcentual en el embalse de Baserca, único de tipo 13 (dimícticos / fríos / elevada altitud), con un 13.3 %. Aun así, las crisofíceas aparecen en todos los tipos excepto el 12, aunque siempre con densidades bajas, del orden de varias decenas de células por mililitro.

Los clorófitos (Chlorophyta) forman parte generalmente del plancton de lagos y embalses poco profundos y con aguas sometidas a cierta turbulencia, ya que su gran tamaño y falta de movilidad propia hace que necesiten de medios con mezcla frecuente (Reynolds 1984). En el presente ESTUDIO, se ha observado su dominancia en los embalses de los tipos 7 y 9, donde representan más del 60% de la comunidad en términos de abundancia. También son abundantes en los embalses del curso bajo de la red principal, de carácter mucho más eutrófico, como son los embalses del tipo 12, con un 43% del total celular. Debemos señalar, que aunque suelen ser típicas de sistemas eutróficos, su dominancia (aunque inusual) en medios más oligotróficos está bien documentada (Catalán et al. 1992; De Hoyos 1996). Así, aparecen en todos los tipos estudiados, incluso en los embalses de tipo 1 (36% de la

comunidad) o en el embalse de Baserca, de tipo 13, donde suponen más del 20% de la comunidad fitoplanctónica. Los embalses de tipo 11 presentan el menor porcentaje de clorófitos, con sólo un 15%, parece ser que a favor de las diatomeas, que representan un 60% de la densidad total.

En cuanto a las diatomeas (Bacillariophyceae), estas predominan en los embalses de tipo 11 (calcáreo / no húmedo / red principal) y son el grupo mayoritario en el tipo 10 (calcáreo / no húmedo / cabecera) y en el tipo 13 (dimícticos).

Las cianofíceas (Cyanobacteria o Cyanophyta), por su parte, dominan en los embalses del tipo 12 (calcáreo / no húmedo / ejes parte baja) y están bien representadas en cuanto a abundancia celular en todos los tipos, con la excepción del tipo 1 (silíceo / húmedo / cabecera), donde su importancia es mucho menor. La bibliografía general (Oliver y Ganf 2002; Reynolds 2006) relaciona la densidad de cianofíceas formadoras de blooms con la eutrofización, aunque se han documentado numerosas excepciones.

Los criptófitos (Cryptophyta) están presentes en todos los tipos de embalses, en porcentajes relativamente bajos. Este tipo de algas se suelen manifestar con mayor intensidad durante los deshielos, aunque su presencia también se ha atribuido al incremento en las materias húmicas que entran al medio acuático (De Hoyos 1996).

Los dinoflagelados (Dinophyta) son importantes porcentualmente en los embalses de tipo 1, debido a la alta densidad de *Ceratium hirundella* en el embalse de Lanuza. En el tipo 13 también están representados, aunque en mucha menor proporción. En los demás tipos de embalses su presencia es casi testimonial, si exceptuamos el valor extremo registrado en el Val, con 147 cel/ml.

Los euglenófitos (Euglenophyta), las xantofíceas (Xantophyta) y las desmidiáceas o conjugadas (Conjugatophyceae) son grupos minoritarios en todos los tipos de embalses.

Seguidamente, con el fin de obtener una imagen o marco general de las comunidades de fitoplancton, su distribución por tipos de embalses, así como de las variables ambientales implicadas en esta distribución, se realizó un análisis de correspondencias canónicas (CCA). El CCA es una de las llamadas “técnicas de ordenación directa”. Este método extrae ejes de variación a partir de la información introducida en el análisis, optimizando explícitamente el ajuste de los datos biológicos a las variables ambientales consideradas (Ter Braak & Prentice, 1988). Así, en el CCA, los ejes que explican la respuesta biológica están forzados a ser una suma ponderada de las variables ambientales estudiadas (Ter Braak & Smilauer, 1998).

El análisis se realizó sobre una matriz de 49 embalses y 228 especies (**Tabla 1**), y un conjunto de 12 variables ambientales. Las densidades celulares fueron transformadas logarítmicamente (para centrar el interés en la composición taxonómica de la comunidad más que en los datos brutos de abundancia) y las variables ambientales fueron estandarizadas.

Los dos primeros ejes canónicos proporcionaron una ordenación global de las densidades de fitoplancton en función de las variables ambientales consideradas (varianza explicada = 27,1%). Las principales variables explicativas sobre el primer eje (CCA1), con un 14.2% de varianza explicada, fueron el P total, la conductividad, la clorofila, la temperatura, la sílice y el pH (con correlaciones positivas) y la profundidad de Secchi, la profundidad y el N total (con correlaciones negativas en orden de importancia). Asimismo, el eje de ordenadas (CCA2) mostró sus correlaciones más altas con la temperatura y el pH y con la concentración de oxígeno y el nitrato (en sentido negativo) (**Figura 14**).

La ordenación de los embalses muestreados en 2007 (**Figura 14**) muestra una relativa separación de los tipos predefinidos en la clasificación en el plano CCA1-CCA2. Como principal tendencia, ocupando los valores más negativos del primer eje CCA1, se localizaron los embalses de los tipos 13 (dimícticos pirenaicos; embalse de Baserca) y de tipo 1 (silíceos / húmedos / en cabecera / fríos; embalse de Pajares). Tres embalses de tipo 7 (calcáreos / húmedos / en cabecera / fríos; Ortigosa, Mansilla e Irabia) y tres de tipo 11 (calcáreos / no húmedos / red principal; Santa Ana, Canelles y El Grado) se situaron también en este sector de la ordenación. Entre las especies que caracterizarían estos sistemas (**Figura 15**) encontraríamos las siguientes: *Diatoma elongatum* (Lyngb) Agardh, *Nitzschia stagnorum* Rabh., *Skeletonema subsalsum* (Cleve-Euler) Bethge, *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz., *Kephyrion limneticum* (Hilliard) Starmach, *Mallomonas akrokomos* Ruttner, *Mallomonas helvetica* Pascher, *Mallomonas tonsurata* Teiling, *Mallomopsis oviformis* (Nygaard) Kristiansen, *Willea irregularis* (Wille) Schmidle, *Arthodesmus mucronatans* Nordst., *Kirchneriella arcuata* G.M. Smith,

Cosmarium ochthodes Nordst., *Gyromitus* sp., *Euglena lucens* Günt., *Gymnodinium helveticum* Penard, *Euglena circularis* Gojdics, *Katodinium stigmaticum* (Linderman) Loeblich III o *Trachydiscus lenticularis* Ettl. Por su parte, las condiciones físico-químicas que predominan en este sector de la ordenación serían las propias de sistemas oligotróficos de montaña: bajo contenido en fósforo y clorofila y alta transparencia, bajas temperaturas, baja conductividad y pH relativamente ácido. La ordenación indicaría también altas concentraciones de N total en estos embalses, lo cual resulta un tanto paradójico, si bien el P, que actuaría como factor limitante en estos sistemas, se encuentra en concentraciones bajas.

Los embalses de los tipos 7, 11 y 9 (7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 11: calcáreo / no húmedo / red principal) ocuparon, en su gran mayoría, posiciones centrales en el gradiente marcado por el eje CCA1. También en esta zona central se localizaron numerosos embalses de tipo 10 (calcáreos / no húmedos / de cabecera) y alguno del tipo 12 como el de Las Torcas. Estos embalses presentarían características ambientales intermedias entre los dos extremos definidos por el eje CCA1. (**Figura 14**)

En el extremo opuesto de este gradiente, es decir, ocupando las posiciones más positivas del eje CCA1, encontraríamos algunos embalses del tipo 10 (Utchesa-Seca y Mezalocha) y los tres embalses del tipo 12, Caspe, Ribarroja y Flix (10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja.), concordando con las siguientes características físico-químicas, propias de sistemas eutróficos: elevadas concentraciones de fósforo total y clorofila, baja transparencia, altas temperaturas y altas conductividades. La comunidad característica de este sector de la ordenación contaría con especies tales como: *Actinocyclus normanii* (Gregory) Hustedt, *Gomphonema constrictum* var. *capitata* (Ehr.), *Gomphonema lanceolatum* Ehr., *Chilomonas* sp., *Crucigeniella apiculata* (Lemm.) Kom., *Lagerheimia wratislaviensis* Schröd., *Scenedesmus opoliensis* P. Richt., *Tetraedron triangulare* Korš., *Closterium aciculare* T. West, *Cosmarium subcostatum* Nordst., *Closterium diana* Enrenb. Ex Ralfs (**Figura 15**). También en este sector, se situó el Embalse de El Cortijo, de tipo 11, aunque tomando valores mucho más bajos en el segundo eje CCA2 y coincidiendo con especies como: *Ephitemia argus* Kütz., *Fragilaria pinnata* Ehr., *Gomphonema acuminatum* var. *brebissonii* (Kütz.), *Nitzschia tryblionella* Hantzsch o *Phacotus lenticularis* Stein.

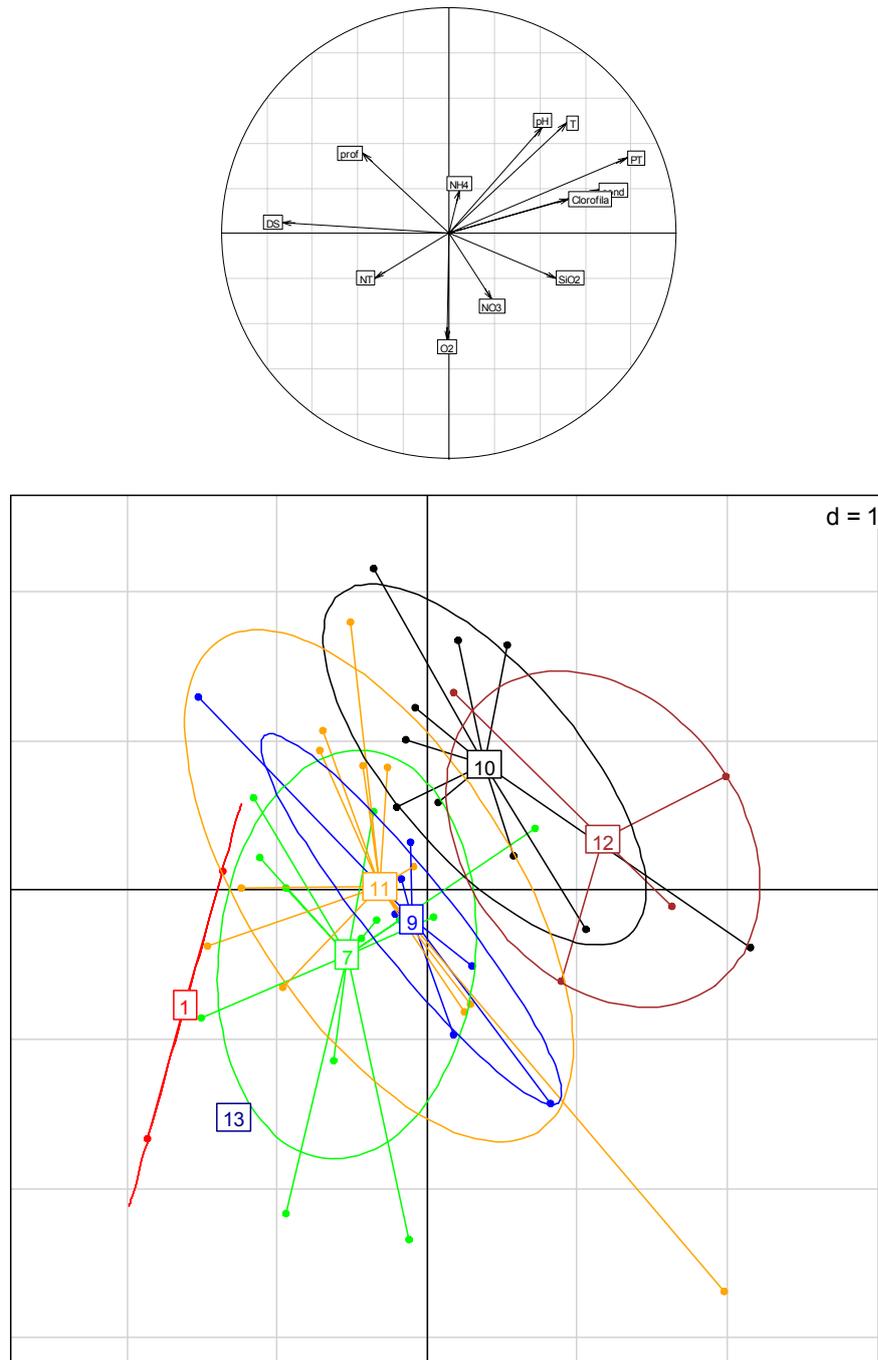


Figura 14. Proyección de las variables ambientales y de los embalses en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2 del análisis de especies fitoplanctónicas. Los embalses aparecen agrupados por tipos mediante vectores y elipses de probabilidad que unen los puntos del mismo tipo a su etiqueta, situada en el centroide. Las variables explicativas se muestran como vectores en el círculo de correlaciones. tipos: 1: silíceo/ húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos fríos a gran altitud.

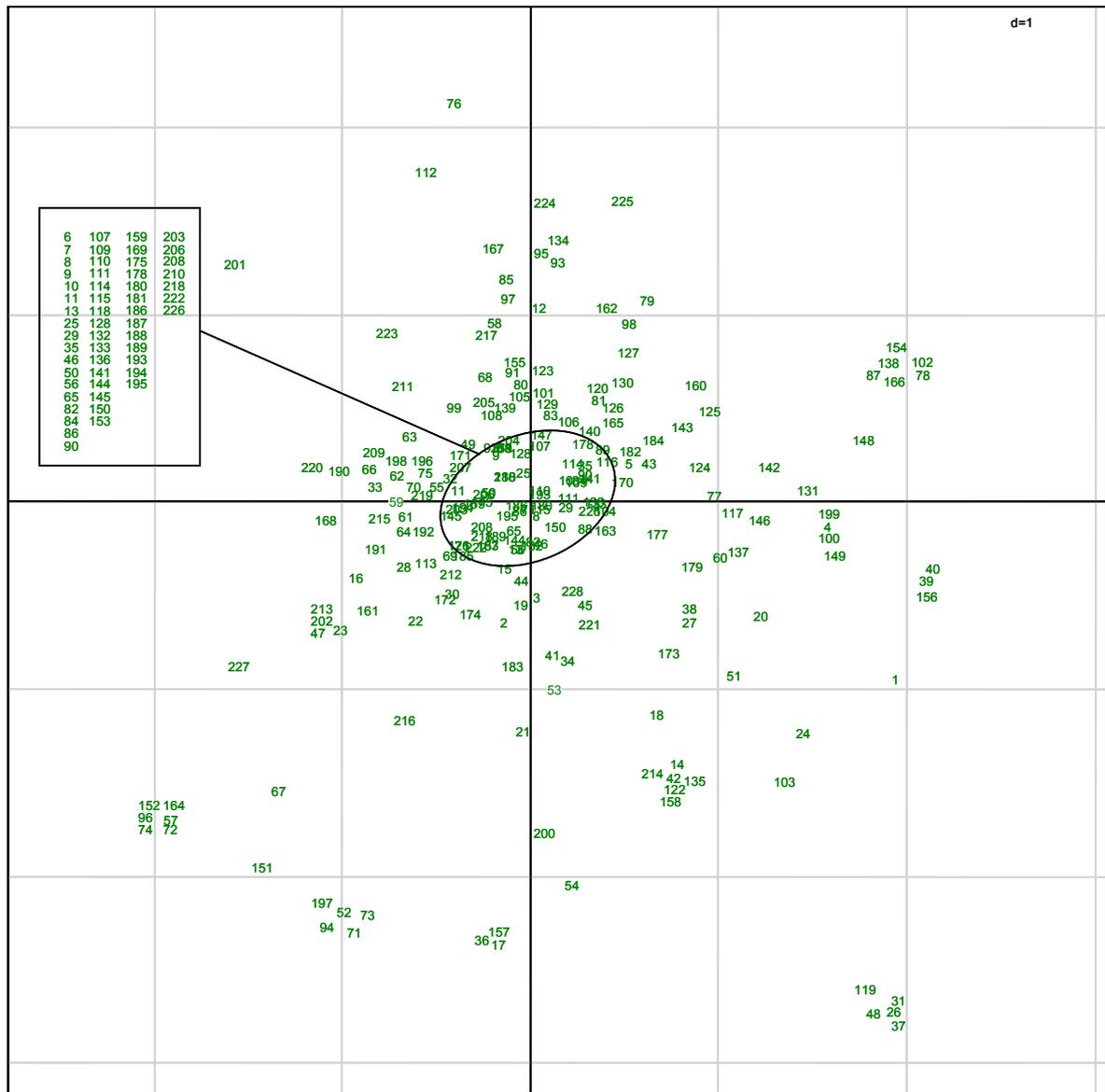


Figura 15. Proyección de las especies fitoplanctónicas en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2. Los códigos de las especies se incluyen en la **Tabla 1** (páginas siguientes). La posición de algunas etiquetas superpuestas fue modificada ligeramente para facilitar la lectura, sin que ello afectara a la interpretación general del análisis.

En las siguientes páginas, la **Tabla 1** muestra la relación de las especies de fitoplancton incluidas en el ESTUDIO. El código hace referencia a las etiquetas utilizadas en la **Figura 15**.

Cod	Taxon
1	<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory) Hustedt
2	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Ralfs
3	<i>Aulacoseiragranulata</i> var. <i>angustissima</i> Müller
4	<i>Aulacoseira italica</i> (Ehr.) Simonsen
5	<i>Cyclotella comensis</i> Grunow
6	<i>Cyclotella comta</i> (Ehr.) Kütz.
7	<i>Cyclotella cyclopuncta</i> Hakansson & Carter
8	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.
9	<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek
10	<i>Cyclotella planktonica</i> Brunenthaler
11	<i>Cyclotella radiosa</i> Grunow
12	<i>Stephanodiscus neoastraea</i> Håkansson & Kling
13	<i>Achnanthes minutissima</i> Kütz.
14	<i>Amphora ovalis</i> Kütz.
15	<i>Amphora pediculus</i> Kütz.
16	<i>Asterionella formosa</i> Hassal
17	<i>Cocconeis pediculus</i> Ehr.
18	<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.
19	<i>Cymatopleura elliptica</i> (de Brebisson) W. Smith
20	<i>Cymatopleura solea</i> (de Brebisson) W. Smith
21	<i>Cymbella</i> sp.
22	<i>Denticula elegans</i> Kütz.
23	<i>Diatoma elongatum</i> (Lyngb) Agardh
24	<i>Diatoma vulgare</i> Bory
25	<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve
26	<i>Ephitemia argus</i> Kütz
27	<i>Ephitemia zebra</i> (Ehr.) Kütz.
28	<i>Fragilaria capucina</i> Demazières
29	<i>Fragilaria construens</i> (Ehr.) Grun.
30	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton
31	<i>Fragilaria pinnata</i> Ehr.

Cod	Taxon
32	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bert.
33	<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kütz.) Lange-Bertalot
34	<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) de Toni
35	<i>Frustulia</i> sp.
36	<i>Gomphoneis olivacea</i> (Lyngbye) Dawson
37	<i>Gomphonema acuminatum</i> var. <i>brebissonii</i> (Kütz)
38	<i>Gomphonema angustatum</i> var. <i>producta</i> Grun.
39	<i>Gomphonema constrictum</i> var. <i>capitata</i> (Ehr.)
40	<i>Gomphonema lanceolatum</i> Ehr.
41	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabh.
42	<i>Gyrosigma spencerii</i> (W. Smith) Cleve
43	<i>Mastogloia smithii</i> Thwaites
44	<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.
45	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Smith
46	<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith
47	<i>Nitzschia stagnorum</i> Rabh.
48	<i>Nitzschia tryblionella</i> Hantzsch
49	<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kütz.) Grun.
50	<i>Pinnularia</i> sp.
51	<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kütz.) Grun.
52	<i>Skeletonema subsalsum</i> (Cleve-Euler) Bethge
53	<i>Suriella biseriata</i> de Brebisson
54	<i>Suriella robusta</i> Ehr.
55	<i>Synedra capitata</i> Ehr.
56	<i>Synedra ulna</i> (Nitzsche) Ehr.
57	<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.
58	<i>Bitrichia chodatii</i> (Reverdin) Chodat
59	<i>Bitrichia phaseolus</i> (Fott) Bourelly
60	<i>Chrysolykos planctonicus</i> Mack
61	<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof
62	<i>Dinobryon crenulatum</i> W. et G.S. West

Cod	Taxon
63	<i>Dinobryon divergens</i> Imhof
64	<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.
65	<i>Kephyrion densatum</i> (Schmid) Bourelly
66	<i>Kephyrion elegans</i> (Hilliard) Starmach
67	<i>Kephyrion limneticum</i> (Hilliard) Starmach
68	<i>Kephyrion ovale</i> Lackey
69	<i>Kephyrion planctonicum</i> Hilliard
70	<i>Kephyrion rubri-claustri</i> Conrad
71	<i>Mallomonas akrokomos</i> Ruttner
72	<i>Mallomonas helvetica</i> Pascher
73	<i>Mallomonas tonsurata</i> Teiling
74	<i>Mallomopsis oviformis</i> (Nygaard) Kristiansen
75	<i>Ochromonas</i> sp.
76	<i>Pseudokephyrion striatum</i> Hilliard
77	<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.
78	<i>Chilomonas</i> sp.
79	<i>Chlamydomonas</i> sp.
80	<i>Chlorella vulgaris</i> Beij.
81	<i>Coelastrum astroideum</i> De-Not
82	<i>Coelastrum microporum</i> Näg.
83	<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dang.) Senn
84	<i>Coenochloris hindakii</i> Kom.
85	<i>Crucigenia quadrata</i> Morr
86	<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchin.) W. & G.S. West
87	<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemm.) Kom.
88	<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Näg.) Kom.
89	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood
90	<i>Didymocystis comasii</i> Kom.
91	<i>Didymocystis planctonica</i> Korš.
92	<i>Elakathothrix gelatinosa</i> Wille
93	<i>Franceia amphitricha</i> (Lagerh.) Hegew.

Cod	Taxon
94	<i>Gyromitus</i> sp.
95	<i>Keratococcus bicaudatus</i> (A. Br.) Boye-Pet.
96	<i>Kirchneriella arcuata</i> G.M. Smith
97	<i>Kirchneriella capricornutum</i> Printz
98	<i>Kirchneriella cornuta</i> Korš.
99	<i>Kirchneriella subcapitata</i> Korš.
100	<i>Lagerheimia balatonica</i> (Scherff. in Kol) Hind.
101	<i>Lagerheimia quadriseta</i> (Lemm.) G.H. Smith
102	<i>Lagerheimia wratislaviensis</i> Schröd.
103	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korš.) Hind.
104	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom.-Legn.
105	<i>Monoraphidium dybowskii</i> (Wolosz.) Hind.
106	<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nyg.
107	<i>Monoraphidium minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn.
108	<i>Monoraphidium tortile</i> (W. & G.S. West) Kom.
109	<i>Nephrochlamys subsolitaria</i> (G.S. West) Korš.
110	<i>Oocystis lacustris</i> Chod
111	<i>Oocystismarssonii</i> Lemm.
112	<i>Oocystis rhomboidea</i> Fott
113	<i>Pandorina morum</i> (Müller) Bory
114	<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.
115	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen
116	<i>Pediastrum simplex</i> Meyen
117	<i>Pediastrum simplex</i> var. <i>biwaense</i> Fukush
118	<i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs
119	<i>Phacotus lenticularis</i> Stein
120	<i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle
121	<i>Pleodorina</i> sp.
122	<i>Radiococcus nimbatus</i> (De-Wildem.) Schmidle
123	<i>Saturnella cortiola</i> (Skuja) Fott
124	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagh.) Chod.

Cod	Taxon
125	<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen
126	<i>Scenedesmus armatus</i> Chod.
127	<i>Scenedesmus balatonicus</i> Hortob.
128	<i>Scenedesmus bicaudatus</i> Dedus.
129	<i>Scenedesmus disciformis</i> (Chod.) Fott & Kom.
130	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenb.) Chod.
131	<i>Scenedesmus granulatus</i> W. & G.S. West
132	<i>Scenedesmus helveticus</i> Chod.
133	<i>Scenedesmus hystrix</i> Lagerh.
134	<i>Scenedesmus intermedius</i> Chod.
135	<i>Scenedesmus lefevrii</i> Defl.
136	<i>Scenedesmus linearis</i> Kom.
137	<i>Scenedesmus magnus</i> Meyen
138	<i>Scenedesmus opoliensis</i> P. Richt.
139	<i>Scenedesmus praetervisus</i> Chod.
140	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Bréb.
141	<i>Scenedesmus semipulcher</i> Hortob.
142	<i>Scenedesmus sempervirens</i> Chod.
143	<i>Scenedesmus serratus</i> (Corda) Bohl.
144	<i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) Lemm.
145	<i>Sphaerocystis planctonica</i> (Korš.) Bourr.
146	<i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansg.
147	<i>Tetraedron minimum</i> (A. Br.) Hansg.
148	<i>Tetraedron triangulare</i> Korš.
149	<i>Tetrastrum hortobagyi</i> Hajdu
150	<i>Tetrastrum komarekii</i> Hind.
151	<i>Willea irregularis</i> (Wille) Schmidle
152	<i>Arthodesmus mucronatans</i> Nordst.
153	<i>Closterium acerosum</i> var. <i>elongatum</i> Bréb.
154	<i>Closterium aciculare</i> T. West
155	<i>Closterium acutum</i> Bréb.

Cod	Taxon
156	<i>Closterium diana</i> Enrenb. Ex Ralfs
157	<i>Closterium lunula</i> (Müll) Nitzsch ex Ralfs
158	<i>Closterium monoliferum</i> (Bory) Ehrenb. Ex Ralfs
159	<i>Cosmarium abbreviatum</i> Racib.
160	<i>Cosmarium bioculatum</i> (Bréb.) ex Ralfs
161	<i>Cosmarium depressum</i> (Näg.) Lundell
162	<i>Cosmarium laeve</i> Rabenhorst
163	<i>Cosmarium obtusatum</i> Schmidle
164	<i>Cosmarium ochthodes</i> Nordst.
165	<i>Cosmarium punctulatum</i> Bréb.
166	<i>Cosmarium subcostatum</i> Nordst.
167	<i>Cosmarium tenue</i> Arch.
168	<i>Gonatozygon monotaenium</i> De Bary in Rabenh.
169	<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen
170	<i>Anabaena circularis</i> (G.S. West) Müller
171	<i>Aphanizomenon</i> sp.
172	<i>Aphanocapsa</i> sp.
173	<i>Aphanothece</i> sp.
174	<i>Chroococcus giganteus</i> W. West
175	<i>Chroococcus</i> sp.
176	<i>Coelosphaerium minutissimum</i> Lemm.
177	<i>Merismopedia minima</i> Beck
178	<i>Merismopedia punctata</i> Meyen
179	<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann
180	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz.
181	<i>Microcystis smithii</i> Komárek et Anagnostidis
182	<i>Oscillatoria</i> cf. <i>limosa</i> Ag.
183	<i>Oscillatoria</i> sp.
184	<i>Pseudanabaena</i> sp.
185	<i>Snowella arachnoidea</i> Komárek et Hindák
186	<i>Snowella litoralis</i> (Häyrén) Komárek et Hindák

Cod	Taxon
187	<i>Snowella septentrionalis</i> Komárek et Hindák
188	<i>Woronichinia elorantae</i> Komárek et Komárková
189	<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrbg.
190	<i>Cryptomonas erosa</i> var. <i>reflexa</i> Marsson
191	<i>Cryptomonas marsonii</i> Skuja
192	<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrbg.
193	<i>Cryptomonas phaseolus</i> Skuja
194	<i>Cryptomonas pusilla</i> Bachmann
195	<i>Rhodomonas lacustris</i> Pascher & Rutter
196	<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F. Müller) Dujardin
197	<i>Gymnodinium helveticum</i> Penard
198	<i>Gymnodinium lacustre</i> Schiller
199	<i>Gymnodinium lantzschii</i> Utermöhl
200	<i>Gymnodinium wawrikan</i> Schiller
201	<i>Hemidinium ochraceum</i> Levander
202	<i>Katodinium stigmaticum</i> (Linderman) Loeblich III
203	<i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i> (Ostenfeld) Bourrelly
204	<i>Peridiniopsis penardii</i> (Lemm.) Bourrelly
205	<i>Peridiniopsis thompsonii</i> (Thompson) Bourrelly
206	<i>Peridinium cinctum</i> (Müller) Ehrbg.
207	<i>Peridinium umbonatum</i> Stein
208	<i>Peridinium umbonatum</i> var. <i>deflandrei</i> (Lefèvre)
209	<i>Peridinium willei</i> Huitfeld-Kaas
210	<i>Woloszynskia coronata</i> Thompson
211	<i>Euglena acus</i> Ehr.
212	<i>Euglena agilis</i> Carter
213	<i>Euglena circularis</i> Gojdics
214	<i>Euglena ehremerbergii</i> Klebs
215	<i>Euglena limnophila</i> Lemm.
216	<i>Euglena lucens</i> Günt.
217	<i>Euglena oblonga</i> Schmitz

Cod	Taxon
218	<i>Euglena retronata</i> Johnson
219	<i>Euglena viridis</i> Ehr.
220	<i>Lepocinclis texta</i> (Duj.) Lemm.
221	<i>Phacus caudatus</i> Hübn.
222	<i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Duj.
223	<i>Strombomonas fluviatilis</i> (Lemm.) Defl.
224	<i>Trachelomonas lefevrei</i> Defl.
225	<i>Trachelomonas rugulosa</i> Stein
226	<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrbg.
227	<i>Trachydiscus lenticularis</i> Ettl
228	<i>Trachydiscus sexangulatus</i> Ettl

Tabla 1. Relación de las especies de fitoplancton incluidas en el ESTUDIO. El código hace referencia a la **Figura 15.**

4.3.2. Zooplancton

Se recogieron un total de 124 especies de zooplancton en un total de 48 embalses, agrupadas en tres grupos taxonómicos principales, Cladocera (23 especies), Copepoda (20 especies) y Rotifera (78 especies). Además se contabilizaron dos especies de ciliados (*Tintinnopsis lacustris* y *Vorticella* sp) y una de molusco (el mejillón cebra, *Dreissena polymorpha*, en fase larvaria).

La comunidad zooplanctónica estudiada en los diferentes cuerpos de agua fue descrita según las siguientes variables: densidad (individuos / litro), biomasa (μg peso seco / litro) y riqueza de especies. Seguidamente se resumen los resultados obtenidos por tipologías de embalses (Figura 16)

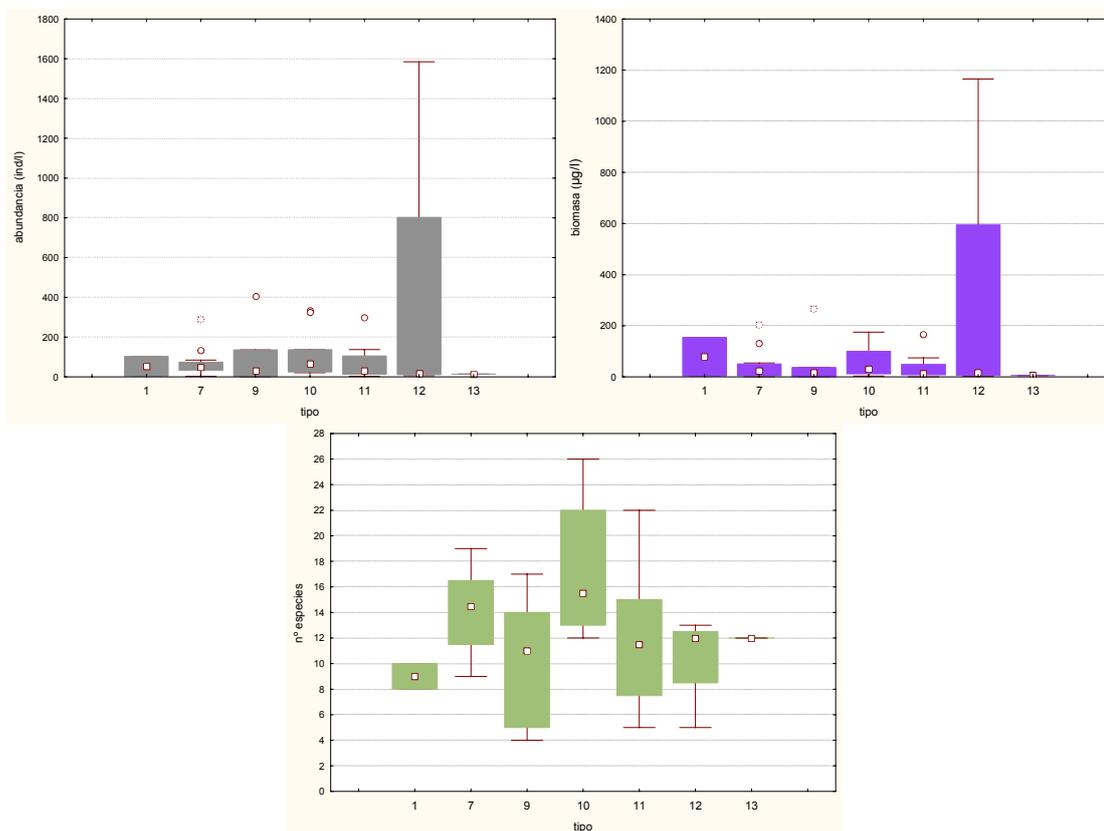


Figura 16. Variables del zooplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers) y los asteriscos son valores extremos. tipología de embalses: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja.

La densidad de individuos fluctuó, en general, de 10 a 100 individuos por litro (ind/l), con algunos valores extremos entre 200 y 400 en los tipos 7, 9, 10 y 11. Los embalses de tipo 12, en contraste, presentaron una abundancia media de 407 ind/l, debido al máximo absoluto de 1585 ind/l en el embalse de Caspe, provocado por la gran abundancia del copépodo *Acanthocyclops americanus*, con casi 1200 ind/l.

La biomasa fue también mayor en el tipo 12, alcanzando, en este último, valores extremos de hasta 1165 µg/l, debido a la misma causa.

La riqueza media de especies por embalse se movió en el rango de 4 a 26 especies, con los tipos 10 y 7 presentando los mayores valores. En el tipo 10 se alcanzaron los dos valores más altos, un máximo de 26 especies para el embalse de Pena y un valor de 22 especies para el de Moneva.

Se muestran a continuación las distribuciones (densidades medias por tipos de embalses, en porcentaje) de los principales grupos estudiados (**Figura 17**). También se incluye esta información individualizada para cada embalse, en la **Figura 18**.

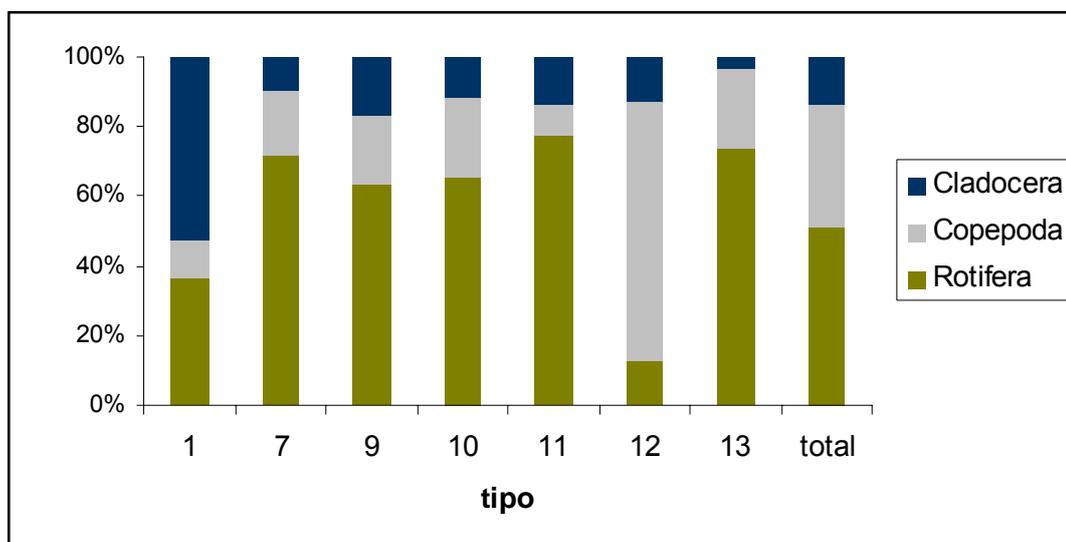


Figura 17. Porcentaje de abundancia de los principales grupos de organismos zooplanctónicos en los distintos tipos de embalses estudiados.

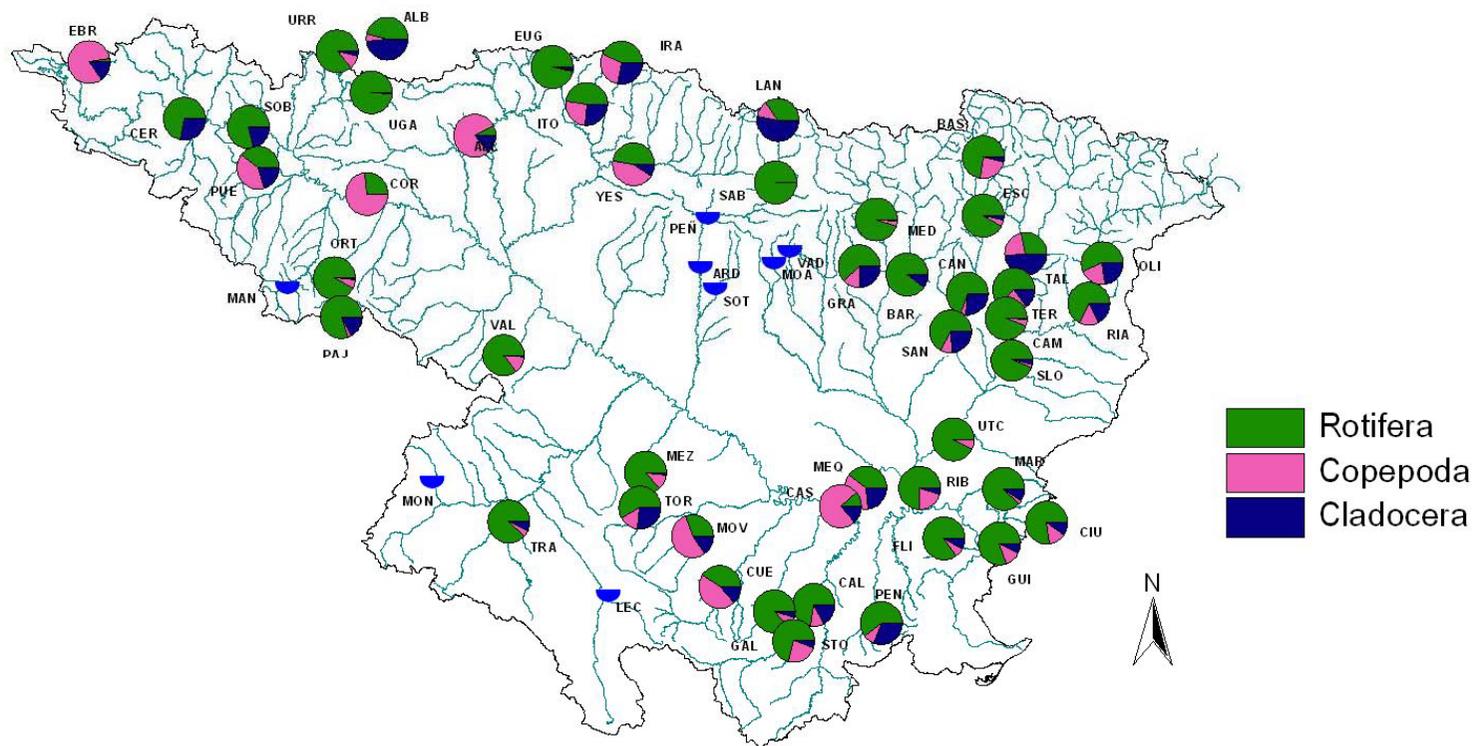


Figura 18 Distribución porcentual de los principales grupos zooplanctónicos en los embalses estudiados en 2007.

Se observa una clara predominancia de los rotíferos (en cuanto a densidad o nº de individuos por litro) en la mayoría de tipologías. Son excepciones a esta regla los embalses del tipo 1, en los que dominan los cladóceros, y los embalses de tipo 12, con dominancia de copépodos (otra vez debido a la densidad de *Acanthocyclops americanus* en Caspe).



Embarcadero en el embalse de Caspe

Las larvas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) se capturaron en los embalses de Sobrón, El Cortijo y Puentelarrá, aunque en estos dos últimos sólo se recogieron en las muestras cualitativas de arrastre. La densidad de larvas en el Sobrón fue de 7.8 ind/l. Destacamos el hecho de que en los embalses de Mequinenza, Ribarroja y Flix, embalses con presencia documentada de este molusco invasor, no se capturaron larvas durante los muestreos del verano de 2007. Si se observaron adultos durante el muestreo del embalse de Ribarroja.



Ejemplares adultos de Dreissena polymorpha del embalse de Ribarroja (Tarragona)

Al igual que para el caso del fitoplancton, se realizó un análisis de correspondencias canónicas (CCA) sobre datos de densidad media (ind/l) de individuos por embalse, transformados logarítmicamente. Se partió, en este caso, de una matriz de 124 táxones (**Tabla 2**). Se incluyeron las dos especies de ciliados y la larva de *Dreissena polymorpha*, 48 embalses y 12 variables ambientales estandarizadas.

Los ejes canónicos proporcionaron una buena solución a la ordenación global de las densidades de zooplancton en función de las variables ambientales consideradas (varianza explicada = 28.7%), segregando a las especies en función de su hábitat. De las variables ambientales consideradas, las más explicativas fueron, sobre el primer eje (CCA1, 15 %) la conductividad, la clorofila y el P total (en sentido positivo) y en sentido inverso, la transparencia o profundidad de Secchi (DS) (**Figura 19**). Fueron, por tanto, resultados algo similares a los obtenidos en la ordenación de las especies fitoplanctónicas para este primer eje, aunque el pH y la T cobraron menos relevancia en el caso del zooplancton. Los embalses de tipo 12, junto con el de Utchesa-Seca (de tipo 10) y el embalse de El Val (tipo 7) presentaron los valores más elevados en este primer eje de ordenación. Al contrario, los embalses de los tipos 13, 1, dos embalses de tipo 7 (Sabiñánigo y Eugui), y uno de tipo 11 (Santa Ana), ocuparon la parte negativa del eje CCA1. En la parte positiva, encontraríamos especies como: *Daphnia galeata*, *Moina micrura*, *Asplanchna girodi*, *Brachionus calyciflorus dorcas*, *Brachionus quadridentatus*, *Keratella tropica*, *Lecane pyriformis*, *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*, *Pompholyx sulcata* o *Vorticella* sp. (**Figura 20**) A su vez, en la parte negativa encontraríamos especies tales como: *Alona quadrangularis*, *Cyclops abyssorum*, Diaptómido, *Filinia terminalis*, *Hexarthra* sp., *Lepadella* sp., *Lindia* sp., *Trichotria tetractis* o *Trichocerca inermis* (**Figura 20**).

Las variables que más explicaron la variabilidad sobre el segundo eje de ordenación (CCA2, 14%) fueron el nitrógeno total (N) y el oxígeno (con correlaciones positivas), y la concentración de sílice (correlacionada negativamente). Este segundo eje marcó la separación de los tipos 10, 12, 13 y de algunos embalses del tipo 7 (que ocuparon la región negativa del gradiente, con poco oxígeno disuelto y poco nitrógeno total) de los tipos 9 y 11 (en la parte positiva). La parte negativa se caracterizaría por táxones como: *Ceriodaphnia* sp., *Daphnia* sp., *Diaphanosoma* sp., *Copidodiaptomus* sp, *Eucyclops* sp, *Acanthocyclops* sp, *Macrocyclops* sp, *Conochilus unicornis*, *Polyarthra vulgaris*, *Polyarthra* sp o *Trichocerca similis*, mientras que en su parte homóloga positiva estarían especies tales como: *Chydorus sphaericus*, *Copidodiaptomus steueri*, *Cyclops kolensis*, *Keratella cochlearis irregularis*, *Lindia* sp, *Polyarthra euryptera*, *Polyarthra minor*, *Pompholyx complanata*, *Synchaeta oblonga*, *Synchaeta stylata* o *Trichocerca cylindrica* (**Figura 20**).

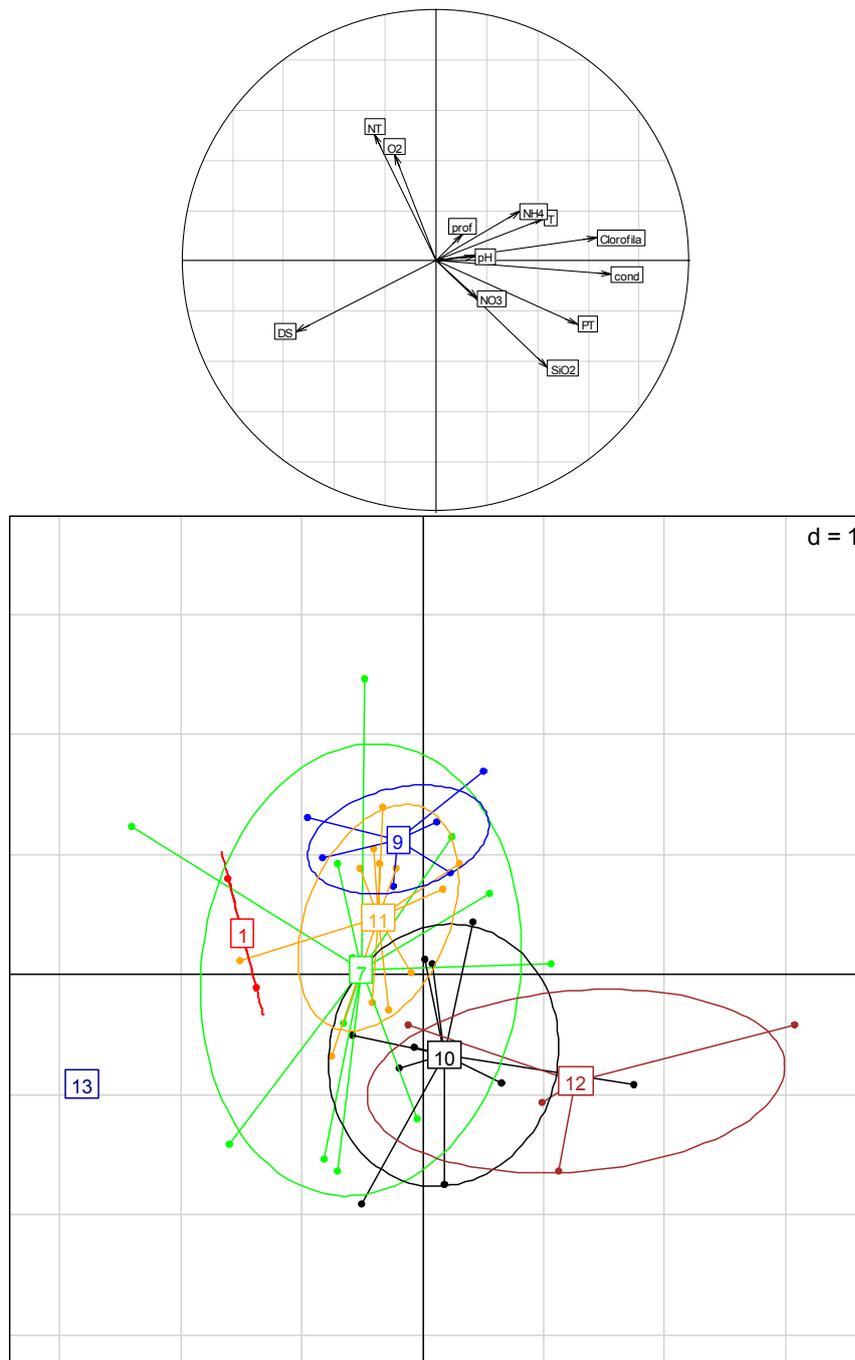


Figura 19. Proyección de las variables ambientales y de los embalses en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2 del análisis de zooplanctón. Los embalses aparecen agrupados por tipos mediante vectores y elipses de probabilidad. Las variables explicativas se muestran como vectores en el círculo de correlaciones. tipos: 1: silíceo/ húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos fríos a gran altitud.

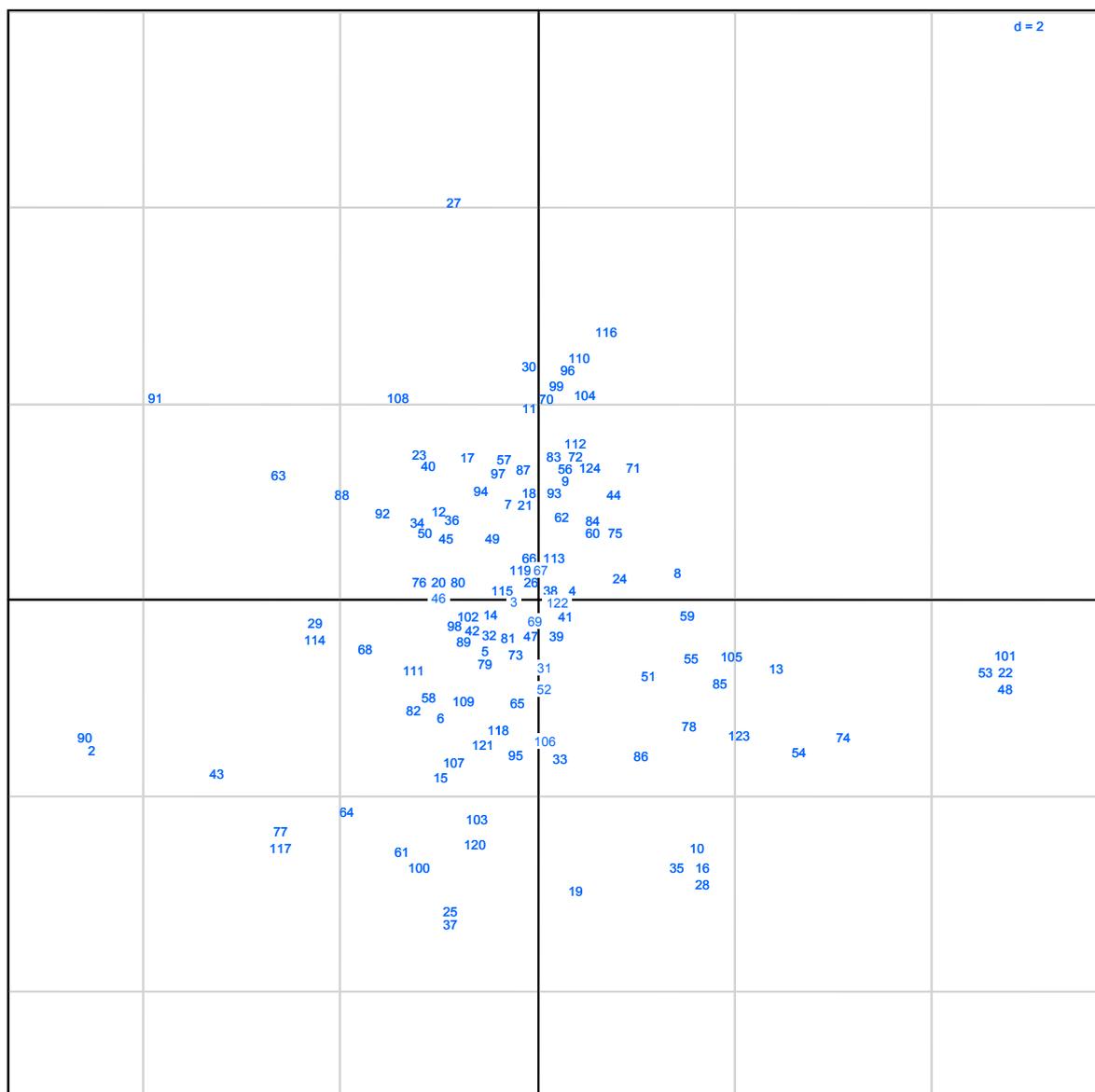


Figura 20. Proyección de las especies zooplánctónicas de los embalses en el plano definido por los ejes CCA1 (12.7% de varianza explicada) y CCA2 (11.4% de varianza explicada). Los códigos de las especies se incluyen en la **Tabla 2 (página siguiente)**. La posición de algunas etiquetas fue modificada ligeramente para facilitar la lectura, sin afectar a la interpretación general del análisis.

En las siguientes páginas, la **Tabla 2** muestra la relación de especies de zooplancton incluidas en el CCA. Se incluye el orden o grupo al que pertenecen las especies (ord): Clad: cladóceros; Cop: copépodos; Rot: rotíferos; cil: ciliados; Mol: moluscos. El código (cod) hace referencia a las etiquetas utilizadas en la Figura 20.

cod	ord	taxon	cod	ord	taxon	cod	ord	taxon	cod	ord	taxon
1	Clad	<i>Alona guttata</i>	26	Cop	<i>Copidodiaptomus numidicus</i>	51	Rot	<i>Brachionus angularis</i>	76	Rot	<i>Lecane closteroerca</i>
2	Clad	<i>Alona quadrangularis</i>	27	Cop	<i>Copidodiaptomus steueri</i>	52	Rot	<i>Brachionus calyciflorus</i>	77	Rot	<i>Lecane boorali</i>
3	Clad	<i>Alona</i> sp.	28	Cop	<i>Copidodiaptomus</i> sp.	53	Rot	<i>Brachionus calyciflorus dorcas</i>	78	Rot	<i>Lecane bulla</i>
4	Clad	<i>Bosmina longirostris</i>	29	Cop	<i>Cyclops abyssorum</i>	54	Rot	<i>Brachionus quadridentatus</i>	79	Rot	<i>Lecane elongata</i>
5	Clad	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	30	Cop	<i>Cyclops kolensis</i>	55	Rot	<i>Cephalodella gibba</i>	80	Rot	<i>Lecane flexilis</i>
6	Clad	<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	31	Cop	<i>Cyclops vicinus</i>	56	Rot	<i>Cephalodella</i> sp.	81	Rot	<i>Lecane luna</i>
7	Clad	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	32	Cop	<i>Cyclops scutifer</i>	57	Rot	<i>Collotheca</i> cf. <i>pelagica</i>	82	Rot	<i>Lecane lunaris</i>
8	Clad	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	33	Cop	<i>Cyclops</i> sp.	58	Rot	<i>Collotheca</i> sp.	83	Rot	<i>Lecane glypta</i>
9	Clad	<i>Ceriodaphnia</i> cf. <i>quadrangula</i>	34	Cop	<i>Eudiaptomus vulgaris</i>	59	Rot	<i>Colurella obtusa</i>	84	Rot	<i>Lecane perplexa</i>
10	Clad	<i>Ceriodaphnia</i> sp.	35	Cop	<i>Eucyclops</i> sp.	60	Rot	<i>Colurella oxycauda</i>	85	Rot	<i>Lecane pyriformis</i>
11	Clad	<i>Chydorus sphaericus</i>	36	Cop	<i>Macrocyclus albidus</i>	61	Rot	<i>Conochilus unicornis</i>	86	Rot	<i>Lecane stichaea</i>
12	Clad	<i>Daphnia cucullata</i>	37	Cop	<i>Macrocyclus</i> sp.	62	Rot	<i>Filinia longiseta</i>	87	Rot	<i>Lecane</i> sp.
13	Clad	<i>Daphnia galeata</i>	38	Cop	<i>Megacyclus gigas</i>	63	Rot	<i>Filinia terminalis</i>	88	Rot	<i>Lepadella patella</i>
14	Clad	<i>Daphnia longispina</i>	39	Cop	<i>Neolovenula alluadi</i>	64	Rot	<i>Gastropus stylifer</i>	89	Rot	<i>Lepadella rhomboides</i>
15	Clad	<i>Daphnia pulicaria</i>	40	Cop	<i>Thermocyclus dybowskii</i>	65	Rot	<i>Hexarthra fennica</i>	90	Rot	<i>Lepadella</i> sp.
16	Clad	<i>Daphnia</i> sp.	41	Cop	<i>Tropocyclus prasinus</i>	66	Rot	<i>Hexarthra mira</i>	91	Rot	<i>Lindia</i> sp.
17	Clad	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	42	Cop	Ciclópido	67	Rot	<i>Hexarthra</i> sp.	92	Rot	<i>Ploesoma hudsoni</i>
18	Clad	<i>Diaphanosoma mongolianum</i>	43	Cop	Diaptómido	68	Rot	<i>Kellicotia longispina longispina</i>	93	Rot	<i>Ploesoma lenticulare</i>
19	Clad	<i>Diaphanosoma</i> sp.	44	Rot	<i>Anuraeopsis fissa</i>	69	Rot	<i>Keratella cochlearis</i>	94	Rot	<i>Ploesoma truncatum</i>
20	Clad	<i>Holopedium gibberum</i>	45	Rot	<i>Ascomorpha ecaudis</i>	70	Rot	<i>Keratella cochlearis irregularis</i>	95	Rot	<i>Polyarthra dolichoptera</i>
21	Clad	<i>Macrothrix laticornis</i>	46	Rot	<i>Ascomorpha ovalis</i>	71	Rot	<i>Keratella cochlearis tecta</i>	96	Rot	<i>Polyarthra euryptera</i>
22	Clad	<i>Moina micrura</i>	47	Rot	<i>Ascomorpha saltans</i>	72	Rot	<i>Keratella cruciformis</i>	97	Rot	<i>Polyarthra longiremis</i>
23	Clad	<i>Sida crystallina</i>	48	Rot	<i>Asplanchna girodi</i>	73	Rot	<i>Keratella quadrata</i>	98	Rot	<i>Polyarthra major</i>
24	Cop	<i>Acanthocyclops americanus</i>	49	Rot	<i>Asplanchna priodonta</i>	74	Rot	<i>Keratella tropica</i>	99	Rot	<i>Polyarthra minor</i>
25	Cop	<i>Acanthocyclops</i> sp.	50	Rot	<i>Bdelloide</i>	75	Rot	<i>Lecane candida</i>	100	Rot	<i>Polyarthra vulgaris</i>

cod	ord	taxon
101	Rot	<i>Polyarthra vulgaris-dolichoptera</i>
102	Rot	<i>Polyarthra luminosa</i>
103	Rot	<i>Polyarthra sp</i>
104	Rot	<i>Pompholyx complanata</i>
105	Rot	<i>Pompholyx sulcata</i>
106	Rot	<i>Pompholyx triloba</i>
107	Rot	<i>Synchaeta kitina</i>
108	Rot	<i>Synchaeta oblonga</i>
109	Rot	<i>Synchaeta pectinata</i>
110	Rot	<i>Synchaeta stylata</i>
111	Rot	<i>Synchaeta tremula</i>
112	Rot	<i>Synchaeta cf jollyae</i>
113	Rot	<i>Synchaeta sp</i>
114	Rot	<i>Trichotria tetractis</i>
115	Rot	<i>Trichotria pocillum</i>
116	Rot	<i>Trichocerca cylindrica</i>
117	Rot	<i>Trichocerca inermis</i>
118	Rot	<i>Trichocerca lophoessa</i>
119	Rot	<i>Trichocerca pusilla</i>
120	Rot	<i>Tricocerca similis</i>
121	Rot	<i>Tricocerca sp</i>
122	Cil	<i>Tintinnopsis lacustris</i>
123	Cil	<i>Vorticella sp</i>
124	Mol	<i>Dreissena polymorpha</i>

Tabla 2. Especies de zooplancton incluidas en el CCA. Se incluye el orden o grupo al que pertenecen las especies (ord): Clad: cladóceros; Cop: copépodos; Rot: rotíferos; cil: ciliados; Mol: moluscos. El código (cod) hace referencia a la **Figura 20**.

5. ESTADO TRÓFICO

5.1. Aspectos metodológicos

Son varios los parámetros que usualmente se emplean para evaluar la respuesta de las masas de agua a la carga de nutrientes y como indicadores del grado trófico, existiendo diversas definiciones e interpretaciones de los procesos de eutrofización.

Una de las más completas es la aportada por MARGALEF (1976) quien se refiere al término eutrofización como la *fertilización excesiva de las aguas naturales, que van aumentando su producción en materia orgánica, con una considerable pérdida de calidad del agua*. Según la definición adoptada por la OCDE (1982), es un *enriquecimiento de las aguas en sustancia nutritivas que conduce, generalmente, a modificaciones sintomáticas tales como aumento de la producción de algas y otras plantas acuáticas, degradación de la pesca y deterioro de la calidad del agua, así como de todos sus usos en general*.

La acción del hombre que se manifiesta a través de los vertidos de aguas residuales urbanas y de establecimientos industriales y ganaderos, así como a través de la contaminación difusa producida por el desarrollo de la agricultura intensiva, ha propiciado en los últimos decenios una eutrofización cultural, con una notable aceleración del proceso natural de eutrofización, en la que el fósforo suele ser el elemento a controlar por su frecuente carácter de elemento limitante.

Para evaluar el grado de eutrofización o estado trófico de una masa de agua se aplican e interpretan una serie de indicadores de amplia aceptación. En cada caso, se ha tenido en cuenta el valor de cada indicador en función de las características limnológicas básicas de los embalses. Así, se han podido interpretar las posibles incoherencias entre los diversos índices y parámetros y establecer la catalogación trófica final en función de aquellos que, en cada caso, responden a la eutrofización de las aguas.

Dentro del presente ESTUDIO se han considerado los siguientes índices y parámetros:

a) Concentración de nutrientes. Fósforo total (P)

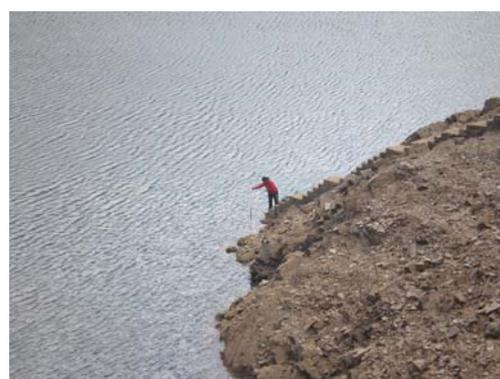
La concentración de fósforo total en el epilimnion del embalse es un parámetro decisivo en la eutrofización ya que suele ser el factor limitante en el crecimiento y reproducción de las poblaciones algales o producción primaria. Hay varios índices que contemplan su concentración media anual para la catalogación trófica de una masa de agua embalsada:

- **EPA** con tres categorías tróficas y límites de 10 y 20 $\mu\text{g/l P}$.
- **LEE, JONES & RAST**, con cinco categorías tróficas y límites de 8, 12, 28 y 40 $\mu\text{g/l P}$.
- **MARGALEF**, con dos categorías tróficas y límite de 15 $\mu\text{g/l P}$.
- **OCDE**, con cinco categorías tróficas y límites de 4, 10, 35 y 100 $\mu\text{g/l P}$.

De entre éstos índice, se ha adoptado en el presente ESTUDIO el utilizado por la OCDE, ya que es el que mejor refleja el grado trófico real en los casos estudiados y además es el de más amplio uso a nivel mundial y en particular en la UE y la CHE:

NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO TOTAL

Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Concentración de P ($\mu\text{g/l P}$)	0-4	4-10	10-35	35-100	>100



Embalses de El cortijo y Mansilla, con la máxima y mínima concentración de P del estudio, respectivamente.

b) Fitoplancton (Clorofila a, densidad algal)

A diferencia del anterior, el fitoplancton es un indicador de respuesta trófica y, por lo tanto, integra todas las variables causales, de modo que está influido por otros condicionantes ambientales además de estarlo por los niveles de nutrientes.

Se utilizan dos parámetros como estimadores de la biomasa algal en los índices: concentración de clorofila a ($\mu\text{g/l}$) en la zona fótica y densidad celular (n° células/ml).

Los índices contrastados fueron los siguientes:

- **EPA** con tres categorías tróficas y límites de 3 y 20 $\mu\text{g/l}$ para la clorofila (máximo anual) y de 2.000 y 5.000 para la densidad celular.
- **LEE, JONES & RAST**, con cinco categorías tróficas y límites de 2.1, 3, 6.7, 10 $\mu\text{g/l}$ de clorofila (media anual).
- **OCDE**, con cinco categorías tróficas y límites de 1, 2.5, 8 y 25 $\mu\text{g/l}$ para la media anual de clorofila a y de 2.5, 8, 25 y 75 $\mu\text{g/l}$ para el máximo anual.
- **MARGALEF**, con dos categorías tróficas y límite de 5 $\mu\text{g/l}$ para la clorofila (media anual) y 5.000 cel/ml para la densidad celular.
- **CHE 2006**, con límites de 5000, 15000, 25000 y 50000 cel/ml
- **MARGALEF 1983**, (adaptación), con límites de 100, 1000, 10000 y 100000 cel/ml.

Al contar en este ESTUDIO con sólo una campaña de muestreo y por tanto no contar con una serie temporal que nos permitiera la detección del máximo anual, se utilizaron las clases de calidad relativas a la media anual. La utilización de los límites de calidad relativos a la media anual de clorofila se basó en el hecho de que los muestreos fueron realizados durante la estación de verano. Según la bibliografía limnológica general, el verano coincidiría con un descenso de la producción primaria motivado por el agotamiento de nutrientes tras el pico de producción típico de finales de primavera (Russel-Hunter 1970). Por ello, la utilización de los límites o rangos relativos al máximo anual resultaría inadecuada.

En cuanto a la densidad algal fitoplanctónica, la aplicación de los límites de clase del estudio de la CHE (2006) no resultó adecuada, obteniendo una proporción de MAS en muy buen estado-potencial o mal estado-potencial (ultra-oligotrofia o hipertrofia) demasiado elevadas y estando las clases intermedias muy poco representadas. Por ello, basamos nuestros límites de estado trófico en la escala logarítmica basada en Margalef (1983), ya utilizada para incluir más clases

de estado trófico en otros estudios. Estos resultados se ajustaban de forma más aproximada a los obtenidos mediante otras métricas estándar de la OCDE como las de P total o clorofila. En el presente ESTUDIO, los índices elegidos son los siguientes:

CUADRO 7
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CLOROFILA Y LA DENSIDAD ALGAL DEL FITOPLANCTON

Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Clorofila a ($\mu\text{g/l}$)	0-1	1-2,5	2,5-8	8,0-25	>25
Densidad (cel/ml)	<100	100-1000	1000-10000	10000-100000	>100000



Embalses de Caspe y Santolea, con la máxima y mínima concentración de clorofila del estudio, respectivamente



Embalses de El Val y Sabiánigo, con la máxima y mínima densidad de fitoplancton, respectivamente

c) Transparencia de la columna de agua. Disco de Secchi (DS)

Por su parte, la transparencia, medida como profundidad de visibilidad del disco de Secchi (media y mínimo anual en m), está también íntimamente relacionada con la biomasa algal, aunque más indirectamente, ya que otros factores como la turbidez debida a sólidos en suspensión, o los fenómenos de dispersión de la luz que se producen en aguas carbonatadas, afectan a este parámetro. Los siguientes valores han sido propuestos en diversas fuentes como indicadores del estado trófico:

- **LEE, JONES & RAST**, con cinco categorías tróficas y límites de 1.8, 2.4, 3.8 y 4.6.
- **MARGALEF**, con dos categorías tróficas y límite de 3.
- **OCDE**, con cinco categorías tróficas y límites de 1.5, 3, 6 y 12 m de medida del disco para la media anual y de 0.7, 1.5, 3 y 6 m de medida para el mínimo anual.

Se utilizaron las clases de calidad relativas al mínimo anual de transparencia según criterios OCDE. Se utilizaron en este caso los rangos relativos al mínimo anual debido a varios factores: por un lado, la transparencia en embalses es generalmente menor que en lagos; por otro lado, en verano se producen resuspensiones de sedimentos como consecuencia de los desembalses para regadío, acrecentadas por el bajo nivel general de las reservas en 2007; por último, la mayoría de embalses muestreados son de aguas carbonatadas, con lo que la profundidad de secchi subestimaría también la transparencia.

CUADRO 8
 NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA TRANSPARENCIA

Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Disco Secchi (m)	>6	6-3	3-1.5	1.5-0.7	<0.7



Embalses de Escales y El cortijo, con la máxima (6.6 m) y mínima (0.7 m) transparencia del estudio

d) Índice de estado trófico de Carlson (TSI)

Su finalidad es determinar el grado trófico del agua en función de valores obtenidos a partir de la profundidad del disco de Secchi y las concentraciones de clorofila y de fósforo total. Su expresión se da en la siguiente tabla:

Parámetros	Función
Clorofila ($\mu\text{g/L}$)	$\text{TSI (Chl)} = 9.81 \ln (\text{Chl}) + 30.6$
Disco Secchi (m)	$\text{TSI (SD)} = 60 - 14.41 \ln (\text{SD})$
Fósforo total ($\mu\text{g/l}$)	$\text{TSI (TP)} = 14.42 \ln (\text{TP}) + 4.15$
Media TSI	$\text{Media TSI} = (\text{TSI (DS)} + \text{TSI (Clor.)} + \text{TSI (P tot)})/3$

Las categorías de estado trófico y los valores límite de la media TSI serían las siguientes:

CUADRO 9
 NIVELES DE CALIDAD SEGÚN EL ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (TSI)

Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
TSI	<20	20-40	40-60	60-80	>80



Embalses de Caspe y Pajares, con el máximo y mínimo TSI del estudio, respectivamente

5.2. Catalogación trófica final

Se han considerado la totalidad de los índices expuestos, que se especifican en el **Cuadro 10**, estableciéndose el estado trófico global de los embalses estudiados según la metodología descrita a continuación.

CUADRO 10
 RESUMEN DE LOS PARÁMETROS INDICADORES DE ESTADO TRÓFICO

Parámetros Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Concentración P (µg/l P)	0-4	4-10	10-35	35-100	>100
Disco de Secchi (m)	>6	6-3	3-1.5	1.5-0.7	<0.7
Clorofila a (µg/l) en epilimnion	0-1	1-2,5	2,5-8	8,0-25	>25
TSI	<20	20-40	40-60	60-80	>80
Densidad algal (cel/ml)	<100	100-1000	1000-10000	10000-100000	>100000

Sobre la base de esta propuesta, en el **Cuadro 11** se incluye la catalogación de las diferentes masas de agua por parámetro. Así, para cada uno de los embalses, se asignó un valor numérico (de 1 a 5) según cada clase de estado trófico:

ESTADO TRÓFICO	VALORACIÓN
Ultraoligotrófico	5
Oligotrófico	4
Mesotrófico	3
Eutrófico	2
Hipereutrófico	1

La valoración del estado trófico global final se calculó mediante la media de los valores anteriores, re-escalada a cinco rangos de estado trófico (es decir, el intervalo 1-5, de 4 unidades, dividido en 5 rangos de 0.8 unidades de amplitud). En el **Cuadro 11** se incluye también la catalogación de las diferentes masas de agua según la valoración de este estado trófico final.

La **Figura 21 a** muestra (en los códigos de colores de la DMA) los estados tróficos estimados con cada una de las variables consideradas, así como de la combinación de todas ellas en el estado trófico final.

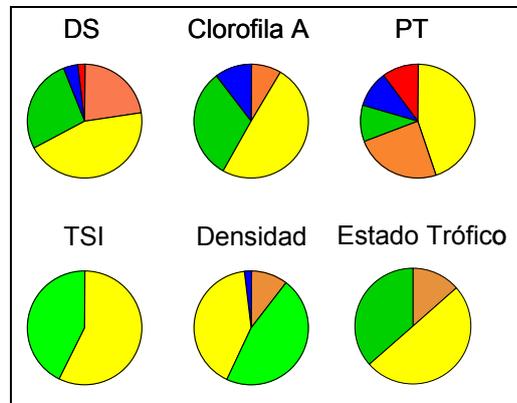


Figura 21 a. Clasificación trófica de los embalses mediante las diferentes variables y al estado trófico global final.
Azul: ultraoligotrófico; Verde: oligotrófico; amarillo: mesotrófico; anaranjado: eutrófico; rojo: hipereutrófico.

En **Figura 21 b** se muestra la localización geográfica de los embalses clasificados por su estado trófico global o final.



Embalses de La Tranquera (oligotrófico), Sobrón (mesotrófico) y Utchesa-Seca (eutrófico)

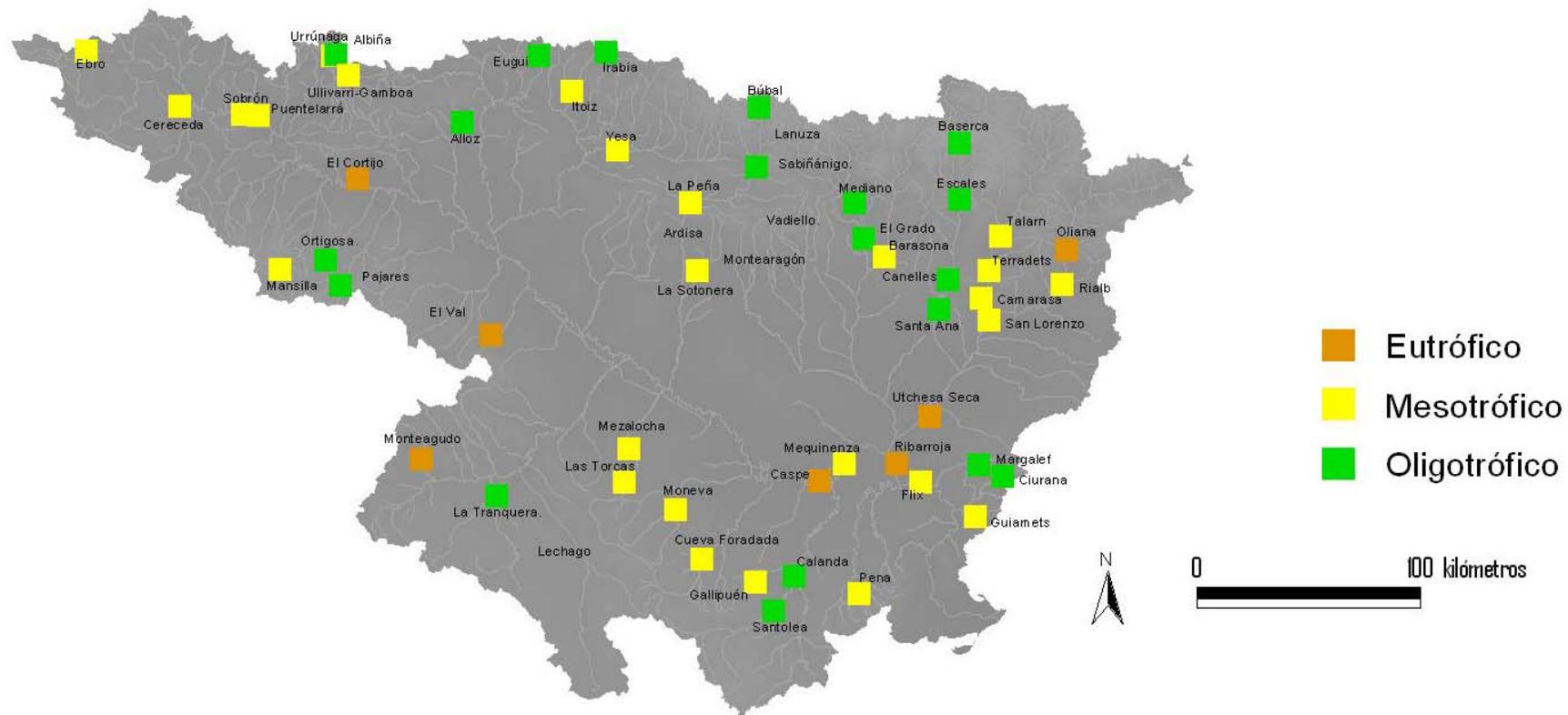


Figura 21 b. Clasificación de los embalses según su estado trófico final.

CUADRO 11
 DIAGNOSTICO DEL ESTADO TROFICO SEGÚN CRITERIOS EXPUESTOS

EMBALSE	CODIGO	P total	Disco Secchi	Clorofila a	TSI	Densidad algal	Est_Trof_Global
Embalse de Albiña	ALB	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Embalse de Alloz	ALL	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Embalse de Ardisa	ARD	Mesotrófico	Eutrófico	(2)	(4)	(3)	(6)
Embalse de Barasona	BAR	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de Baserca	BAS	Ultraoligotrófico	(1)	Mesotrófico	(4)	Oligotrófico	Oligotrófico
Embalse de Calanda	CAL	Eutrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Embalse de Camarasa	CAM	Mesotrófico	(1)	Mesotrófico	(4)	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de Canelles	CAN	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Embalse de Caspe	CAS	Hipereutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico
Embalse de Cereceda	CER	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de Çiurana	CIU	Eutrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Embalse de El Cortijo	COR	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Eutrófico
Embalse de Cueva Foradada	CUE	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Embalse de El Ebro	EBR	Oligotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de Escales	ESC	Mesotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Embalse de Eugui	EUG	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Embalse de Flix	FLI	Hipereutrófico	Mesotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Embalse de Gallipuéñ	GAL	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de El Grado	GRA	Mesotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Embalse de Guimets	GUI	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico

EMBALSE	CODIGO	P total	Disco Secchi	Clorofila a	TSI	Densidad algal	Est_Trof_Global
Embalse de Irabia	IRA	Mesotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Embalse de Itoiz	ITO	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de Lanuza	LAN	Oligotrófico	Oligotrófico	(2)	(4)	Oligotrófico	Oligotrófico
Embalse de Mansilla	MAN	Ultraoligotrófico	(1)	Mesotrófico	(4)	Oligotrófico	Oligotrófico
Embalse Margalef	MAR	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse Mediano	MED	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Embalse Mequinenza	MEQ	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico
Embalse de Mezalocha	MEZ	(5)	Eutrófico	Mesotrófico	(4)	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de Monteagudo de las Vicarias	MON	Mesotrófico	Eutrófico	(2)	(4)	(3)	Eutrófico
Embalse Moneva	MOV	(5)	Mesotrófico	Oligotrófico	(4)	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de Oliana	OLI	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico
Embalse Ortigosa	ORT	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Embalse de Pajares	PAJ	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Embalse de Pena	PEN	Hipereutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Embalse de La Peña	PEÑ	Mesotrófico	Mesotrófico	(2)	(4)	(3)	Mesotrófico
Embalse de Puentelarrá	PUE	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Embalse de Rialb	RIA	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de Ribarroja	RIB	Hipereutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Embalse de Sabiñanigo	SAB	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico
Embalse de Santa Ana	SAN	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Embalse de San Lorenzo	SLO	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de Sobrón	SOB	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Embalse de la Sotonera	SOT	Mesotrófico	Mesotrófico	(2)	(4)	(3)	Mesotrófico
Embalse de Santolea	STO	Eutrófico	(1)	Ultraoligotrófico	(4)	Oligotrófico	Oligotrófico
Embalse de Talam	TAL	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico

EMBALSE	CODIGO	P total	Disco Secchi	Clorofila a	TSI	Densidad algal	Est_Trof_Global
Embalse de Terradets	TER	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Embalse de Las Torcas	TOR	Hipereutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de La Tranquera	TRA	Hipereutrófico	Mesotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Embalse de Ullivarri-Gamboa	UGA	Eutrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de Urrúnaga	URR	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de Utchesa-Seca	UTC	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico
Embalse de El Val	VAL	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico
Embalse de Yesa	YES	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico

- (1) Sin datos de transparencia.
- (2) Sin datos de clorofila a.
- (3) Sin datos de fitoplancton
- (4) No aplicable por falta de algún parámetro
- (5) Sin datos de P total
- (6) Estado trófico no estimado por falta de parámetros

6. POTENCIAL ECOLÓGICO

6.1. Consideraciones previas

Una vez completados los trabajos de caracterización biológica, físico-química e hidromorfológica y la definición del grado trófico de embalses, queda por definir cómo se combinan los diferentes resultados para definir el potencial ecológico de las masas estudiadas, dado que se trata de masas muy modificadas (embalses).

El potencial ecológico pretende ser un reflejo de la calidad global del embalse, definido como masa muy modificada, asociado con su estructura y funcionamiento, y tiene que sintetizar y aglutinar los distintos elementos de calidad biológicos y físico-químicos.

Actualmente, se han diseñado diferentes metodologías y protocolos para cumplir estos objetivos, con resultados más o menos exitosos, y para poder combinar resultados tan dispares como los que aportan los índices biológicos –por un lado- y los índices hidromorfológicos y físico-químicos –por otro-. En esencia, según la DMA se deberían seguir las siguientes fases:

- En primer lugar, clasificar la masa de agua, agrupándola en alguna de las categorías o tipologías. Esta primera fase ya se completó en el capítulo 3 del presente ESTUDIO, tomando como referencia la clasificación de masas de agua muy modificadas y artificiales asimilables a lagos, propuesta originalmente por el CEDEX e incluida en la orden ARM/2656/2008 por la que se aprueba la *Instrucción de Planificación Hidrológica*.
- A continuación, el primer paso para definir el potencial ecológico de una masa de agua muy modificada, es establecer la categoría de masa (río, lago, de transición o costera) que más se asemeja a su estado actual. Los embalses en cursos fluviales se identificaron así como masas de agua asimilables a lagos.
- Seguidamente, se trata de establecer los elementos de calidad, los máximos potenciales ecológicos (MPE) propios del tipo y los rangos de cada indicador de calidad en 5 clases de potencial ecológico (óptimo, bueno, moderado, deficiente y malo). A este respecto, si bien la DMA no requiere el establecimiento del límite entre las clases bueno y óptimo, el *Documento Guía nº 13 de la Comisión Europea sobre la Clasificación del Estado y Potencial Ecológico* recomienda su utilización en informes y mapas, al menos a título explicativo. Se consideran también los indicadores utilizados normalmente para conocer el grado trófico de

los lagos, ya que integran un número significativo de parámetros que definen el estado de la masa de agua. Se adoptaron los indicadores de estado trófico generales utilizados en el capítulo 5 del ESTUDIO, más otros como el biovolumen de fitoplancton, o algunas métricas del zooplancton.

- Definir el potencial ecológico como una expresión integrada de las diferencias entre los elementos de calidad biológicos, hidromorfológicos y físico-químicos recabados, frente a los valores que, para estos mismos elementos de calidad, se han definido para las condiciones de máximo potencial ecológico. Como hemos señalado, por falta de información sobre condiciones de máximo potencial ecológico para la mayoría de indicadores y tipos de embalses, se adoptaron los límites de estado trófico generales definidos en el capítulo 5 del ESTUDIO, más otros indicadores como el biovolumen de fitoplancton, o algunas métricas del zooplancton, generales para todos los tipos de embalses.



Embalse de Allos durante el muestreo (verano de 2007)

6.2. Elementos de calidad para la determinación del potencial ecológico

En el **Cuadro 12** se presentan los indicadores de calidad, así como los elementos y parámetros de cada uno seleccionados a priori para la determinación del potencial ecológico en embalses muestreados en el año 2007.

CUADRO 12

INDICADORES, ELEMENTOS Y PARÁMETROS SELECCIONADOS A *PRIORI* PARA LA DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO EN EMBALSES

INDICADORES	ELEMENTOS	PARÁMETROS
Biológicos	Composición, abundancia y biomasa de fitoplancton	Densidad algal (cel/ml)
		Biomasa algal: Clorofila a ($\mu\text{g/l}$)
		Biovolumen algal (mm^3/l)
		Índice de Grupos Algales (<i>Iga</i>)
		Cianofíceas tóxicas (cel/ml)
	Composición y abundancia del zooplancton	Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila a
		Ratio Cladóceros grandes / cladóceros totales
Físico-Químicos	Concentración de nutrientes	Concentración de P ($\mu\text{g/l P}$)
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética o media (mg/lO_2)
	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi (m)
	Elemento combinado (incluye la clorofila)	Índice trófico de Carlson (TSI)

En esta propuesta, se ha partido de los elementos de calidad establecidos en el estudio realizado por la CHE (2006), y que fueron justificados de forma amplia para el caso de los embalses en esta cuenca. Junto a estos indicadores, se han aplicado otras métricas que han sido utilizadas en estudios previos realizados por diferentes organismos de gestión y/o investigación, algunas de las cuales fueron ya testadas en el estudio de potencial ecológico de los embalses muestreados en 2006 (CHE 2007).

Así, se incorpora en este ESTUDIO el elemento de calidad biológico biovolumen algal, como complemento a la clorofila a y por ser un indicador más realista del estado trófico que el número de células del fitoplancton. Para el establecimiento de los rangos de calidad de este parámetro se ha partido del trabajo de Willen (2000). Además, como ya se hiciera para el informe de 2006 (CHE 2007), se ha aplicado el *Índice de Grupos Algales (Iga)* o *Índice de Catalán*, y que viene siendo utilizado por la *Agencia Catalana del Aigua* para la clasificación del estado ecológico de los lagos de Cataluña (ACA 2003a) y experimentalmente por el CEDEX en la intercalibración de embalses mediterráneos (Caridad de Hoyos, com. pers.). Conviene reseñar que el estudio sobre el cual se desarrolló este índice sólo incluía lagos alpinos y cársticos, dado el ámbito geográfico para el que fue diseñado. Por ello, su aplicación en el presente ESTUDIO a embalses de otras características limnológicas habrá que tomarla con cierta cautela, tratando los resultados como experimentales y en desarrollo.

Asimismo se han incluido tres parámetros relacionados con las comunidades de zooplancton. Dos de ellos ya fueron utilizados en el estudio de 2007 con resultados poco concluyentes (CHE 2007), en concreto: la relación entre el número de cladóceros grandes frente al total de cladóceros (*Rcla*) y la relación o cociente entre la biomasa de zooplancton (incluyendo rotíferos) y la biomasa de fitoplancton expresada como concentración de Clorofila a (*Rzoo-chla*). Estas métricas se propusieron y validaron en el proyecto europeo *ECOFRAME* para lagos someros europeos (Moss et al. 2003), por lo que su adecuación o modificación a sistemas leníticos más profundos sería necesaria en un futuro (CHE 2007). La nueva métrica de zooplancton que se propone en el presente estudio es un índice biótico denominado *wetland zooplankton index (WZI)*, Loughheed y Chow-Fraser 2002). Este índice fue desarrollado en EEUU para la evaluación de la calidad en humedales (lagunas, ríos, lagos, etc), y utiliza valores de tolerancia y óptimos para diferentes géneros y especies de zooplancton. El hecho de ser un índice que funciona con un nivel taxonómico genérico (en su mayor parte) y que es aplicable a diversos hábitats, determina su aplicabilidad en otras zonas geográficas y en sistemas como los embalses estudiados. Además, el *WZI* es una métrica con cinco clases de calidad delimitadas, por lo que su adecuación al ámbito de la DMA resulta inmediata. Aun así, y al igual que comentamos en el

caso del *Iga*, su aplicación en el presente ESTUDIO debe entenderse como experimental y sujeta a posibles modificaciones del índice a posteriori.

6.2.1. Indicadores biológicos

Dentro de los indicadores biológicos, se han seleccionado por un lado el fitoplancton, entendido como la comunidad de microorganismos, en su mayoría fotosintéticos, (microalgas, cianobacterias, flagelados heterótrofos y otros grupos sin clorofila) que vive suspendida en la masa de agua y, por otro, el zooplancton, en el que se incluyen los grandes grupos de especies animales planctónicas, esencialmente cladóceros, copépodos y rotíferos. La composición y abundancia del fitoplancton en embalses depende de los siguientes factores:

- Condiciones físicas e hidrológicas: luz, temperatura, turbulencia/estabilidad del agua, tiempo de residencia del agua y tasa de sedimentación del plancton.
- Composición química del agua: nutrientes y materia orgánica, mineralización (compuestos de proporcionalidad constante) y pH, oligoelementos, etc.
- Factores biológicos

El fitoplancton se ha usado ampliamente como indicador del estado trófico de las masas de agua y existe abundante bibliografía que incluye métodos de muestreo y análisis. En España existe un conocimiento suficiente del fitoplancton, en especial para los embalses.

En el marco de la aplicación de la DMA, tanto el fitoplancton como el zooplancton son adecuados para la detección y seguimiento de las presiones físico-químicas relacionadas con:

- Contaminación térmica.
- Cambios en la mineralización del agua (y en la composición de los iones mayoritarios disueltos).
- Eutrofización (concentraciones de fósforo y nitrógeno y en ocasiones de sílice u otros cationes)
- Contaminación orgánica (soluble y particulada).
- Presiones hidromorfológicas (como cambios en la tasa de renovación de los embalses y variaciones de volumen/superficie que afectan al medio receptor y circundante).

a) Densidad y biovolumen del fitoplancton

Densidad algal

Para su valoración, en principio se utilizaron dos referencias: EPA, 1976 y Margalef 1983. La primera establece el límite inferior -oligotrofia- en 2000 cel/ml y la segunda establece en 5000 cel/ml el umbral que separa la eutrofia moderada de la avanzada. Se ha considerado que esta última referencia -5000 cel/ml- es indicativa de que, a lo largo de un año, no se producen proliferaciones algales significativas y se mantiene, por tanto, un óptimo estado de la calidad del agua. El estado del agua empeora por este concepto cuando se superan las 15.000 cel/ml; límite entre la mesotrofia y eutrofia establecido por la EPA (Weber, 1976).

La aplicación de los límites de clase resultantes, ya aplicados en el trabajo por la CHE de 2006 (CHE 2007) no resultó muy realista, como ya se ha indicado en el capítulo de estado trófico, obteniendo una proporción de MAS en muy buen estado o mal estado (ultra-oligotrofia o hipertrofia) demasiado elevadas. Por ello, basamos nuestros límites de estado en una escala logarítmica, partiendo de 100 y llegando a las 100000 cel/ml, límites basados en Margalef 1983 y ya utilizados con algunas modificaciones para incluir más clases de estado trófico en otros estudios. Estos resultados se ajustaban mejor a los obtenidos mediante métricas estándar (OCDE).

Los rangos finales establecidos en su valoración se presentan en el **Cuadro 13**.

CUADRO 13
CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
DENSIDAD ALGAL DEL FITOPLANCTON

Clase de potencial	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Densidad algal (cel/ml)	<100	100-1.000	1.000-10.000	10.000-100.000	>100.000
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

Biovolumen algal

El biovolumen es una medida mucho más precisa de la biomasa algal, por tener en cuenta el tamaño o volumen celular de cada especie, además del número de células. Se aplicaron los criterios de Willen (2000), quedando la clasificación del estado ecológico de acuerdo al biovolumen de fitoplancton como se indica en el **Cuadro 14**.

CUADRO 14
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
 BIOVOLUMEN ALGAL DEL FITOPLANCTON

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Biovolumen algal (mm ³ /l)	<0,1	0,1-0,5	0,5-2	2-8	>8
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

b) Biomasa algal: clorofila a

Del conjunto de pigmentos fotosintetizadores de las microalgas de agua dulce, la clorofila a se emplea como un indicador básico de biomasa fitoplanctónica. Todos los grupos de microalgas contienen clorofila a como pigmento principal, pudiendo llegar a representar entre el 1 y el 2 % del peso total seco.

Este parámetro se incluye en este apartado por su estrecha relación con la estructura y composición de la comunidad fitoplanctónica y por ser un indicador de eutrofia de uso muy extendido. Para la evaluación del potencial ecológico en embalses de acuerdo con la concentración de clorofila a (sin condiciones de MPE conocidas), se han considerado los rangos establecidos por el sistema de clasificación trófica de la OCDE para medias anuales de clorofila (ver pág. 82 para una justificación de este criterio) para la media de la columna de agua integrando la capa fótica (**Cuadro 15**).

CUADRO 15
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
 CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango Clorofila a (µg/l)	0-1	1-2,5	2,5-8	8,0-25	>25
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

c) Índice de grupos algales (*Iga*)

Se ha aplicado un índice basado en el biovolumen relativo de diferentes grupos algales del fitoplancton, denominado *Iga*, y que viene siendo utilizado por la *Agencia Catalana del Aigua* para la clasificación del estado ecológico de los lagos de montaña y cársticos de Cataluña (ACA 2003a), y por el grupo de intercalibración de embalses mediterráneos (de Hoyos, com. pers.). Como se indicó anteriormente, su aplicación en el presente ESTUDIO a embalses habrá que tomarla con cierta cautela.

El índice *Iga* se expresa:

$$Iga = \frac{1 + 0.1 * Cr + Cc + 2 * (Dc + Chc) + 3 * Vc + 4 * Cia}{1 + 2 * (D + Cnc) + Chnc + Dnc}$$

Siendo,

<i>Cr</i>	Criptófitos	<i>Cia</i>	Cianobacterias
<i>Cc</i>	Crisófitos coloniales	<i>D</i>	Dinoflageladas
<i>Dc</i>	Diatomeas coloniales	<i>Cnc</i>	Crisófitos no coloniales
<i>Chc</i>	Clorococales coloniales	<i>Chnc</i>	Clorococales no coloniales
<i>Vc</i>	Volvocales coloniales	<i>Dnc</i>	Diatomeas no coloniales

En cuanto al *Iga*, se han considerado los rangos de calidad establecidos en el siguiente **Cuadro 16**.

CUADRO 16
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
 ÍNDICE DE GRUPOS ALGALES (*Iga*)

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>Iga</i>	<1	1-10	10-100	100-200	>200
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

d) Densidad de cianobacterias potencialmente tóxicas

El predominio de cianobacterias es indicador de eutrofia, pero no es generalizable a todos los tipos de masas de agua. Por otro lado tiene el interés adicional de permitir el seguimiento de algunas especies de cianobacterias que poseen cepas tóxicas.

En este caso se han seguido las indicaciones de la OMS³. Para valorar este parámetro se ha tomado el número de cianobacterias contabilizado en el muestreo. Así, se consideran especies/cepas con capacidad de liberar toxinas al medio acuático, las que se especifican a continuación: *Microcystis smithii*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesenbergi*; *Woronichia naegeliana*, *Woronichinia elorantae*, *Anabaena circularis*, *Aphanizomenon* sp. *Anabaena flos-aquae*, *Anabaena planctonica*, *Anabaena iroides*, *Cylindroermopsis raciborskii*, *Planktothrix agardhii*, *Oscillatoria limosa* y *Oscillatoria* sp. Los límites establecidos, a este particular, se muestran en el **Cuadro 17**.

CUADRO 17
CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
DENSIDAD DE CIANOFCÉAS TÓXICAS

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Cianofíceas tóxicas (cel/ml)	0-500	500-2000	2000-20000	20.000-100.000	>100.000
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

e) Ratio Biomasa Zooplancton / Clorofila a y ratio nº cladóceros grandes / nº cladóceros totales

Primero, recordar que estas métricas se propusieron y validaron en el proyecto europeo *ECOFRAME* para lagos someros europeos (Moss et al. 2003), por lo que su adecuación o modificación a sistemas leníticos más profundos será necesaria en un futuro (CHE 2007). En este trabajo se consideraron como cladóceros grandes las especies de los géneros *Daphnia*, *Diaphanosoma* y *Moina*. Fueron aplicados los límites establecidos en el proyecto *ECOFRAME*, en el que sólo se establecían tres clases de estado ecológico para lagos templados y para lagos fríos (clasificación climática a nivel europeo), según el **Cuadro 18** adjunto.

³ "Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management." Chorus, I; Bartram, J. OMS 1999

CUADRO 18
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
 PARA LOS PARÁMETROS DEL ZOOPLANCTON EN MOSS ET AL. 2003

Métricas	R_clad	R_Zoo/Clorofila	R_clad	R_Zoo/Clorofila
Lagos	lagos fríos		lagos templados	
Bueno a Muy Bueno	>0,5	>70	>0,3	>50
Moderado	0,2-0,5	30-69	0,1-0,3	20-50
Deficiente a Malo	<0,2	<30	<0,1	<20

Para la adecuación de las métricas de zooplancton al esquema del ESTUDIO, basado en 5 clases de potencial ecológico, se han utilizado los siguientes límites para los embalses, ya establecidos en CHE 2007.

CUADRO 19
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
 PARA DOS PARÁMETROS DEL ZOOPLANCTON (CHE 2007)

Métricas	R_clad	R_Zoo/Cl a
Óptimo	>0,5	> 70
Bueno	0,3-0,5	50-70
Moderado	0,1-0,3	20-50
Deficiente	0,05-0,1	10-20
Malo	<0,05	<10

f) Índice WZI. Wetland Zooplankton Index.

Se trata de un índice biótico denominado *wetland zooplankton index* (WZI, Loughheed y Chow-Fraser 2002). Este índice fue desarrollado en EEUU para la evaluación de la calidad en humedales de diferente tipología (palustre, lacustre, fluvial, etc.) de la región de los Grandes Lagos y utiliza valores de tolerancia (*T*) y óptimos (*U*) para diferentes géneros y especies de zooplancton (rotíferos y cladóceros). Los valores de tolerancia y óptimos de los táxones del ESTUDIO, utilizados en el cálculo del WZI se muestran en el **Cuadro 20**.

CUADRO 20
 VALORES DE TOLERANCIA Y ÓPTIMOS UTILIZADOS EN EL CÁLCULO DEL
 ÍNDICE DE ZOOPLANCTON WZI

orden	taxon	Óptimo (U)	Tolerancia (T)
Cladocera	<i>Bosmina longirostris</i>	3	1
	<i>Ceriodaphnia cf quadrangula</i>	4	2
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	4	2
	<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	4	2
	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	4	2
	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	4	2
	<i>Ceriodaphnia sp.</i>	4	2
	<i>Daphnia cucullata</i>	2	2
	<i>Daphnia galeata</i>	2	2
	<i>Daphnia longispina</i>	2	2
	<i>Daphnia pulicaria</i>	2	2
	<i>Daphnia sp.</i>	2	2
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	5	2
	<i>Sida crystallina</i>	4	3
Rotifera	<i>Anuraeopsis fissa</i>	3	1
	<i>Ascomorpha ecaudis</i>	1	1
	<i>Ascomorpha ecaudis</i>	1	1
	<i>Ascomorpha ovalis</i>	1	1
	<i>Ascomorpha ovalis</i>	1	1
	<i>Ascomorpha saltans</i>	1	1
	<i>Ascomorpha saltans</i>	1	1
	<i>Asplanchna girodi</i>	2	1
	<i>Asplanchna priodonta</i>	2	1
	<i>Brachionus angularis</i>	2	1
	<i>Brachionus calyciflorus</i>	2	1
	<i>Brachionus calyciflorus dorcas</i>	2	1
	<i>Brachionus quadridentatus</i>	2	1
	<i>Cephalodella gibba</i>	3	1
	<i>Cephalodella sp.</i>	3	1
	<i>Collotheca cf pelagica</i>	5	2
	<i>Filinia longiseta</i>	1	1
	<i>Filinia longiseta</i>	1	1
	<i>Filinia terminalis</i>	1	1
	<i>Filinia terminalis</i>	1	1
	<i>Gastropus stylifer</i>	2	1
	<i>Hexarthra fennica</i>	1	1
	<i>Hexarthra fennica</i>	1	1
	<i>Hexarthra sp</i>	1	1
	<i>Hexarthra sp</i>	1	1
	<i>Hexathra mira</i>	1	1
	<i>Hexathra mira</i>	1	1
	<i>Kellicotia longispina longispina</i>	3	3
	<i>Keratella cochlearis</i>	3	1

orden	taxon	Optimo (U)	Tolerancia (T)
	<i>Keratella cochlearis irregularis</i>	3	1
	<i>Keratella cochlearis tecta</i>	3	1
	<i>Keratella cruciformis</i>	3	1
	<i>Keratella quadrata</i>	3	1
	<i>Keratella tropica</i>	3	1
	<i>Lecane boorali</i>	5	2
	<i>Lecane bulla</i>	5	2
	<i>Lecane candida</i>	5	2
	<i>Lecane closterocerca</i>	5	2
	<i>Lecane elongata</i>	5	2
	<i>Lecane flexilis</i>	5	2
	<i>Lecane glypta</i>	5	2
	<i>Lecane luna</i>	5	2
	<i>Lecane lunaris</i>	5	2
	<i>Lecane perplexa</i>	5	2
	<i>Lecane pyriformis</i>	5	2
	<i>Lecane sp.</i>	5	2
	<i>Lecane stichaea</i>	5	2
	<i>Lepadella patella</i>	4	2
	<i>Lepadella rhomboides</i>	4	2
	<i>Lepadella sp.</i>	4	2
	<i>Ploesoma hudsoni</i>	4	2
	<i>Ploesoma lenticulare</i>	4	2
	<i>Ploesoma truncatum</i>	4	2
	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	3	1
	<i>Polyarthra euryptera</i>	3	1
	<i>Polyarthra longiremis</i>	3	1
	<i>Polyarthra major</i>	3	1
	<i>Polyarthra minor</i>	3	1
	<i>Polyarthra sp</i>	3	1
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	3	1
	<i>Polyarthra vulgaris-dolichoptera</i>	3	1
	<i>Polyarthra luminosa</i>	3	1
	<i>Pompholyx complanata</i>	1	1
	<i>Pompholyx complanata</i>	1	1
	<i>Pompholyx sulcata</i>	1	1
	<i>Pompholyx sulcata</i>	1	1
	<i>Pompholyx triloba</i>	1	1
	<i>Pompholyx triloba</i>	1	1
	<i>Trichocerca cylindrica</i>	4	2
	<i>Trichocerca inermis</i>	4	2
	<i>Trichocerca lophoessa</i>	4	2
	<i>Trichocerca pusilla</i>	4	2
	<i>Trichotria pocillum</i>	5	2
	<i>Trichotria tetractis</i>	5	2
	<i>Tricocerca similis</i>	4	2
	<i>Tricocerca sp</i>	4	2

La expresión matemática del índice es:

$$WZI = \frac{\sum_{i=1}^n Y_i T_i U_i}{\sum_{i=1}^n Y_i T_i}$$

donde Y_i es la abundancia (ind/l) de la i -ésima especie, T_i su tolerancia (1-3) y U_i su óptimo (1-5). El índice varía por tanto de 1 (indicativo de poca calidad) a 5 (máxima calidad). Para la adecuación de las métricas de zooplancton al esquema del ESTUDIO, basado en 5 clases de potencial ecológico, se han utilizado los siguientes límites para los embalses:

CUADRO 21
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
 ÍNDICE DE ZOOPLANCTON WZI

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
WZI	>4.2	3.4-4.2	2.6-3.4	1.8-2.6	<1.8
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1



Vista del Embalse de Utchesa-Seca

6.2.2. Elementos físico-químicos

Transparencia

La transparencia es un elemento muy válido para evaluar el grado trófico del embalse; tiene alta relación con la productividad biológica del embalse; y además tiene índices ecológicos muy fiables para el establecimiento de los límites de las distintas categorías del estado ecológico. Se ha evaluado a través de la profundidad de visión del disco de Secchi, considerando su valor para la obtención de las distintas clases de potencial. Al igual que en el caso de la clorofila a se han aplicado los criterios de la OCDE, en este caso para el mínimo anual de transparencia. Las razones de la elección de estos rangos fueron expuestas en la página 85.

CUADRO 22
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA PROFUNDIDAD DEL DISCO DE SECCHI

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Disco de Secchi (m)	>6	3-6	1.5-3	0.7-1,5	<0.7
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

Condiciones de oxigenación

Representa un parámetro secundario de la respuesta trófica que viene a indicar la capacidad del sistema para asimilar la materia orgánica autóctona, generada por el propio sistema a través de los productores primarios en la capa fótica, y la materia orgánica alóctona, es decir, aquella que procede de fuentes externas al sistema, como la procedente de focos de contaminación puntuales o difusos.

Se ha evaluado estimando la reserva media de oxígeno hipolimnético en el periodo de muestreo, correspondiente al periodo de estratificación. Las clases consideradas han sido las empleadas por otros autores para la clasificación de las condiciones de oxigenación en lagos de agua dulce en el ámbito europeo (Premazzi y Chiaduani, 1992). Además atiende a la concentración de oxígeno en la columna de agua; parámetro vital para la vida piscícola, regulada a través del R.D. 927/1988 -transposición de la Directiva 78/659/CEE- y Orden de 16 de diciembre de 1988 sobre los métodos y frecuencia de muestreo para la protección de la vida piscícola. En el cuadro adjunto se resumen los límites establecidos.

CUADRO 23
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CONCENTRACIÓN DE
OXÍGENO EN EL HIPOLIMNION

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Concentración hipolimnética (mg/l O ₂)	>8	8-6	6-4	4-2	<2
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

Concentración de nutrientes

En este caso se ha seleccionado el fósforo total, ya que su presencia a determinadas concentraciones en un embalse acarrea procesos de eutrofización y, además, suele ser el elemento limitante para el crecimiento de las algas.

Se ha empleado la media en la columna de agua, considerando los criterios de la OCDE especificados en el cuadro adjunto (OCDE, 1982).

CUADRO 24
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CONCENTRACIÓN
DE FÓSFORO TOTAL

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Concentración de P (µg/l P)	0-4	4-10	10-35	35-100	>100
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

Índice de estado trófico de Carlson (TSI)

Su finalidad es determinar el grado trófico del agua en función de valores obtenidos a partir de la profundidad del disco de Secchi (DS) y las concentraciones de clorofila y de P total.

Las categorías de estado trófico serían las siguientes:

CUADRO 25
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN EL ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (TSI)

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
TSI	<20	20-40	40-60	60-80	>80
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

6.3. Potencial ecológico

6.3.1. Metodología

Para establecer el potencial ecológico se ha aplicado una metodología adaptando diferentes protocolos actualmente en uso (ACA 2003b; ACA 2006; CHE, 2006; CIS Working Group 2A, 2003). Se trata básicamente de la misma técnica seguida en el estudio de embalses de 2006 (CHE 2007), en el cual ya se justificaba la no utilización de la metodología basada en los potenciales ecológicos máximos (*IPeref* o *IPEmp*)*. A continuación se describe el protocolo de actuación.

En esencia, se han seguido las siguientes fases para definir el potencial ecológico:

1. Los indicadores de calidad, así como los elementos y parámetros seleccionados para la determinación del potencial ecológico en los embalses muestreados en el año 2007, son los reflejados en el **Cuadro 12**. Los valores de los indicadores se asignarán a cinco clases de calidad (dependiendo de los límites establecidos para cada uno de ellos) de tal manera que finalmente tengamos un valor del 1 (malo) al 5 (óptimo) para cada indicador.
2. El valor de cada elemento se obtiene directamente a partir de un solo parámetro, en el caso de los parámetros físico-químicos, o realizando la media del valor de calidad asignado a dos o más parámetros en el caso de los biológicos, y re-escalando dicha media a 5 rangos de calidad (fitoplancton y zooplancton, **Figura 22**).
3. La valoración del indicador biológico se obtiene asignando la calificación del elemento (o bien fitoplancton, o bien zooplancton) de menor puntuación (peor calidad, según la metodología *one out, all out*)
4. La valoración del indicador físico-químico se obtiene realizando la media de las puntuaciones obtenidas para los distintos elementos. Si la media de los 4 elementos es igual o superior a 4, se considera que se cumplen las condiciones físico-químicas propias del MPE-MB. Si se alcanzan o superan los 3 puntos, se considera que las condiciones físico-químicas aseguran el funcionamiento del ecosistema.

5. Una vez valorados ambos indicadores, y en consonancia con la propuesta metodológica del Grupo de Trabajo 2A de la UE (CIS Working Group 2A 2003), se procede a la evaluación del potencial ecológico mediante el esquema de toma de decisiones esquematizado en la **Figura 23**.
6. El índice de potencial ecológico (IPE) del embalse, será de esta forma el valor más bajo de los obtenidos para los indicadores biológicos, modificado después de aplicar los criterios de condiciones físico-químicas. El *IPE* será un número del 1 al 5, siendo 1 la clase peor y 5 la mejor.

*** *Hacia una aproximación a las Condiciones de Referencia.***

Como ya se razonó en el informe de potencial ecológico de 2006 (CHE 2007), la utilización de los *IPEmp* (máximos *IPE* alcanzados experimentalmente dentro de cada grupo de embalses) implicaría una mejora sustancial de la calidad evaluada, debido a los bajos *IPE* que deben ser tomados como “de referencia” en tipos poco representados en el ESTUDIO, o en aquellos otros donde es probable que no se haya contado con embalses cuyas condiciones fueran equiparables al máximo potencial ecológico. Así, encontramos más rigurosa la aplicación de rangos generales ya establecidos en la bibliografía y en la legislación (es decir, el método seguido hasta evaluar el *IPE*), mientras no se disponga de condiciones de máximo potencial para cada uno de los tipos.

Nivel de Parámetro

Nivel de Elemento

Clasificación Provisional

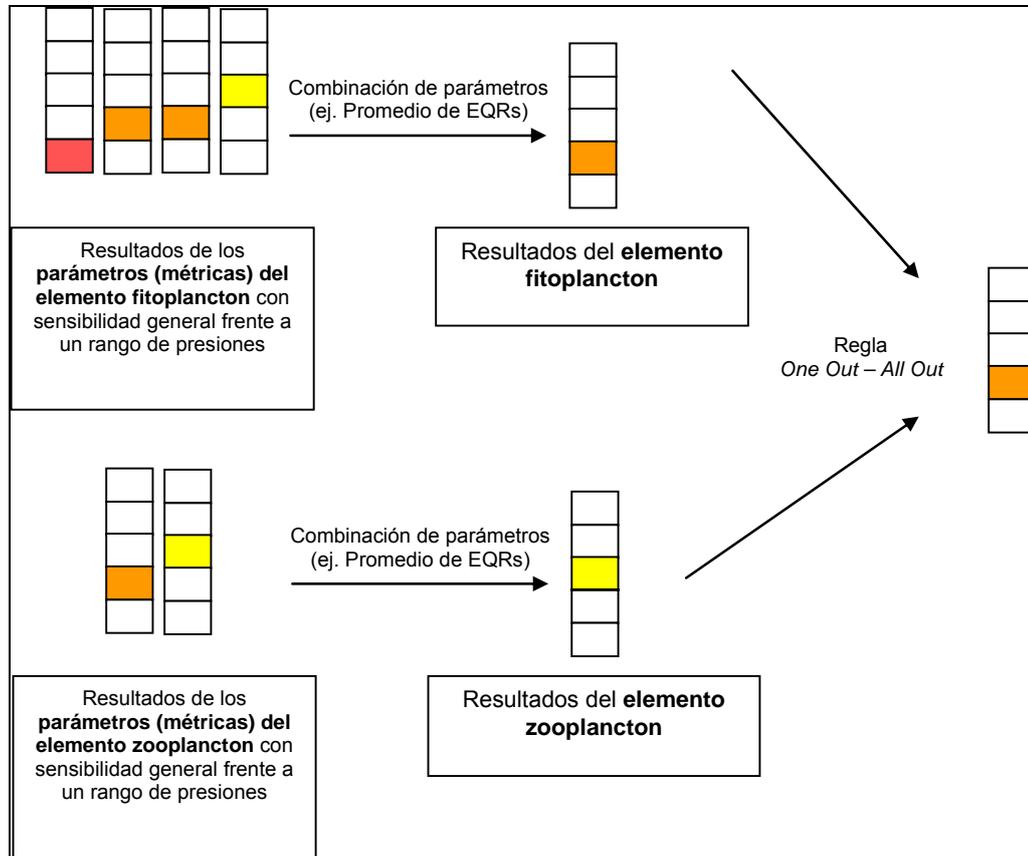


Figura 22. Diagrama de clasificación del potencial ecológico provisional de acuerdo con la combinación de métricas y elementos biológicos. Una vez obtenida la clasificación provisional, esta se verá modificada o no atendiendo a los resultados del indicador físico-químico (ver Figura 23).

En este esquema conceptual (**Figura 23**), cuando los indicadores biológicos ofrecen un potencial por debajo de bueno, la clasificación del estado ecológico final vendría dada directamente por estos mismos indicadores biológicos. Sin embargo, cuando el potencial ecológico se estima (mediante indicadores biológicos) como bueno u óptimo, las condiciones físico-químicas entran en juego, pudiendo bajar la clasificación del potencial a los niveles inferiores bueno o moderado, a la vista del resultado obtenido para el indicador físico-químico. Un ejemplo práctico del protocolo se muestra en los **Cuadros 26a y 26b**.

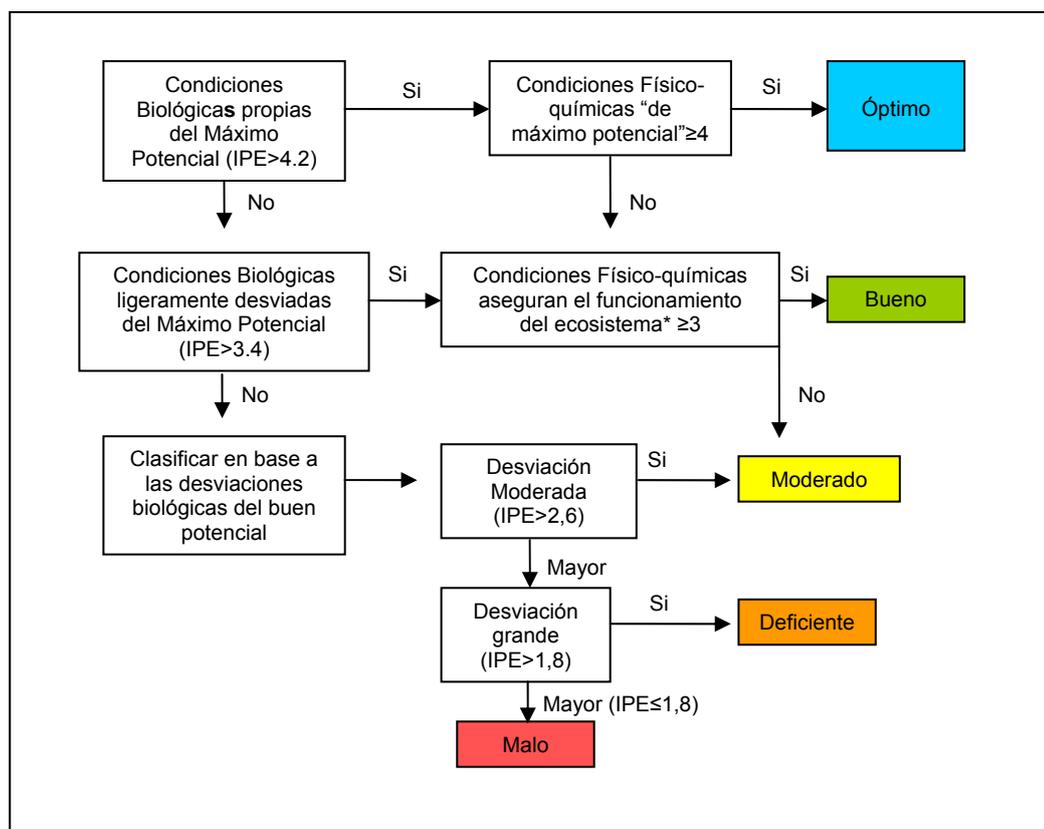


Figura 23. Diagrama de clasificación del potencial ecológico final de acuerdo con las recomendaciones de la UE (CIS Working Group 2A, 2003). * Condiciones Físico-químicas propias del máximo potencial ecológico (MPE): Si la media de los parámetros es igual o superior a 4, se considera que se cumplen las *condiciones físico-químicas propias del MPE*. Si se alcanzan los 3 puntos, se considera que las condiciones físico-químicas aseguran el funcionamiento del ecosistema.

CUADRO 26a

EJEMPLO DE APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA PROPUESTA PARA LA DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO

A: Parámetros y límites de clase a tener en cuenta:

Indicador	Elementos	Parámetros	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Biológico	Composición, abundancia y biomasa de fitoplancton	Densidad algal (cel/ml)	<100	100-1000	1000-10000	10000-100000	>100000
		Biomasa algal, Clorofila a (µg/l)	0-1	1-2,5	2,5-8	8,0-25	>25
		Biovolumen algal (mm ³ /l)	<0,1	0,1-0,5	0,5-2	2-8	>8
		Índice de grupos algales (<i>Iga</i>)	<1	1-10	10-100	100-200	>200
		Cianofíceas tóxicas (cel/ml)	0-500	500-2000	2000-20000	20000-100000	>10 ⁵
	Composición, abundancia y biomasa de zooplancton	Ratio cladóceros grandes / totales	>0,5	0,3-0,5	0,1-0,3	0,05-0,1	<0,05
		Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila a	> 70	50-70	20-50	10-20	<10
Índice de zooplancton <i>WZI</i>		>4.2	3.4-4.2	2.6-3.4	1.8-2.6	<1.8	
Físico-Químico	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi (m)	>6	3-6	1.5-3	0.7-1,5	<0.7
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética O ₂ (mg/l O ₂)	>8	8-6	6-4	4-2	<2
	Concentración de nutrientes	Concentración de PT: media anual (µg/l P)	0-4	4-10	10-35	35-100	>100
	Elemento combinado	TSI	<20	20-40	40-60	60-80	>80
Valoración del parámetro			5	4	3	2	1

CUADRO 26b

EJEMPLO DE APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA PROPUESTA PARA LA DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO

B: Ejemplo como modelo de aplicación práctica:

Indicador	Elementos	Parámetros	Valor Observado	Valor Parámetro	Valor Elemento	Val. Indicador	IPE
Biológico	Composición, abundancia y biomasa de fitoplancton	Densidad algal (cel/ml)	945	4	3,6 (media)	3,3 (mínimo*)	3 (Moderado)
		Biomasa algal, Clorofila a (µg/l)	9,3	2			
		Biovolumen algal (mm ³ /l)	0,66	3			
		Índice grupos algales (<i>Iga</i>)	9	4			
		Cianofíceas tóxicas (cel/ml)	75	5			
	Composición, abundancia y biomasa de zooplancton	Ratio cladóceros grandes / totales	0,43	4	3,3 (media)		
		Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila a	57.5	4			
Índice de zooplancton <i>WZI</i>		2.2	2				
Físico-Químico	Transparencia	Disco de Secchi	3.4	4	4	3 (media) >3	
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética O ₂	3,7	2	2		
	Concentración de nutrientes	Concentración de P	23	3	3		
	Elemento combinado	TSI	25	4	4		

6.3.2. Resultados

6.3.2.1 Indicadores Biológicos y Fisicoquímicos

a) Biológicos

El **fitoplancton** fue el elemento del cual se incluyeron más parámetros indicadores, con un total de cinco métricas (frente a tres para el zooplancton, con una de ellas, el ratio biomasa zooplancton / biomasa fitoplancton, que incluye también una medida de biomasa fitoplanctónica, la clorofila a). Los resultados obtenidos para cada una de las métricas del fitoplancton se pueden observar en la **Figura 24**.

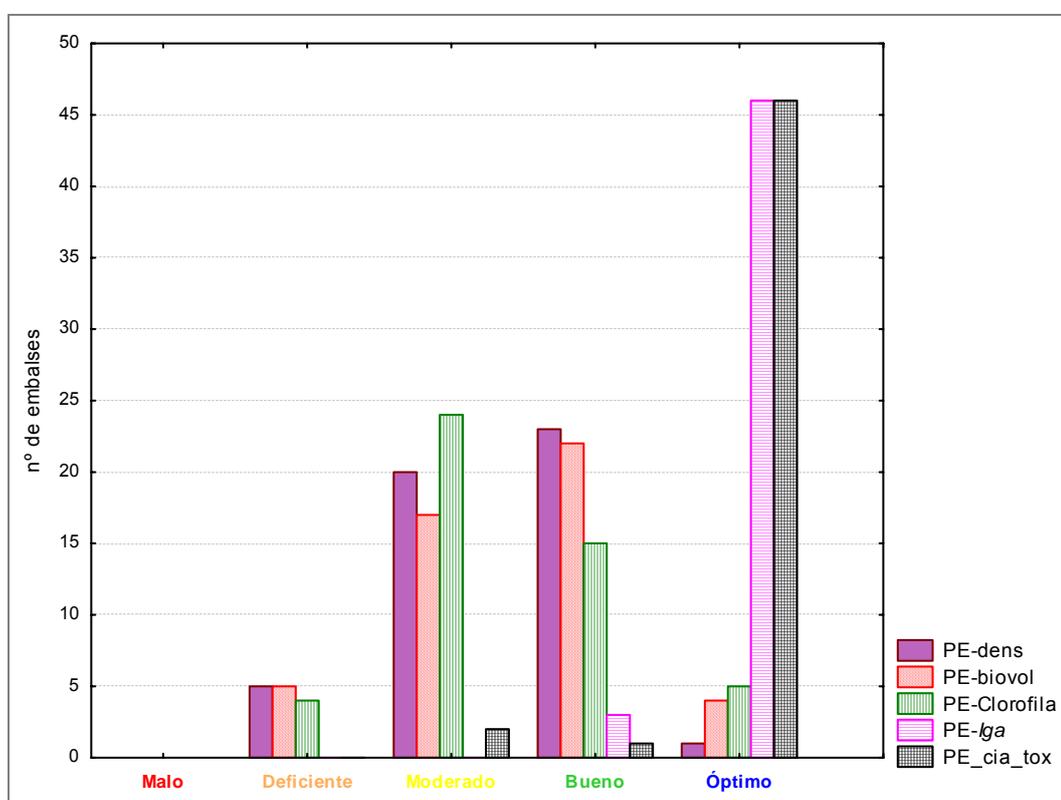


Figura 24. Evaluación de la calidad mediante los parámetros del fitoplancton.

Se puede observar mucha disparidad en los resultados obtenidos mediante las métricas del fitoplancton, aunque en general se observa una cierta predominancia de las clases de potencial moderado y bueno. Tanto la concentración de clorofila como la densidad celular concedieron predominancia a las clases intermedias (moderado y bueno). El biovolumen se comportó de forma muy similar.

Por su parte, la densidad de cianofíceas tóxicas y el índice de grupos algales *Iga*, ofrecieron resultados poco fiables, en cuanto que evaluaron a la inmensa mayoría de embalses como en óptimo potencial, no estando en consonancia con las otras métricas del fitoplancton. Hay que destacar el hecho de que de las especies de cianobacterias encontradas en el ESTUDIO, casi todas son típicas de lugares poco eutróficos. En cualquier caso, se trata de un indicador más útil en aspectos sanitarios de la gestión del agua que para conocer el potencial ecológico. En cuanto al Índice de grupos algales o *Iga*, estos resultados podrían deberse a que el índice fue originalmente planteado para lagos cársticos de alta montaña en Cataluña (ACA 2003a), por lo que su aplicación a los embalses de la Cuenca del Ebro ha resultado poco útil. Estos resultados no permiten, a nuestro entender, la utilización de estas métricas en el cálculo del potencial ecológico en este estudio. Así pues, sólo las métricas de biomasa (clorofila), densidad y biovolumen de fitoplancton serán utilizadas finalmente en las estimas de potencial ecológico.

Respecto a los parámetros de **zooplancton**, los resultados obtenidos para cada una de las métricas y del elemento zooplancton, se pueden observar en la **Figura 25**. El ratio de cladóceros grandes / total de cladóceros (Ratio Clad) resultó en evaluaciones de calidad muy extremas, con las clases malo y óptimo como predominantes, seguidas de las clases moderado y bueno. Sin embargo, la clase deficiente no estuvo representada. Además, las estimas mediante este parámetro no se correspondieron en general con el estado trófico indicado por métricas del fitoplancton o fisicoquímicas. La otra métrica de zooplancton, que era en realidad un ratio de biomasa zooplancton/fitoplancton (Rat-zoo/chla), ofreció una marcada predominancia de la clase de peor calidad, malo, seguida de las clases deficiente y moderado. Las clases bueno y óptimo no estuvieron representadas.

Por tanto, estas dos métricas de zooplancton testadas, utilizadas en el esquema de evaluación de estado ecológico *ECOFRAME* (Moss et al. 2003) para lagos someros en Europa, ofrecieron en este ESTUDIO resultados poco satisfactorios en cuanto a indicación del potencial ecológico, como ya ocurriera en el informe de embalses de 2006. Además, ninguna de las dos métricas mostró correlación con parámetros clásicos de eutrofización como el fósforo total o la clorofila. Otros trabajos recientes han establecido algunas métricas de zooplancton indicadoras de eutrofia (Whitman 2004; Ceirans 2007) aunque también en rangos de profundidades medias menores a los estudiados en el presente ESTUDIO.

Finalmente, la nueva métrica testada en este ESTUDIO, el índice biótico *WZI* (*wetland zooplankton index*, Loughheed y Chow-Fraser 2002), ofreció resultados más moderados y acordes con otras métricas de potencial ecológico basadas en el fitoplancton. Así, la clase predominante según el WZI fue moderado, seguida de bueno, con pocos casos en los

potenciales extremos. Estos resultados ofrecen esperanza en el uso de este índice (o alguna modificación del mismo) en evaluaciones de potencial ecológico en embalses mediante zooplancton.

Por esta razón, las variables del zooplancton no fueron incluidas en la evaluación del potencial ecológico en el presente ESTUDIO. Un factor a tener en cuenta en la aplicación de estas clases de calidad a nuestros datos, y que probablemente sea responsable de las tendencias observadas, es la profundidad de muchos de nuestros embalses, que distan mucho de ser de tipo somero, como los estudiados en Moss et al. 2003. Las métricas propuestas, así como sus límites de calidad, deben ser por ello adecuadas a los tipos estudiados, mediante el estudio de embalses de máximo potencial ecológico en cada uno de ellos. Para su inclusión, se deberán recoger más datos y modificar los límites de clases de calidad para adecuarlos a los embalses de la cuenca del Ebro estudiados. En el futuro habría que diseñar otras métricas a aplicar para el indicador zooplancton en embalses y establecer sus valores de corte de clases de calidad.

Como corolario, nuestro “indicador biológico” se basará exclusivamente en las métricas del fitoplancton.

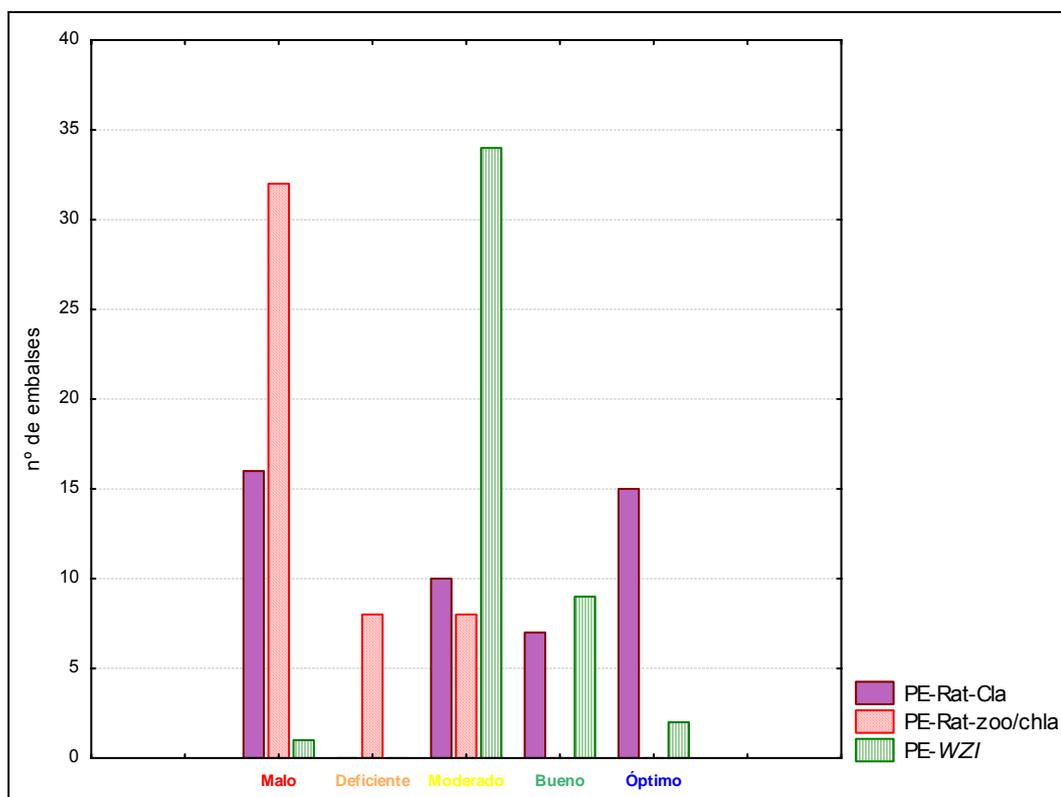


Figura 25. Evaluación de calidad mediante los parámetros del zooplancton

b) Físico-Químicos

Los resultados obtenidos para cada una de las métricas o parámetros físico-químicos se pueden observar en la **Figura 26**. La concentración de fósforo total clasificó los embalses en las cinco clases de calidad.

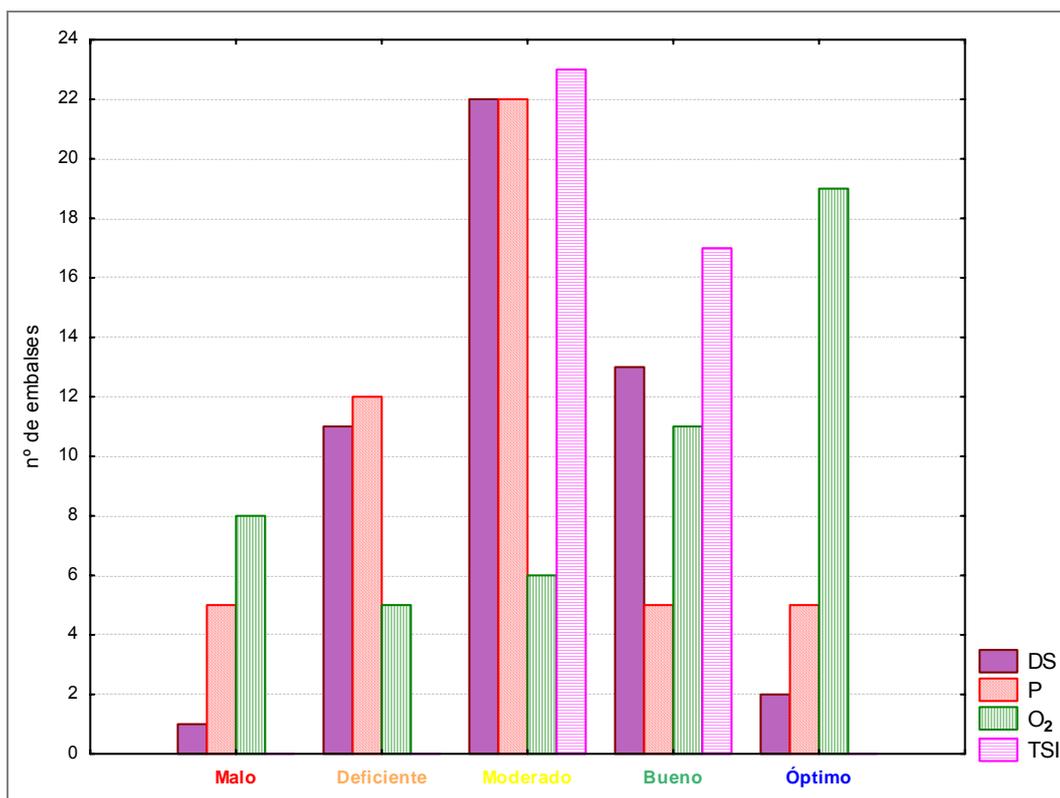


Figura 26. Evaluación de la calidad en embalses mediante los parámetros físico-químicos.

La clase moderado fue la mayoritaria, seguida por la clase deficiente. Las clases bueno, óptimo y malo compartieron un segundo plano. La transparencia, medida como profundidad del disco de Secchi, ofreció resultados similares, aunque esta vez la clase bueno ganó importancia a costa de las clases malo y óptimo, muy poco representadas. La concentración de oxígeno hipolimnético fue el parámetro que más benévolo se mostró, siendo óptimo el potencial mayoritario, seguido de bueno y malo, en proporciones parecidas. A este respecto, debemos señalar como ya se hiciera en CHE 2007, que el oxígeno hipolimnético no sería adecuado para embalses cuando hay flujos de desembalse por las tomas de fondo, que agotan o movilizan el hipolimnion. Respecto al índice trófico de Carlson (índice TSI), las clases mayoritarias fueron moderado y bueno. Finalmente, como resultado de la combinación de parámetros, el elemento

fisicoquímico también suavizaría las respuestas “extremas” de las métricas, resultando en un indicador fiable para la evaluación de la calidad de los embalses según la metodología planteada.

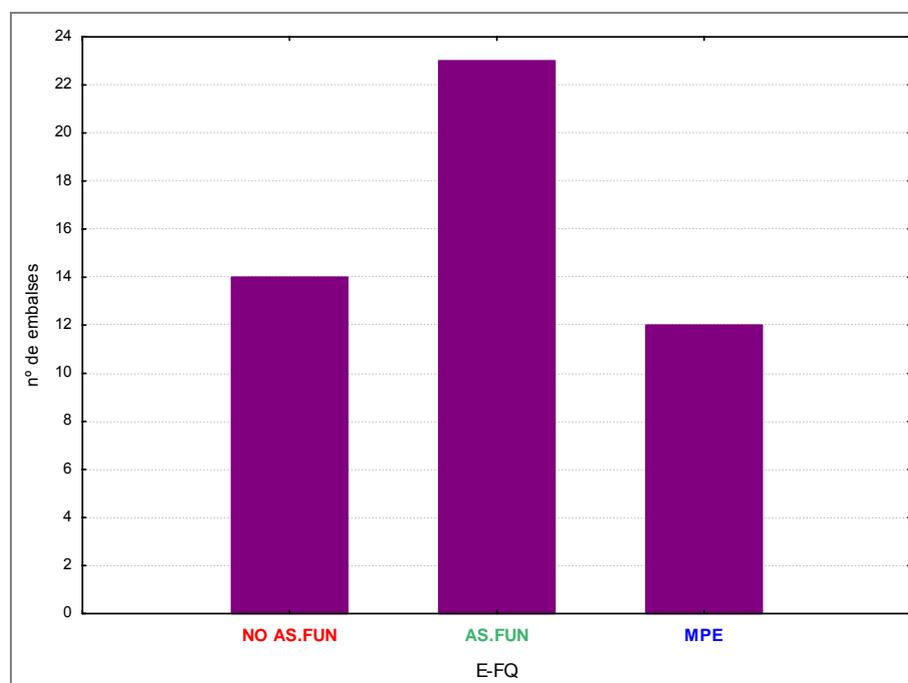


Figura 27. Evaluación de la calidad mediante el indicador físico-químico. (MPE: máximo potencial ecológico; AS.FUN: asegura el funcionamiento del ecosistema; NO AS.FUN: no asegura el funcionamiento del ecosistema)

6.3.2.2 Potencial Ecológico final

Una vez obtenidos los dos tipos de indicadores, y siguiendo la metodología expuesta en la **Figura 23**, se procedió a la estima del índice de potencial ecológico o *IPE*.

En 8 de los 24 embalses calificados como de buen potencial biológico, el indicador fisicoquímico (inferior al umbral que asegura el funcionamiento del ecosistema) hizo descender de clase de potencial de bueno a moderado. De los 4 embalses catalogados como de óptimo potencial, dos pasaron a bueno y uno a moderado, mientras que sólo el embalse de Sabiñánigo conservó el potencial óptimo.

La **Figura 28** muestra la proporción final de las clases de potencial ecológico en los embalses estudiados en 2007, evaluada en el presente ESTUDIO.

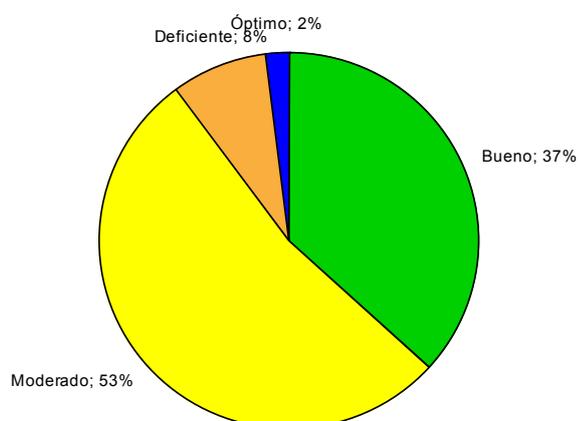


Figura 28. Proporción de clases de potencial ecológico evaluadas mediante el *IPE* final, tras aplicar los umbrales del indicador físico-químico según el esquema de la figura 26.

El **Cuadro 27** recoge la información más relevante obtenida para cada uno de los embalses evaluados: nombre del embalse, código (Cod), la tipología del embalse (Tipo), el resultado de la evaluación biológica final (EE-Bio), el de la evaluación fisicoquímica (EE-FQ), y el índice de potencial ecológico *IPE* evaluado para las masas de agua siguiendo la metodología empleada, así como la evaluación final de potencial ecológico. Asimismo, en la **Figura 29** se muestra el mapa de potencial ecológico de los embalses estudiados.

CUADRO 27

ESTABLECIMIENTO DEL POTENCIAL ECOLOGICO

(MPE: máximo potencial ecológico; AS.FUN: asegura el funcionamiento del ecosistema;
 NO AS.FUN: no asegura el funcionamiento del ecosistema)

EMBALSE	Cod	Tipo	IPE	PE-BIO	E-FQ	Potencial
Embalse de Albiña	ALB	7	3,60	Bueno	AS.FUN	Bueno
Embalse de Alloz	ALL	7	4,00	Bueno	AS.FUN	Bueno
Embalse de Barasona	BAR	11	3,00	Moderado	AS.FUN	Moderado
Embalse de Baserca	BAS	13	3,67	Bueno	MPE	Bueno
Embalse de Calanda	CAL	11	4,67	Óptimo	AS.FUN	Bueno
Embalse de Camarasa	CAM	11	3,00	Moderado	MPE	Moderado
Embalse de Canelles	CAN	11	4,00	Bueno	MPE	Bueno
Embalse de Caspe	CAS	12	2,00	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Embalse de Cereceda	CER	9	3,00	Moderado	AS.FUN	Moderado
Embalse de Ciurana	CIU	10	4,00	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Embalse de El Cortijo	COR	11	3,67	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Embalse de Cueva Foradada	CUE	10	4,00	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Embalse de El Ebro	EBR	7	3,33	Moderado	AS.FUN	Moderado

EMBALSE	Cod	Tipo	IPE	PE-BIO	E-FQ	Potencial
Embalse de Escales	ESC	7	3,00	Moderado	MPE	Moderado
Embalse de Eugui	EUG	7	4,00	Bueno	AS.FUN	Bueno
Embalse de Flix	FLI	12	4,67	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
Embalse de Gallipué	GAL	10	3,67	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Embalse de El Grado	GRA	11	3,67	Bueno	MPE	Bueno
Embalse de Guiamets	GUI	10	3,33	Moderado	AS.FUN	Moderado
Embalse de Irabia	IRA	7	3,67	Bueno	AS.FUN	Bueno
Embalse de Itoiz	ITO	7	3,00	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Embalse de Lanuza	LAN	1	4,00	Bueno	MPE	Bueno
Embalse de Mansilla	MAN	7	3,67	Bueno	MPE	Bueno
Embalse Margalef	MAR	10	3,00	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Embalse Mediano	MED	9	3,67	Bueno	MPE	Bueno
Embalse Mequinzena	MEQ	12	2,67	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Embalse de Mezalocha	MEZ	10	3,00	Moderado	AS.FUN	Moderado
Embalse Moneva	MOV	10	3,67	Bueno	AS.FUN	Bueno
Embalse de Oliana	OLI	9	2,00	Deficiente	AS.FUN	Deficiente
Embalse Ortigosa	ORT	7	3,67	Bueno	MPE	Bueno
Embalse de Pajares	PAJ	1	4,00	Bueno	MPE	Bueno
Embalse de Pena	PEN	10	4,00	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Embalse de Puentelarrá	PUE	9	3,67	Bueno	AS.FUN	Bueno
Embalse de Rialb	RIA	11	3,00	Moderado	AS.FUN	Moderado
Embalse de Ribarroja	RIB	12	2,67	Moderado	AS.FUN	Moderado
Embalse de Sabiñanigo	SAB	7	4,67	Óptimo	MPE	Óptimo
Embalse de Santa Ana	SAN	11	4,00	Bueno	MPE	Bueno
Embalse de San Lorenzo	SLO	11	3,00	Moderado	AS.FUN	Moderado
Embalse de Sobrón	SOB	9	3,67	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Embalse de Santolea	STO	11	4,33	Óptimo	AS.FUN	Bueno
Embalse de Talam	TAL	11	3,00	Moderado	AS.FUN	Moderado
Embalse de Terradets	TER	9	4,00	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Embalse de Las Torcas	TOR	10	3,33	Moderado	AS.FUN	Moderado
Embalse de La Tranquera	TRA	11	3,67	Bueno	AS.FUN	Bueno
Embalse de Ullivarri-Gamboa	UGA	7	3,33	Moderado	AS.FUN	Moderado
Embalse de Urrúnaga	URR	7	3,33	Moderado	AS.FUN	Moderado
Embalse de Utchesa-Seca	UTC	10	2,00	Deficiente	AS.FUN	Deficiente
Embalse de El Val	VAL	7	2,00	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Embalse de Yesa	YES	9	3,67	Bueno	NO AS.FUN	Moderado

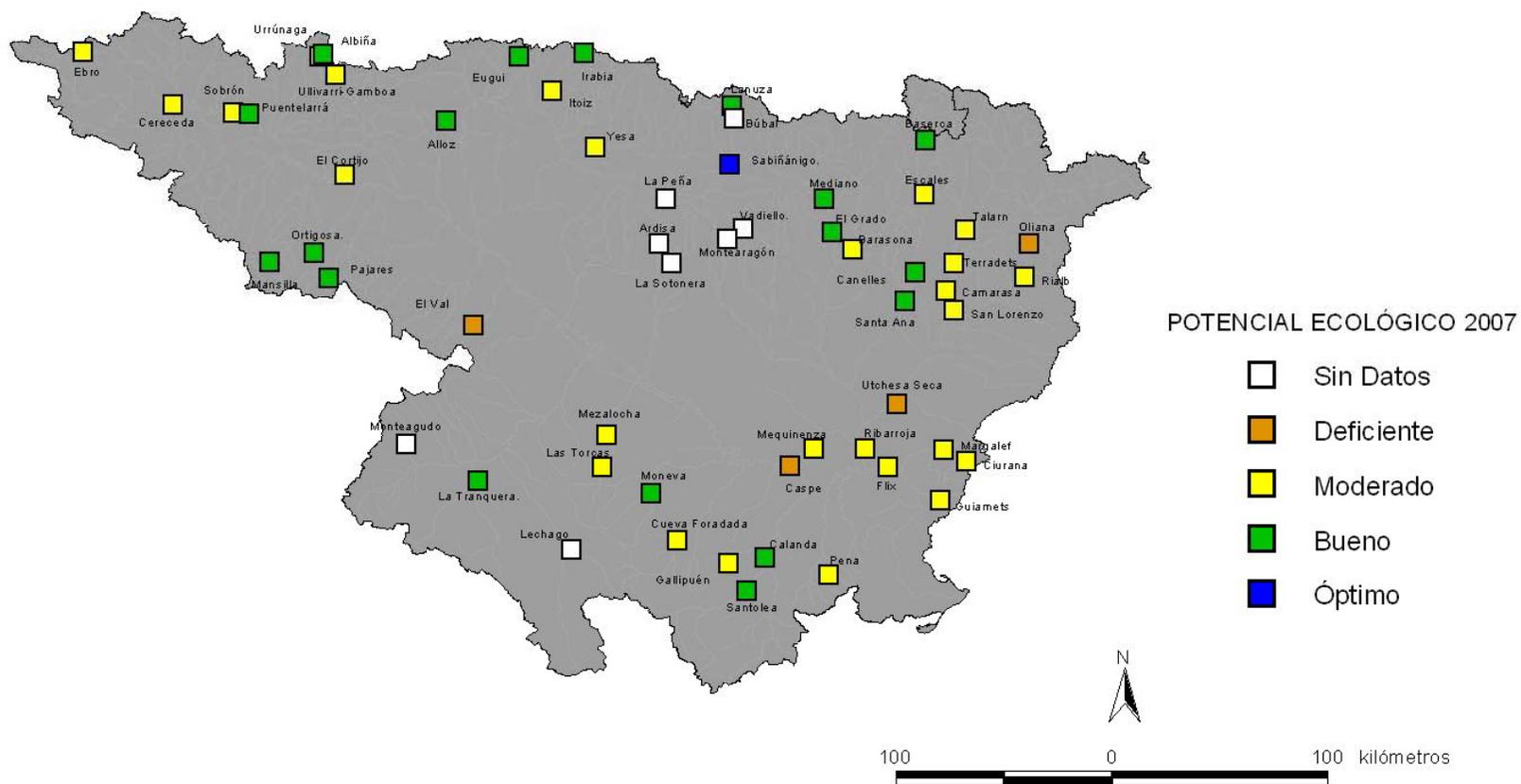


Figura 29. Mapa de clasificación del potencial ecológico de los embalses en 2007

Para concluir se analizan las tendencias de potencial ecológico por tipos de embalse. Se obtuvieron los siguientes resultados, representados gráficamente en la **Figura 30**: los 2 embalses de Tipo 1, esto es, embalse silíceos, en zonas húmedas y frías de cabecera (2 embalses), presentaron un potencial bueno; los 13 embalses de Tipo 7, calcáreos, en zonas húmedas y frías de cabecera, presentaron mayoritariamente un potencial moderado o bueno (5 y 6 embalses en cada categoría). Solo 1 embalse presentó un potencial deficiente, el de El Val, y 1 embalse fue clasificado como óptimo, el de Sabiñánigo. En los embalses del Tipo 9 (7 embalses) la clase mayoritaria fue moderado, con 4 embalses. Los otros 3 presentaron un potencial bueno (2 embalses) a deficiente (1 embalse). En los embalses de tipo 10 (con 10 representantes evaluados) apareció principalmente la clase de potencial moderado (en 8 casos). Para el Tipo 11 (12 embalses) las clases moderado y bueno presentaron 6 embalses cada una. De los cuatro embalses de Tipo 12, 3 representantes presentaron potenciales moderados y 1 se clasificó como de potencial deficiente. Finalmente, el único representante de embalses dimícticos de tipo 13 presentó un buen potencial ecológico.

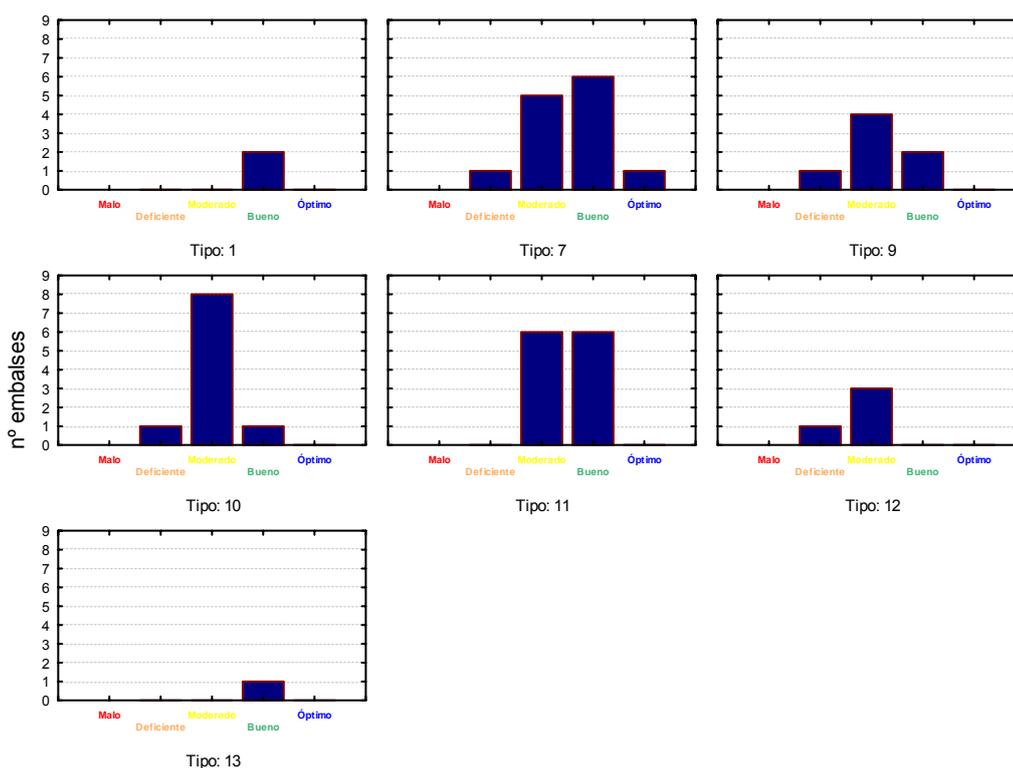


Figura 30. Clasificación del potencial ecológico de los embalses según el IPE por tipos. Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos fríos a gran altitud.

Respecto al análisis por comunidades autónomas, los resultados se ilustran en las **Figuras 31 y 32**. Aragón, con 20 embalses, fue la comunidad autónoma con más masas de agua muestreadas en 2007. En cuanto a la clasificación de los mismos, 9 de ellos se clasificaron como de potencial moderado, 8 como de buen potencial, 2 como de potencial deficiente (Caspé y El Val) y 1 de potencial óptimo. En Castilla y León, los 2 embalses estudiados fueron clasificados con potenciales ecológicos moderado y bueno. Cataluña estuvo representada con 14 embalses, 2 de ellos de potencial deficiente (Oliana y Utchesa-Seca), 2 de buen potencial y los diez restantes de potencial moderado. La Rioja estuvo representada en el ESTUDIO con cuatro embalses, mostrando 3 embalses un buen potencial y 1 embalse un potencial moderado (El Cortijo). Los 4 embalses pertenecientes a la comunidad de Navarra presentaron potenciales buenos (3 embalses) a moderados (un embalse, Itoiz). En el país vasco, de los 4 embalses, 3 presentaron potencial moderado y 1 bueno. Finalmente, el único embalse muestreado en Cantabria (E. del Ebro) obtuvo un potencial moderado.

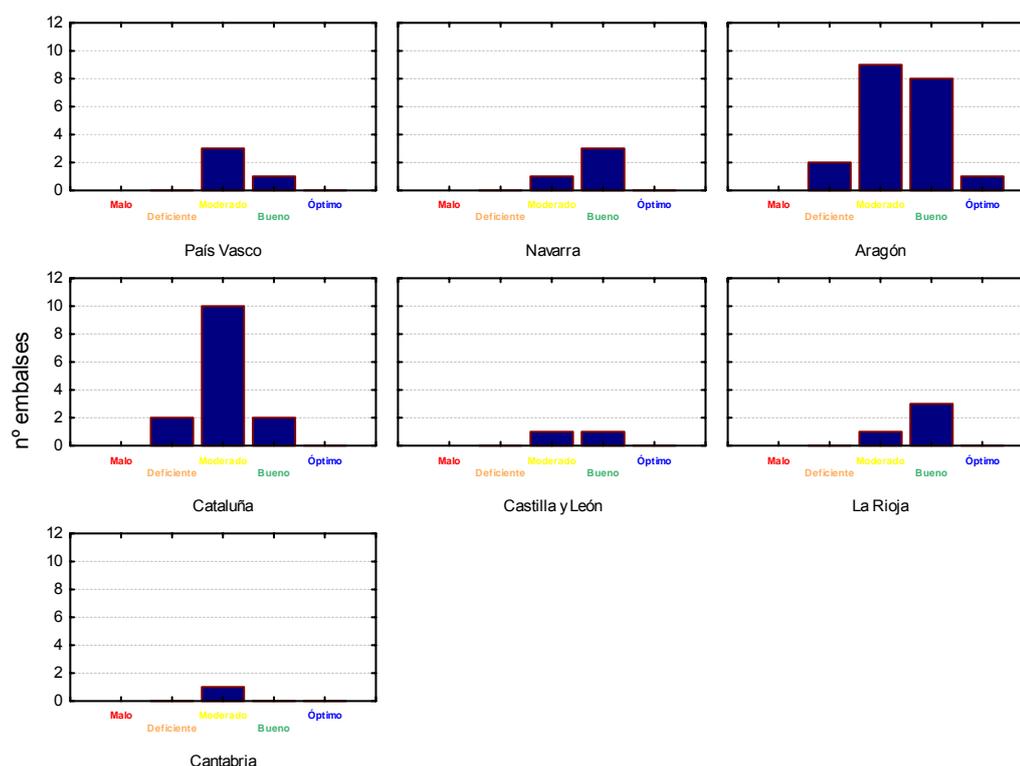


Figura 31. Clasificación del potencial ecológico de los embalses en 2007 por comunidades autónomas.

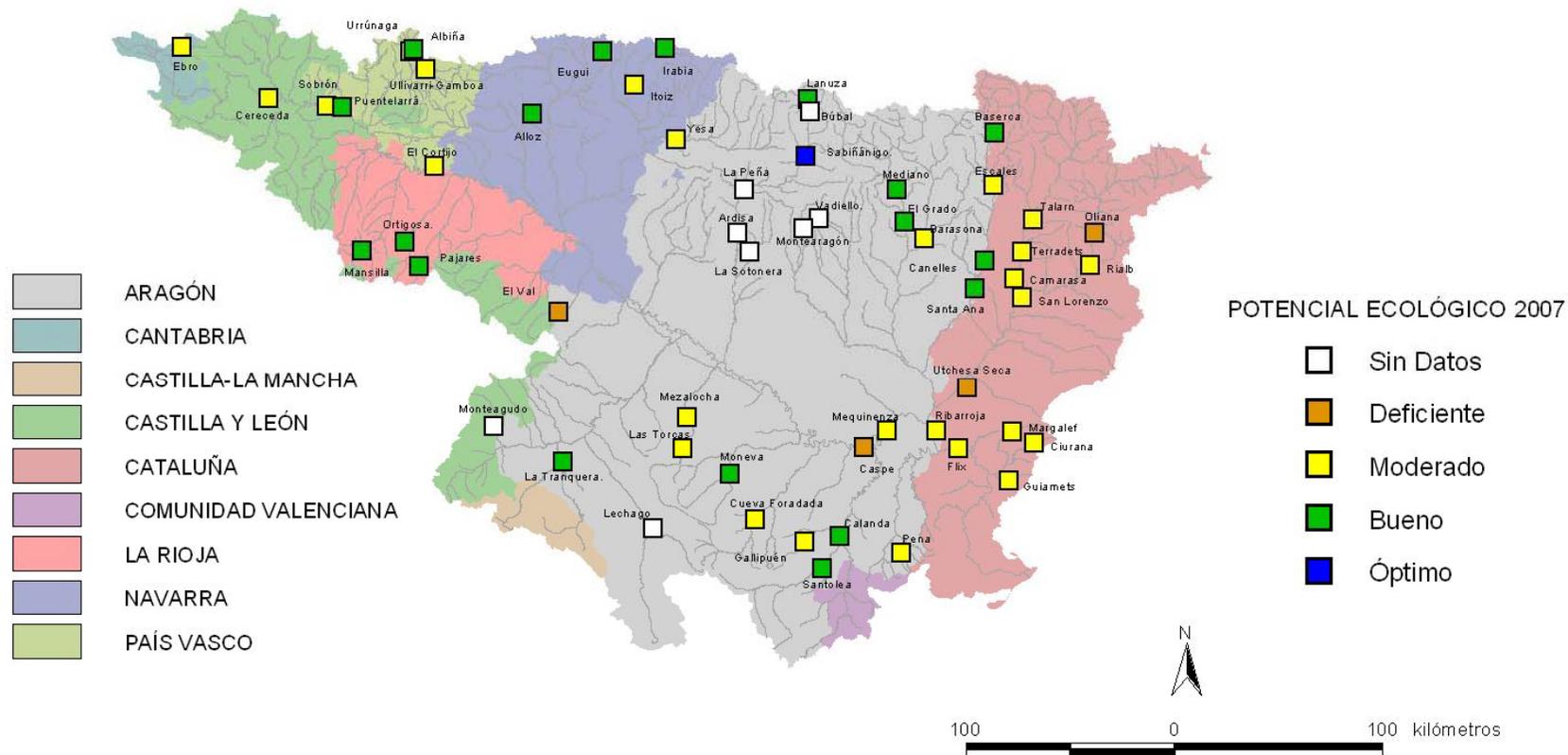


Figura 32. Mapa de clasificación del potencial ecológico de los embalses en 2007 por comunidades autónomas.

7. RESUMEN - CONCLUSIONES

Clasificación

- Los 57 embalses se han clasificado en 7 categorías (según el esquema nacional de clasificación) atendiendo a razones del régimen de mezcla, geología, climatología, área de la cuenca de aportación y altitud.
- La categoría que agrupa a un mayor número de embalses es la 7 (31,58% de los embalses estudiados) seguida de las categorías 11 (22,81%) y 10 (19,3%). Se destaca la presencia de un solo embalse de tipo 13, lo que indica la escasez de embalses dimícticos en el área de estudio.

Características hidromorfológicas

- Las masas de agua son de capacidad variable, con volúmenes inferiores a 30 Hm³ en un 51% de los casos (Figura 3). Un 14% de embalses presentan volúmenes intermedios, entre 30 y 70 Hm³, un 12% presentan volúmenes algo mayores, entre 70 y 150 Hm³; un 9% presentan capacidades de entre 150 y 300 Hm³, y finalmente, un 15% tienen capacidad de embalsar entre 300 y 1600 Hm³.
- Las masas de agua son de superficie muy variable, con un rango de 27 a 7540 Ha.
- Las masas de agua son de profundidad muy variable, con un rango de 9.5 a 115 m, valores registrados para los embalses de Terradets y Escales respectivamente. La gran mayoría de embalses se sitúa en el rango 20-90 m.

Características fisicoquímicas

- La transparencia (profundidad de Secchi) resultó máxima para los embalses de tipo 1 y mínima para los tipos 9 y 10.
- La temperatura superficial y el pH fueron inferiores en los embalses de tipo 1 y alcanzaron los mayores valores en los tipos 11 y 12 (embalses de las partes bajas en los ejes principales).
- Los embalses de las partes bajas del eje del Ebro (tipo 12) presentan los valores más elevados de conductividad, P total (valores medios) y sílice, como era de esperar al recibir los aportes de los grandes núcleos urbanos y de los principales afluentes de la cuenca.
- La calidad de las masas de agua según la oxigenación es óptima en un 38% y buena en un 23%.

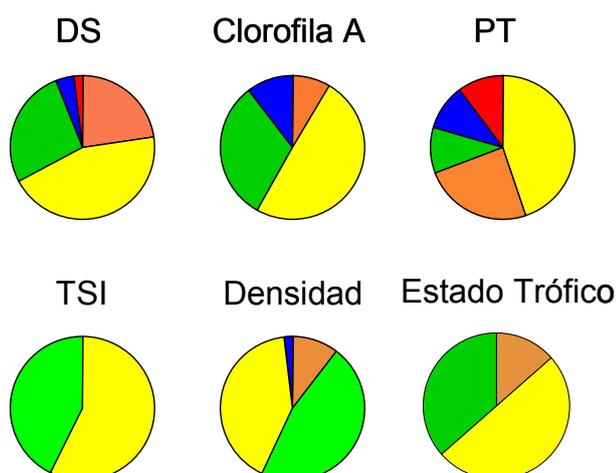
Características biológicas

- La comunidad fitoplanctónica comprendió un total de 228 taxones agrupados en nueve grupos algales, entre los que destacan, por su diversidad, los clorófitos y las diatomeas.
- La densidad celular fue más alta en los embalses de tipo 12, con valores medios en torno a las 12000 cel/ml. El tipo 10 fue el siguiente en cuanto a densidad celular. Se dieron valores extremos en tres embalses de los tipos 7, 9 y 10, concretamente en los embalses de El Val, con el máximo absoluto y más de 29000 cel/ml, Oliana, con más de 22000 cel/ml, y en Utchesa-Seca, con cerca de 18000 cel/ml.
- El comportamiento de la variable biovolumen fue similar al de la densidad, con la excepción del tipo 1 (Pajares y Lanuza), donde a pesar de ser las densidades celulares mucho más bajas, el biovolumen celular fue extremadamente superior a los demás grupos, debido a la alta densidad del voluminoso dinoflagelado *Ceratium hirundinella* en el embalse de Lanuza
- Las concentraciones de clorofila a presentaron medias en torno a los 2-4 µg/l en los tipos 7, 9, 10, 11, 12 y 13. El tipo 1 de embalses presentó las mayores concentraciones, con una media en torno a 10 µg/l, debido al máximo registrado en el embalse de Lanuza, con 18.4 µg/l, achacable a la presencia de *Ceratium hirundinella*.
- La riqueza media de especies de fitoplancton se movió en torno a las 20-35 especies, para los embalses de los tipos 1, 7, 9, 10, 11 y 13. El tipo 12 destacó con una media de 45 especies y un máximo absoluto en el embalse de Caspe, con 71 especies.
- En la ordenación (CCA) del fitoplancton, las principales variables explicativas de la distribución de las especies fitoplanctónicas fueron: P total, clorofila, transparencia (DS), conductividad y oxígeno disuelto. La temperatura y el pH también formaron parte de este gradiente. Como principal tendencia, ocupando los valores más altos del primer eje CCA1, se localizaron los embalses de los tipos 10 y 12. En el extremo opuesto de este gradiente encontraríamos los embalses de los tipos 13 (Baserca) y de tipo 1 (Pajares y La Lanuza).
- La comunidad de zooplancton contó con un total de 124 especies agrupadas en tres grupos taxonómicos principales, Cladocera (23 especies), Copepoda (20 especies) y Rotifera (78 especies). Además aparecieron dos especies de ciliados (*Tintinnopsis lacustris* y *Vorticella* sp.) y una de molusco, el mejillón cebra, *Dreissena polymorpha*, en fase larvaria.
- La densidad de individuos fluctuó, en general, de 10 a 100 individuos por litro (ind/l), con algunos valores extremos entre 200 y 400 en los tipos 7, 9, 10 y 11. Los embalses de tipo 12 presentaron una abundancia media de 407 ind/l, debido al máximo absoluto de 1585 ind/l en el embalse de Caspe, provocado por la gran abundancia del copépodo *Acanthocyclops americanus*, con casi 1200 ind/l.

- La biomasa fue también mayor en el tipo 12, alcanzando en este último valores extremos de hasta 1165 µg/l, debido a la misma causa.
- La riqueza media de especies se movió en el rango de 4 a 26 especies por embalse, con los tipos 10 y 7 presentando los mayores valores. En el tipo 10 se alcanzaron los dos valores más altos, 26 especies en Pena y 22 en Moneva.
- Los rotíferos dominaron en densidad en todos los tipos de embalses excepto el tipo 1, donde dominaron los cladóceros, y el tipo 12, con dominancia de copépodos.
- En la ordenación (CCA) del zooplancton, la mayor separación entre tipos estuvo marcada esencialmente por la conductividad, la clorofila, el P total y la transparencia. El contenido en N total y el grado de oxigenación también fueron relevantes. Los embalses de tipo 13 (Baserca) y 1 (Pajares y Lanuza) se situarían en la zona negativa del gradiente, caracterizado por bajas conductividades, bajas concentraciones de clorofila y P total, alta transparencia y bajas concentraciones de sílice. En contraste, la parte positiva estuvo ocupada por los embalses de tipo 12 y tipo 10, caracterizados por altas concentraciones de clorofila y P total, altas conductividades y temperaturas, baja transparencia, alto contenido en sílice y relativamente pobre oxigenación del hipolimnion.

Estado trófico

- Las variables P total, transparencia (disco de Secchi, DS), clorofila, y La densidad de fitoplancton resultaron buenas estimas del grado de eutrofia. La combinación de estas tres variables en el índice de Carlson (TSI) fue también coherente y algo más conservativa en el sentido de no dar relevancia a las clases extremas. La combinación final de parámetros ofreció un 37% de embalses en estado oligotrófico, un 50% en estado mesotrófico y un 13% de embalses eutróficos.



Potencial ecológico

- **Métricas del fitoplancton:** Se puede observar cierta disparidad en los resultados obtenidos mediante las métricas del fitoplancton, aunque en general se observa predominancia de las clases de potencial moderado y bueno. Tanto la concentración de clorofila como la densidad celular concedieron predominancia a las clases intermedias (moderado y bueno). El biovolumen se comportó de forma muy similar. Por su parte, la densidad de cianofíceas tóxicas y el índice de grupos algales Iga, ofrecieron resultados poco fiables, en cuanto que evaluaron a la inmensa mayoría de embalses como en óptimo potencial, no estando en consonancia con las otras métricas del fitoplancton. Estos resultados no permiten, a nuestro entender, la utilización de estas métricas en el cálculo del potencial ecológico en este estudio.
- **Métricas del zooplancton:** el ratio cladóceros grandes / total de cladóceros dio predominancia a la clase malo, aunque también destacó la clase óptimo. El ratio de biomasa zooplancton/fitoplancton, resultó en una fuerte preponderancia de la clase malo, seguida de deficiente y moderado. El índice biótico *WZI* se comportó de forma más moderada y acorde con otras métricas de potencial ecológico, con la clase predominante moderado, seguida de bueno, con pocos casos en los potenciales extremos.
- **Métricas fisicoquímicas:** La concentración de fósforo total clasificó los embalses en las cinco clases de calidad. La clase moderado fue la mayoritaria, seguida por la clase deficiente. Las clases bueno, óptimo y malo compartieron un segundo plano. La transparencia ofreció resultados similares, aunque esta vez la clase bueno ganó importancia a costa de las clases malo y óptimo, muy poco representadas. La concentración de oxígeno hipolimnético fue el parámetro que más benévolo se mostró, siendo óptimo el potencial mayoritario, seguido de bueno y malo, en proporciones parecidas. Respecto al índice trófico de Carlson, las clases mayoritarias fueron moderado y bueno. Finalmente, como resultado de la combinación de parámetros, el elemento fisicoquímico también suavizaría las respuestas “extremas” de las métricas, resultando en un indicador fiable.
- **Potencial ecológico final:** En sólo 8 de los 24 embalses calificados como de buen potencial biológico mediante el indicador biológico, el indicador físico-químico (inferior al umbral que asegura el funcionamiento del ecosistema) hizo descender de clase de potencial de bueno a moderado. De los 4 embalses catalogados como de óptimo potencial, dos pasaron a bueno y uno a moderado, mientras que sólo el embalse de Sabiñánigo conservó el potencial óptimo. Finalmente, los porcentajes obtenidos de clases de potencial fueron:

Óptimo	2%
Bueno	37 %
Moderado	53%
Deficiente	8 %
Malo	0%

Por tipos de embalse, la clase moderado fue la mayoritaria en todos excepto en el tipo 13 (Baserca), calificado como bueno. Los otros tipos donde la clase bueno cobró igual importancia a la moderada fueron los tipos 1 y 7. Los tipos 9, 10 y 11 presentaron muy pocos embalses en buen estado, mientras que el tipo 12 no presentó ninguno.

8. REFERENCIAS

ACA (2003a). *Desenvolupament d'un índex integral de qualitat ecològica i regionalització ambiental dels sistemes lacustres de catalunya*. Agencia Catalana del Aigua. Disponible on-line en: http://mediambient.gencat.net/aca/documents/ca/directiva_marc/llacs.pdf

ACA (2003b). *Caracterització i propostes d'estudi dels embassaments catalans segons la Directiva 2000/60/CE del Parlament Europeu*. Disponible on-line en: http://mediambient.gencat.net/aca/documents/ca/directiva_marc/llacs.pdf

ACA (2006). *Protocol d'avaluació del potencial ecològic dels embassaments*. Disponible on-line en http://mediambient.gencat.net/aca/documents/ca/directiva_marc/manual_embassaments.pdf

APHA (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association. 20th Edition. Amer. Publ. Hlth. Assoc., Washington, DC.

CE (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de Octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

CEDEX (2006). Directiva 2000/60/CE. *Análisis de las características de las Demarcaciones. Caracterización de los tipos de ríos y lagos (versión 5.0)*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. Documento borrador.

Čeirāns, A. (2007). Zooplankton indicators of trophy in Latvian lakes. *Acta Universitatis Latviensis* 723: 61–69

CHE (2005). *Caracterización de la Demarcación y registro de zonas protegidas*. Disponible on-line en: <http://oph.chebro.es/DOCUMENTACION/DirectivaMarco/DemarcacionDirectivaM.htm>

CHE (2006). *Ejecución de trabajos relacionados con los requisitos de la Directiva Marco (2000/60/ce) en el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Ebro referidos a la elaboración del registro de zonas protegidas, la determinación del potencial ecológico de los embalses y el desarrollo de programas específicos de investigación*. Zaragoza.

CHE (2007). *Informe final potencial ecológico en embalses 2006*. Zaragoza.

CIS Working Group 2 A (2003). *Overall approach on the classification of ecological status and ecological potential*. 27 November. 47 pp.

Golterman, H.I., Clymo, R. y Ohstad, M. (1978). *Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwater*. IBP Handbook, 8. Blackwell. London, UK. 180 pp.

Jeffrey, S. W. y Humphrey, G. F. (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanzen*. 167, 191 – 194.

Lee GF, Rast W & Jones RA (1978). Eutrophication of water bodies: Insights for an age-old problem. *Envir. Sci. Technol.* 12: 900-908.

Lougheed y Chow-Fraser (2002). Development and Use of a Zooplankton Index of Wetland Quality in the Laurentian Great Lakes Basin. *Ecological Applications*, 12: 474-486.

Margalef, R. (1983). *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona.

Moss et al. (2003). The determination of ecological status in shallow lakes: a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 13: 507-549.

Oliver R.L. y Ganf, G.G. (2002). Freshwater Blooms, pags: 149-194. En *The ecology of Cyanobacteria*, Editado por Whitton y Potts. Kluwer. Nueva York.

OCDE (1982). *Eutrophication of water: monitoring, assessment and control*. Organization of Economic Cooperation and Development, Paris.

OMS (1999). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. Ingrid Chorus y Jamie Bartram, editores.

Premazzi, G. y Chiaduari, G. (1992). *Ecological quality of Surface Water*. Commission of the European Communities, JRC Report EUR 14563, 124 p

Reynolds C.S. (2006). *The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge University Press. Cambridge.

Rodier, J. (1984). *L'analyse de l'eau*. Dunod. Orleans: 1365 pp.

Russel-Hunter, W.D. (1970): *Aquatic productivity: an introduction to some basic aspects of biological oceanography and limnology*. MacMilan and Company, Ltd., Londres. 306 pp.

Strickland, J.D.H. y Parsons, T.R., (1968). A manual for sea water analysis. Bull. Fish. Res. Bd. Canada, 167.

Ter Braak, C.J.F. y Prentice, I.C. (1988). A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research* 18:271-313.

Ter Braak, C. J. F., y Smilauer, P. (1998). *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Microcomputer Power (Ithaca, NY USA) 352 pp.

U.S. Environmental Protection Agency (1998). *Lake and Reservoir Bioassessment and Biocriteria*. Technical Guidance Document.

Verdow, H., Vanechted, C.J.A. y Dekkers, E.M.J., (1978). Ammonia determination based on indophenol with sodium salicylate. *Water Research* 12: 399-402.

Water Research Centre (1996). *The harmonised monitoring and classification of ecological quality of surface water in the European Union*. Final Report for European Commission DGXI, WRC Ref: CO 41520, may 1996

Whitman, R.L., Nevers, M.B., Goodrich, M.L., Murphy, P.C. y Davis, B.M. (2004). Characterization of Lake Michigan coastal lakes using zooplankton assemblages. *Ecological Indicators* 4:277–286

Willen, E. (2000). Phytoplankton in water quality assessment - an indicator concept. En P. Heinonen, G. Ziglio & A. Van der Beken (editores), *Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring* John Wiley & Sons. Pags: 58-80.
