

INFORME FINAL DE EMBALSES

AÑO 2006

DOCUMENTO MEMORIA

CONSULTOR:



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

JUNIO 2007

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
Sergio Llorente	Ingeniería y Ciencia Ambiental SL
Miguel A. Ambrinos	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)
Ana Isabel Negro	(Recuento y determinación de fitoplancton)
Caridad de Hoyos	(Recuento, determinación y validación de fitoplancton)

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	9
2.3. ANÁLISIS EN LABORATORIO.....	13
2.4. CONTROL DE CALIDAD.....	17
2.5. SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG).....	18
3. CLASIFICACION DE LOS EMBALSES	19
3.1. MÉTODOS DE CLASIFICACIÓN.....	19
3.2. CLASIFICACIÓN DE EMBALSES.....	20
4. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS, FÍSICO-QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS	23
4.1. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS	23
4.2. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS	26
4.3. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS	44
5. ESTADO TRÓFICO	65
5.1. ASPECTOS METODOLÓGICOS.....	65
5.2. CATALOGACIÓN TRÓFICA FINAL.....	69
6. POTENCIAL ECOLÓGICO.....	73
6.1. CONSIDERACIONES PREVIAS	73
6.2. ELEMENTOS DE CALIDAD PARA LA DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL-ESTADO ECOLÓGICO	74
6.4. POTENCIAL ECOLÓGICO	84
7. RESUMEN - CONCLUSIONES.....	101
8. REFERENCIAS	103

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 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 EMBALES 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 y lagos, se concretan en la determinación del estado o potencial ecológico de cada masa de agua, a partir de la determinación de los principales indicadores hidromorfológicos, físico-químicos 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 2006. Así mismo, se realizan comparativas de los resultados a nivel gráfico y tabular del comportamiento de los indicadores biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos

evaluados, 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 grupos de embalses estudiados y muestreados en 2006 (un total de 26 estudiados y 23 muestreados), se presenta un documento donde se puede consultar, de forma individual, los resultados obtenidos para cada embalse.
- 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 2006, 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 igualmente en el **Cuadro 1**, se ha procurado cubrir la heterogeneidad horizontal de los mismos y, en particular para los embalses, según un gradiente presa-cola.

De esta forma, se han establecido las siguientes estaciones de muestreo representativas en la zona de la presa y en la cola de los embalses, en aquellos casos que por su extensión fuera necesario establecer más de una estación:

- *Estaciones completas*, situadas entre 200 y 500 m de la presa.
- *Estaciones de perfil físico-químico*, situadas en la cola del embalse.

La nomenclatura utilizada para la identificación de las estaciones de muestreo se ha ajustado a tres letras que, a modo de clave o código, han sido específicas para cada embalse. Dentro de cada estación de muestreo, las muestras tomadas en función de la profundidad se han codificado de la siguiente forma:

- Tres letras que, a modo de código, han sido específicas para cada embalse.
- El número de orden de la estación, que varía desde 1, zona situada entre 200 y 500 m de la presa, y 2, zona situada en la zona de la cola del embalse.
- Una letra que designa la profundidad a la que se toma la muestra. La letra S designa la toma de muestras tomada en superficie (-3 m), MO₂ se utiliza para identificar la muestra obtenida en la zona de máximo de oxígeno o termoclina y la F para el fondo, siempre 1-2 m por encima de la profundidad máxima o a media profundidad del hipolimnion, con el fin de evitar la posible contaminación de la muestra por la resuspensión de sedimentos.

NOMENCLATURA UTILIZADA

CÓDIGO EMBALSE	ESTACIÓN	PROFUNDIDAD DE LA MUESTRA
3 letras identificativas	1: Para estación situada a 200-500 m de la presa	S (Superficie): Muestras tomada a 3 m de profundidad
		MO ₂ : Muestra tomada en el Máximo de Oxígeno
		F: muestra tomada a 1-2 m del Fondo
	2: Para estación situada a cola del embalse	S (Superficie): Muestras tomada a 3 m de profundidad
		MO ₂ : Muestra tomada en el Máximo de Oxígeno
		F: muestra tomada a 1-2 m del Fondo



Imagen de los muestreos en embalses durante el año 2006

En los embalses estudiados se completó una campaña de muestreos durante el verano del año 2006, repartiendo los muestreos en dos fechas en función de la altitud a la que se encontraba la masa de agua. De esta forma, los muestreos se completaron en las siguientes fechas:

- Julio 2006: Embalses situados a más de 1.000 msnm
- Septiembre 2006: resto de masas de agua situadas a cotas más bajas.

De los 26 embalses estudiados durante el año 2006, se han muestreado un total de 23 masas (**Figura 1**). A este respecto, cabe indicar que durante los muestreos completados en el año 2006 en el embalse de Santa María de Belsué (Huesca) no se pudo tomar muestras de agua debido a que se encontraba totalmente seco. 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 completar el proceso de llenado.

Asimismo, se destaca que 13 embalses estudiados están catalogados como masa de agua embalse, mientras que 10 embalses no se encuentran catalogados como tal, debido a su pequeña superficie.

En el **Cuadro 1** se señalan con un asterisco los embalses no catalogados como Masa de Agua Embalse, apareciendo en la columna MAS la masa de agua río a la que corresponden.

CUADRO 1
EMBALSES ESTUDIADOS DURANTE EL AÑO 2006

EMBALSE	CÓDIGO MAS	Muy Modificada	PROVINCIA	RIO	FECHA DE MUESTREO	LOCALIZACIÓN ESTACIÓN	CODIGO ESTACION	PROPIETARIO/OBSERVACIONES
Embalse de Albiña*	EB0000005	Si	Álava	Albiña	21/09/2006	Presa	ABE1 y ABE2	-
Embalse de Alloz	EB0000558	-1	Navarra	Salado	20/09/2006	Presa	ALE1	C.H.E.
Embalse de Ardisa	EB0000055	Si	Zaragoza	Gallego	12/09/2006	Presa y cola	ARE1 y ARE2	C.H.E.
Embalse de Cereceda	EB0000017	Si	Burgos	Ebro	19/09/2006	Presa	CCE1	IBERDROLA
Embalse de Cienfuegos*	EB0000812	-1	Huesca	Flumen	12/07/2006	Presa	CIE1	C.H.E.
Embalse de El Cortijo	EB0000040	Si	La Rioja	Ebro	14/09/2006	Presa	CTE1	IBERDROLA
Embalse de Gallipuéñ	EB0000913	Si	Teruel	Guadalupe	05/09/2006	Presa	GAE1	C.H.E.
Embalse de Guara*	EB0000380	-1	Huesca	Calcón	11/07/2006	Presa	GUE1	C.H.E.
Embalse de Itoiz	EB0000086	Si	Navarra	Iratí	20/09/2006	Presa	ITE1	C.H.E.
Embalse de Lechago	EB0000087	Si	Teruel	Jiloca	05/09/2006	Presa	LCE1	En construcción
Embalse de Maidevera*	EB0000823	-1	Zaragoza	Aranda	10/07/2006	Presa	MAE1	C.H.E.
Embalse de Margalef	EB0000072	Si	Tarragona	Montserrat	06/09/2006	Presa	MFE1	COMUNIDAD AUTÓNOMA
Embalse de Mezalocha	EB0000071	Si	Zaragoza	Huerta	08/09/2006	Presa y cola	MZE1 y MZE2	STO. RIEGOS RÍO HUERTA
Embalse de Monteagudo de las Vicarias	EB0001681	Si	Soria	Nájima	11/09/2006	Zona central	MTE1	C.H.E.-C.R. DE MONTEAGUDO

1 Embalse que no ha sido catalogado como Masa de Agua, por tanto no se le ha podido catalogar como masa de agua muy modificada

EMBALSE	CÓDIGO MAS	Muy Modificada	PROVINCIA	RIO	FECHA DE MUESTREO	LOCALIZACIÓN ESTACIÓN	CODIGO ESTACION	PROPIETARIO/OBSERVACIONES
Embalse de Montearagón	EB0000054	Si	Huesca	Flumen	12/09/2006	Presa y cola	MNE1	Enconstrucción
Embalse de Moros*	EB0000911	-1	Zaragoza	Guadalupe	05/09/2006	Presa	MOE1	E.N.H.E.R
Embalse de Noguera Ribagorzana*	EB0000658	-	Lérida	Noguera Ribagorzana	07/09/2006	Presa	NRE1	-
Embalse de Pajares	EB0000064	Si	La Rioja	Iregua	10/07/2006	Presa y cola	PAE1 Y PAE2	C.H.E.
Embalse de Pignatelli*	EB0000449	-	Navarra	Ebro	13/09/2006	Presa	PGE1	CANAL IMPERIAL DE ARAGÓN
Embalse de Pina*	EB0000454	-	Zaragoza	Ebro	07/09/2006	Presa	PIE1	C.H.E.
Embalse de Puentelarrá	EB0000026	Si	Álava	Ebro	19/09/2006	Presa	PTE1	IBERDROLA
Embalse de Sabiñanigo	EB0000039	Si	Huesca	Aurín/Gállego	12/07/2006	Presa	SÑE1	E.R.Z.
Embalse de Santa María de Belsué	EB0000812	Si	Huesca	Flumen	11/07/2006	Presa	STE1	C.H.E. /Seco
Embalse de Urdalur*	EB0000550	-	Navarra	Alzania	21/09/2006	Zona central	URE1	C.H.E.
Embalse de Utchesa-Seca	EB0001001	Si	Lérida	Canal de seros	06/09/2006	Zona central	UTE1, UTE2 y UTE3	F.E.C.S.A.
Embalse de Valdabrá	EB0000164	Si	Huesca	Valdabrá	12/09/2006	Presa	VAE1	C.H.E.-C.Gral R.R.A.A.

1 Embalse que no ha sido catalogado como Masa de Agua Embalse, por tanto no se le ha podido catalogar como masa de agua muy modificada

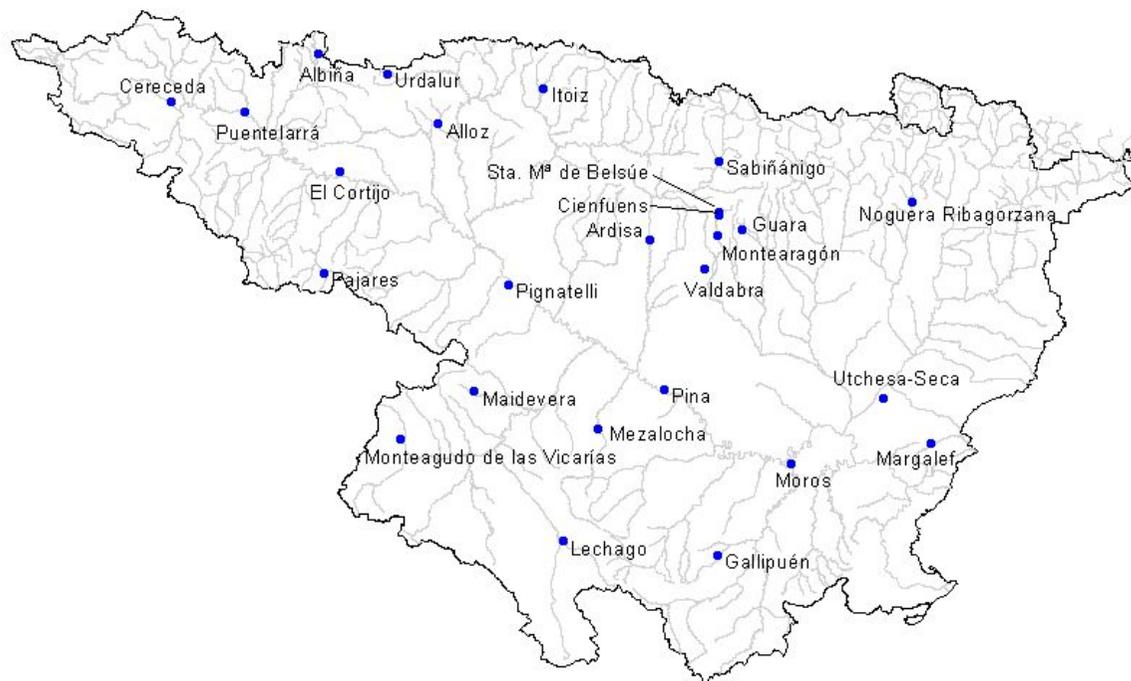


Figura 1. Localización geográfica de los embalses estudiados en el año 2006.

2.2. Trabajos de campo

En cada embalse, la localización de las estaciones de muestreo se ha realizado mediante GPS con un error real de 5-10 m.

El número de muestras a tomar en cada estación de muestreo ha variado según la profundidad y la estratificación de la columna de agua (presencia o no de una termoclina). De esta forma, se han diferenciado dos situaciones, tal y como se refleja en el siguiente cuadro:

- **Aguas someras** (<10 m): 1-2 muestras (-3 m de la superficie, y a +1-3 m de fondo, en caso de que las condiciones varíen).
- **Aguas más profundas** (>10 m): 1 - 3 muestras: una en el máximo metalimnético de oxígeno, otra en la interfase metalimnion-hipolimnion (zona de la pendiente de disminución del oxígeno en la que domina el picoplancton) y otra en la zona superior del hipolimnion anóxico.

Estas situaciones se resumen en:

Características	SITUACIÓN 1 Embalses someros (<10 m)	SITUACIÓN 2 Embalses profundos (>10 m)
Muestra S	Superficie (-3 m.)	Superficie (-3 m.)
Muestra MO ₂	-	Pico de O ₂ de la Termoclina
Muestra F	Fondo (+1-3 m de la prof. máx.)	Fondo (+1-3 m de la prof. máx.)

Los trabajos realizados han dependido de la tipología de la estación. En las *estaciones completas* se ha realizado la toma de muestras a las diferentes profundidades, un perfil físico-químico y lectura del disco de Secchi, mientras que en las estaciones de *perfil físico-químico* se ha realizado un perfil físico-químico y la lectura del disco de Secchi.

CUADRO 2

TIPOS DE ESTACIONES DE MUESTREO Y TRABAJOS A REALIZAR

ESTACIÓN COMPLETA	ESTACIÓN DE PERFIL F ^{CO} -Q ^{CO}
Perfil Físico-Químico	Perfil Físico-Químico
Lectura del Disco de Secchi	Lectura del Disco de Secchi
Toma de Muestras	-

Los trabajos sistemáticos han consistido en los siguientes:

- Perfil metro a metro, de medio metro en medio metro en las profundidades cercanas a la termoclina, de parámetros físico-químicos de temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos, potencial redox y turbidez. El sensor multiparamétrico empleado es un HORIBA U 22XD, que dispone de una unidad central con memoria y estandarización automática de las mediciones. El equipo se ha calibrado de forma completa antes de la campaña en el laboratorio (calibración manual) y antes de cada medida en los embalses (calibración automática), según el procedimiento recomendado por el fabricante.
- Medición de la transparencia del agua mediante la profundidad de visión de un disco de Secchi de 20 cm de diámetro.
- Toma de muestras de agua para análisis químicos con hidrocaptor tipo Van Dorn a las diferentes profundidades seleccionadas.
- Toma de muestras biológicas para la identificación y cuantificación de fitoplancton, zooplancton, diatomeas y análisis de pigmentos fotosintetizadores, tanto con hidrocaptor Van Dorn como utilizando redes verticales u horizontales de fitoplancton y zooplancton según la profundidad del embalse.

Las muestras de agua se han recogido y filtrado en envases de polietileno o vidrio según el parámetro a analizar. Las muestras biológicas han sido fijadas con lugol para el fitoplancton y con formol para el zooplancton. Todas las muestras se han tratado (filtrado y conservado) directamente en el embalse, en la propia zodiac o en tierra.

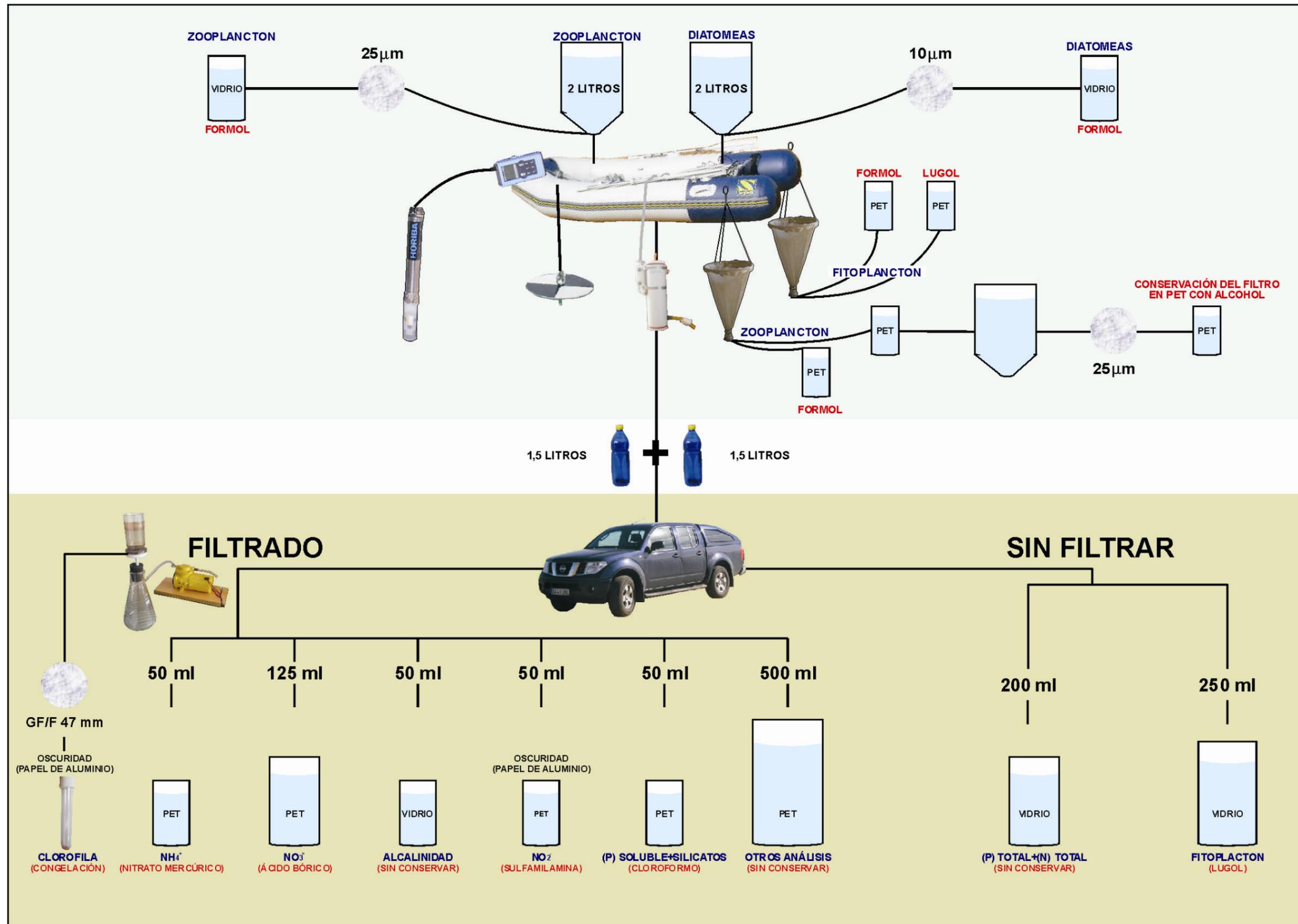
Por su parte, las muestras químicas se han conservado tal y como se recoge en el siguiente cuadro:

CUADRO 3
PARAMETROS, VOLUMEN MUESTRA, CONSERVACION
Y TIEMPO MAXIMO DE ANALISIS

PARAMETRO	VOLUMEN	FILTRADO	ENVASE	CONSERVANTE	TIEMPO MAXIMO CONSERVACIÓN
P total	100 ml	No	Vidrio	Ninguno	7 días
P soluble	50 ml	SI	PET	Cloroformo	2 días
Sílice					
Alcalinidad	50 ml	SI	Botella de schott	Ninguno	< 5 días
NH4	50 ml	SI	PET	Nitrato de mercurio	< 5 días
NO3	125 ml	SI	PET	Ac Bórico	< 5 días
NO2	50 ml	SI	PET	Sulfamilamina	< 3 días

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 ha de limpiarse cuidadosamente con sulfúrico y utilizarse únicamente en la determinación de fosfato.

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.

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 espectrofotométricamente entre un rango de longitud de onda próximo a 640 nm. El límite inferior de detección del método se encuentra en 0.02 mg/l NH₄.

Nitritos

Basado en la reacción de Griess. En medio ácido, el nitrito se transforma en ácido nitroso, el cual reacciona con la sulfanilamida formando una sal diazónica, que reacciona de forma cuantitativa con la naftil-etilen-diamida para dar un compuesto que toma una coloración rosada detectable cuantitativamente por espectrofotometría (Golterman et al., 1978). El límite inferior de detección del método se encuentra en 0,01 μM .

Nitratos

El nitrato se puede reducir de forma cuantitativa a nitrito al hacer pasar la muestra en solución alcalina tamponada ($\text{pH}=8$) por una columna reductora de cadmio cuperizado, estimándose el nitrito resultante por espectrofotometría de absorción (Golterman et al., 1978). El límite inferior de detección del método se encuentra en 0,02 μM

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 0,1-140 μM .

Alcalinidad

La alcalinidad es el exceso de cationes formadores de bases fuertes. La alcalinidad de la mayoría de las aguas naturales está compuesta casi íntegramente de iones de bicarbonato y de carbonato y en mucho menor grado a boratos y silicatos. Se valora “por retroceso” después de añadir un exceso de ácido y hervir, valorando el ácido sobrante con sosa, según el método de Wattenber (Ros et al, 1979). El límite de detección de esta técnica es de 1 mg/l CaCO₃.

MUESTRAS BIOLÓGICAS

Clorofila a

La concentración de clorofila “a” 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).

Concentrar la muestra mediante el filtrado de un volumen suficiente de agua a través de un filtro de microfibras de vidrio (GF/F). La adición de una suspensión acuosa de carbonato magnésico (ver apartado 9.1.1.) aumenta la eficiencia de retención del filtro y evita la degradación de la clorofila (APHA 1998). Realizar el filtrado de la muestra lo antes posible. Si hay que conservar la muestra usar botellas opacas y mantenerla en frío (alrededor de 4°C).

Mantener el filtro congelado (-20 °C), preferentemente en el mismo tubo donde se realizará posteriormente la extracción, y protegido de la luz. El filtro se puede conservar así hasta 2-3 semanas.

Añadir al tubo con el filtro de fitoplancton una cantidad aproximada de 5 ml de solución de acetona y mantener en frío (0 – 4 °C) y en la oscuridad, al menos 12-24 horas. Acelerar la extracción mediante la trituración mecánica del filtro o bien por sonicación suave para romper las células. Si se añade dimetilsulfóxido a la solución de acetona (1:1) se favorece la extracción sobre todo cuando dominan algas de paredes gruesas. Durante la extracción puede agitarse el tubo un par de veces.

Finalizada la extracción filtrar el solvente a través de otro filtro de microfibras de vidrio. Medir el volumen del extracto (en general 5 ml). 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 hay que realizar este proceso, así como la lectura espectrofotométrica con la luz de la habitación muy atenuada, y mantener los tubos en una caja negra o debidamente protegidos de la luz.

Llenar la cubeta del espectrofotómetro y medir las densidades ópticas del extracto clarificado (éste debe ser completamente transparente) para las longitudes de onda que requiera la fórmula de cálculo elegida. Entre éstas una de las más utilizadas es la fórmula de Jeffrey y Humphrey (1975).

Fitoplancton

Equipos y reactivos

- Botellas de vidrio (125- 150 ml) (para fitoplancton), transparentes de color ámbar; así se protege la muestra de la luz y se puede apreciar el color para controlar la decoloración debida a la sublimación del conservante (muestras con Lugol)
- Viales de vidrio o plástico con tapón hermético (para fitoplancton de red).
- Botellas opacas de plástico (2 L, clorofila).
- Botella hidrográfica tipo Van Dorn (muestras discretas en profundidad).
- Red de nylal o nylon de 25 µm de luz de poro (para muestras cualitativas con red de arrastre)
- Sonda multiparamétrica con sensores de temperatura, turbidez, conductividad, pH y oxígeno disuelto.
- Equipo de filtración para filtrar en el campo la muestra destinada al análisis de pigmentos.
- Equipo de congelación con nitrógeno líquido o similar (nieve carbónica) para la conservación del filtrado para el análisis de pigmentos, o bien otros fijadores o conservantes (acetona, etanol,...) dependiendo del método de extracción a usar.
- Barca adecuada para las condiciones locales con el equipo de seguridad apropiado.

Solución de Lugol para periodos de conservación cortos (unos pocos meses, en la oscuridad). El Lugol se degrada por foto-oxidación, luego las muestras se deben conservar a oscuras, y hay que controlar periódicamente la pérdida de color de la muestra, añadiendo más reactivo si se requiere.

Formaldehído (HCHO) al 2-4% neutralizado y filtrado. Es algo agresivo con algunas estructuras celulares, no obstante es adecuado para la conservación permanente de las muestras. Dada la naturaleza tóxica de esta sustancia, en caso de utilización se deben tomar precauciones.

Equipo 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.

Para la 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

Para las muestras cuantitativas, filtrar en una malla de 45 µm el contenido de 2 botellas Van Dorn de 2,3 l. Muestras: 1 epilimnion y 1 en máximo metalimnético de oxígeno. Conservar el vial de vidrio con formol al 4% neutralizado. Para las muestras cualitativas de arrastre (verticales u horizontales, dependiendo de la profundidad del embalse), el filtrado se introduce en un recipiente de vidrio o plástico y se mantiene en frío o bien se añade un conservante. Los organismos zooplanctónicos son enumerados en bandejas estriadas que previenen duplicar los contajes. Microscopio estereoscópico para el contaje de los crustáceos, mientras que su identificación requerirá normalmente un microscopio óptico, al igual que el contaje-identificación de los Rotíferos, para los cuales también se utiliza un microscopio invertido. Se utiliza un colorante como el Rose Bengal para facilitar el recuento y la identificación.

Para la estimación de la biomasa, se utilizó el método del peso seco de los crustáceos zooplanctónicos, que consiste en convertir estimas de longitud en biomasa usando regresiones longitud-peso. Para los rotíferos, se combinan fórmulas 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 reuniones de carácter formativo e informativo del personal que llevaría a cabo los trabajos de campo en embalses y lagos, contando con la participación de diferentes especialistas en las diversas disciplinas

involucradas en el proyecto. En particular, los especialistas que han intervenido en esta actividad han sido:

- Prof. Dr. José Luis Moreno. Universidad de Castilla-La Mancha. Vegetación de ribera y macrófitos
- Prof. Dr. Eduardo Vicente. Universidad de Valencia. Limnología de embalses y ríos.

La primera reunión, que se celebró en Almazán (Soria) los días 4 y 5 de mayo de 2006, tuvo como finalidad la puesta en común de metodologías de muestreo y la realización de un ejercicio de valoración e ínter calibración de equipos en embalses.

En la segunda reunión, celebrada los días 8 y 9 de junio de 2006, se realizó un muestreo en el embalse de Monteagudo de las Vicarías (Soria) con el fin de comprobar y revisar en el campo las metodologías de toma de muestras y conservación.

Por su parte, se realizaron dos ejercicios de control de calidad (CC). El primero de ellos se realizó el 20 de septiembre de 2006 en el embalse de Alloz, participando los equipos de la UTE y el equipo de la Universidad de Valencia dirigido por el Prof. Dr. Eduardo Vicente. Un segundo control de calidad, 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 27 de septiembre 2006 en el lago de Bramaturo Alto (Huesca). Asimismo se realizó una visita y revisión del Coordinador de Seguridad y Salud de la UTE los días 8 y 9 de junio de 2006, revisándose en campo la metodología de muestreo, toma de muestras y medida *in situ* de parámetros físico-químicos en lagos y embalses.

2.5. Sistema de Información Geográfica (SIG)

Para poder establecer la interconexión entre la información gráfica y alfanumérica generada en el presente trabajo, se ha utilizado un Sistema de Información Geográfica (SIG), utilizando para ello el programa ARCVIEW.

El SIG generado permite realizar visualizaciones espaciales de la base de datos de la Red, elaborada en ACCESS, y la realización de consultas espaciales.

3. CLASIFICACION DE LOS EMBALSES

3.1. Métodos de clasificación

El conjunto de los embalses estudiados en el año 2006 presentan características y comportamientos limnológicos muy diferentes.

Por este motivo, y de acuerdo a lo exigido en el artículo V y Anexo II de la DMA, se ha considerado 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.

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 (2) 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.

Recientemente, en julio de 2006 el CEDEX presentó, en el V Congreso de Limnología, una nueva propuesta de clasificación, que se diferencia de las anteriores en que desaparece la variable de altitud e incorpora la temperatura anual media en los grupos de cabecera y tramos altos.

3.2. Clasificación de embalses

En el **Cuadro 4** se recogen los diferentes embalses estudiados clasificados de acuerdo con la última propuesta realizada por el CEDEX (2006). Para la clasificación se ha tenido en cuenta los embalses ya clasificados en dicha propuesta. Asimismo, para los embalses no catalogados en dicha propuesta, se ha realizado la clasificación según los mismos criterios que propone.

De este cuadro se destacan los siguientes aspectos:

- Las 26 MAS denominadas como embalses se han clasificado en 6 categorías atendiendo a razones de geología, climatología (humedad y temperatura) y del área de la cuenca de aportación.
- La categoría que agrupa a un mayor número de embalses es el tipo 10 (29,6% de los embalses estudiados) seguida del tipo 1 (23%) y tipo 7 (18,5%). En estos datos se refleja la predominancia en el presente ESTUDIO, de embalses con cuencas de aportación de pequeña superficie (70,3%).

CUADRO 4
PROPUESTA DE CLASIFICACION DE EMBALSES CEDEX (julio de 2006).
 En azul aquellos embalses que no se pudieron muestrear por alguna causa (ver pag.5)

RÉGIMEN DE MEZCLA	GEOLOGÍA	ÍNDICE DE HUMEDAD	ÁREA DE CUENCA	TEMPERATURA MEDIA ANUAL	TIPO	EMBALSES
Monomícticos	SILICEA (Alcalinidad Estimada < 1 Meq/L)	Zona Húmeda (Índice de Humedad > 0,74)	Cabecera y tramos Altos (Área De Cuenca < 1000 km ²)	Tª Media Anual < 15	1	Albiña, Monteagudo, Noguera-Ribagorzana, Pajares, Maidevera.
				Tª Media Anual >15	2	
			Red principal (área de cuenca > 1000 km ²)		3	
		Zona No Húmeda (Índice de Humedad < 0,74)	Cabecera y tramos altos (área de cuenca < 1000 km ²)		4	
			Red principal (área de cuenca > 1000 y < 25000 km ²)		5	
			Tramos bajos de los ejes principales (Área de cuenca > 25000 km ²)		6	
	CALCÁREA (Alcalinidad Estimada > 1 Meq/L)	Zona Húmeda (Índice de Humedad > 0,74)	Cabecera y tramos altos (área de cuenca < 1000 km ²)	Tª Media Anual < 15	7	Alloz, Itoiz,, Lechago , Montearagón , Urdalur
				Tª Media Anual >15	8	
			Red principal (área de cuenca > 1000 km ²)		9	Puentelarrá, Sabiñánigo, Cereceda
		Zona No Húmeda (Índice de Humedad < 0,74)	Cabecera y tramos altos (área de cuenca < 1000 km ²)		10	Margalef, Mezalocha, Cienfuens, Gallipuéen, Guara, Santa Mª de Belsué , Valdabra, Utchesa-seca
			Red principal (área de cuenca > 1000 y < 25000 km ²)		11	El Cortijo, Moros, Ardisa
Tramos bajos de los ejes principales. (Área de Cuenca > 25000 km ²)				12	Pignatelli, Pina	

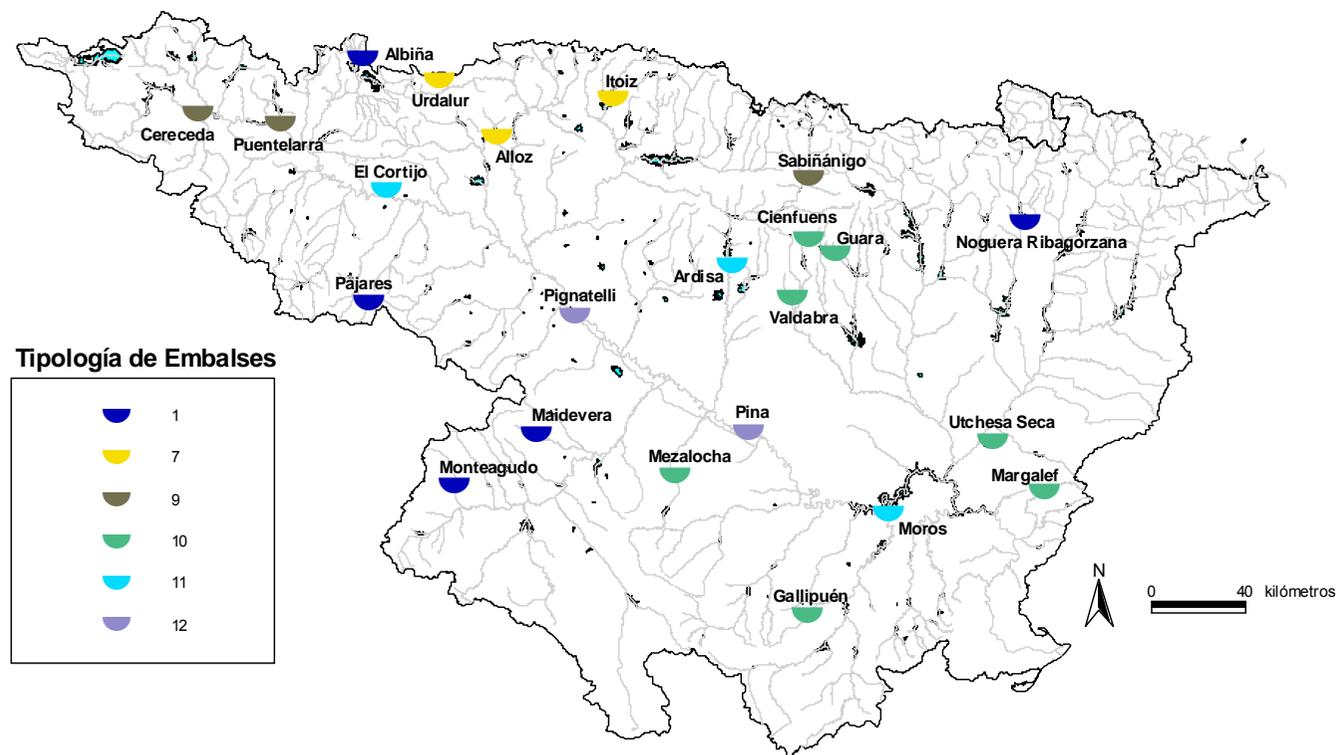


Figura 3. Localización geográfica de los tipos de embalses estudiados en el informe.

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 (23 en total) en el año 2006, con indicación del volumen total, el volumen medio para el período 2005-2006 y los datos de superficie total de la masa de agua, la profundidad máxima, y la profundidad media registrada durante el muestreo.

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

- Las masas de agua son en general de pequeño tamaño, es decir, con volúmenes inferiores a 30 Hm³.
- Concretamente, de las 23 masas de agua muestreadas, 20 poseen un volumen total inferior a los 30 Hm³, dos presentan volúmenes intermedios (Pajares y Alloz), entre 30 y 70 Hm³, y solo una de las masas de agua, el embalse de Itoiz, es de gran capacidad y con una capacidad máxima de 418 Hm³.

CUADRO 5
PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS DE LOS EMBALSES

EMBALSE	CÓDIGO MAS	VOLUMEN TOTAL (Hm ³)	VOLUMEN MEDIO (Hm ³)	SUPERFICIE _{MAS} TOTAL(Ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA(m)	PROFUNDIDAD MEDIA(m)	SUPERFICIE CUENCA (km ²)
Embalse de Albiña	EB0000005	5,67	3,58	50,00	25,43	12,5	10,40
Embalse de Alloz	EB0000558	65,31	37,42	371,00	59,80	28,5	155
Embalse de Ardisa	EB0000055	5	-	216,00	31,55	5,5	2.100
Embalse de Cereceda	EB0000017	1,30	-	35,20	13,38	10	1.942
Embalse de Cienfuens	EB0000812	1,00	-	8,70	28,80	8	192
Embalse de El Cortijo	EB0000040	1,05	-	38,00	-	2	10.365
Embalse de Gallipuéñ	EB0000913	3,53	-	44,00	30	11	147
Embalse de Guara	EB0000380	3,65	-	22,20	55,00	30	22,30
Embalse de Itoiz	EB0000086	418,00	-	1100,00	107,00	45	510
Embalse de Maidevera	EB0000823	18,33	10,18	134,46	42,50	16	77
Embalse de Margalef	EB0000072	2,98	-	31,57	-	17	94,35
Embalse de Mezalocha	EB0000071	3,92	-	40,00	-	10	
Embalse de Monteagudo de las Vicarias	EB0001003	9,67	5,46	123,00	10,50	5	199
Embalse de Moros	EB0000911	0,50	-	15,00	15,90	1,5	4,30
Embalse de Noguera Ribagorzana	EB0000658	-	-	-	-	7	
Embalse de Pajares	EB0000064	35,00	-	161,74	61,00	19	97,85
Embalse de Pignatelli	EB0000449	1,00	-	0,75	3,50	3	5,26

EMBALSE	CÓDIGO MAS	VOLUMEN TOTAL (Hm³)	VOLUMEN MEDIO (Hm³)	SUPERFICIE_{MAS} TOTAL(Ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA(m)	PROFUNDIDAD MEDIA(m)	SUPERFICIE CUENCA (km²)
Embalse de Pina	EB0000454	1,00	-	80,75	-	3	
Embalse de Puentelarrá	EB0000026	1,50	-	40,00	13,50	6	5.038
Embalse de Sabiñanigo	EB0000039	1,16	-	26,66	13,70	2,5	598
Embalse de Urdalur	EB0000550	5,50	-	29,50	43,50	31	21,20
Embalse de Utchesa- Seca	EB0001001	4,00	-	74,10	16,55	2,5	250
Embalse de Valdabra	EB0000164	2,88	-	75,91	8,00	4	70

Fuente: Confederación Hidrográfica del Ebro

4.2. Características físico-químicas

4.2.1. Transparencia, turbidez, temperatura, pH y conductividad.

A Tipo 1. Maidevera, Pajares, Noguera-Ribagorzana. Monteagudo de las Vicarías y Albiña.

- La transparencia del agua, medida con el disco de Secchi (DS), oscila entre los 9.35 m del Embalse de Noguera- Ribagorzana y los 0,95 m del embalse de Monteagudo de las Vicarías. La amplitud de este rango se refleja también en la desviación típica de los datos que toma el valor 2,7 m.
- La turbidez se encuentra, en general, por debajo de los límites de detección, exceptuando los embalses de Pajares y Maidevera en los que se presenta un aumento de este parámetro con la profundidad. En el caso del embalse de Pajares el rango de turbidez es de 16 a 19 NTU. Asimismo en el embalse de Maidevera el rango es de 8 a 16 NTU.
- La temperatura superficial de los embalses del tipo 1 presenta unos valores que oscilan entre 24.6°C del Embalse de Maidevera y los 11.5°C del Embalse de Noguera-Ribagorzana. Los embalses de Albiña, Pajares y Maidevera se encuentran estratificados, mientras que el resto presentan un leve descenso de la temperatura con la profundidad, sin llegar a formarse una clara termoclina (entendiendo como termoclina un descenso de temperatura de 1°C por metro).
- El pH de los embalses se observa un descenso del mismo con la profundidad, tomando valores ligeramente ácidos, oscilando entre 5.9 y 7.6 a excepción de las medidas en superficie en los Embalses de Pajares y Maidevera, donde el pH es ligeramente alcalino con un valor de 8.2 ud y 8.1 respectivamente.
- La conductividad registrada en los embalses tipo 1 presenta un rango muy amplio, y varía entre 80 y 1600 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los valores mínimos han sido registrados en el embalse de Pajares y los máximos en el embalse de Monteagudo de las Vicarías.

B Tipo 7. Embalses de Lechago, Montearagón, Alloz, Itoiz y Urdalur.

- Los embalses de Lechago y Montearagón no se analizan ya que no se ha podido tomar muestra al encontrarse en construcción.
- La transparencia del agua, medida con el disco de Secchi, en los embalses de tipo 7 presenta un rango de pequeña amplitud. El máximo se presenta en el embalse de Itoiz (2.45 m) y el mínimo en el embalse de Alloz (1.25 m).
- La turbidez se encuentra por debajo de los límites de detección en los embalses de Itoiz y Urdalur. En cambio en el embalse de Alloz presenta los valores de 8, 16 y 320 NTU a las profundidades de 2.8 y 20 m respectivamente. Este último dato extremo debió ser ocasionado por resuspensión de sedimentos al tocar fondo la sonda, por lo que no es representativo.
- Los valores de la temperatura superficial de los embalses del tipo 7 tienen de media 20.2 °C. En el máximo de Oxígeno, la temperatura media desciende hasta los 16°C y en el fondo, la temperatura media desciende aún más, hasta los 13.9 °C. Los tres embalses agrupados en el tipo 7 presentan una clara estratificación.
- En el embalse de Alloz el pH desciende con la profundidad desde 7.9 a 7.4 unidades. En el embalse de Itoiz el pH presenta máximos cercanos a 8.0 en las muestras tomadas hasta los 10m, comenzando entonces a descender hasta valores cercanos a 7 en profundidad, con un mínimo de 6.6 a 43 m.
- Asimismo, la conductividad registrada en los embalses de Alloz y Urdalur presenta comportamientos diferentes. En el embalse de Alloz, los valores aumentan con la profundidad, desde 820 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en superficie a 1326 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 28 m de profundidad. En cambio, en el embalse de Urdalur los valores descienden desde valores cercanos a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en superficie y hasta los 12 m de profundidad, descendiendo paulatinamente hasta un mínimo de 29 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a los 24 m de profundidad. En el embalse de Itoiz no se pudieron obtener datos de conductividad debido a problemas técnicos.

C Tipo 9. Embalses de Cereceda, Puentelarrá y Sabiñanigo.

- La transparencia del agua es similar en los embalses de Puentelarrá y Sabiñanigo, tomando los valores de 1.45 m y 1.8 m. En cambio en el embalse de Cereceda la profundidad del disco de Secchi es mayor (3.5 m)
- La turbidez es baja en los embalses de Cereceda y Sabiñanigo (12 y 13 NTU), encontrándose por debajo de los límites de detección en el embalse de Puentelarrá.
- La temperatura superficial de los embalses de tipo 9 es variable. En el embalse de Puentelarrá es de 22.5°C, en cambio en los embalses de Cereceda y Sabiñanigo las temperaturas son algo más bajas (17.2 y 14.9 °C respectivamente)
- Asimismo, el pH es muy similar en todos los casos, presentando una media de 7.8, es decir, ligeramente alcalino.
- La conductividad registrada en los embalses tipo 12 presenta un rango estrecho comprendido entre 270 µS/cm (Embalse de Sabiñanigo) y los 450 µS/cm (Embalse de Puentelarrá).

D Tipo 10. Embalses de Margalef, Mezalocha, Cienfuens, Gallipué, Guara, Valdabra, Utecha-seca y Santa M^a de Belsúe

- El embalse de Santa M^a de Belsúe no se incluye en el análisis ya que no se ha podido tomar muestra al encontrarse seco en el momento del muestreo.
- La transparencia del agua toma el valor máximo de este tipo de embalses en el de Guara (6.2 m), seguido de los embalses de Gallipué y Margalef donde es 1.5 m y 1.8 m respectivamente. En el resto de embalses, de los que se obtienen datos, la profundidad del Disco de Secchi es inferior a 1 m. En el caso del embalse de Cienfuens no se han obtenido datos al tomarse las muestras desde el azud.
- La turbidez, en general, se encuentra por debajo de los límites de detección, exceptuando el embalse de Cienfuens donde toma el valor de 38 NTU.

- La temperatura superficial de los embalses del tipo 10 presenta una media de 23.4 °C. Los embalses de Margalef, Cienfuens, Gallipué y Guara se encuentran estratificados, mientras que el resto presentan un descenso paulatino de la temperatura con la profundidad.
- En el ESTUDIO del pH de los embalses se observa un descenso del mismo con la profundidad. Los valores son circumneutrales a ligeramente alcalinos, oscilando entre 6.8 y 7.9 unidades. Las medidas más extremas se tomaron en superficie en los Embalses de Mezalocha y Valdabra, donde el pH tomó valores de 8.0 y 8.2 respectivamente.
- La conductividad registrada en la parte superficial de los embalses de tipo 10 presenta una media de 478,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ si exceptuamos el embalse de Valdabra, con un valor extremo de 1.300 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

E Tipo 11. Embalses de Ardisa, Embalse de El Cortijo y Embalse de Moros.

- La transparencia del agua es variable en los dos embalses de los que se dispone de datos, tomando los valores de 0.25 y 0.7 m en el embalse de El Cortijo y Moros respectivamente. En el embalse de Ardisa no se dispone de este dato ya que la toma de muestras se tuvo que realizar desde la presa.
- La turbidez mínima de este grupo la presenta el embalse de Ardisa (por debajo de los límites de detección). En cambio los embalses de El Cortijo y Morós toman valores medios de 44 y 46 NTU.
- La temperatura superficial de los embalses de tipo 11 presenta una media de 22.0 °C. La temperatura máxima ha sido tomada en el embalse de Morós, con 24.2°C.
- Asimismo, los valores de pH registrados presentan una media de 7.4 unidades.
- Los valores de conductividad de los embalses de tipo 11 son muy variables. En los embalses de Ardisa y El Cortijo las conductividades medidas (130 y 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$) son muy inferiores a la del Embalse de Moros (2400 $\mu\text{S}/\text{cm}$)

F Tipo 12. Embalse de Pignatelli y Embalse de Pina.

- La transparencia del agua es similar en ambos embalses, tomando los valores de 0.15 y 0.2 m en el embalse de Pignatelli y Pina respectivamente.
- La turbidez es relativamente baja en el Embalse de Pina (47 NTU), dato muy bajo que contrasta con el de transparencia (DS de 0.2 m), por lo que podría tratarse de un error de medida. En cambio en el embalse de Pignatelli, la turbidez sí es alta (410 NTU).

- La temperatura superficial en los embalses de Pignatelli y Pina presenta una media de 23.4°C.
- Asimismo, el pH es muy similar en ambos casos, rondando las 7.4 unidades.

- La conductividad registrada en los embalses tipo 12 presenta valores altos, con un rango amplio, desde los 1321 $\mu\text{S}/\text{cm}$ del embalse de Pignatelli a los 3500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ del embalse de Pina.

Se incluyen a continuación las gráficas relativas a cada uno de los parámetros y su comportamiento para los diferentes tipos de embalses, considerando los valores medios de los parámetros para cada embalse (**Figura 3**). Se prescindió de representar los valores extremos, con el fin de interpretar mejor las tendencias generales de los datos.

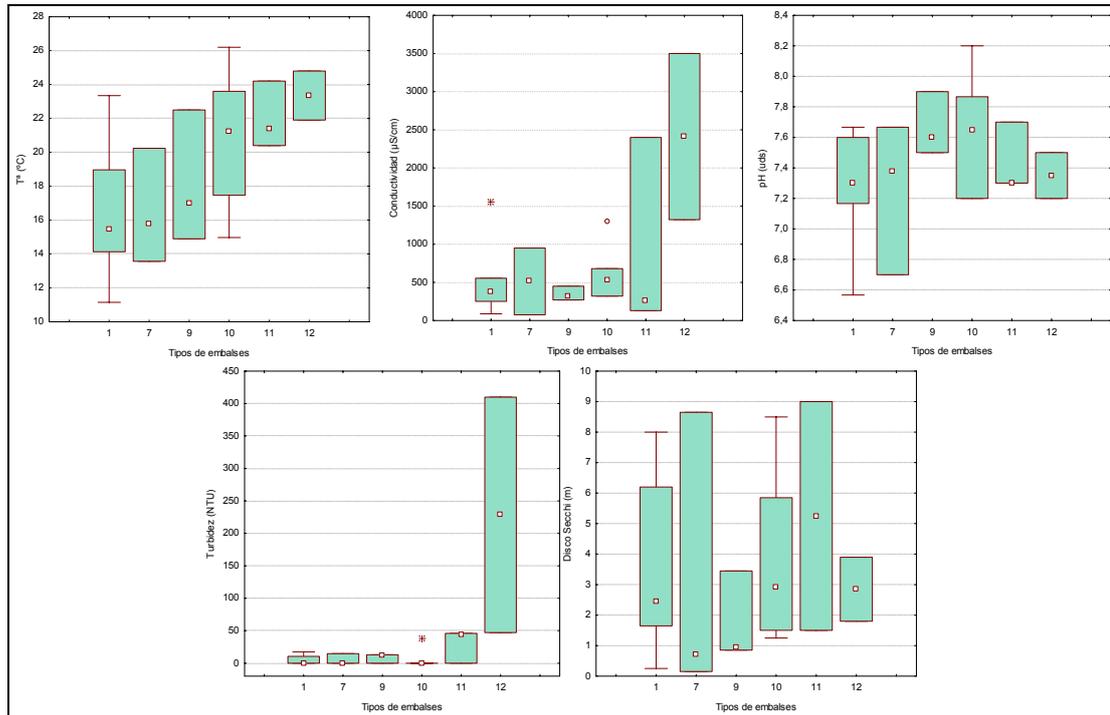


Figura 3. Valores de los diferentes parámetros fisicoquímicos para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers, representados por asteriscos). Tipos de 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.

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 debajo 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 ponderado 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** se resumen los resultados obtenidos.

CUADRO 6
 CONDICIONES DE OXIGENACION EN LA COLUMNA DE AGUA

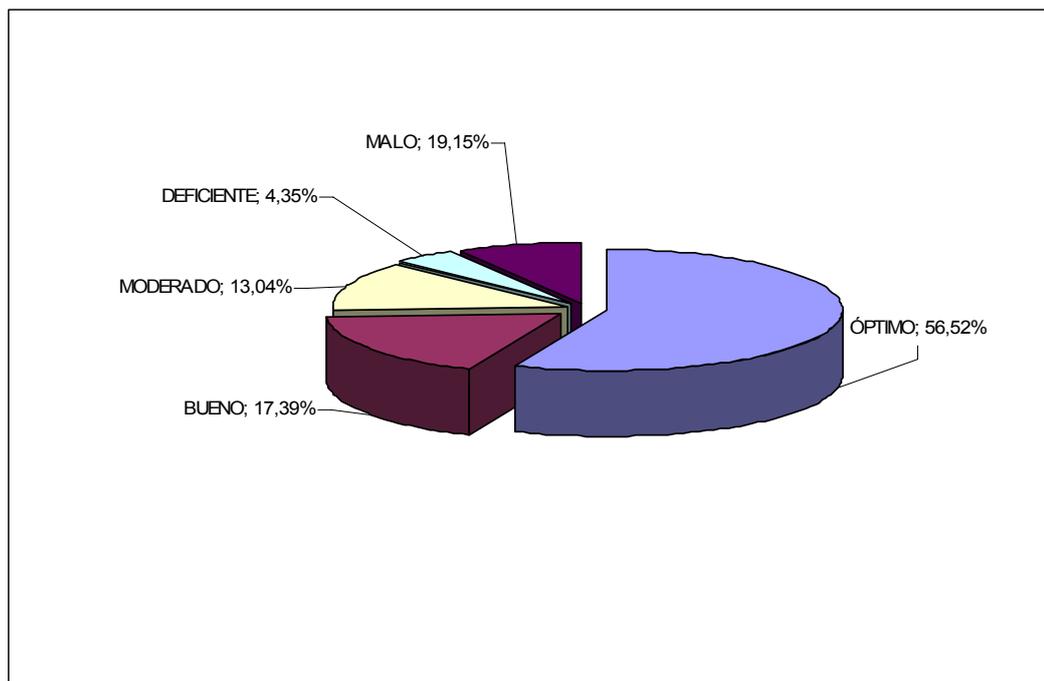
EMBALSE	CÓDIGO MAS	OXIGENO DISUELTO EN EL EPILIMNION O MEDIA EN LA COLUMNA DE AGUA (mg/l O ₂)	OXIGENO DISUELTO EN EL HIPOLIMNION (mg/l O ₂)	CLASE DE CALIDAD
Embalse de Albiña	EB0000005	8,88	0,18	ÓPTIMO
Embalse de Alloz	EB0000558	8,3	6,36	MODERADO
Embalse de Ardisa	EB0000055	9,05	No estratificado	OPTIMO
Embalse de Cereceda	EB0000017	10,75	8,48	OPTIMO
Embalse de Cienfuens	EB0000812	9,35	6,8	BUENO
Embalse de El Cortijo	EB0000040	7,55	No estratificado	BUENO
Embalse de Gallipué	EB0000913	10,7	3,5	DEFICIENTE
Embalse de Guara	EB0000380	11,52	10,40	ÓPTIMO
Embalse de Itoiz	EB0000086	9,125	0,05	MALO
Embalse de Maidevera	EB0000823	11,03	5,21	MODERADO
Embalse de Margalef	EB0000072	9,8	0,3	MALO
Embalse de Mezalocha	EB0000071	11,925	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de Monteagudo de las Vicarias	EB0001003	11,74	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de Moros	EB0000911	9,73	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de Noguera Ribagorzana	EB0000658	10,7	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de Pajares	EB0000064	11,57	10,13	ÓPTIMO
Embalse de Pignatelli	EB0000449	6,32	No estratificado	BUENO

EMBALSE	CÓDIGO MAS	OXIGENO DISUELTO EN EL EPILIMNION O MEDIA EN LA COLUMNA DE AGUA (mg/l O₂)	OXIGENO DISUELTO EN EL HIPOLIMNION (mg/l O₂)	CLASE DE CALIDAD
Embalse de Pina	EB0000454	11,27	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de Puentelarrá	EB0000026	6,6	No estratificado	BUENO
Embalse de Sabiñanigo	EB0000039	10,84	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de Urdalur	EB0000550	8,16	4,63	MODERADO
Embalse de Utchesa- Seca	EB0001001	10,9	No estratificado	ÓPTIMO
Embalse de Valdabra	EB0000164	9,325	No estratificado	ÓPTIMO

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 48 %.
- La calidad de las masas de agua según la oxigenación es óptima en más de un 55% como se refleja en el Gráfico 1.
- Las masas de agua con niveles bajos de oxigenación (nivel de calidad Deficiente o Malo) coinciden con masas de agua estratificadas que presentan un hipolimnion poco oxigenado.

GRÁFICO 1
CALIDAD DE LOS EMBALSES SEGÚN EL GRADO DE OXIGENACIÓN



Considerando las concentraciones medias de oxígeno disuelto para los diferentes embalses (hipolimnéticas o medias ponderadas según las condiciones de estratificación), agrupados por sus tipologías, se obtuvieron los siguientes resultados (**Figura 5**):

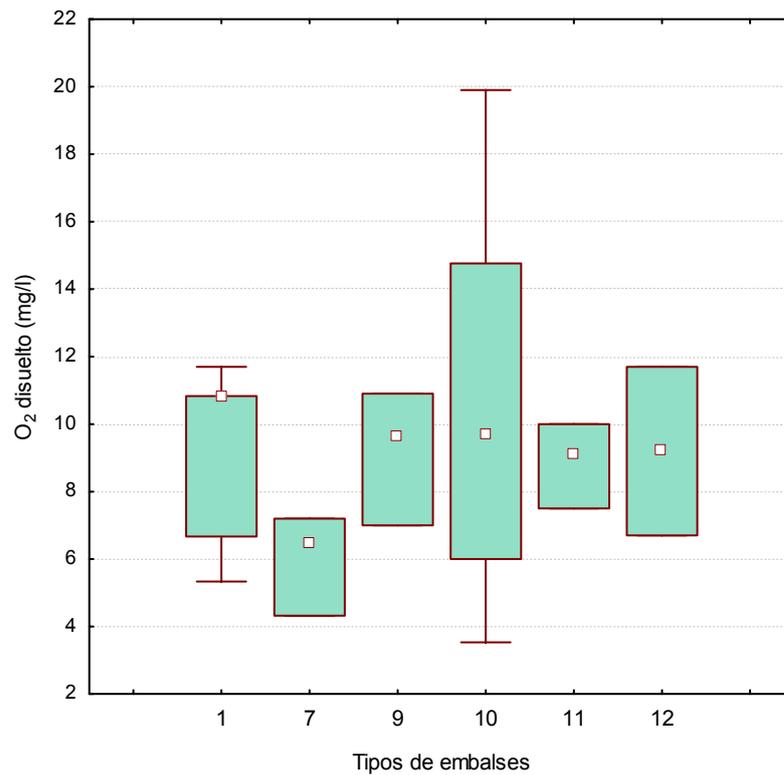


Figura 5. Concentraciones de oxígeno disuelto para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers). Tipología de embalses: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / 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.

4.2.3. Concentración de nutrientes

A Tipo 1 Pajares, Noguera-Ribagorzana. Monteagudo de las Vicarías y Albiña.

- La concentración de fósforo total de los embalses de tipo 1 en superficie es de 30 µg/l PO₄ de media. El máximo de los valores obtenidos es de 90 µg/l PO₄ (Muestra del Embalse de Maidevera en la profundidad del máximo de O₂). El valor mínimo es de 20 µg/l PO₄ y se presenta en varias de las muestras, como por ejemplo en el Embalse de la Noguera-Ribagorzana.
- Por lo general el fósforo soluble es una fracción variable del fósforo total. Esta fracción llega a ser del 100% (es decir, todo el fósforo disuelto, no ligado a materia orgánica) en el Embalse de Albiña, con 30 µg/l PO₄ disuelto. En contraste, esta fracción es del 0% del fósforo total (todo el fósforo ligado a materia orgánica, es decir, 0 µg/l) en parte de las muestras de los embalses de Pajares y de Maidevera.
- El contenido en Nitratos de los embalses del tipo 1 presenta unos valores que oscilan entre 1,62 mg/l NO₃ en la muestra tomada del fondo del Embalse de Pajares y los 0.03 de la muestra tomada del fondo del Embalse de Albiña. La excepción es el embalse de Maidevera con valores de 8,75 a 10,14 mg/l NO₃ desde la superficie al fondo.
- En el estudio del contenido en Nitritos de los embalses de tipo 1, se observa un rango de 0.01 a 0.16 mg/l NO₂.
- La media de la concentración de amonio es de 0.09, con un mínimo de 0.06 y un máximo de 0.14 mg/l NH₄.
- Asimismo el silicio toma valores en un pequeño rango (de 0.2 a 0.34 mg) a excepción del embalse de Pajares cuyas muestras arrojan valores próximos a 1.5 mg/l.

B Tipo 7 Embalses de Alloz, Itoiz y Urdalur

- El fósforo total de los embalses tipo 7 en superficie, en el máximo de O₂ y en el fondo es de 20 µg/l PO₄, salvo en las muestras superficiales de Itoiz y Urdalur que es de 30 µg/l PO₄.
- El fósforo soluble coincide en todas las muestras con el fósforo total, lo que indica que la cantidad de P ligado a organismos del plancton es mínima, y por ello su densidad muy baja.
- En el contenido en Nitratos de los embalses del tipo 7 se puede establecer una diferenciación clara: Por un lado, el Embalse de Alloz con un valor medio de 12,7 mg/l NO₃. Por otro lado los embalses de Itoiz y Urdalur con valores comprendidos entre 2,1 y 0,17 mg/l NO₃.
- Los Nitritos están únicamente presentes en el embalse de Alloz y en la muestra de fondo del embalse de Urdalur.
- El Amonio presenta una media de la concentración de 0.016 mg/l NH₄, con un mínimo de 0.013 y un máximo de 0.020.
- Asimismo el silicio no es frecuente en estas muestras. Únicamente se detecta en la muestra de fondo del embalse de Alloz (0,01 mg/l SiO₄)

C Tipo 9 Embalse de Cereceda, Puentelarrá y Sabiñanigo

- El fósforo total en la superficie de los embalses de Cereceda y Sabiñanigo es de 30 µg/l PO₄. En la muestra tomada en la superficie del embalse de Puentelarrá es de 50 µg/l PO₄.
- El fósforo soluble en los embalses de Cereceda y Puentelarrá es de 10 µg/l PO₄ frente al embalse de Sabiñanigo donde no se detecta fósforo soluble, o sea, todo el P está ligado a la biomasa planctónica.

- En cuanto al contenido en nitratos destaca el valor de 19,3 mg/l NO_3 obtenido en el embalse de Puentelarrá. El resto de muestras tienen un contenido en nitratos inferior a 2 mg/l NO_3 .
- Los Nitritos no están presentes en el embalse de Cereceda. En cambio las muestras de los embalses de Puentelarrá y Sabiñanigo presentan valores de 0,02 mg/l NO_2 y 0,04 mg/l NO_2 respectivamente.
- El Amonio presenta una media de la concentración de 0.066 mg/l NH_4 , con un mínimo de 0.020 y un máximo de 0.14 mg/l NH_4 para el embalse de Puentelarrá.
- El contenido de silicio es únicamente relevante en el embalse de Sabiñanigo (1 mg/l SiO_4). en el resto de muestras no se detecta silicio.

D Tipo 10 Embalses de Margalef, Mezalocha, Cienfuens, Gallipuéen, Guara, Valdabra y Utchesa- Seca

- El fósforo total en los embalses de tipo 10 se encuentra en un rango de 10 y 40 $\mu\text{g/l}$. fuera de este rango se encuentran 2 excepciones: La muestra de fondo del embalse de Mezalocha (60 $\mu\text{g/l PO}_4$), y la muestra de superficie del Embalse de Utchesa-Seca (200 $\mu\text{g/l PO}_4$).
- El valor más frecuente del fósforo soluble en los embalses de tipo 10 es de 10 $\mu\text{g/l PO}_4$. Es menor de este valor en el embalse de Guara (donde no es detectable) y es mayor en las muestras tomadas en el fondo de los embalses de Mezalocha, Gallipuéen y Valdabra (20 $\mu\text{g/l PO}_4$).
- En cuanto al contenido en nitratos destacan los valores de 15 y 15,92 mg/l NO_3 obtenidos en las muestras del embalse de Mezalocha. El resto de las muestras tienen un contenido en nitratos entre 0 y 1,6 2 mg/l NO_3 .
- Los Nitritos están presentes en los embalses de Mezalocha, Cienfuens, Utchesa-Seca y Guara (Muestra de Fondo). Por otra parte, el resto de muestras no contienen nitritos a niveles detectables.

- El Amonio presenta una media de la concentración de 0.067, con un mínimo de 0.015 y un máximo de 0.18 mg/l NH₄.
- El silicio toma valores más altos en el embalse de Guara (contenido medio de 1,07 mg/l) y en el embalse de Cienfuens (1 mg/l SiO₄). Los valores mas bajos, correspondientes al resto de muestras, se engloban en un rango de 0 a 0,41 mg/l SiO₄.

E Tipo 11 Embalse de Ardisa, Embalse de El Cortijo y Embalse de Moros.

- El fósforo total en los embalses de tipo 11 es muy variable. En los embalses de Ardisa, El Cortijo y de Moros toma los valores de 740, 160 y 20 µg/l PO₄, respectivamente.
- En cuanto a la solubilidad del fósforo en el embalse de Moros el 100 % del fósforo es Soluble (20 µg/l PO₄) en cambio en los otros dos embalses la proporción es menor (10 µg/l PO₄ en Ardisa y 30 µg/l PO₄ en El Cortijo)
- El contenido en nitratos es más homogéneo que los valores de fósforo. El valor medio es de 6 mg/l NO₃.
- En cuanto a los Nitritos, no están presentes en el embalse de Moros En el resto de muestras el contenido en nitritos es bajo (0,01 mg/l NO₂ en Ardisa y 0,03 mg/l NO₂ en El Cortijo).
- El Amonio presenta una media de la concentración de 0.063, con un mínimo de 0.020 y un máximo de 0.14 mg/l NH₄.
- El silicio no es detectable en los embalses de Ardisa y El Cortijo. En el embalse de Moros el valor es de 0,31 mg/l SiO₄.

F Tipo 12 Embalse de Pignatelli y Embalse de Pina.

- El fósforo total en los embalses de tipo 12 se encuentra entorno a 250 µg/l PO₄.
- En cuanto al fósforo soluble, en ambos embalses toma un valor de de 20 µg/l PO₄.

- El contenido en nitratos es de 16,08 mg/l NO₃ en el Embalse de Pignatelli y de 30,02 NO₃ mg/l en el Embalse de Pina.
- En cuanto a los Nitritos, la concentración es muy elevada en el embalse de Pina (0,47 mg/l NO₂). Este valor, junto a otros valores elevados para nutrientes y conductividad (3500 μS/cm) sugieren una contaminación orgánica elevada en este embalse. En el embalse de Pignatelli la concentración es de 0,01 mg/l NO₂.
- El Amonio presenta una media de la concentración de 0.26 NH₄, con un mínimo de 0.13 y un máximo de 0.39 mg/l NH₄ también en Pina.
- El silicio no es detectable en el embalse de Pina. Asimismo, su presencia es muy baja en el embalse de Pignatelli (0,01 mg/l SiO₄).

A nivel del conjunto de los embalses estudiados y a modo de resumen, se incluyen a continuación las gráficas relativas a cada uno de los nutrientes analizados y su comportamiento para los diferentes tipos.

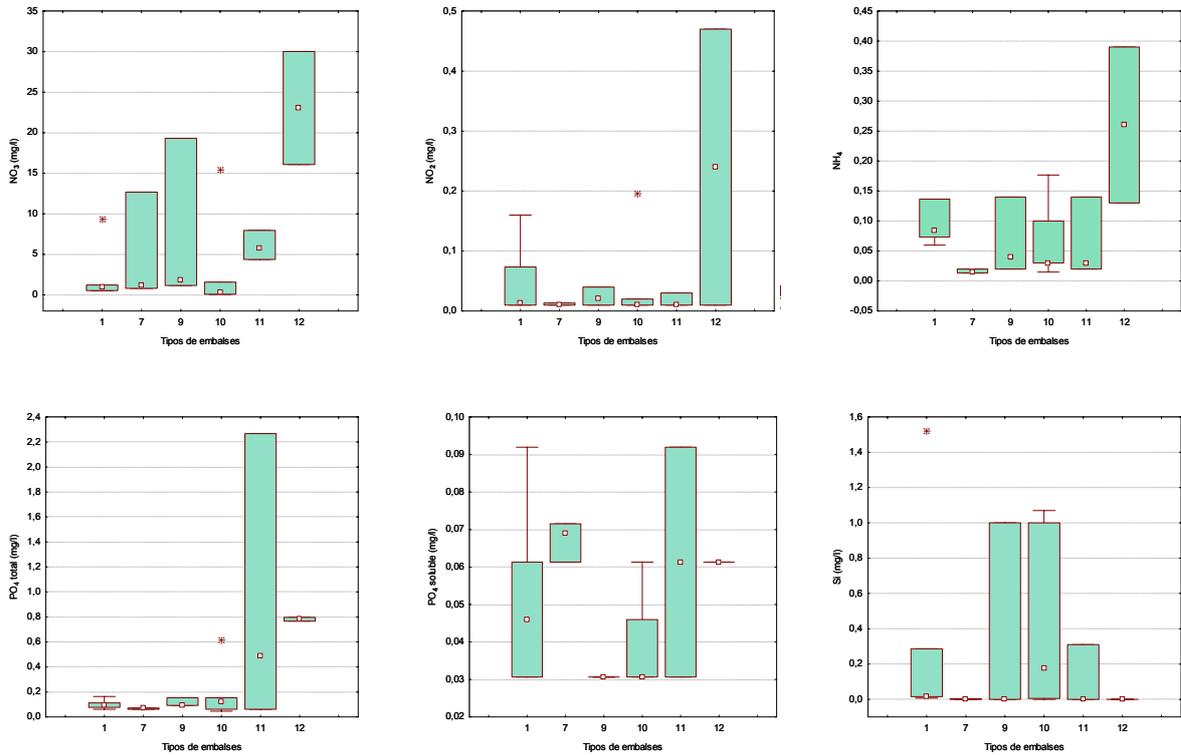


Figura 6. Concentraciones de nutrientes para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers) y los asteriscos son valores extremos. Tipología de embalses: 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.

4.2.4. Alcalinidad

La alcalinidad de los diferentes tipos de embalses, expresada como concentración de CaCO_3 , se resume en la siguiente **Figura 8**. Como se puede observar, los embalses de tipo 1, al estar localizados en cuencas de naturaleza silíceas y de cabecera, presentaron las concentraciones de CaCO_3 más bajas, en contraste con los de tipo 12, con las aguas más alcalinas, debido a la naturaleza calcárea de sus cuencas de aporte y a su localización en las partes más bajas del eje principal (y que por tanto reciben más aportes de solutos).

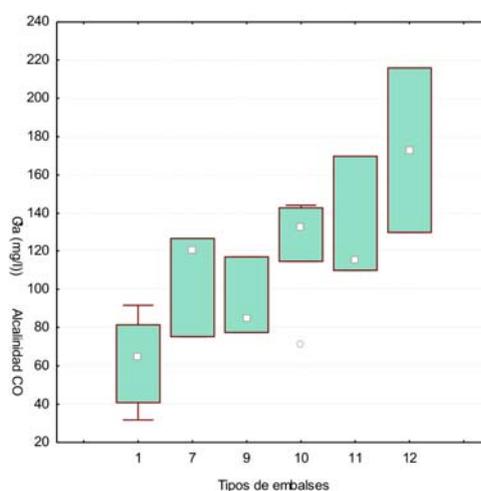


Figura 8. Concentraciones de CaCO_3 para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers –círculos blancos-) y los asteriscos representan valores extremos. 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.

4.3. Características Biológicas

4.3.1. Fitoplancton

La comunidad fitoplanctónica estudiada (un total de 259 taxones en 22 embalses) está representada por ocho grandes grupos algales, entre los que destacan, por su diversidad, los clorófitos y las diatomeas (Bacillariophyceae). El cuadro siguiente resume la composición global del fitoplancton en los embalses estudiados.

Grupo	nº especies
Clorophyta	93
Bacillariophyta	74
Cianophyta	24
Euglenophyta	20
Chrysophyceae	19
Dinophyta	15
Cryptophyta	9
Tetrasporales	1

La comunidad fitoplanctónica estudiada en los diferentes 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), riqueza (nº de especies) y densidad de cianofíceas tóxicas. Los resultados obtenidos para los diferentes tipos de embalses se resumen en las figuras siguientes (**Figuras 9, 10 y 11**).

En los embalses las concentraciones de clorofila fueron en general bastante más altas que en los lagos (ver informe lagos 2006), con medias cercanas a los 20 $\mu\text{g/l}$ en los tipos 1, 7, 9, 10 y 11. El tipo 12 de embalses presentó las mayores concentraciones, seguido del tipo 10, aunque con una gran variabilidad entre embalses.

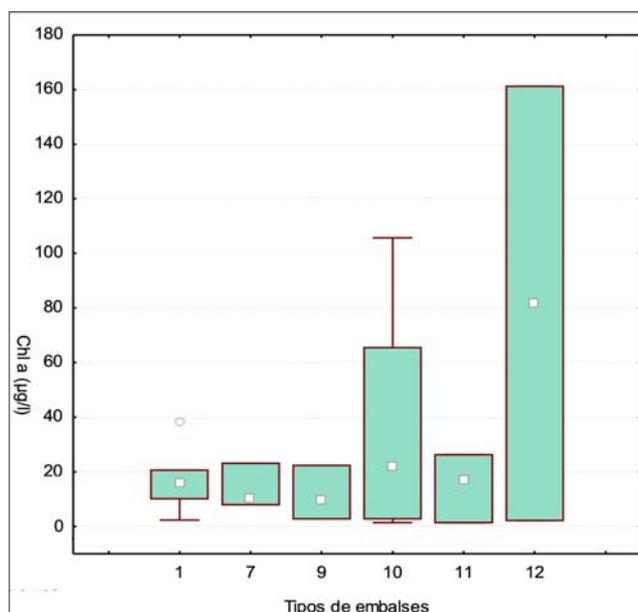


Figura 9. Concentraciones de Clorofila a para los diferentes tipos embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers –círculos blancos-) y los asteriscos representan valores extremos. 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 celular fue más alta en los embalses de tipo 10, con valores medios que alcanzaron los $1.6 \cdot 10^6$ cel/ml, aunque se trató de un valor bastante extremo, observado en el embalse de Utchesa-Seca.

El comportamiento de la variable biovolumen celular de fitoplancton fue relativamente similar, con la excepción del tipo 12 (Pignatelli y Pina), donde a pesar de ser las densidades celulares un poco más altas (en valores medianos, ver **Figura 10**), el biovolumen celular fue extremadamente superior a los demás grupos, debido principalmente a la alta densidad de la diatomea *Thalassiosira visurgis* en el embalse de Pina.

La riqueza de especies de fitoplancton se movió en torno a las 25-30 especies. El tipo 1 destacó, a nivel general, por el gran número de especies, aunque los valores más elevados correspondieron al tipo 7, con un máximo de 57 especies para el embalse de Itoiz.

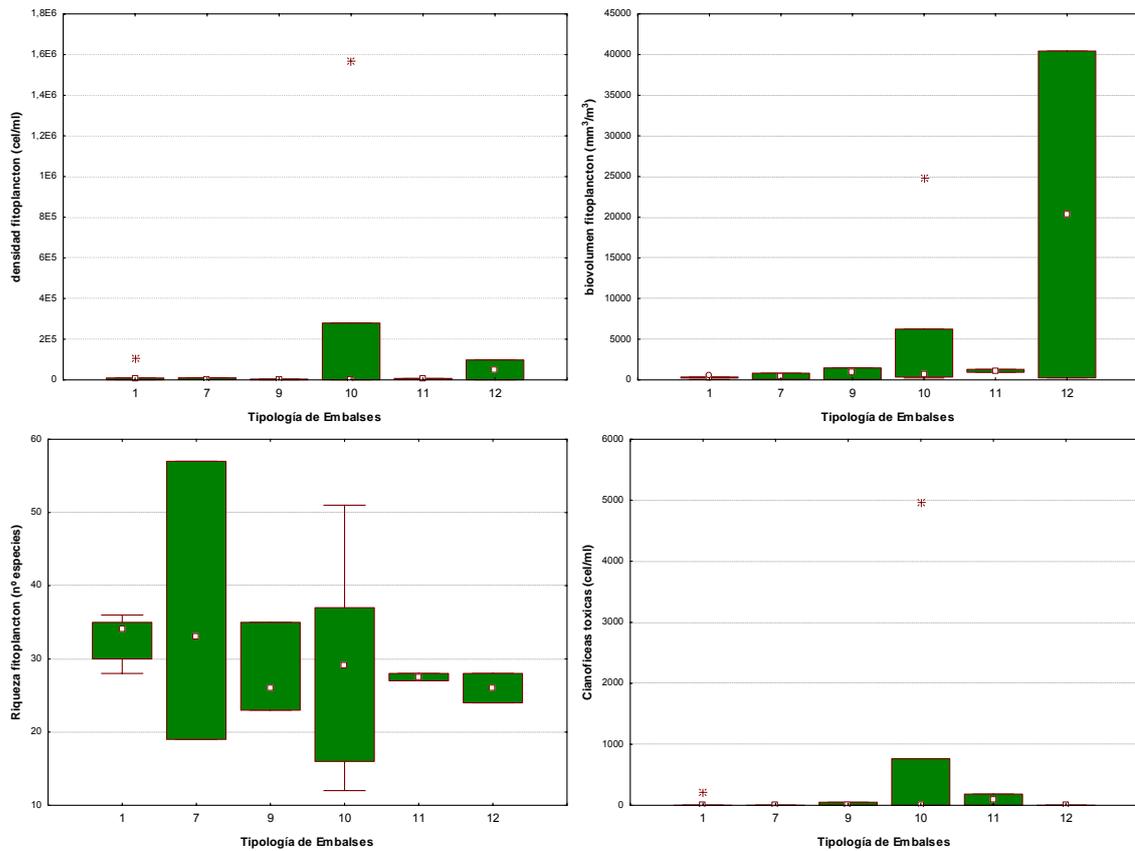


Figura 10. Variables del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers) y los asteriscos son valores extremos. Tipología de embalses: 1: 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.

Con el fin de hacer una descripción más detallada de las comunidades algales planctónicas de los embalses estudiados, en la **Figura 11** se muestran las distribuciones de los principales grupos algales en cada embalse.

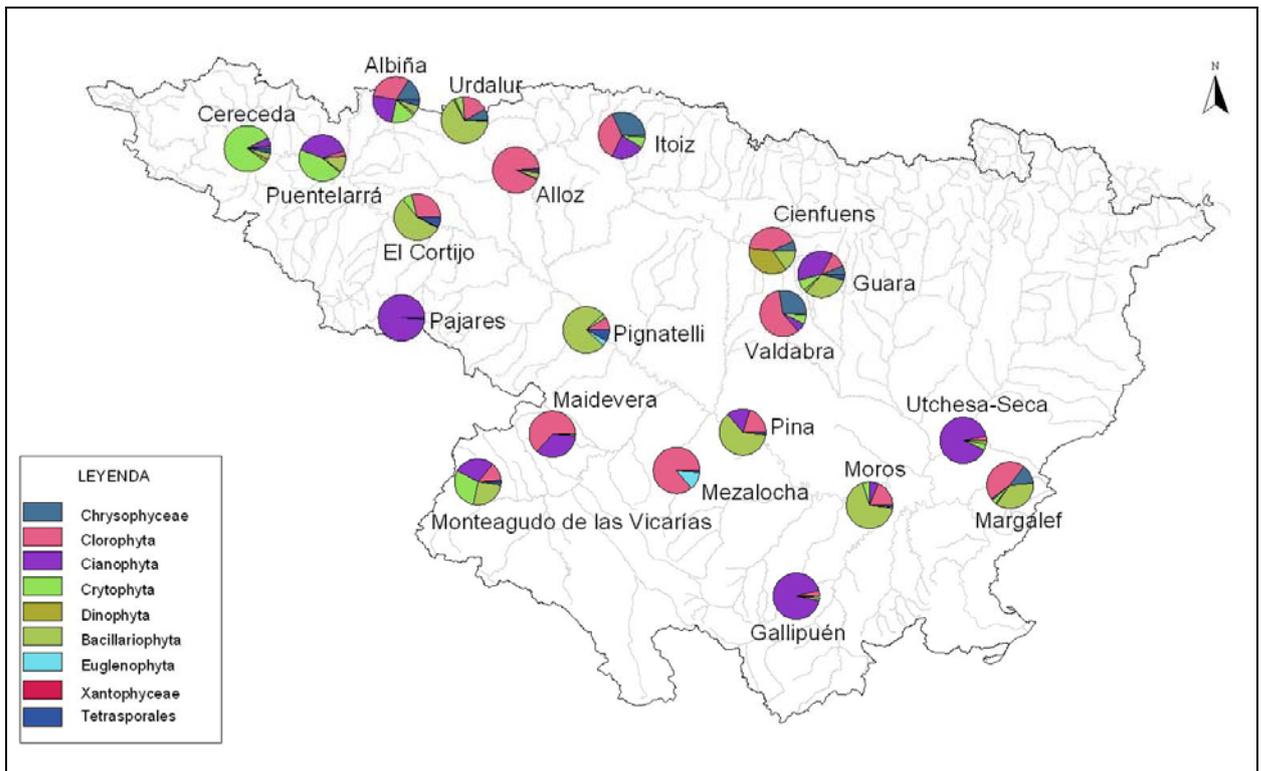


Figura 11 Distribución de los principales grupos algales en los embalses estudiados en 2006.

De igual forma, los datos se analizan por tipos de embalse en la siguiente figura (**Figura 12**):

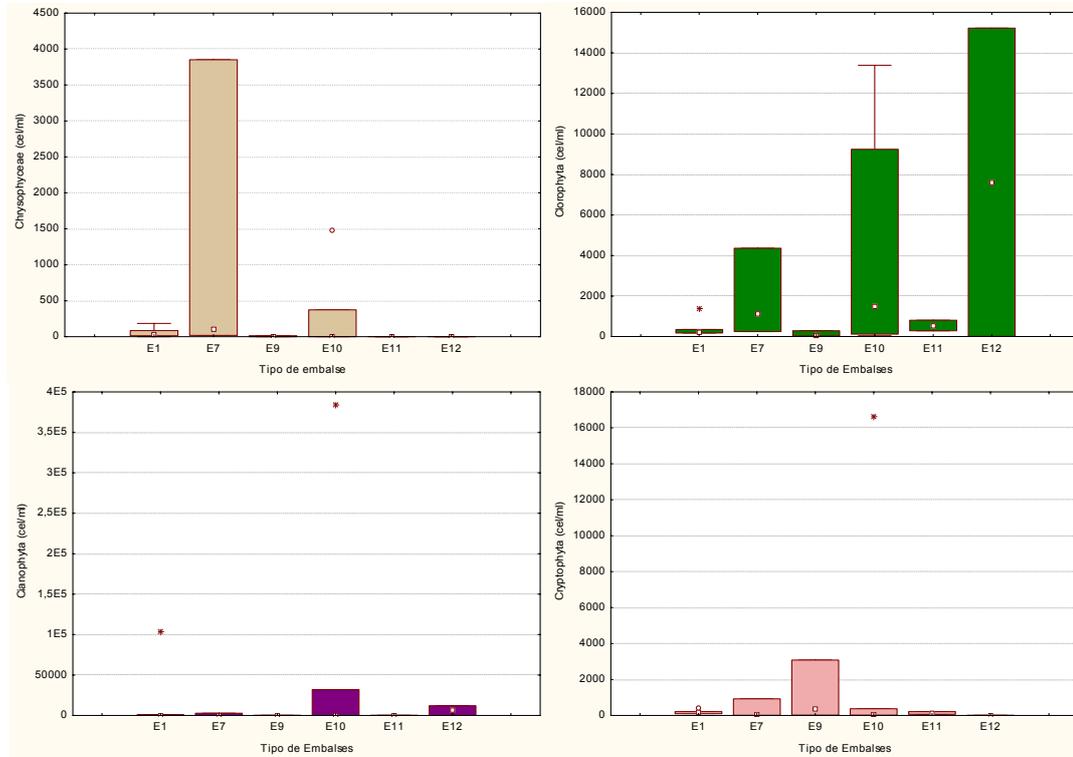


Figura 12. Densidad celular de los principales grupos de algas fitoplanctónicas. Embalses: E1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; E7: Calcáreo / húmedo / cabecera / frío; E9: Calcáreo / húmedo / red principal; E10: Calcáreo / no húmedo / cabecera; E11: Calcáreo / no húmedo / red principal; E12: Calcáreo / no húmedo / ejes parte baja. (Continúa en la página siguiente)

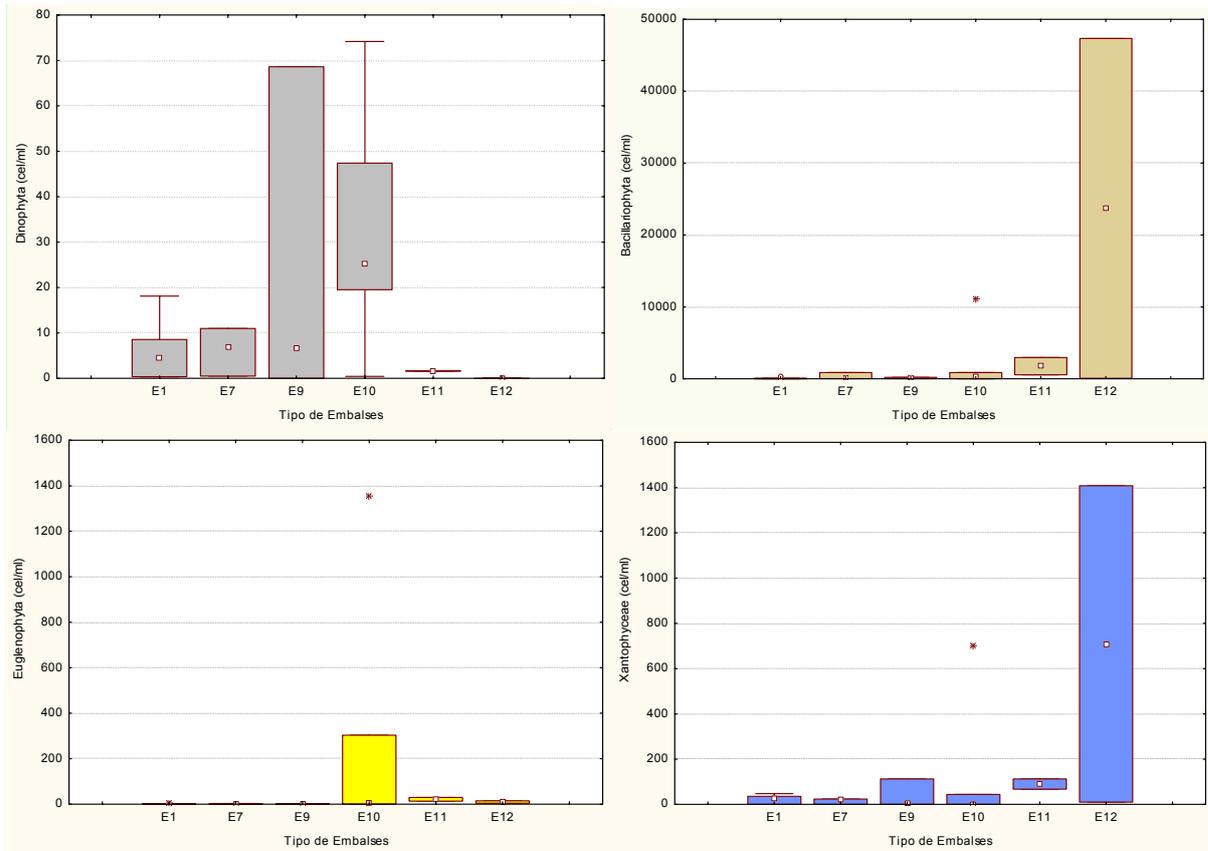


Figura 13. Densidad celular de los principales grupos de algas fitoplanctónicas. Embalses: E1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; E7: Calcáreo / húmedo / cabecera / frío; E9: Calcáreo / húmedo / red principal; E10: Calcáreo / no húmedo / cabecera; E11: Calcáreo / no húmedo / red principal; E12: Calcáreo / no húmedo / ejes parte baja.

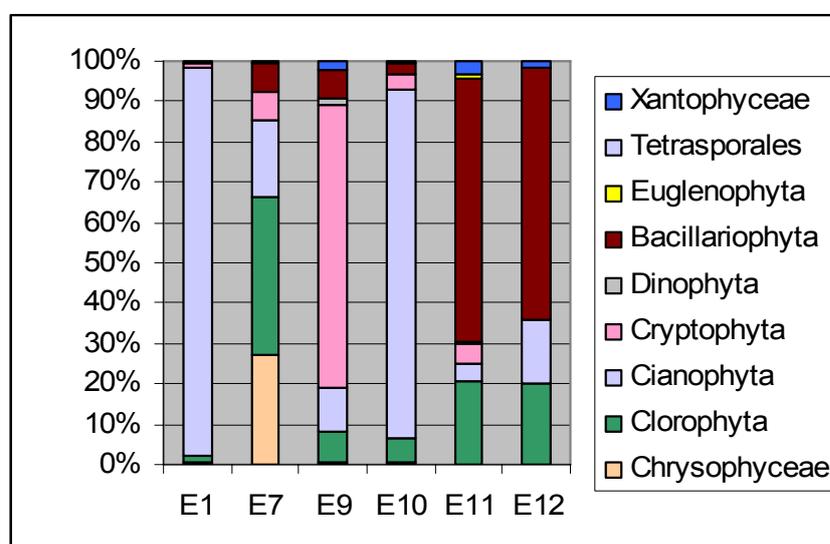


Figura 14. Densidad celular media (en porcentaje) de los principales grupos de algas fitoplanctónicas en los tipos de embalses del ESTUDIO. Embalses: E1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; E7: Calcáreo / húmedo / cabecera / frío; E9: Calcáreo / húmedo / red principal; E10: Calcáreo / no húmedo / cabecera; E11: Calcáreo / no húmedo / red principal; E12: Calcáreo / no húmedo / ejes parte baja.

Como se puede observar, las crisofíceas (*Chrysophyceae*), algas típicas de aguas oligotróficas, ligeramente ácidas, poco mineralizadas y con valores bajos de alcalinidad, cobran importancia en los embalses del Tipo 7 (Calcáreo / húmedo / cabecera / frío).

Los clorófitos (*Clorophyta*) 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 predominancia (junto con las crisofíceas) en los embalses del Tipo 7. También son abundantes en los embalses de la red principal y del curso bajo, de carácter mucho más eutrófico, como son los embalses Tipo 11 y Tipo 12. Debemos reseñar, que aunque son además típicas de sistemas eutróficos, su dominancia (aunque inusual) en medios oligotróficos está bien documentada (Catalán et al. 1992; De Hoyos 1996).

Las cianofíceas (*Cyanophyta*), por su parte, dominan tanto en los embalses del Tipo 1 (Silíceo / húmedo / cabecera / frío) y como del Tipo 10 (Calcáreo / no húmedo / cabecera). La bibliografía general relaciona la densidad de cianofíceas con la eutrofización, aunque se han documentado numerosas excepciones.

En cuanto a las diatomeas (Bacillariophyceae), estas predominan en los embalses de Tipo 11 y Tipo 12 (Calcáreo / no húmedo / red principal; Calcáreo / no húmedo / ejes parte baja).

Los criptófitos (Cryptophyta) sólo se presentan como grupo dominante en los embalses del Tipo 9 (Calcáreo / húmedo / red principal). *Cryptomonas erosa* y *Plagioselmis nannoplanctonica* son las más numerosas. 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).

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 20 embalses y 249 especies, y un conjunto de 14 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 = 22,4%). Las principales variables explicativas (todas ellas sobre el eje CCA1, con un 11.9% de varianza explicada) fueron la transparencia (profundidad de Secchi, DS), la profundidad de toma de muestra (prof), las concentraciones de nutrientes (fósforo total (PO₄), nitratos y nitritos), la temperatura y la conductividad.

La ordenación de los embalses muestreados en 2006 (**Figura 15**) no muestra una gran separación de los tipos estudiados en el plano CCA1-CCA2. Como principal tendencia, ocupando los valores más altos del primer eje CCA1, se localizaron los embalses de Tipo 11 y 12 (Calcáreo / no húmedo / red principal; Calcáreo / no húmedo / ejes parte baja). Un embalse de Tipo 10 (Utchesa-Seca; calcáreo en clima no húmedo y de cabecera) se situó también en

este sector de la ordenación. Entre las especies que caracterizarían estos sistemas (**Figura 16**) encontraríamos las siguientes: *Tetrastrum staurogeniaeforme*, *Aphanocapsa delicatissima*, *Aulacoseira* sp., *Cyclotella* cf. *atomus*, *Dictyosphaerium* cf. *chlorelloides*, *Lagerheimia marssoni*, *Mesotaenium* cf., *Merismopedia insignis*, *Nephrodiella lunaris*, *Nitzschia reversa*, *Scenedesmus acuminatus*, *Stephanodiscus* sp. o *Actinastrum hantzschii*. Las condiciones físico-químicas que predominan en estos sistemas son: profundidades bajas, poca transparencia, altas temperaturas, altas conductividades, así como elevadas concentraciones de nutrientes, en especial de fósforo total.

Los embalses de los tipos 1 y 7, es decir, embalses de zonas húmedas y frías situadas en cabecera, tanto silíceos (E1) como calcáreos (E7), ocupan las posiciones más negativas en el primer eje de ordenación, concordando con las siguientes características físico-químicas: altos valores de transparencia, baja concentración de nutrientes, profundidades elevadas, temperaturas moderadas a bajas. La comunidad característica de este sector de la ordenación contaría con especies tales como: *Acanthoceras zachariasii*, *Anabaena* cf. *danica*, *Ceratium hirundinella*, *Chromulina* sp., *Clorococal* 13 micras, *Cosmarium tenue*, *Cyclotella radiosa*, *Dinobryon crenulatum*, *Dinobryon divergens*, *Fragilaria ulna* var. *acus*, *Kirchneriella* cf. *dianae*, *Lepocinclis* cf. *teres*, *Mougeotia* sp., *Nitzschia* cf. *graciliformis*, *Oocystis* cf. *marssonii*, *Pediastrum simplex* var. *simplex*, *Peridinium* sp., *Phacus pyrum*, *Schroederia* sp., *Staurastrum paradoxum* var. *parvum*, *Staurastrum tetracerum* y *Trachelomonas oblonga* (**Figura 16**). Dos embalses de Tipo 10 (Valdabra y Margalef), es decir, calcáreos en clima no húmedo y de cabecera se localizaron también en este sector de la ordenación. También en este sector, aunque separado claramente en el segundo eje de ordenación (ocupando sus valores más positivos) se situó el Embalse de Sabiñánigo (Tipo 9: calcáreo en clima húmedo y de la red principal), con una comunidad bien diferenciada y compuesta por las siguientes especies características: *Achnantes biasoletiana*, *Cymbella silesiaca*, *Cymbella sinuata*, *Gomphonema pumilum*, *Navicula* cf. *cryptotenella*, *Navicula cuspidata*, *Navicula pupula*, *Navicula tripunctata*, *Gomphonema* sp., *Nitzschia* sp.1 o *Nitzschia* sp.2.

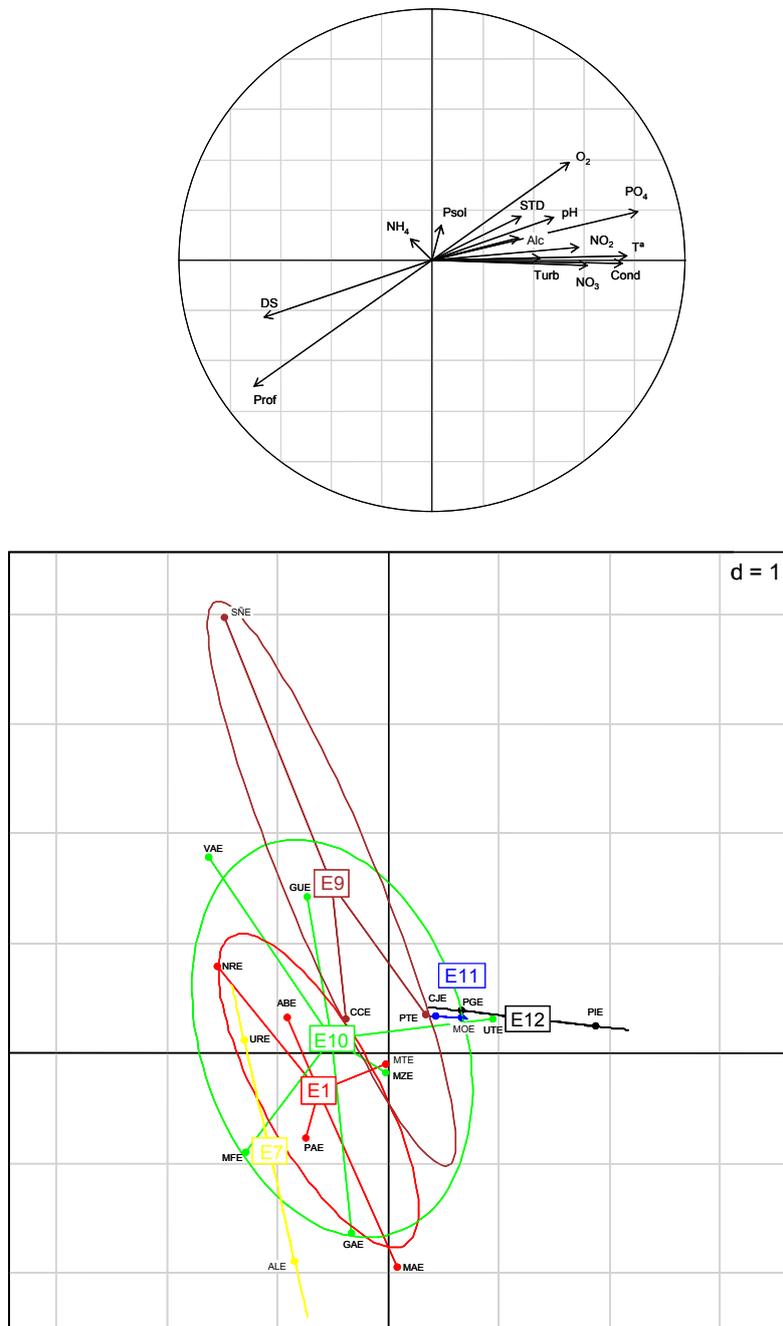


Figura 15. Proyección de las variables ambientales y de los embalses en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2 del análisis de especies fitoplanctónicas. Los embalses aparecen agrupados por tipos mediante vectores y elipses de probabilidad que unen los puntos del mismo tipo a su etiqueta, situada en el centroide. Las variables explicativas se muestran como vectores en el círculo de correlaciones. E1: Embalse silíceo/ húmedo/ cabecera/ frío; E7: Calcáreo/ húmedo/ cabecera/ frío; E9: Calcáreo/ húmedo/ red principal; E10: Calcáreo/ no húmedo/ cabecera; E11: Calcáreo/ no húmedo/ red principal; E12: Calcáreo/ no húmedo/ ejes parte baja.

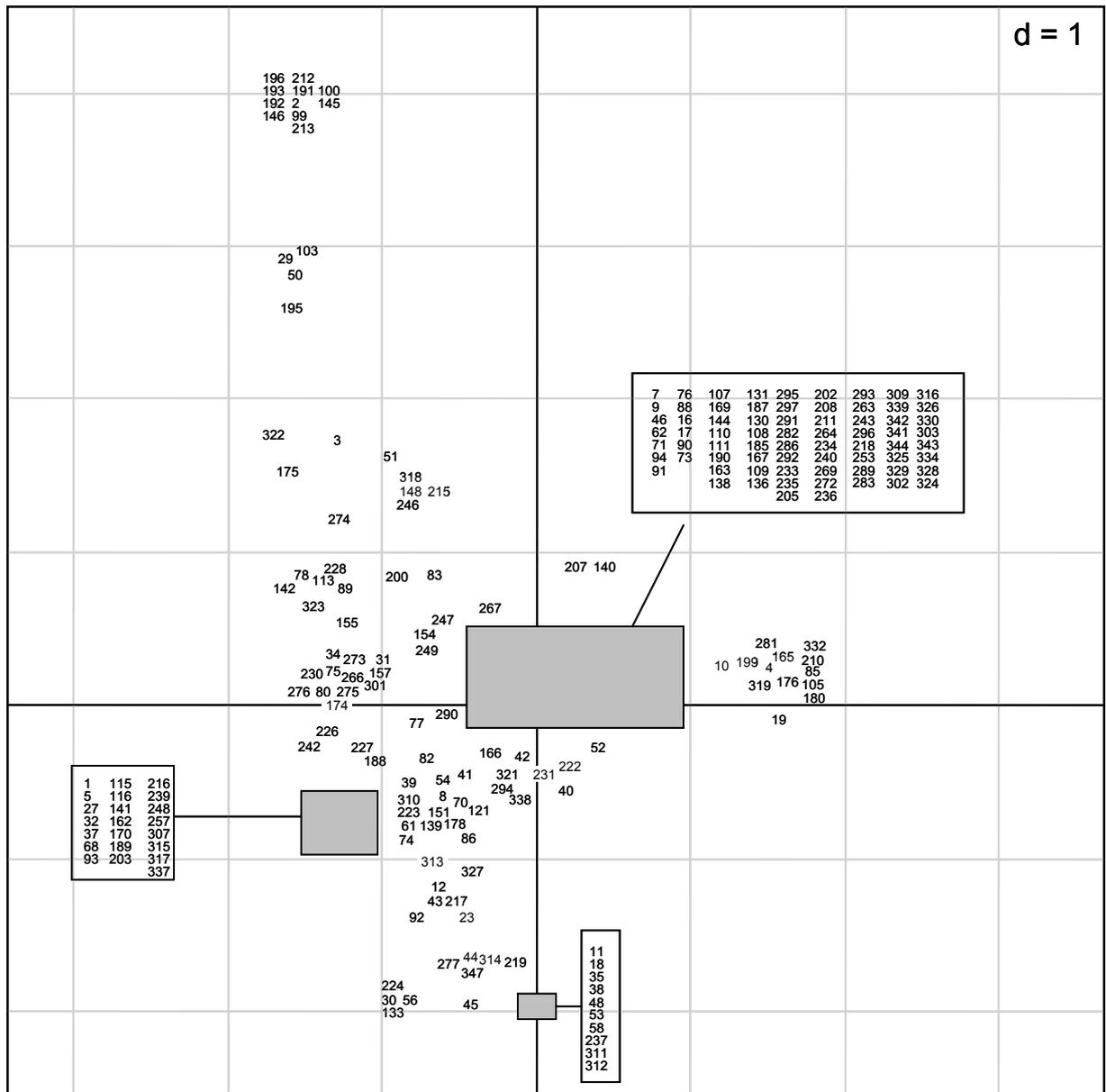


Figura 16. Proyección de las especies fitoplanctónicas en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2. Los códigos de las especies se incluyen en la **Tabla 1**. La posición de algunas etiquetas fue modificada ligeramente para facilitar la lectura, sin afectar a la interpretación general del análisis.

Taxon	Codigo
<i>Acanthoceras zachariasii</i>	1
<i>Achnantes biasoletiana</i>	2
<i>Achnanthes minutissima</i>	3
<i>Actinastrum hantzschii</i>	4
<i>Anabaena cf. danica</i>	5
<i>Ankistrodesmus sp.</i>	7
<i>Anomoeoneis vitrea</i>	8
<i>Aphanizomenon sp.</i>	9
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	10
<i>Aphanothece cf. minutissima</i>	11
<i>Aphanothece chltrata</i>	12
<i>Asterionella formosa</i>	14
<i>Aulacoseira cf. italica</i>	16
<i>Aulacoseira granulata</i>	17
<i>Aulacoseira granulata var. angustissima</i>	18
<i>Aulacoseira sp.</i>	19
<i>Botryococcus braunii</i>	23
<i>Carteria sp.</i>	25
<i>Ceratium hirundinella</i>	27
<i>Chlamydomonas sp.</i>	29
<i>Chlorella sp.</i>	30
<i>Chromulina cf. elegans</i>	31
<i>Chromulina sp.</i>	32
<i>Chrysochromulina parva</i>	34
<i>Clorococal 1 micras</i>	35
<i>Clorococal 13 micras</i>	37
<i>Clorococal 2 micras</i>	38
<i>Clorococal 3 micras</i>	39
<i>Clorococal 4 micras</i>	40
<i>Clorococal 5 micras</i>	41
<i>Clorococal 6 micras</i>	42
<i>Clorococal 7 micras</i>	43
<i>Clorococal 8 micras</i>	44

Taxon	Codigo
<i>Clorococal 9 micras</i>	45
<i>Closterium acutum</i>	46
<i>Closterium acutum var. variable</i>	48
<i>Cocconeis pediculus</i>	50
<i>Cocconeis placentula</i>	51
<i>Coelastrum astroideum</i>	52
<i>Coelastrum polychordum</i>	53
<i>Coelastrum reticulatum</i>	54
<i>Coenochloris planoconvexa</i>	56
<i>Coenochloris sp.</i>	58
<i>Cosmarium botrytis</i>	60
<i>Cosmarium cf. speciosum</i>	61
<i>Cosmarium cf. tinctum</i>	62
<i>Cosmarium tenue</i>	68
<i>Crucigenia quadrata</i>	70
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	71
<i>Crucigeniella crucifera</i>	73
<i>Crucigeniella pulchra</i>	74
<i>Cryptomonas cf. reflexa</i>	75
<i>Cryptomonas erosa</i>	76
<i>Cryptomonas marssonii</i>	77
<i>Cryptomonas obovata</i>	78
<i>Cryptomonas phaseolus</i>	80
<i>Cryptomonas reflexa</i>	82
<i>Cryptomonas sp.</i>	83
<i>Cyclotella cf. atomus</i>	85
<i>Cyclotella cf. comensis</i>	86
<i>Cyclotella comta</i>	88
<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	89
<i>Cyclotella krammeri</i>	90
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	91
<i>Cyclotella ocellata</i>	92
<i>Cyclotella radiosa</i>	93

Taxon	Codigo
<i>Cyclotella sp.</i>	94
<i>Cymatopleura solea</i>	97
<i>Cymbella microcephala</i>	98
<i>Cymbella silesiaca</i>	99
<i>Cymbella sinuata</i>	100
<i>Diatoma ehrenbergii</i>	103
<i>Dictyosphaerium cf. chlorelloides</i>	105
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	107
<i>Dictyosphaerium sp.</i>	108
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	109
<i>Didymocystis fina</i>	110
<i>Didymocystis inermis</i>	111
<i>Dinobryon bavaricum</i>	113
<i>Dinobryon cf. sociale var. americana</i>	114
<i>Dinobryon crenulatum</i>	115
<i>Dinobryon divergens</i>	116
<i>Dinobryon sertularia</i>	117
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	121
<i>Euglena acus</i>	123
<i>Euglena cf. geniculata</i>	126
<i>Euglena cf. hemichromata</i>	127
<i>Euglena clavata</i>	128
<i>Euglena ehrenbergii var. baculifera</i>	129
<i>Euglena oxyuris</i>	130
<i>Euglena sp.</i>	131
<i>Eunotia sp.</i>	132
<i>Eutetramorus fottii</i>	133
<i>Fragilaria crotonensis</i>	136
<i>Fragilaria nanana</i>	137
<i>Fragilaria sp.</i>	138
<i>Fragilaria tenera</i>	139
<i>Fragilaria ulna</i>	140
<i>Fragilaria ulna var. acus</i>	141

Taxon	Codigo
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>ulna</i>	142
<i>Golenkiniopsis</i> sp.	144
<i>Gomphonema pumilum</i>	145
<i>Gomphonema</i> sp.	146
<i>Gonatozygon</i> sp.	148
<i>Gymnodinium</i> cf. <i>lantzschii</i>	151
<i>Gymnodinium cnecooides</i>	152
<i>Gymnodinium</i> sp.	154
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	155
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	156
<i>Kephyrion cordatum</i>	157
<i>Kephyrion crassum</i>	158
<i>Kephyrion welshii</i>	161
<i>Kirchneriella</i> cf. <i>dianae</i>	162
<i>Kirchneriella</i> sp.	163
<i>Lagerheimia marssonii</i>	165
<i>Lagerheimia quadriseta</i>	166
<i>Lagerheimia</i> sp.	167
<i>Lagerheimia wratislaviensis</i>	169
<i>Lepocinclis</i> cf. <i>teres</i>	170
<i>Mallomonas</i> sp.	174
<i>Melosira varians</i>	175
<i>Merismopedia insignis</i>	176
<i>Merismopedia</i> sp.	178
<i>Merismopedia tenuissima</i>	179
<i>Mesotaenium</i> cf.	180
<i>Monoraphidium circinale</i>	184
<i>Monoraphidium contortum</i>	185
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	187
<i>Monoraphidium minuntum</i>	188
<i>Mougeotia</i> sp.	189
<i>Navicula</i> cf. <i>cryptocephala</i>	190
<i>Navicula</i> cf. <i>cryptotenella</i>	191

Taxon	Codigo
<i>Navicula cuspidata</i>	192
<i>Navicula pupula</i>	193
<i>Navicula radiosa</i>	194
<i>Navicula</i> sp.	195
<i>Navicula tripunctata</i>	196
<i>Nephrوديella lunaris</i>	199
<i>Nephrوديella semilunaris</i>	200
<i>Nitzschia acicularis</i>	202
<i>Nitzschia</i> cf. <i>graciliformis</i>	203
<i>Nitzschia</i> cf. <i>palea</i>	205
<i>Nitzschia intermedia</i>	207
<i>Nitzschia longissima</i>	208
<i>Nitzschia palea</i>	209
<i>Nitzschia reversa</i>	210
<i>Nitzschia</i> sp.	211
<i>Nitzschia</i> sp.1	212
<i>Nitzschia</i> sp.2	213
<i>Ochromonas</i> sp.	215
<i>Oocystis</i> cf. <i>marssonii</i>	216
<i>Oocystis</i> cf. <i>submarina</i>	217
<i>Oocystis lacustris</i>	218
<i>Oocystis marssonii</i>	219
<i>Oocystis rhomboidea</i>	220
<i>Oocystis solitaria</i>	221
<i>Oocystis</i> sp.	222
<i>Oocystis submarina</i>	223
<i>Oonephris palustris</i>	224
<i>Otras clorofitas</i>	226
<i>Otras crisofíceas grandes</i>	227
<i>Otras crisofíceas pequeñas</i>	228
<i>Otras dinoflageladas pequeñas</i>	230
<i>Otras volvocales</i>	231
<i>Otras xantofíceas</i>	232

Taxon	Codigo
<i>Pandorina morum</i>	233
<i>Pediastrum boryanum</i>	234
<i>Pediastrum duplex</i>	235
<i>Pediastrum simplex</i>	236
<i>Pediastrum simplex</i> var. <i>biwaense</i>	237
<i>Pediastrum simplex</i> var. <i>simplex</i>	239
<i>Pediastrum tetras</i>	240
<i>Peridiniopsis cunningtonii</i>	242
<i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i>	243
<i>Peridinium bipes</i>	246
<i>Peridinium cinctum</i>	247
<i>Peridinium</i> sp.	248
<i>Peridinium umbonatum</i>	249
<i>Peridinium willei</i>	250
<i>Phacus agilis</i> var. <i>inversa</i>	251
<i>Phacus curvicauda</i>	253
<i>Phacus pseudonordstedtii</i>	256
<i>Phacus pyrum</i>	257
<i>Phacus</i> sp.	258
<i>Phormidium</i> sp.	261
<i>Plagioselmis lacustris</i>	262
<i>Plagioselmis nannoplanctonica</i>	263
<i>Planctonema lauterbornii</i>	264
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	266
<i>Planktothrix agardhii</i>	267
<i>Planktothrix isoethrix</i>	268
<i>Pseudanabaena</i> cf. <i>biceps</i>	269
<i>Pseudanabaena</i> cf. <i>catenata</i>	270
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	272
<i>Pseudanabaena</i> sp.	273
<i>Pseudokephyrion entzii</i>	274
<i>Pseudopedinella</i> sp.	275
<i>Pseudosphaerocystis lacustris</i>	276

Taxon	Codigo
<i>Pyramichlamys</i> sp.	277
<i>Romeria</i> cf. <i>okensis</i>	279
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	281
<i>Scenedesmus acutus</i>	282
<i>Scenedesmus armatus</i>	283
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>spinosus</i>	286
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	289
<i>Scenedesmus grahneissii</i>	290
<i>Scenedesmus gutwinski</i>	291
<i>Scenedesmus helveticus</i>	292
<i>Scenedesmus intermedius</i>	293
<i>Scenedesmus linearis</i>	294
<i>Scenedesmus magnus</i>	295
<i>Scenedesmus obtusus</i>	296
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	297
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	298
<i>Scenedesmus serratus</i>	301
<i>Scenedesmus smithii</i>	302
<i>Scenedesmus sooi</i>	303
<i>Schroederia</i> sp.	307
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	309
<i>Sphaerocystis</i> sp.	310
<i>Staurastrum</i> cf. <i>pingüe</i>	311
<i>Staurastrum gracile</i>	312
<i>Staurastrum messikomeri</i>	313
<i>Staurastrum paradoxum</i>	314
<i>Staurastrum paradoxum</i> var. <i>parvum</i>	315
<i>Staurastrum</i> sp.	316
<i>Staurastrum tetracerum</i>	317
<i>Stephanodiscus medius</i>	318
<i>Stephanodiscus</i> sp.	319
<i>Strombomonas</i> sp.	321
<i>Strombomonas verrucosa</i>	322

Taxon	Codigo
<i>Surirella linearis</i>	323
<i>Synechococcus</i> sp.	324
<i>Synechocystis</i>	325
<i>Tetrachlorella alternans</i>	326
<i>Tetrachlorella incerta</i>	327
<i>Tetradesmus</i> cf. <i>wisconsinensis</i>	328
<i>Tetraedron caudatum</i>	329
<i>Tetraedron minimum</i>	330
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	332
<i>Thalassiosira visurgis</i>	334
<i>Trachelomonas hispida</i>	336
<i>Trachelomonas oblonga</i>	337
<i>Trachelomonas</i> sp.	338
<i>Trachelomonas volvocina</i>	339
<i>Trachydiscus</i> sp.	341
<i>Treubaria schmidlei</i>	342
<i>Treubaria</i> sp.	343
<i>Treubaria triappendiculata</i>	344
<i>Woronichinia naegeliana</i>	347

Tabla 1. Relación alfabética de las especies de fitoplancton incluidas en el ESTUDIO. El código hace referencia a la **Figura 16**

4.3.2. Zooplancton

Se recogieron un total de 105 especies de zooplancton en 22 embalses (agrupando las muestras cuantitativas y cualitativas), agrupadas en tres grupos taxonómicos: Cladocera (21 especies), Copepoda (15 especies) y Rotifera (69 especies). La lista total de zooplancton de los embalses se adjunta en la **Lista 2**. La comunidad zooplanctónica estudiada en los diferentes cuerpos de agua fue descrita en base a las siguientes variables: densidad de organismos (individuos / litro), biomasa (mg peso seco / litro) y riqueza de especies. Seguidamente se resumen los resultados obtenidos por tipologías. (**Figura 18**).

La densidad de individuos fluctuó, en general, de 1 a 100 ind/l. Los tipos 9 y 12 fueron los que menos organismos presentaron, y el tipo con mayor abundancia de zooplancton fue el tipo 10, con un valor extremo cercano a los 500 individuos por litro en el embalse de Mezalocha, a causa de la gran abundancia de dos especies de rotíferos del género *Keratella*.

La biomasa fue también menor para los tipos 9 y 12, con valores muy bajos, y fue mayor en los tipos 7, 10 y 11, alcanzando en este último valores extremos de hasta 201 $\mu\text{g/l}$ peso seco, debido principalmente al copépodo *Acanthocyclops americanus*.

La riqueza media de especies por embalse se movió en el rango de 10 a 20 especies, con los tipos 7 y 12 presentando los mayores valores. En este último se alcanzó un máximo de 22 especies para el embalse de Pignatelli.

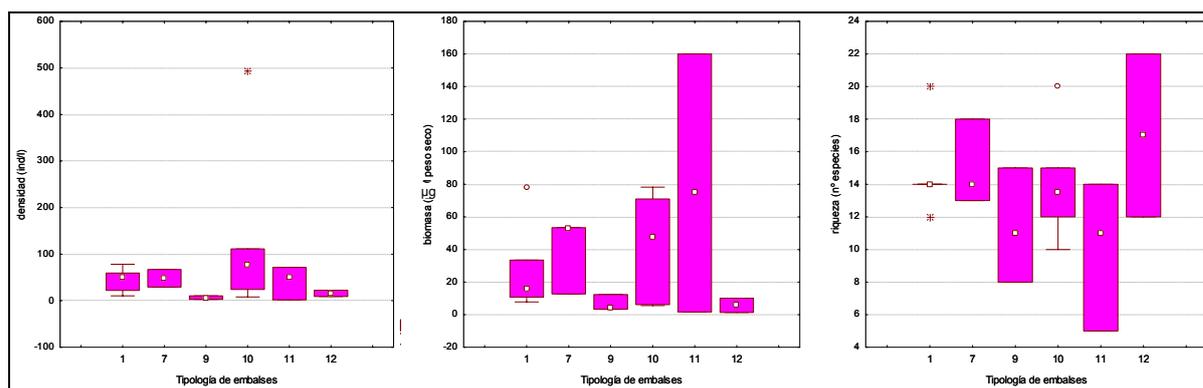
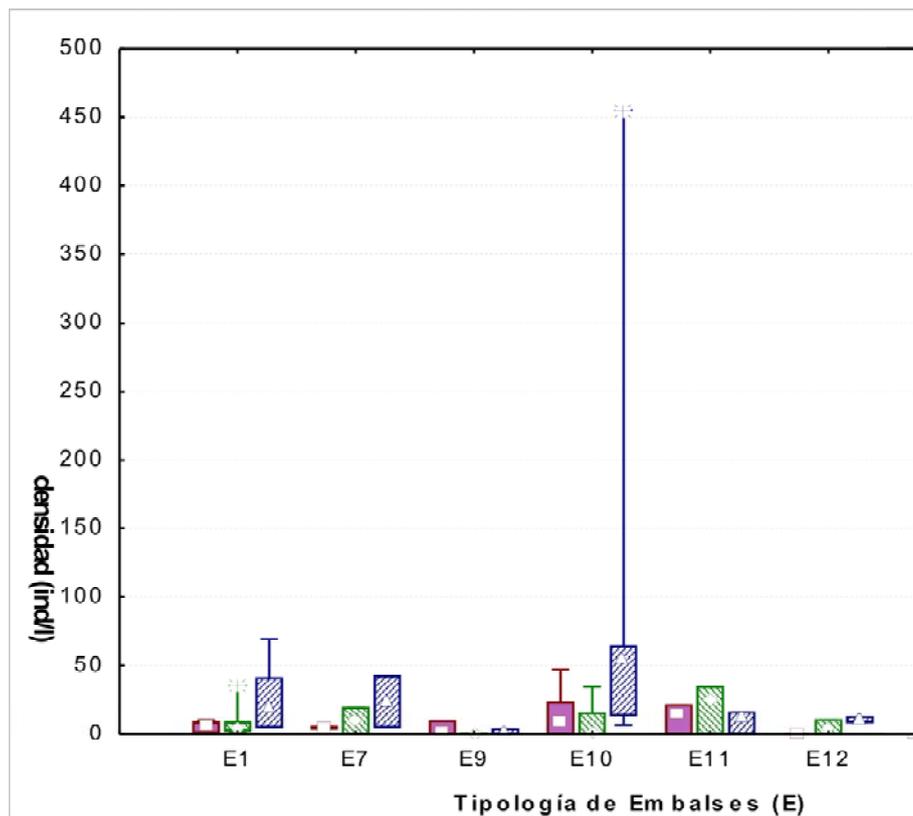


Figura 18. Variables del zooplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers) y los asteriscos son valores extremos. Tipología de embalses: 1: 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.

Lista 1. Táxones zooplanctónicos recogidos en los embalses estudiados en 2006

Grupo Taxon	Grupo Taxon
Cladocera	Rotifera
<i>Alona affinis</i>	<i>Anuraeopsis fissa</i>
<i>Alona guttata</i>	<i>Ascomorpha ecaudis</i>
<i>Alona rectangulara</i>	<i>Ascomorpha ovalis</i>
<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Ascomorpha saltans</i>
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Asplanchna girodi</i>
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	<i>Asplanchna priodonta</i>
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	<i>Asplanchna sieboldi</i>
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	<i>Bdelloide</i>
<i>Ceriodaphnia sp.</i>	<i>Brachionus angularis</i>
<i>Chydorus sphaericus</i>	<i>Brachionus calyciflorus</i>
<i>Daphnia cucullata</i>	<i>Brachionus calyciflorus dorcas</i>
<i>Daphnia galeata</i>	<i>Brachionus calyciflorus anuraeiformis</i>
<i>Daphnia longispina</i>	<i>Brachionus plicatilis</i>
<i>Daphnia parvula</i>	<i>Brachionus quadridentatus cluniorbicularis</i>
<i>Daphnia pulicaria</i>	<i>Brachionus quadridentatus brevispinus</i>
<i>Daphnia rosea</i>	<i>Brachionus sp.</i>
<i>Daphnia sp.</i>	<i>Cephalodella sp.</i>
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	<i>Collotheca libera</i>
<i>Diaphanosoma mongolianum</i>	<i>Collotheca sp.</i>
<i>Moina micrura</i>	<i>Colurella adriatica</i>
<i>Moina brachiata</i>	<i>Colurella obtusa</i>
Copepoda	<i>Colurella uncinata</i>
<i>Acanthocyclops americanus</i>	<i>Conochilus sp.</i>
<i>Acanthocyclops robustus</i>	<i>Epiphanes macrourus</i>
<i>Copidodiaptomus numidicus</i>	<i>Filinia longiseta</i>
<i>Criptocyclops bicolor</i>	<i>Filinia terminalis</i>
<i>Cyclops abyssorum</i>	<i>Hexarthra fennica</i>
<i>Cyclops bohater</i>	<i>Hexarthra intermedia</i>
<i>Cyclops kolensis</i>	<i>Kellicotia longispina longispina</i>
<i>Cyclops vicinus</i>	<i>Keratella americana</i>
<i>Eucyclops serrulatus</i>	<i>Keratella cochlearis</i>
<i>Macrocyclus albidus</i>	<i>Keratella cochlearis irregularis</i>
<i>Megacyclus gigas</i>	<i>Keratella cochlearis tecta</i>
<i>Mixodiaptomus kupelwieseri</i>	<i>Keratella hiemalis</i>
<i>Neolovenula alluadi</i>	<i>Keratella quadrata</i>
<i>Tropocyclops prasinus</i>	<i>Keratella tropica</i>
<i>Ciclópido</i>	<i>Lecane closterocerca</i>
	<i>Lecane crepida</i>
	<i>Lecane bulla</i>
	<i>Lecane flexilis</i>
	<i>Lecane hamata</i>
	<i>Lecane luna</i>
	<i>Lecane pyriformis</i>
	<i>Lecane stenroosi</i>
	<i>Lepadella patella</i>
	<i>Lepadella rhomboides</i>
	<i>Lepadella triptera</i>
	<i>Lepadella sp.</i>
	<i>Lindia pallida</i>
	<i>Monommata sp.</i>
	<i>Ploesoma hudsoni</i>
	<i>Ploesoma truncatum</i>
	<i>Polyarthra dolichoptera</i>
	<i>Polyarthra euryptera</i>
	<i>Polyarthra major</i>
	<i>Polyarthra vulgaris</i>
	<i>Polyarthra luminosa</i>
	<i>Pompholyx complanata</i>
	<i>Pompholyx sulcata</i>
	<i>Pompholyx triloba</i>
	<i>Synchaeta cf. monopus</i>
	<i>Synchaeta oblonga</i>
	<i>Synchaeta pectinata</i>
	<i>Synchaeta stylata</i>
	<i>Synchaeta tremula</i>
	<i>Trichotria tetractis</i>
	<i>Trichotria pocillum</i>
	<i>Trichocerca pusilla</i>
	<i>Tricocerca similis</i>

Se muestran a continuación las distribuciones (densidades medias por tipos de embalses) de los principales grupos estudiados (**Figura 20**). Se observa una clara predominancia de los rotíferos (en cuanto a densidad o nº de individuos por litro) en las tipologías 1, 7, 10 y 12. En los embalses del Tipo 9 dominan los cladóceros, y en los de Tipo 11, los copépodos.



- Cladocera
- Copepoda
- Rotifera

Figura 20. Densidad de los principales grupos de organismos zooplanctónicos en los distintos tipos de embalses (E) estudiados. 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.

Al igual que para el caso del fitoplancton, se realizó un análisis de correspondencias canónicas (CCA) sobre datos de densidad media (ind/l) de organismos por embalse transformados logarítmicamente. Se partió, en este caso, de una matriz de 88 táxones, 21 embalses y 14 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 = 27,7%), segregando a las especies en función de su hábitat. De las variables ambientales consideradas, las principales variables explicativas fueron, sobre el primer eje (CCA1, 14.4%) la transparencia (profundidad de Secchi, DS), la profundidad de toma de muestra (prof), la temperatura, la alcalinidad (Alc), el pH y la conductividad (cond) (**Figura 21**). Fueron, por tanto, resultados similares a los obtenidos en la ordenación de las especies fitoplanctónicas.

Sin embargo, a diferencia de lo observado para el fitoplancton, la separación entre los diferentes tipos de embalses se hizo más evidente sobre el segundo eje (CCA2, 13.3%). Las variables que más explicaron la variabilidad sobre este segundo eje de ordenación fueron los sólidos totales disueltos (STD), el fósforo total (PO₄) y la transparencia (DS, Turb). Los embalses del tipo 12 (Pina y Pignatelli) y en menor medida un embalse de tipo 11 (Embalse de Ardisa) se situaron en la zona negativa del gradiente (**Figura 21**), caracterizado por altas concentraciones de sólidos en disolución, valores altos de nutrientes (fosfatos y en menor medida nitratos) y poca transparencia. Las especies más características en estos embalses fueron, por ejemplo, *Cryptocyclops bicolor*, *Eucyclops serrulatus*, *Brachionus quadridentatus brevispinus*, *Anuraeopsis fissa*, *Cephalodella sp.*, *Colurella uncinata*, *Lecane bulla*, *Lecane luna*, *Lecane pyriformis*, *Lecane stenroosi*, *Lepadella patella*, *Brachionus quadridentatus cluniorbicularis*, o *Trichotria tetractis*. (**Figura 22**).

En contraste, la parte positiva de este gradiente (marcado por el eje CCA2), estuvo ocupada por los embalses de tipo 9 (Puentelarrá, Sabiñánigo y Crerededa) y un embalse de tipo 1 (Maidevera) y otro de tipo 10 (Guara). Se trata de sistemas caracterizados por una alta transparencia y bajos niveles de nutrientes y sólidos en disolución. Las especies características de estos embalses fueron: *Ceriodaphnia sp.*, *Daphnia galeata*, *Daphnia pulicaria*, *Acanthocyclops robustus*, *Macrocyclus albidus*, *Mixodiaptomus kupelwieseri*, *Lindia pallida*, *Ploesoma truncatum*, o *Polyarthra major* (**Figura 22**).

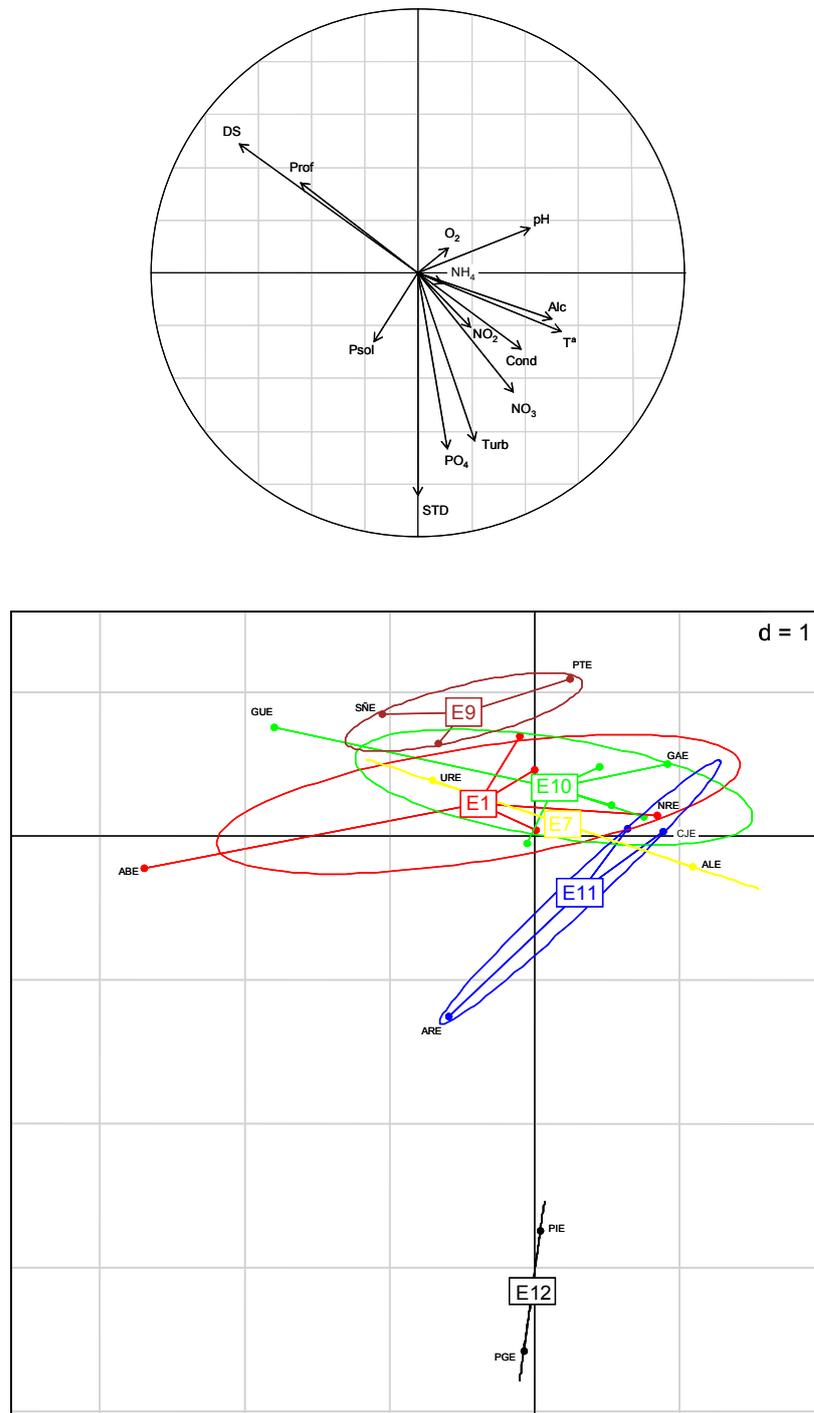


Figura 21. Proyección de las variables ambientales y de los embalses en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2 del análisis de zooplanctón. Los embalses aparecen agrupados por tipos mediante vectores y elipses de probabilidad. Las variables explicativas se muestran como vectores en el círculo de correlaciones. E1: Embalse silíceo/ húmedo / cabecera / frío; E7: Calcáreo / húmedo / cabecera / frío; E9: Calcáreo / húmedo / red principal; E10: Calcáreo / no húmedo / cabecera; E11: Calcáreo / no húmedo / red principal; E12: Calcáreo / no húmedo / ejes parte baja.

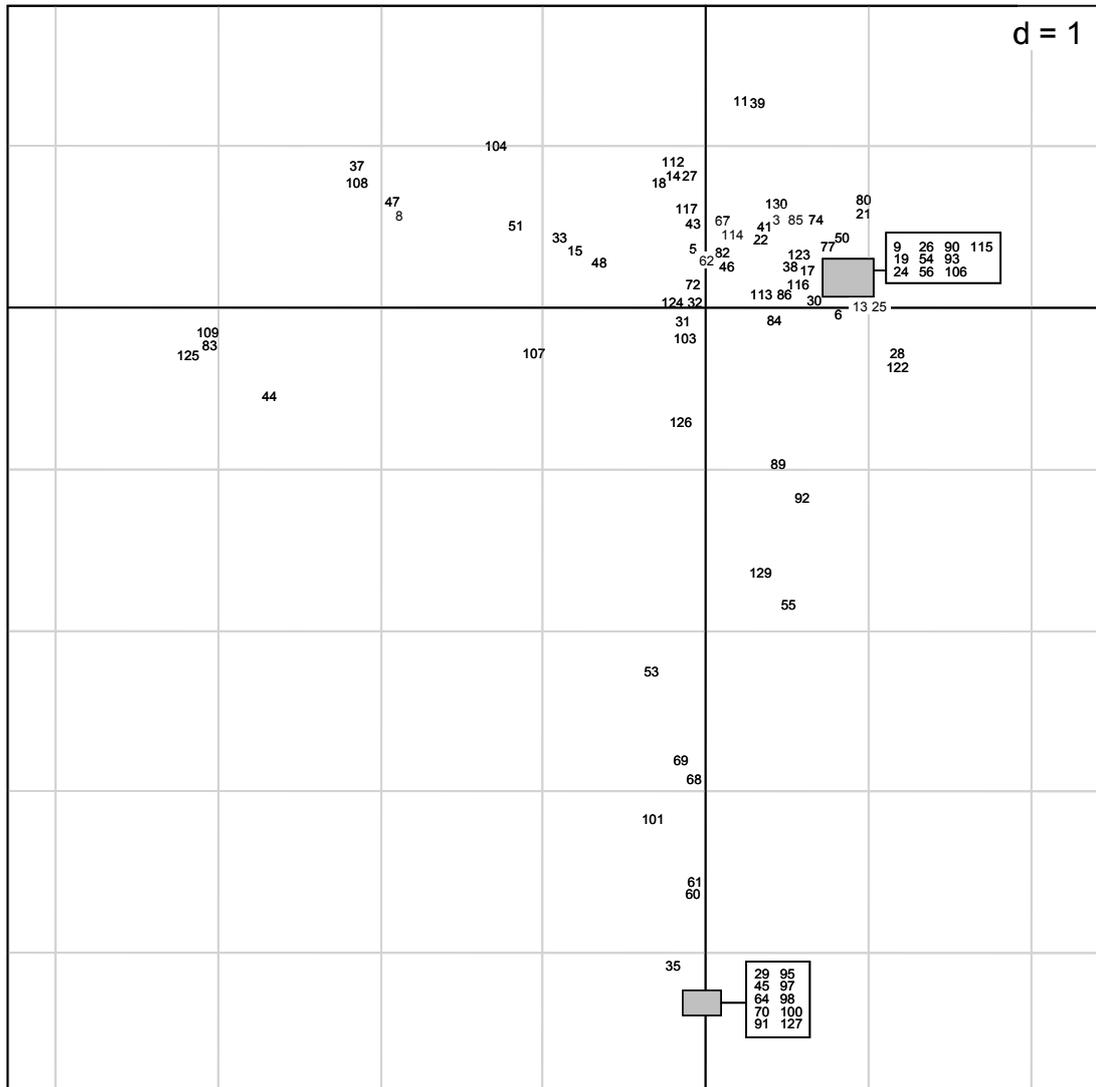


Figura 22. Proyección de las especies zooplanctónicas de los embalses en el plano definido por los ejes CCA1 (14.4% de varianza explicada) y CCA2 (13.3% de varianza explicada). Los códigos de las especies se incluyen en la **Tabla 2**. La posición de algunas etiquetas fue modificada ligeramente para facilitar la lectura, sin afectar a la interpretación general del análisis.

Grupo	Especie	cod	Grupo	Especie	cod	Grupo	Especie	cod	Grupo	Especie	cod
Clad	<i>Alona guttata</i>	3	Cop	<i>Neolovenula alluadi</i>	41	Rot	<i>Keratella cochlearis</i>	82	Rot	<i>Synchaeta stylata</i>	125
Clad	<i>Bosmina longirostris</i>	5		<i>Tropocyclops</i>			<i>Keratella cochlearis</i>		Rot	<i>Synchaeta tremula</i>	126
Clad	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	6	Cop	<i>prasinus</i>	43	Rot	<i>irregularis</i>	83	Rot	<i>Trichotria tetractis</i>	127
	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	8	Cop	Ciclópido	44		<i>Keratella cochlearis</i>		Rot	<i>Trichocerca pusilla</i>	129
Clad	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	9	Rot	<i>Anuraeopsis fissa</i>	45	Rot	<i>tecta</i>	84	Rot	<i>Tricocerca similis</i>	130
Clad	<i>Ceriodaphnia sp.</i>	11	Rot	<i>Ascomorpha ecaudis</i>	46	Rot	<i>Keratella hiemalis</i>	85			
Clad	<i>Daphnia cucullata</i>	13	Rot	<i>Ascomorpha ovalis</i>	47	Rot	<i>Keratella quadrata</i>	86			
Clad	<i>Daphnia galeata</i>	14	Rot	<i>Ascomorpha saltans</i>	48	Rot	<i>Lecane</i>				
Clad	<i>Daphnia longispina</i>	15	Rot	<i>Asplanchna saltans</i>	50	Rot	<i>closteroerca</i>	89			
Clad	<i>Daphnia parvula</i>	17	Rot	<i>Asplanchna girodi</i>	51	Rot	<i>Lecane crepida</i>	90			
Clad	<i>Daphnia pulicaria</i>	18	Rot	<i>Asplanchna priodonta</i>	53	Rot	<i>Lecane bulla</i>	91			
Clad	<i>Daphnia rosea</i>	19	Rot	<i>Bdelloide</i>	53	Rot	<i>Lecane flexilis</i>	92			
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	21	Rot	<i>Brachionus angularis</i>	54	Rot	<i>Lecane hamata</i>	93			
	<i>Diaphanosoma mongolianum</i>	22	Rot	<i>Brachionus calyciflorus</i>	55	Rot	<i>Lecane luna</i>	95			
Clad	<i>Moina micrura</i>	24	Rot	<i>Brachionus calyciflorus dorcas</i>	56	Rot	<i>Lecane pyriformis</i>	97			
Clad	<i>Moina brachiata</i>	25		<i>Brachionus calyciflorus</i>		Rot	<i>Lecane stenroosi</i>	98			
	<i>Acanthocyclops americanus</i>	26	Rot	<i>Brachionus quadridentatus</i>	60	Rot	<i>Lepadella lepadella</i>	100			
	<i>Acanthocyclops robustus</i>	27		<i>Brachionus quadridentatus</i>		Rot	<i>Lepadella rhomboides</i>	101			
	<i>Copidodiaptomus numidicus</i>	28	Rot	<i>Brachionus brevispinus</i>	61	Rot	<i>Lepadella sp.</i>	103			
	<i>Criptocyclops bicolor</i>	29	Rot	<i>Brachionus sp.</i>	62	Rot	<i>Lindia pallida</i>	104			
	<i>Cyclops abyssorum</i>	30	Rot	<i>Cephalodella sp.</i>	64	Rot	<i>Monommata sp.</i>	106			
	<i>Cyclops bohater</i>	31	Rot	<i>Collothea sp.</i>	67	Rot	<i>Ploesoma hudsoni</i>	107			
	<i>Cyclops kolensis</i>	32	Rot	<i>Colurella adriatica</i>	68	Rot	<i>Ploesoma truncatum</i>	108			
	<i>Cyclops vicinus</i>	33	Rot	<i>Colurella obtusa</i>	69	Rot	<i>Polyarthra polyarthra</i>	109			
	<i>Eucyclops serrulatus</i>	35	Rot	<i>Colurella uncinata</i>	70	Rot	<i>dolichoptera</i>	109			
	<i>Macrocyclus macrourus</i>		Rot	<i>Epiphanes macrourus</i>	72	Rot	<i>major</i>	112			
	<i>Macrocyclops albidus</i>	37	Rot	<i>Filinia longiseta</i>	74	Rot	<i>vulgaris</i>	113			
	<i>Megacyclops gigas</i>	38	Rot	<i>Hexarthra fennica</i>	77	Rot	<i>luminosa</i>	114			
	<i>Mixodiaptomus kupelwieseri</i>	39	Rot	<i>Kellicotia longispina</i>	80	Rot	<i>complanata</i>	115			
			Rot	<i>longispina</i>		Rot	<i>Pompholyx sulcata</i>	116			
						Rot	<i>Pompholyx triloba</i>	117			
						Rot	<i>Synchaeta cf</i>				
						Rot	<i>monopus</i>	122			
						Rot	<i>Synchaeta oblonga</i>	123			
						Rot	<i>Synchaeta pectinata</i>	124			

Tabla 2. Especies de zooplancton incluidas en el CCA. El código hace referencia a la **Figura 22**. Se incluye también el Orden al que pertenecen las especies: Clad: Cladocera; Cop: Copepoda; Rot: Rotifera.

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, 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 incoherencias entre índices y parámetros y establecer la catalogación 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

La concentración de fósforo total en el epilimnion del embalse o lago es un parámetro decisivo en la eutrofización ya que suele ser el factor limitante en el crecimiento de las algas.

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 µg/l.
- LEE, JONES & RAST, con cinco categorías tróficas y límites de 8, 12, 28 y 40 µg/l.
- MARGALEF, con dos categorías tróficas y límite de 15 µg/l.
- OCDE, con cinco categorías tróficas y límites de 4, 10, 35 y 100 µg/l.

De entre éstos índices, 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 CHE.

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 (µg/l) en la zona fótica y densidad celular (nº células/ml).

Los índices contrastados fueron los siguientes:

- EPA con tres categorías tróficas y límites de 3 y 20 µg/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 µg/l de clorofila (media anual).
- OCDE, con cinco categorías tróficas y límites de 1, 2.5, 8 y 25 µg/l para la media anual de clorofila a y de 2.5, 8, 25 y 75 µg/l para el máximo anual.
- MARGALEF, con dos categorías tróficas y límite de 5 µg/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.

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 o mal estado (ultra-oligotrofia o hipertrofia) demasiado elevadas (25 de 35 masas en el primer caso y 5 de 35 en el segundo), estando las clases intermedias muy poco representadas. Por ello, basamos nuestros límites de estado 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 9
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CLOROFILA Y LA DENSIDAD ALGAL DEL
FITOPLANCTON

Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Clorofila a (µg/l)	0-1	1-2,5	2,5-8	8,0-25	>25
Densidad (cel/ml)	<100	100-1000	1000-10000	10000-100000	>100000

c) Transparencia del agua. Disco de Secchi

Por su parte, la transparencia medida con el disco de Secchi (media y mínimo anual en m), está relacionado con la biomasa algal, aunque más indirectamente, con los siguientes valores:

- 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.

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 mínimo anual, se utilizaron las clases de calidad relativas a la media anual de transparencia según criterios OCDE.

CUADRO 10
 NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA TRANSPARENCIA

Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Disco Secchi (m)	>12	12-6	6-3	3-1,5	<1,5

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 (µg/L)	$TSI (Chl) = 9.81 \ln (Chl) + 30.6$
Disco Secchi (m)	$TSI (SD) = 60 - 14.41 \ln (SD)$
Fósforo total (µg/l)	$TSI (TP) = 14.42 \ln (TP) + 4.15$
Media TSI	$Media TSI = (TSI (DS) + TSI (Clor.) + TSI (P tot))/3$

Las categorías de estado trófico serían las siguientes:

CUADRO 12
 NIVELES DE CALIDAD SEGÚN EL INDICE DE ESTADO TRÓFICO DE CARLSON (TSI)

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

5.2. Catalogación trófica final

Aunque se han considerado la totalidad de los índices expuestos, se ha otorgado mayor peso a los diagnósticos obtenidos a través de los índices propuestos por la OCDE (fósforo total, clorofila a y transparencia), estableciéndose la catalogación trófica de los embalses estudiados que se especifica en el **Cuadro 13**.

CUADRO 13
 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)	>12	12-6	6-3	3-1,5	<1,5
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 14** 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 se calcula en base a la media de los valores anteriores, redondeada al entero más próximo. En el **Cuadro 14** se incluye también la catalogación de las diferentes masas de agua según la valoración del estado trófico final.

En **Figura 23** se indica la localización geográfica de los embalses clasificados por su estado trófico final.

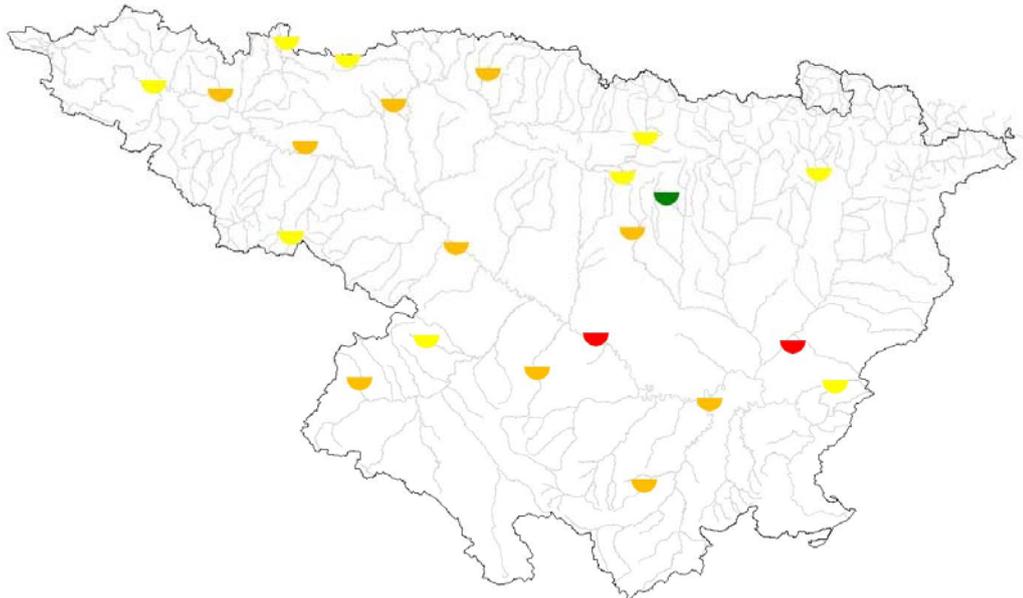
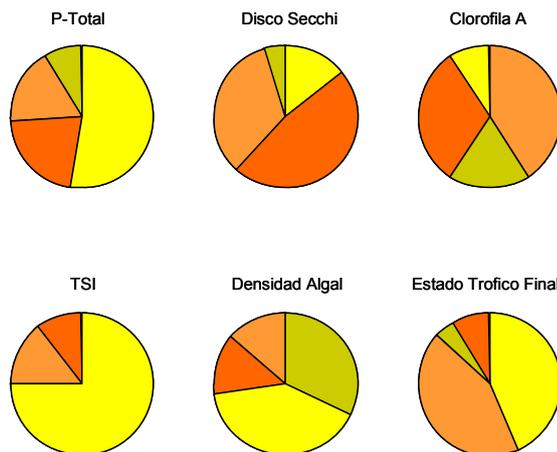


Figura 23. Clasificación de los embalses en base a su estado trófico final. Código de colores equivalente a la DMA (Azul=Ultra-Oligotrófico; Verde=Oligotrófico; Amarillo=Mesotrófico; Anaranjado=Eutrófico; Rojo=Hipereutrófico)

La siguiente figura 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:



CUADRO 14
 DIAGNOSTICO DEL ESTADO TROFICO SEGÚN CRITERIOS EXPUESTOS

EMBALSE	CÓDIGO MAS	P-Total	Disco Secchi	Clorofila A	TSI	Densidad Algal	Estado Trofico Final
Embalse de Albiña	EB0000005	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Embalse de Alloz	EB0000558	Mesotrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Embalse de Ardisa	EB0000055	Hipereutrófico	(1)	Oligotrófico	(3)	(3)	Mesotrófico
Embalse de Cereceda	EB0000017	Mesotrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de Cienfuens	EB0000812	Eutrófico	(1)	Mesotrófico	-	Oligotrófico	Mesotrófico
Embalse de El Cortijo	EB0000040	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Embalse de Gallipué	EB0000913	Oligotrófico	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico	Eutrófico
Embalse de Guara	EB0000380	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Embalse de Itoiz	EB0000086	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico
Embalse de Maidevera	EB0000823	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de Margalef	EB0000072	Oligotrófico	Eutrófico	(2)	-	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de Mezalocha	EB0000071	Eutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Embalse de Monteagudo	EB0001003	Mesotrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Embalse de Moros	EB0000911	Mesotrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Embalse de Noguera Ribagorzana	EB0000658	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico

EMBALSE	CÓDIGO MAS	P-Total	Disco Secchi	Clorofila A	TSI	Densidad Algal	Estado Trofico Final
Embalse de Pajares	EB0000064	Mesotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico
Embalse de Pignatelli	EB0000449	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Oligotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Eutrófico
Embalse de Pina	EB0000454	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Embalse de Puentelarrá	EB0000026	Eutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Eutrófico
Embalse de Sabiñanigo	EB0000039	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Embalse de Urdalur	EB0000550	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Embalse de Utchesa- Seca	EB0001001	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico
Embalse de Valdabrá	EB0000164	Mesotrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico

- (1) Muestras tomadas desde la presa.
- (2) Falta de muestra de clorofila a.
- (3) Sin datos de fitoplancton

6. POTENCIAL ECOLÓGICO

6.1. Consideraciones previas

Una vez completados los trabajos de caracterización 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 físico-químicos.

Actualmente, se han diseñado diferentes metodologías y protocolos para cumplir estos objetivos, con resultados más o menos exitosos, y 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 uno de los primeros capítulos del presente ESTUDIO, tomando como referencia la última propuesta del CEDEX (julio, 2006) para embalses.
- 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 “parecidas” en su funcionamiento 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. Para la mayoría de indicadores y tipos de embalses, no se dispuso de información publicada sobre las condiciones de máximo potencial ecológico (MPE). En estos casos, 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.

- 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 referencia o de máximo potencial ecológico, en la medida de lo posible.

6.2. Elementos de calidad para la determinación del potencial-estado ecológico

En el **Cuadro 15** 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 2006.

CUADRO 15

INDICADORES, ELEMENTOS Y PARÁMETROS SELECCIONADOS PARA LA DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL-ESTADO 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)
Físico-Químicos	Composición y abundancia del zooplancton	Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila a
		Ratio Cladóceros grandes / cladóceros totales
	Concentración de nutrientes	Concentración de PT ($\mu\text{g/l P}$)
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética o media (mg/l O_2)
	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi (m)
	Elemento combinado	TSI

En esta primera propuesta, se ha partido de los elementos de calidad establecidos en el estudio realizado por la CHE (2006)³, 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 probadas y utilizadas en estudios previos realizados por diferentes organismos de gestión y/o investigación.

Así, se ha incorporado 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, se ha aplicado un índice basado en la abundancia relativa de los diferentes grupos algales del fitoplancton, denominado *Índice de Grupos Algales (Iga)*, 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 (de Hoyos, com. pers.). Conviene reseñar que el estudio sobre el cual se desarrolló este índice solo incluía lagos alpinos y carsticos, dado el ámbito geográfico para el que fue diseñado. Por ello, su aplicación en el presente ESTUDIO a embalses habrá que tomarla con cierta cautela, tratando los resultados como experimentales y en desarrollo.

Asimismo se han incluido, a modo experimental, dos parámetros relacionados con las comunidades de zooplancton. Estos son: la relación entre el número de cladóceros grandes frente al total de cladóceros; y la relación o cociente entre la biomasa de zooplancton (incluyendo rotíferos) y la biomasa de fitoplancton expresada como concentración de Clorofila a. 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 lentíticos más profundos sería necesaria en un futuro.

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.

³ 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

La composición y abundancia del fitoplancton en lagos y 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 nitrógeno y fósforo, y en ocasiones de sílice y otros cationes como el hierro).
- 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.

- Densidad algal y Biovolumen del fitoplancton

Densidad algal

Se ha empleado la media en la columna de agua, ya que no se disponía de perfiles de clorofilas en profundidad. Estos perfiles hubieran permitido afinar más mediante el uso de medias ponderadas según la capa o zona muestreada. Para su valoración, en principio se utilizaron dos referencias: EPA, 1976 y Margalef 1983. La primera establece el límite inferior -oligotrofia- en

del potencial ecológico de los embalses y el desarrollo de programas específicos de investigación.

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 2006) 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 mucho más a los obtenidos mediante las métricas estándar (OCDE).

Los rangos finales establecidos en su valoración se presentan en el cuadro adjunto.

CUADRO 16
 CLASES DE ESTADO / POTENCIAL ECOLÓGICO
 DENSIDAD ALGAL DEL FITOPLANCTON

Clase de estado / 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

Se aplicaron los criterios de Willen (2000), quedando la clasificación del estado ecológico en base al biovolumen de fitoplancton como se indica en el cuadro adjunto.

CUADRO 17
 CLASES DE ESTADO / POTENCIAL ECOLÓGICO
 BIOVOLUMEN ALGAL DEL FITOPLANCTON

Clase de potencial / estado 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

- 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 y puede 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 muy extendido. Para la evaluación del potencial ecológico en embalses (sin condiciones de MPE conocidas) en base a la concentración de clorofila a, se han considerado los rangos establecidos por el sistema de clasificación trófica de la OCDE para la media de la columna de agua integrando la capa fótica (**Cuadro 18**).

CUADRO 18
CLASES DE ESTADO / POTENCIAL ECOLÓGICO
CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA A

Clase de potencial / estado 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

- 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 *CEDEX* (De Hoyos, com. pers.). Como se indicó anteriormente, su aplicación en el presente ESTUDIO a embalses habrá que tomarla con cierta cautela.

El índice se expresa como sigue:

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

Siendo:

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

En base al *Iga*, se han considerado los rangos establecidos en el siguiente cuadro.

CUADRO 20
 CLASES DE ESTADO / POTENCIAL ECOLÓGICO
 ÍNDICE DE GRUPOS ALGALES (*Iga*)

Clase de potencial / estado ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>Iga</i>	<10	10-100	100-200	200-300	>300
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

- Cianobacterias 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 OMS⁴. Para valorar este parámetro se ha tomado el máximo anual de cianobacterias contabilizado. 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 adjunto.

CUADRO 21
 CLASES DE ESTADO / POTENCIAL ECOLÓGICO
 NÚMERO DE CÉLULAS DE CIANOFÍCEAS TÓXICAS

Clase de potencial / estado 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

- 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. En este trabajo se consideraron cladóceros grandes las especies de los géneros *Daphnia*, *Diaphanosoma* y *Moina*. Fueron aplicados los límites establecidos en el proyecto *ECOFRAME*. Únicamente se separaban tres clases de estado ecológico para lagos templados y para lagos fríos (clasificación climática a nivel europeo), según el cuadro adjunto.

CUADRO 22
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
 PARA LOS PARÁMETROS DEL ZOOPLANCTON (MOSS ET AL. 2003)

Métricas	R_clad	R_Zoo/Clorofila	R_clad	R_Zoo/Clorofila
Lagos		lagos fríos	lagos templados	
Bueno-Muy Bueno	>0,5	>70	>0,3	>50

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

Moderado	0,2-0,5	30-69	0,1-0,3	20-50
Deficiente-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,

CUADRO 23
 CLASES DE ESTADO / POTENCIAL ECOLÓGICO
 PARA LOS PARÁMETROS DEL ZOOPLANCTON

Métricas	R_clad	R_Zoo/Cl a
	Lagos Templados	
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

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.

CUADRO 24
 NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA PROFUNDIDAD DEL DISCO DE SECCHI

Clase de potencial / estado ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Disco de Secchi (m)	>12	12-6	6-3	3-1,5	<1,5
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 de contaminación puntuales o difusas.

Se ha evaluado estimando la reserva media de oxígeno hipolimnético en el 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 europeo⁵. Además atiende a la concentración (mg/l) de O₂ 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 25

NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO EN EL HIPOLIMNION

Clase de potencial / estado 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 que actúa como 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).

⁵ Premazzi, G. and Chiaduari, G (1992). Ecological quality of Surface Water. Commission of the European Communities, JRC Report EUR 14563, 124 p

CUADRO 26
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CONCENTRACIÓN
DE FÓSFORO TOTAL

Clase de potencial / estado ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Concentración de PT ($\mu\text{g/l P}$)	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 y las concentraciones de clorofila y de fósforo total.

Las categorías de estado trófico serían las siguientes:

CUADRO 27
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN EL ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (TSI)

Clase de potencial / estado ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
TSI	<20	20-40	40-60	60-80	>80

6.4. Potencial ecológico

6.4.1. 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).

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 2006, son los reflejados en el **Cuadro 15**. 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, redondeada al entero más próximo (fitoplancton y zooplancton, **Figura 25**).
3. La valoración del indicador biológico se obtiene asignando la calificación del elemento 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 procederá a la evaluación del potencial ecológico mediante el esquema de toma de decisiones esquematizado en la **Figura 26**.

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.
7. Tras la obtención del *IPE*, se determina el embalse de máximo potencial para cada tipo, tal y como se ha realizado en el punto anterior, siendo éste el que tiene una mayor puntuación (mejor calidad) del *IPE* (o *IPEmp*, de *máximo potencial*) dentro de su grupo. En el caso de tipos con pocos representantes o en los cuales no se estime oportuno asignar ningún embalse a la categoría de máximo potencial, se decidirá si se asigna el de otro tipo (ecológicamente similar) o si se propone un *IPE* provisional en base a criterios de experto.
8. La asignación definitiva del nivel de calidad, ratio de calidad ecológica (EQR), se obtiene mediante la siguiente expresión: $IPE \text{ EMBALSE} / IPEmp = EQR$
9. Para la asignación definitiva del potencial ecológico (rango del EQR) se ha aplicado la propuesta del WRC, Water Research Centre (1996).

CUADRO 28
 CLASES DEL POTENCIAL ECOLOGICO EN FUNCION DEL EQR

CLASES DEL POTENCIAL ECOLOGICO					
	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
EQR	1-0,9	0,9-0,7	0,7-0,5	0,5-0,3	0,3-0

En los siguientes cuadros (**Cuadro 29**) se muestra un ejemplo de cálculo del potencial ecológico aplicando la metodología expuesta. En el cuadro 22 se muestran los límites de calidad establecidos para los parámetros para todos los tipos de embalses.

Nivel de Parámetro

Nivel de Elemento

Clasificación Provisional

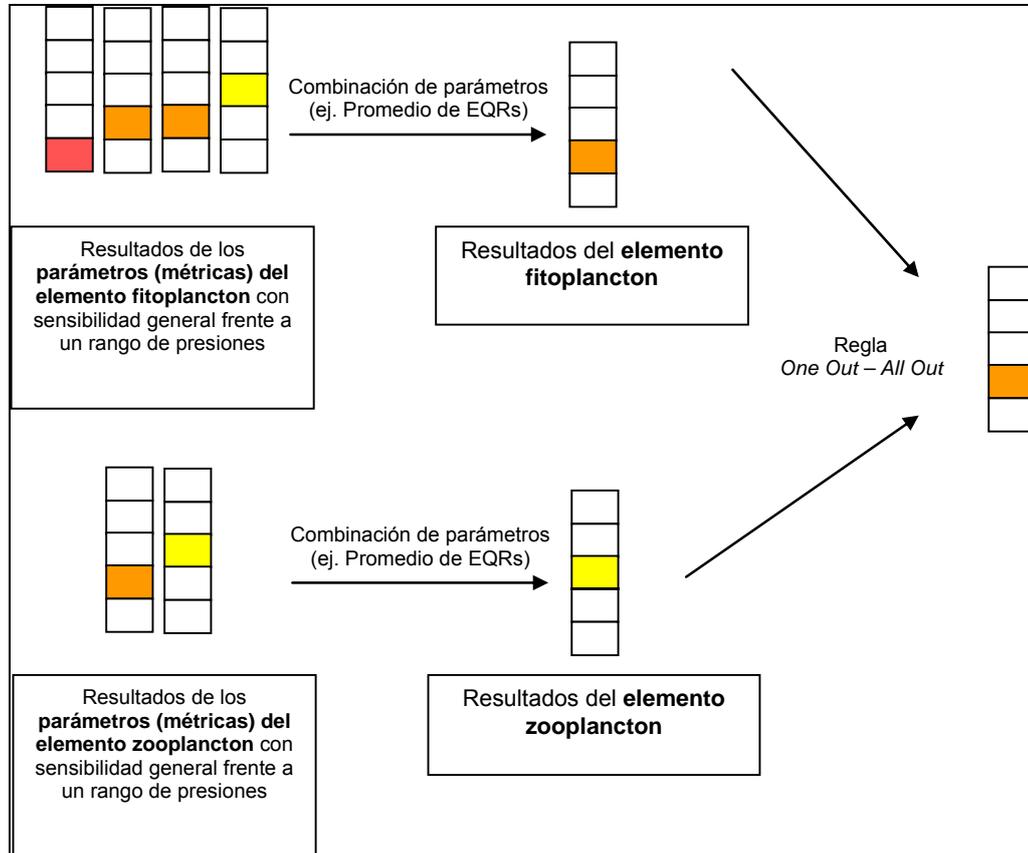


Figura 25. Diagrama de clasificación del potencial ecológico provisional de acuerdo con la combinación de métricas y elementos biológicos. Una vez obtenida la clasificación provisional, esta se verá modificada o no atendiendo a los resultados del indicador físico-químico (ver Figura 26).

CUADRO 29

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

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 (Iga)	<10	10-100	100-200	200-300	>300
		Cianofíceas tóxicas (cel/ml)	0-500	500-2000	2000-20000	20000-100000	>10 ⁵
	Composición, abundancia y biomasa de zooplancton	Ratio cladoceros grandes / totales	>0,5	0,3-0,5	0,1-0,3	0,05-0,1	<0,05
Físico-Químico	Transparencia	Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila a	> 70	50-70	20-50	10-20	<10
		Profundidad Disco de Secchi (m)	>12	12-6	6-3	3-1,5	<1,5
	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

Indicador	Elementos	Parámetros	Valor Observado	Valoración Parámetro	Val. Elemento	Val. Indicador	IPE	EQR
Biológico	Composición, abundancia y biomasa de fitoplancton	Densidad algal (cel/ml)	945	4	3,6 (media)	3,6 (mínimo*) redondeado a entero= 4	3	IPEm p=4 0.75
		Biomasa algal, Clorofila a (µg/l)	9,3	2				
		Biovolumen algal (mm ³ /l)	0,66	3				
		Índice grupos algales (Iga)	34	4				
		Cianofíceas tóxicas (cel/ml)	75	5				
	Composición, abundancia y biomasa de zooplancton	Ratio cladoceros grandes / totales	0,43	4	**No valorar			
Físico-Químico	Transparencia	Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila a	57.5	4	4	3.25 (media)	>3	
		Disco de Secchi (m)	3.4	4				
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética O ₂ (mg/l O ₂)	3,7	2				2
	Concentración de nutrientes	Concentración de PT: media anual (µg/l P)	23	3				
Elemento combinado	TSI	25	4	4				

6.4.2. Resultados

6.4.2.1 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 dos para el zooplancton, con una de ellas incluyendo 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 27**.

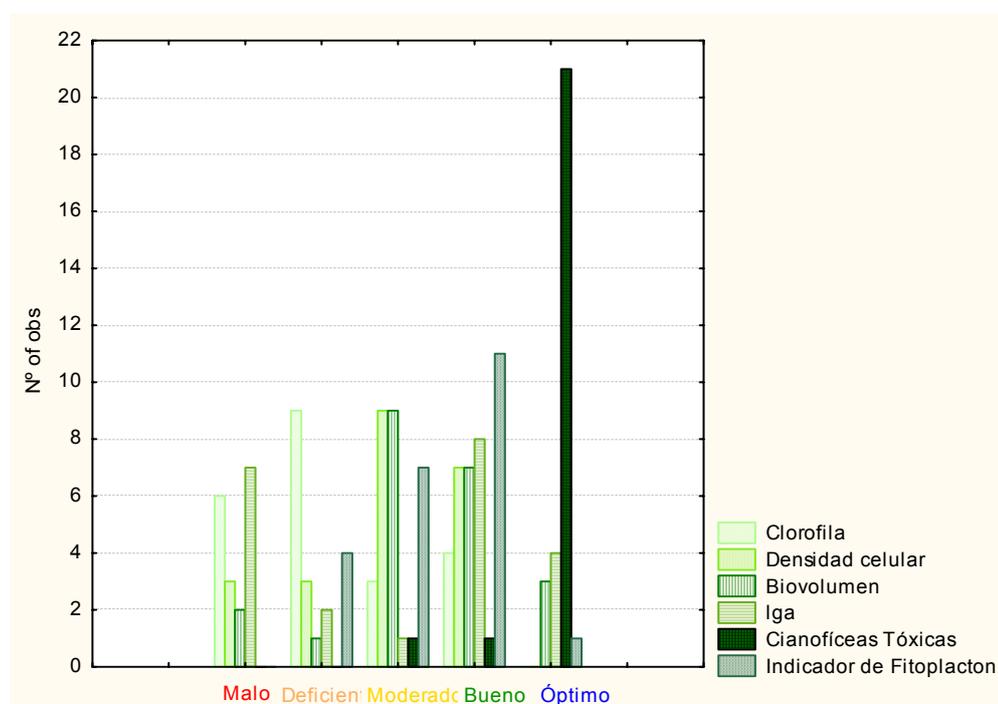


Figura 27. Evaluación de la calidad mediante los parámetros del fitoplancton. El indicador de fitoplancton sería la media de los parámetros.

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. La concentración de clorofila ofreció predominancia de las clases deficiente y malo. La densidad celular dio una clara predominancia a las clases intermedias (moderado y bueno). El biovolumen se comportó de forma parecida, aunque en este caso la clase óptimo restó relevancia a las clases de peor calidad. Por su parte, según el índice de grupos algales

Iga, las clases predominantes fueron bueno, malo y óptimo. La densidad de cianofíceas tóxicas ofreció resultados poco fiables, en cuanto que evaluó a la inmensa mayoría de embalses como en óptimo potencial. 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 estado ecológico. No obstante, podemos observar como el elemento final fitoplancton, al ser un “compromiso” entre todas las métricas (es la media), suaviza las respuestas “extremas” de cada una de ellas, resultando en una métrica fiable del potencial ecológico de los embalses.

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 28**. El ratio de cladóceros grandes / total de cladóceros (Ratio Clad) resultó en evaluaciones muy restrictivas de la calidad, con la clase malo como predominante. A la vez, también destaco este parámetro a la clase óptimo, mientras que la clase bueno 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 era en realidad un ratio de biomasa zooplancton/fitoplancton y resultó en una predominancia absoluta de la clase de peor calidad, malo.

Por tanto, las 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. Ninguna de las dos métricas mostró correlación con parámetros clásicos de eutrofización como el fósforo total o la clorofila a. 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.

Por esta razón, estas variables 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 o buscar en la bibliografía más reciente otras métricas a aplicar para el indicador zooplancton, sobre todo para lagos profundos, y establecer sus valores de corte de clases de calidad.

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

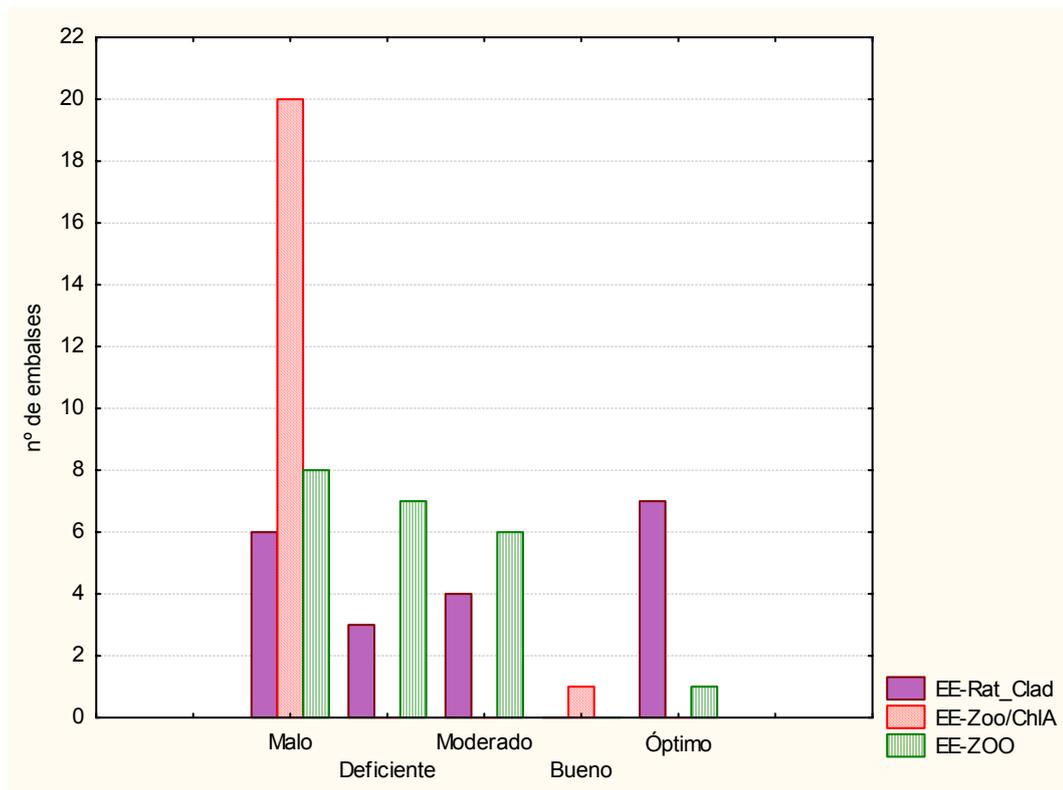


Figura 28. Evaluación de calidad mediante los dos parámetros del zooplancton y mediante el propio indicador (EE-ZOO, media de Rat_Clad y Zoo/ChIA).

b) Físico-Químicos

Los resultados obtenidos para cada una de las métricas o parámetros físico-químicos se pueden observar en la **Figura 29**. El fósforo total clasificó los embalses en tres de las cinco clases de calidad, no estando representadas las clases bueno ni óptimo potencial. La clase moderado se estimó en 12 de 22 embalses. La transparencia, medida como profundidad del disco de Secchi, ofreció una clase predominante, malo, seguida de las clases deficiente y moderado. La concentración de oxígeno hipolimnético fue el parámetro que más benévolo se mostró, siendo la clase mayoritaria óptimo seguida de bueno y moderado. A este respecto, debemos señalar 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 clase mayoritaria fue moderado, estimada en 19 de los 22 embalses. Finalmente, como resultado de la combinación de parámetros, el elemento físicoquímico suavizó las respuestas “extremas” de las métricas, resultando en un indicador fiable para la evaluación de la calidad de los embalses según la metodología planteada.

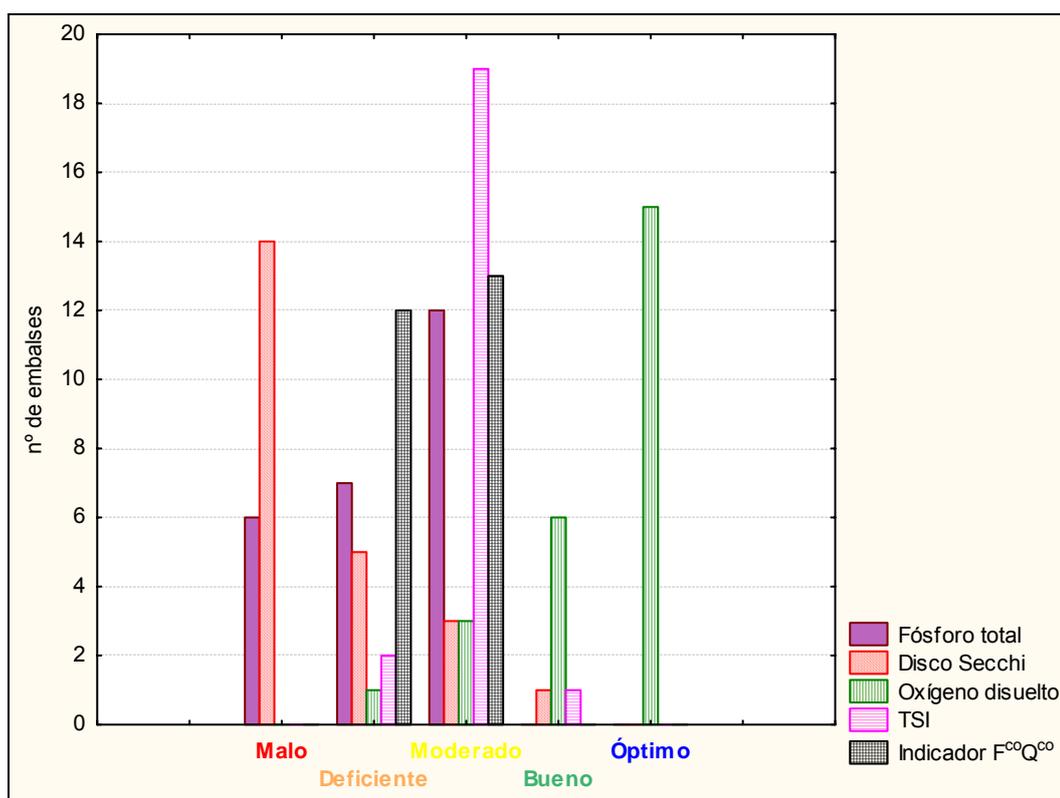


Figura 29. Evaluación de la calidad en embalses mediante los parámetros físico-químicos.

c) Relación entre indicadores Biológicos y Físico-Químicos

Para comprobar el grado de cohesión entre los dos indicadores obtenidos (biológico y fisicoquímico), la **Figura 30** muestra la relación entre ambos parámetros. Se realizó una regresión lineal de ambas series de datos y se obtuvo una regresión significativa, con una R^2 de 0.23 (n=23 embalses). La correlación resultó mucho más baja que para el caso de los lagos (R^2 igual a 0.69, ver informe de lagos 2006). Ello parece obedecer al hecho de que embalses con calidades biológicas buenas no presentan características físico-químicas acordes, sino bastante por debajo de estas (sólo 4 de los 23 embalses tienen un indicador físico-químico por encima de 3 en la escala 1-5). El P total y la transparencia resultaron los factores limitantes.

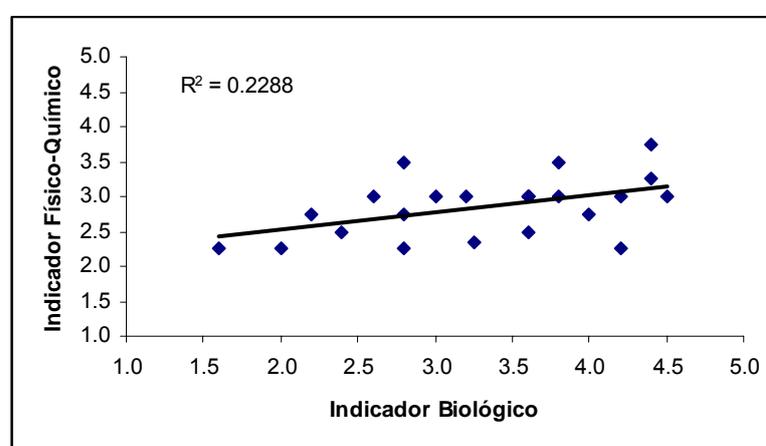


Figura 30. Relación entre el indicador biológico y el indicador físicoquímico.

Una vez obtenidos los dos tipos de indicadores, y siguiendo la metodología expuesta en la **Figura 26**, se procedió a la estima del índice de potencial ecológico o *IPE*.

En numerosas ocasiones resultó el indicador físico-químico inferior al umbral como para hacer descender de clase de calidad al embalse (**Figura 31**). Así, los embalses de Pignatelli, Puentelarrá y Alloz pasaron de buen potencial a moderado. Asimismo, el embalse de Ardisa pasó de óptimo potencial a buen potencial. Estos resultados resultaron de la baja correlación entre ambos tipos de indicadores (**Figura 30**).

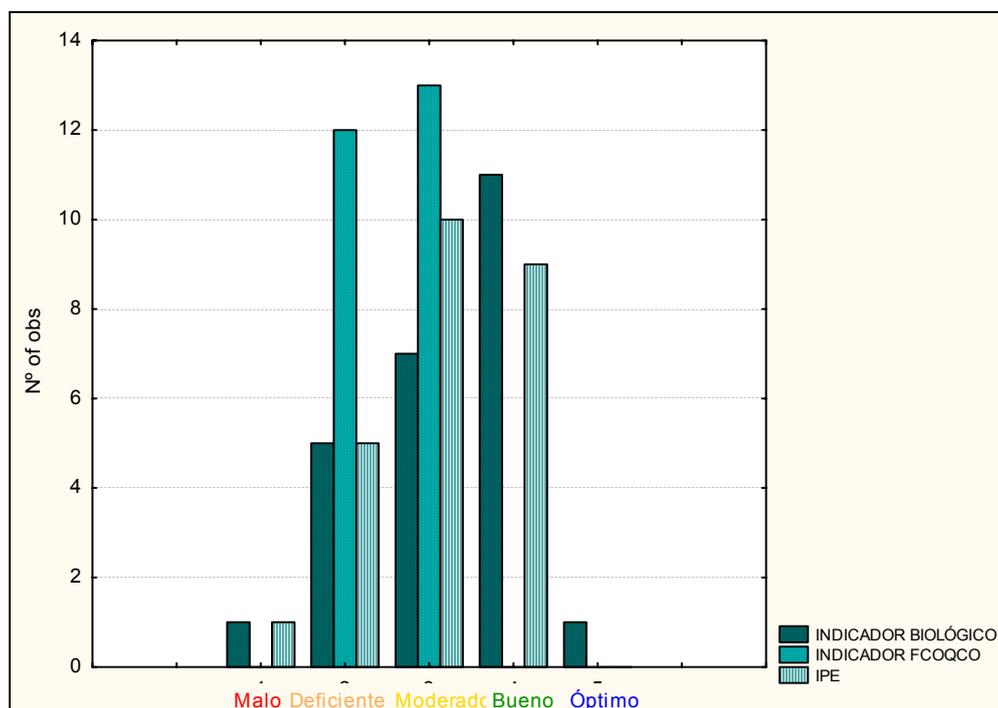


Figura 31. Evaluación de la calidad mediante el indicador biológico, el indicador físicoquímico y el IPE

6.4.2.2 Estado Ecológico y Potencial Ecológico final

El **Cuadro 31** 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 físicoquímica (EE-FQ), el índice de potencial ecológico o IPE, el IPE máximo del tipo o IPE de máximo potencial (IPEmp), los EQR resultantes y el potencial ecológico (EPE) final basado en los valores del EQR (EPE-EQR) evaluado para las 23 masas de agua siguiendo la metodología empleada. Los IPE de máximo potencial o IPEmp se obtuvieron, para cada tipo, del máximo IPE obtenido, con dos excepciones:

- El IPEmp de los embalses del Tipo 12 se adaptó de los del Tipo 11 (IPEmp=4), por tener sólo dos embalses de este tipo (Pignatelli y Pina), y con un IPE máximo de 3, lo cual ofrecía poca certidumbre de tener algún embalse que se pudiera tratar como de máximo potencial ecológico.

Se indica también la evaluación de potencial ecológico mediante el IPE, sin aplicar los IPE de referencia y los EQR resultantes.

CUADRO 31
ESTABLECIMIENTO DEL POTENCIAL ECOLÓGICO

EMBALSE	Cod	Tipo	EE- BIO	EE- FQ	IPE	IPEmp	EQR	EPE-EQR	IPE (sin ref)
Embalse de Albiña	ABE	E1	4	3.00	4.00	4.0	1.00	Óptimo	Bueno
Embalse de Alloz	ALE	E7	4	2.75	3.00	4.0	0.75	Bueno	Moderado
Embalse de Ardisa	ARE	E11	5	3.00	4.00	4.0	1.00	Óptimo	Bueno
Embalse de Cereceda	CCE	E9	3	3.50	3.00	4.0	0.75	Bueno	Moderado
Embalse de Cienfuens	CIE	E10	4	3.50	4.00	4.0	1.00	Óptimo	Bueno
Embalse de El Cortijo	CJE	E11	3	2.25	3.00	4.0	0.75	Bueno	Moderado
Embalse de Gallipuéen	GAE	E10	2	2.50	2.00	4.0	0.50	Deficiente	Deficiente
Embalse de Guara	GUE	E10	4	3.75	4.00	4.0	1.00	Óptimo	Bueno
Embalse de Itoiz	ITE	E7	3	2.75	3.00	4.0	0.75	Bueno	Moderado
Embalse de Maidevera	MAE	E1	3	3.00	3.00	4.0	0.75	Bueno	Moderado
Embalse de Margalef	MFE	E10	3	2.33	3.00	4.0	0.75	Bueno	Moderado
Embalse de Mezalocha	MZE	E10	2	2.75	2.00	4.0	0.50	Deficiente	Deficiente
Embalse de Monteagudo	MTE	E1	3	3.00	3.00	4.0	0.75	Bueno	Moderado
Embalse de Moros	MOE	E11	3	3.00	3.00	4.0	0.75	Bueno	Moderado
Embalse de Noguera Ribagorzana	NRE	E1	4	3.00	4.00	4.0	1.00	Óptimo	Bueno
Embalse de Pajares	PAE	E1	4	3.00	4.00	4.0	1.00	Óptimo	Bueno
Embalse de Pignatelli	PGE	E12	4	2.25	3.00	4.0	0.75	Bueno	Moderado
Embalse de Pina	PIE	E12	2	2.25	2.00	4.0	0.50	Deficiente	Deficiente
Embalse de Puentelarrá	PTE	E9	4	2.50	3.00	4.0	0.75	Bueno	Moderado
Embalse de Sabiñanigo	SÑE	E9	4	3.25	4.00	4.0	1.00	Óptimo	Bueno
Embalse de Urdalur	URE	E7	4	3.00	4.00	4.0	1.00	Óptimo	Bueno
Embalse de Utchesa- Seca	UTE	E10	2	2.25	2.00	4.0	0.50	Deficiente	Deficiente
Embalse de Valdabrá	VAE	E10	4	3.00	4.00	4.0	1.00	Óptimo	Bueno

Las diferencias obtenidas en la aplicación de ambas metodologías (usando la aproximación a las condiciones de referencia y los EQR's y sin usarla) se ilustra en la siguiente **Figura 31**.

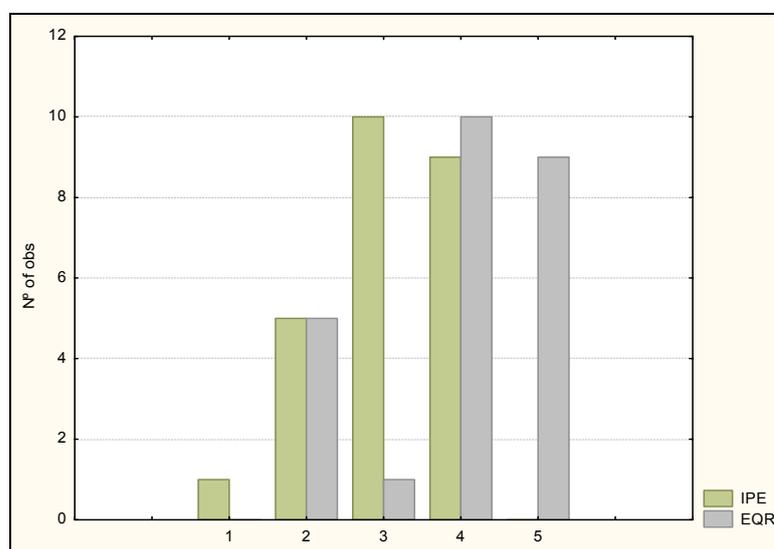


Figura 31. Clasificación del potencial ecológico de los embalses en base al *IPE* y al *EQR*.
1: Malo; 2: Deficiente; 3: Moderado; 4: Bueno; 5: Óptimo

Como se observa, la utilización de los *IPEmp* implica 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. Por ello recomendamos la no utilización de los *IPEmp* hasta no disponer de datos fiables de máximo potencial ecológico en embalses. Además, la aproximación al máximo potencial ecológico (MPE) se debe realizar a nivel de métricas o parámetros individuales (ej. densidad algal) y no desde elementos, indicadores o clasificaciones posteriores, que no son sino un resultado de la combinación de estas métricas (como es el caso del *IPE* propuesto en la metodología de la CHE y la ACA, resultado de la combinación de 9 métricas distintas, y testado en este ESTUDIO). Se deriva de ello la necesidad de estudios previos sobre las condiciones de máximo potencial ecológico en embalses, utilizando métricas ampliamente aceptadas, o aplicando otras a nivel experimental. Por esta razón en el presente estudio se utiliza APRA realizar las conclusiones finales sobre la calidad de los embalses el EPE-IPE. En la **Figura 32** se muestra el mapa de potencial ecológico obtenido mediante la metodología recomendada (EPE-IPE).

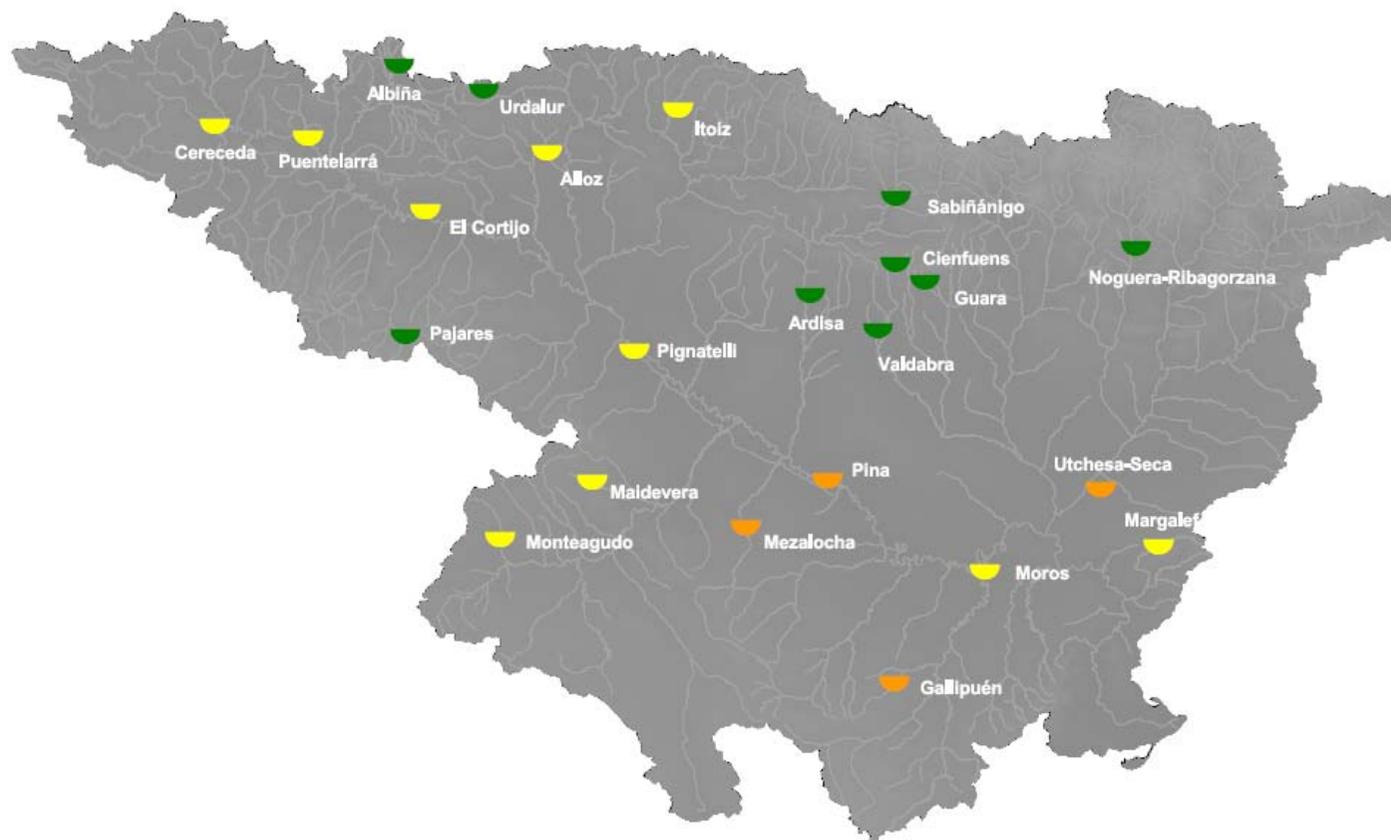


Figura 32. Mapa de clasificación del potencial ecológico de los embalses en base al IPE.
Código de colores según la DMA (Azul=Óptimo; Verde=Bueno; Amarillo=Moderado; Anaranjado=Deficiente; Rojo=Malo).

Para concluir se analizan las tendencias de **potencial ecológico por tipos de embalse**. Se obtuvieron los siguientes resultados, representados gráficamente en la **Figura 34**: los embalses de Tipo 1, esto es, embalse silíceos, en zonas húmedas y frías de cabecera (5 embalses), presentaron un potencial bueno (3) o moderado (2); los embalses de Tipo 7, calcáreos, en zonas húmedas y frías de cabecera (3), presentaron un potencial moderado (2) o bueno (1). Idéntico resultado se observó en los embalses del Tipo 9 y del Tipo 11 (embalses calcáreos en zonas húmedas de la red principal, y embalses calcáreos en zonas no húmedas de la red principal, respectivamente). Los del Tipo 10 (embalses calcáreos en zonas no húmedas de cabecera), con siete embalses, se repartieron entre embalses con potencial deficiente (3), moderado (1) y bueno (3). Finalmente, los embalses de Tipo 12, calcáreos en zonas no húmedas en las partes bajas del eje principal (Pignatelli y Pina) presentaron potenciales deficientes (1) a moderados (1).

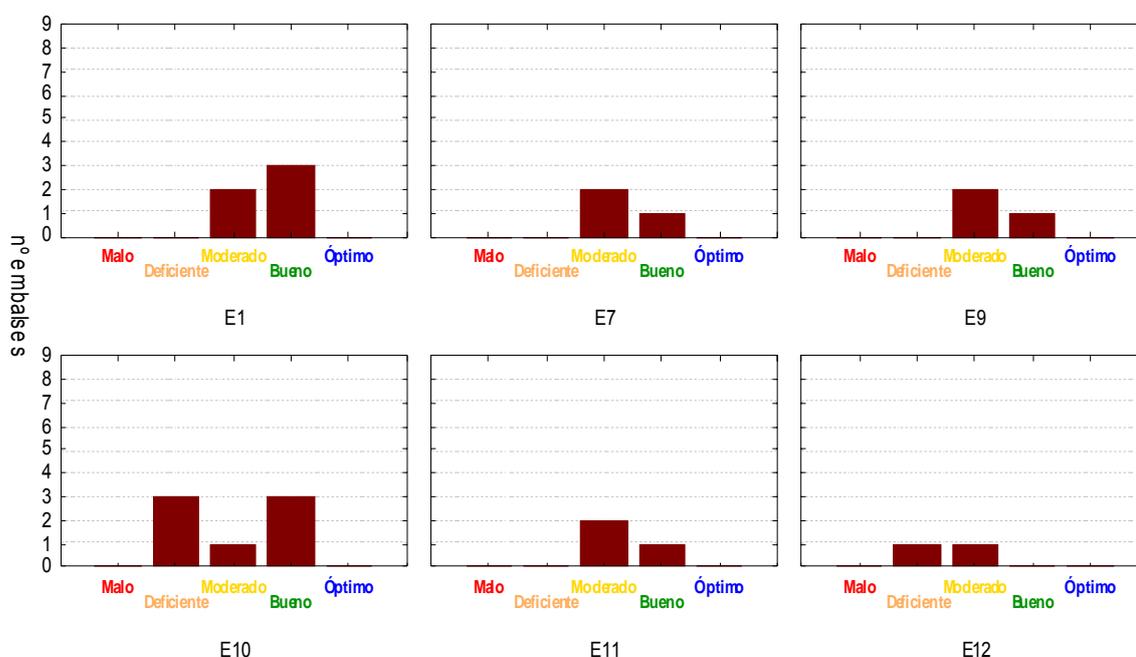


Figura 34. Clasificación del potencial ecológico de los embalses en base al *IPE* por tipos. E1: Embalse silíceo/ húmedo / cabecera / frío; E7: Calcáreo / húmedo / cabecera / frío; E9: Calcáreo / húmedo / red principal; E10: Calcáreo / no húmedo / cabecera; E11: Calcáreo / no húmedo / red principal; E12: Calcáreo / no húmedo / ejes parte baja.

Respecto al **análisis por comunidades autónomas**, los resultados se ilustran en la **Figura 35**.

Aragón, con once embalses fue la comunidad autónoma con más masas de agua muestreadas en 2006. En cuanto a la clasificación de los mismos, cinco de ellos pertenecían al Tipo 10. De estos, tres se clasificaron como de buen potencial y los dos restantes como de potencial deficiente (Embalse de Gallipuéen y Embalse de Mezalocha). De los dos embalses de Tipo 1, uno alcanzó el buen potencial (Noguera Ribagorzana) y otro se clasificó como de potencial moderado (Maidevera). Lo mismo ocurrió para los dos embalses del Tipo 11, con uno bueno (Ardisa) y otro moderado (Morós). Los únicos embalses de los Tipos 9 y 12 de Aragón, Embalse de Sabiñánigo y de Pina respectivamente, el primero fue clasificado como de buen potencial ecológico, y el segundo como de potencial deficiente.

En Castilla y León, los tres embalses estudiados fueron catalogados como de potencial ecológico moderado. Dos de ellos son del Tipo 9 (Embalses de Cereceda y Puentelarrá) y uno de Tipo 1 (Monteagudo).

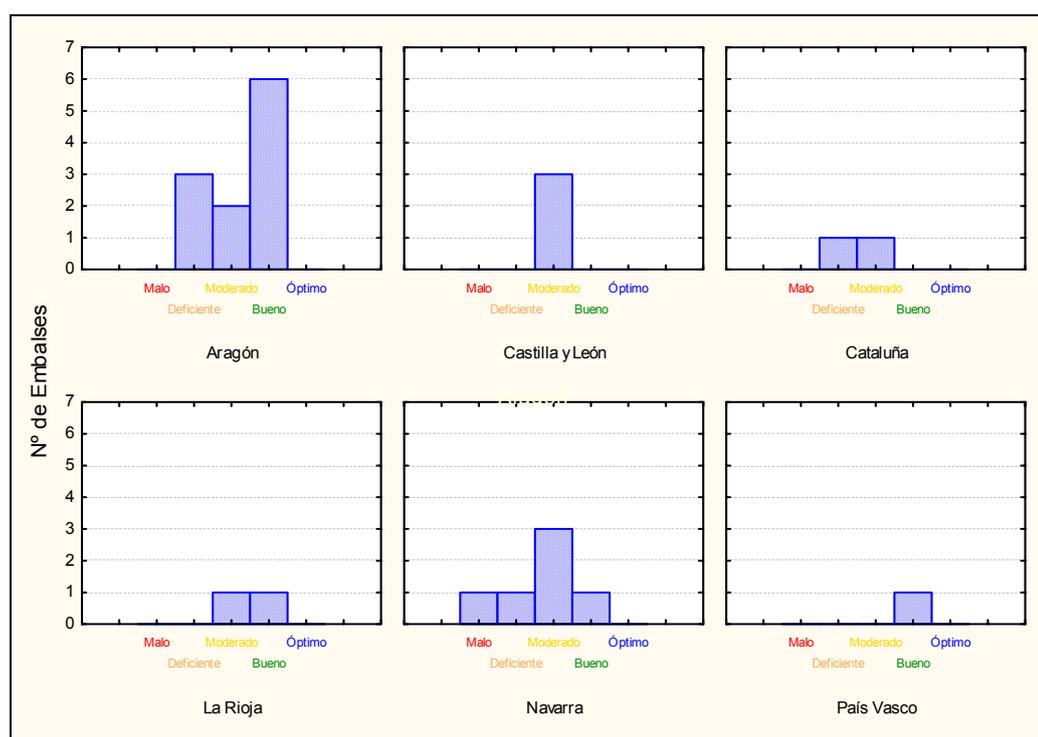


Figura 35. Clasificación del potencial-estado ecológico de los embalses en base al IPE por comunidades autónomas.

Cataluña estuvo representada con dos embalses de Tipo 10, uno de ellos de potencial moderado (E. de Margalef) y otro de potencial deficiente (Utchesa-Seca).

La Rioja estuvo representada en el ESTUDIO con tres masas de agua, dos embalses, el de Pajares, de Tipo 1 alcanzó el buen potencial ecológico, mientras que el de El Cortijo, de Tipo 11, fue calificado como de potencial moderado.

7. RESUMEN - CONCLUSIONES

- Los embalses estudiados son en general de pequeño tamaño, con volúmenes inferiores a 30 Hm³. Presentan estratificación el 48 % de los mismos.
- Los embalses de las partes bajas del eje del Ebro presentan los valores más elevados de nutrientes y conductividad, 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 más de un 55%.
- El estado trófico de los embalses estudiados difiere según la variable escogida. La densidad algal y la clorofila A son los parámetros que mejor calidad global proyectan, mientras que los parámetros físico-químicos resultan en estimas inferiores de estado trófico.
- El estado trófico global, que engloba las cinco variables, presenta como estados mayoritarios el mesotrófico y el eutrófico. El estado oligotrófico sólo se alcanza en un embalse, el de Guara.
- Se observó disparidad en los resultados de potencial ecológico según las métricas del fitoplancton. La concentración de clorofila ofreció predominancia de las clases deficiente y malo. La densidad celular dio una clara predominancia a las clases intermedias (moderado y bueno). El biovolumen se comportó de forma parecida, aunque en este caso la clase óptimo restó relevancia a las clases de peor calidad. En cuanto al índice de grupos algales *Iga*, las clases predominantes fueron bueno, malo y óptimo. La densidad de cianofíceas tóxicas ofreció resultados poco fiables, en cuanto que evaluó a la inmensa mayoría de embalses como en óptimo potencial.
- El elemento fitoplancton, un “compromiso” entre todas las métricas, resultó en una métrica fiable del potencial ecológico de los embalses.
- Las dos métricas de zooplancton testadas ofrecieron en este ESTUDIO resultados poco satisfactorios en cuanto a indicación del potencial ecológico. Ninguna de las dos métricas mostró correlación con parámetros clásicos de eutrofización como el fósforo total o la clorofila a.
- Por esta razón, estas variables no fueron incluidas en la evaluación del potencial ecológico en el presente ESTUDIO
- El fósforo total clasificó los embalses en tres de las cinco clases de calidad, no estando representadas las clases bueno ni óptimo potencial. La clase moderado se estimó en 12 de 22 embalses. La transparencia, medida como profundidad del disco de Secchi, ofreció una clase predominante, malo, seguida de las clases deficiente y

moderado. La concentración de oxígeno hipolimnético fue el parámetro que más benévolo se mostró, siendo la clase mayoritaria óptimo seguida de bueno y moderado. Respecto al índice trófico de Carlson (índice TSI), las clase mayoritaria fue moderado, estimada en 19 de los 22 embalses.

- Finalmente, como resultado de la combinación de parámetros, el elemento fisicoquímico resultó en un indicador fiable para la evaluación de la calidad de los embalses según la metodología planteada.
- En numerosas ocasiones el indicador físico-químico resultó inferior al umbral establecido, haciendo descender de clase de calidad evaluadas biológicamente. Así, los embalses de Pignatelli, Puentelearrá y Alloz pasaron de buen potencial a moderado y el de Ardisa pasó de óptimo potencial a buen potencial.
- la utilización de la metodología de los índices de máximo potencial ecológico (IPEmp, como aproximación a las condiciones de referencia) implica una sobre-estima 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.
- Recomendamos la no utilización de los *IPEmp* hasta no disponer de datos fiables de máximo potencial ecológico en embalses. Además, la aproximación al máximo potencial ecológico se debe realizar a nivel de métricas o parámetros individuales.

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/documentos/ca/directiva_marc/lacs.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/documentos/ca/directiva_marc/lacs.pdf

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

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>

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

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

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.

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

Ter Braak, CJF & IC Prentice, (1988). A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research* 18:271-313.

Ter Braak, C. J. F., and P. Smilauer. (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.

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 (eds), *Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring* John Wiley & Sons: 58-80.
