



---

**DISEÑO Y EXPLOTACIÓN DE LA RED DE CONTROL  
BIOLÓGICO EN RIOS Y EMBALSES EN APLICACIÓN DE LA  
DIRECTIVA MARCO DEL AGUA EN LA CUENCA  
HIDROLÓGICA DEL EBRO.**

**CLAVE: 09.834-001/0481**

**INFORME FINAL DE EMBALSES  
AÑO 2008**

**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](mailto:consultoria@ica1.e.telefonica.net)

ENERO 2009

---

## RESUMEN

Se presentan los resultados del estudio de embalses de la cuenca del Ebro para la campaña de verano de 2008, dentro del proyecto *Diseño y Explotación de la Red de Control Biológico en Ríos y Embalses en Aplicación de la Directiva Marco del Agua (DMA) en la Cuenca Hidrológica del Ebro*. El objetivo principal del informe es la clasificación del *potencial ecológico* de las masas de agua consideradas, durante el periodo de estudio, en cumplimiento de la DMA.

Se muestrearon un total de 56 embalses durante los meses de julio y agosto de 2008. Los indicadores utilizados fueron tanto físicoquímicos (oxígeno, nutrientes, transparencia, temperatura, conductividad, etc.), como biológicos (fitoplancton y zooplancton).

Se ofrece primero una caracterización hidromorfológica, físicoquímica y biológica del conjunto de masas de agua, analizando los resultados por tipos de embalses (tipología incluida en la Instrucción de Planificación Hidrológica, Orden ARM/2656/2008) y mostrando aquellos datos o tendencias más relevantes para cada uno de los parámetros considerados. Se incluye una descripción de las comunidades planctónicas y su relación con las variables ambientales mediante una aproximación estadística multivariante.

Seguidamente se muestra una clasificación del estado trófico de los embalses mediante las métricas convencionales (fósforo total, transparencia, clorofila, y densidad algal), analizando el comportamiento de cada una de estas variables y sus influencias en el resultado final. Se presentan los resultados en mapas de estado trófico.

Por último se presentan los resultados de dos clasificaciones del potencial ecológico: una clasificación *experimental* realizada mediante métricas estandarizadas (algunas ya incluidas en informes previos y otras de nueva aplicación), y una *clasificación normativa* basada en las métricas y condiciones de referencia establecidas en la *ORDEN ARM/2656/2008 de Planificación Hidrológica*. Se realiza un análisis comparativo de ambas aproximaciones. También se analiza y discute la respuesta de cada variable y su influencia en la clasificación del potencial ecológico. Se presentan los resultados en mapas de potencial ecológico y se analizan por comunidades autónomas y tipos de embalses.

## EQUIPO TÉCNICO

### ***Confederación Hidrográfica del Ebro***

Concha Durán (Directora del estudio)

Miriam Pardos

Cristina Pintor

### ***UTE Red Biológica del Ebro***

Fernando Mariño	Ingeniería y Ciencia Ambiental S.L. (ICA)
Andrés Mellado	Ingeniería y Ciencia Ambiental S.L. (ICA)
Cinta Llano	Ingeniería y Ciencia Ambiental S.L. (ICA)
José A. Albertos	Ingeniería y Ciencia Ambiental S.L. (ICA)
Jorge Vargas	DBO <sub>5</sub> SL
Isidoro Pérez	DBO <sub>5</sub> SL
Ana Pastor	Laboratorio de ensayos técnicos, S.A. (ENSAYA)
Pedro Tomás	Laboratorio de ensayos técnicos, S.A. (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 <sup>a</sup> Rosa Miracle	Universidad de Valencia (validación del zooplancton)

## INDICE DOCUMENTO MEMORIA

	Página
<b>1. INTRODUCCION.....</b>	<b>1</b>
1.1. ANTECEDENTES .....	1
1.2. ORGANIZACIÓN DEL ESTUDIO .....	2
<b>2 ASPECTOS METODOLOGICOS.....</b>	<b>3</b>
2.1. EMBALSES ESTUDIADOS. DESIGNACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO.....	3
2.2. VARIABLES CONSIDERADAS. ....	9
2.3. TRABAJOS DE CAMPO .....	12
2.4. ANÁLISIS EN LABORATORIO .....	18
2.5. CONTROL DE CALIDAD.....	21
2.6. SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG).....	22
<b>3. CLASIFICACION DE LOS EMBALSES .....</b>	<b>23</b>
<b>4. CARACTERISTICAS HIDROMORFOLÓGICAS, FÍSICO-QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS.....</b>	<b>28</b>
4.1. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS .....	28
4.2. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS.....	36
4.3. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS.....	62
<b>5. ESTADO TRÓFICO .....</b>	<b>98</b>
5.1. ASPECTOS METODOLÓGICOS.....	98
5.2. CATALOGACIÓN TRÓFICA FINAL .....	103
<b>6. POTENCIAL ECOLÓGICO .....</b>	<b>109</b>
6.1. CONSIDERACIONES PREVIAS .....	109
6.2. ELEMENTOS Y PARÁMETROS PARA LA DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO .....	111
6.3. METODOLOGÍAS DE CÁLCULO DEL POTENCIAL ECOLÓGICO:.....	130
6.4. POTENCIAL ECOLÓGICO: RESULTADOS.....	139
<b>7. RESUMEN - CONCLUSIONES.....</b>	<b>155</b>
<b>8. REFERENCIAS.....</b>	<b>163</b>

## 1. INTRODUCCION

### 1.1. Antecedentes

Los embalses de la cuenca del Ebro vienen siendo estudiados, desde el punto de vista biológico, de forma constante desde la década de los 90 (CHE 1992; 1996; 2002; 2003; 2006; 2007; 2008).

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

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

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

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

Además, en el presente ESTUDIO se ha tenido en cuenta la nueva normativa nacional aparecida en relación a la transposición de la DMA. Se trata de la *ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica*. En esta normativa, en relación con la aplicación de la DMA a embalses, se incluyen ya algunos valores

de referencia y límites bueno/moderado para algunos indicadores del elemento de calidad fitoplancton en ciertos tipos de embalses.

Estas y otras cuestiones, que se han considerado para la realización del presente ESTUDIO, se definen en el apartado 5,1. *Aguas superficiales* y subapartados de la ORDEN ARM/2656/2008.

## **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 2008. Asimismo, se realizan comparativas de los resultados a nivel gráfico y tabular del comportamiento de los indicadores biológicos y físico-químicos, con el objeto de obtener tanto la clasificación del estado trófico, situación elemental para conocer el estado general de las aguas embalsadas, como el potencial ecológico, objetivo cuyo carácter es fundamental dentro del marco del presente ESTUDIO.
- Documentos individuales de embalses: por cada uno de los embalses estudiados y muestreados en 2008, se presenta un documento donde se pueden consultar, de forma individual, los resultados obtenidos para cada masa de agua. Se incluye un reportaje fotográfico.
- Documento “Fichas resumen”, donde se recogen, en forma de ficha, las características generales de cada embalse y los resultados obtenidos, con el fin de facilitar una consulta rápida y sencilla de los resultados.

Toda la documentación generada se presenta en soporte informático, 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 recoge la relación de los 58 embalses incluidos en la red de control de seguimiento del potencial durante el año 2008, así como su código de masa de agua superficial (MAS), provincia, río y fecha en la que se realizó el muestreo.

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

La nomenclatura utilizada para la identificación de las estaciones de muestreo y de las muestras, se ha ajustado a tres letras que, a modo de código, han sido específicas para cada embalse.



*Imagen de los muestreos en embalses durante el año 2008*

En los embalses estudiados se completó una campaña de muestreo durante el verano del año 2008, durante los meses de Junio, Julio y Agosto.

De los 58 embalses previstos para su estudio y visitados durante el año 2008, se han muestreado un total de 56 masas (**Figura 1**). A este respecto, cabe indicar que durante los muestreos completados en el año 2008, en el embalse de Balaguer (Lleida) no se encontró ningún acceso viable a la lámina de agua, siendo informados por agricultores de la zona y pescadores de que la única posibilidad era esperar al periodo de cosecha de cereal y atravesar los campos.



*Embalse de Balaguer, imposible de muestrear por falta de acceso en 2008.*

Por su parte, en el embalse de Lechago (Teruel) no se pudieron tomar muestras de agua ya que se encontraba en su fase final de construcción y todavía sin comenzar el proceso de llenado. Las siguientes fotografías muestran las obras durante el muestreo de 2008.



*Obras en el Embalse de Lechago en el verano de 2008*



**CUADRO 1**  
**EMBALSES SELECCIONADOS PARA EL MUESTREO DE 2008.**  
 (LOS EMBALSES NO MUESTREADOS SE MUESTRAN SOMBREADOS)

EMBALSE	ESTACIÓN	CÓDIGO MAS	FECHA	PROVINCIA	RIO	PROPIETARIO / OBSERVACIONES
Embalse de Albiña	ALB	EB0000005	09/08/2008	Álava	Albiña	AGUAS MUNICIPALES DE VITORIA
Embalse de Alloz	ALL	EB0000027	08/08/2008	Navarra	Salado	C.H.E.
Embalse de Ardisa	ARD	EB0000055	16/07/2008	Zaragoza/Huesca	Gallego	C.H.E.
Embalse de Balaguer	BAL	EB0001049	02/07/2008	Lleida	Segre	ENDESA / NO ACCESO
Embalse de Barasona	BAR	EB0000056	09/07/2008	Huesca	Ésera	C.H.E.
Embalse de Baserca	BAS	EB0000034	09/07/2008	Huesca	Noguera-Ribagorzana	ENHER
Embalse de Búbal	BUB	EB0000025	08/07/2008	Huesca	Gallego	C.H.E.
Embalse de Calanda	CAL	EB0000082	16/06/2008	Teruel	Guadalope	C.H.E.
Embalse de Camarasa	CAM	EB0000065	03/07/2008	Lérida	Noguera-Pallaresa	FECSA
Embalse de Canelles	CAN	EB0000058	09/07/2008	Huesca-Lérida	Noguera-Ribagorzana	ENHER
Embalse de Caspe	CAS	EB0000078	23/06/2008	Zaragoza	Guadalope	C.H.E.
Embalse de Cereceda	CER	EB0000017	12/08/2008	Burgos	Ebro	IBERDROLA
Embalse de Çiurana	CIU	EB0000073	19/06/2008	Tarragona	Çiurana	C.H.E.
Embalse de El Cortijo	COR	EB0000040	12/08/2008	Álava	Ebro	IBERDROLA
Embalse de Cueva Foradada	CUE	EB0000080	16/06/2008	Teruel	Martín	C.H.E.
Embalse de El Ebro	EBR	EB0000001	11/08/2008	Santander	Ebro	C.H.E.
Embalse de Escales	ESC	EB0000043	09/07/2008	Huesca-Lérida	Noguera-Ribagorzana	ENHER
Embalse de Eugui	EUG	EB0000006	06/08/2008	Navarra	Arga	C.H.E.
Embalse de Flix	FLI	EB0000074	23/06/2008	Tarragona	Ebro	ENDESA GENERACIÓN
Embalse de Gallipuéñ	GAL	EB0000913	16/06/2008	Teruel	Guadalopillo	C.H.E.
Embalse de El Grado	GRA	EB0000047	09/07/2008	Huesca	Cinca	C.H.E.

EMBALSE	ESTACIÓN	CÓDIGO MAS	FECHA	PROVINCIA	RIO	PROPIETARIO / OBSERVACIONES
Embalse de Guiamets	GUI	EB0000079	19/06/2008	Tarragona	Asmat	C.H.E.
Embalse de Irabia	IRA	EB0000004	07/08/2008	Navarra	Irati	EHN
Embalse de Itoiz	ITO	EB0000086	08/08/2008	Navarra	Irati	C.H.E.
Embalse de Lanuza	LAN	EB0000019	16/07/2008	Huesca	Gallego	C.H.E.
Embalse de Lechago	LEC	EB0000087	14/06/2008	Teruel	Pancrudo	C.H.E. / EN CONSTRUCCIÓN
Embalse de Mansilla	MAN	EB0000061	13/08/2008	La Rioja	Najerilla	C.H.E.
Embalse de Margalef	MAR	EB0000072	19/06/2008	Tarragona	Montsant	COMUNIDAD AUTÓNOMA
Embalse de Mediano	MED	EB0000042	09/07/2008	Huesca	Cinca	C.H.E.
Embalse de Mequinenza	MEQ	EB0000070	23/06/2008	Zaragoza	Ebro	ENHER
Embalse de Mezalocha	MEZ	EB0000071	16/06/2008	Zaragoza	Huerta	S.R. DE MEZALLOCHA
Embalse de Montearagón	MOA	EB0000054	16/07/2008	Huesca	Flumen	C.H.E.
Embalse de Monteagudo de las Vicarias	MON	EB0001681	03/06/2008	Soria	Nájima	C.H.E.
Embalse de Moneva	MOV	EB0000077	16/06/2008	Zaragoza	Aguas Vivas	C.H.E.
Embalse de Oliana	OLI	EB0000053	03/07/2008	Lérida	Segre	C.H.E.
Embalse de Ortigosa	ORT	EB0000916	13/08/2008	La Rioja	Albercos	C.H.E.
Embalse de Pajares	PAJ	EB0000064	14/08/2008	La Rioja	Piqueras	C.H.E.
Embalse de Pena	PEN	EB0000912	19/06/2008	Teruel	Pena	C.H.E.
Embalse de La Peña	PEÑ	EB0000044	05/08/2008	Huesca	Gallego	S.R. DE LA PEÑA
Embalse de Puentelarrá	PUE	EB0000026	10/08/2008	Álava	Ebro	IBERDROLA
Embalse de Rialb	RIA	EB0000063	03/07/2008	Lérida	Segre	C.H.E.
Embalse de Ribarroja	RIB	EB0000949	23/06/2008	Tarragona	Ebro	ENHER
Embalse de Sabiñanigo	SAB	EB0000039	09/07/2008	Huesca	Aurín y Gallego	E.R.Z
Embalse de Santa Ana	SAN	EB0000066	09/07/2008	Huesca	Noguera-Ribagorzana	C.H.E.
Embalse de San Lorenzo	SLO	EB0000067	03/07/2008	Lérida	Segre	HIDROELÉCTRICA DEL NOGUERA
Embalse de Sobrón	SOB	EB0000022	10/08/2008	Álava/Burgos	Ebro	IBERDROLA

EMBALSE	ESTACIÓN	CÓDIGO MAS	FECHA	PROVINCIA	RIO	PROPIETARIO / OBSERVACIONES
Embalse de la Sotonera	SOT	EB0000062	16/07/2008	Huesca	Astón-Sotón	C.H.E.
Embalse de Santolea	STO	EB0000085	16/06/2008	Teruel	Guadalope	C.H.E.
Embalse de Talam	TAL	EB0000050	03/07/2008	Lérida	Noguera-Pallaresa	FECSA
Embalse de Terradets	TER	EB0000059	09/07/2008	Lérida	Noguera-Pallaresa	FECSA
Embalse de Las Torcas	TOR	EB0000075	16/06/2008	Zaragoza	Huerva	C.H.E.
Embalse de La Tranquera	TRA	EB0000076	16/06/2008	Zaragoza	Piedra	C.H.E.
Embalse de Ullivarri-Gamboa	ULL	EB0000007	09/08/2008	Álava	Zadorra	IBERDROLA
Embalse de Urrúnuga	URR	EB0000002	10/08/2008	Álava	Santa Engracia y Urquiola	IBERDROLA
Embalse de Utchesa- Seca	UTC	EB0001679	19/06/2008	Lérida	Canal de Seros	FECSA
Embalse de Vadiello	VAD	EB0000051	16/07/2008	Huesca	Guatizalema	C.H.E.
Embalse de El Val	VAL	EB0000068	14/08/2008	Zaragoza	Val	C.H.E.
Embalse de Yesa	YES	EB0000037	06/08/2008	Navarra	Aragón	C.H.E.

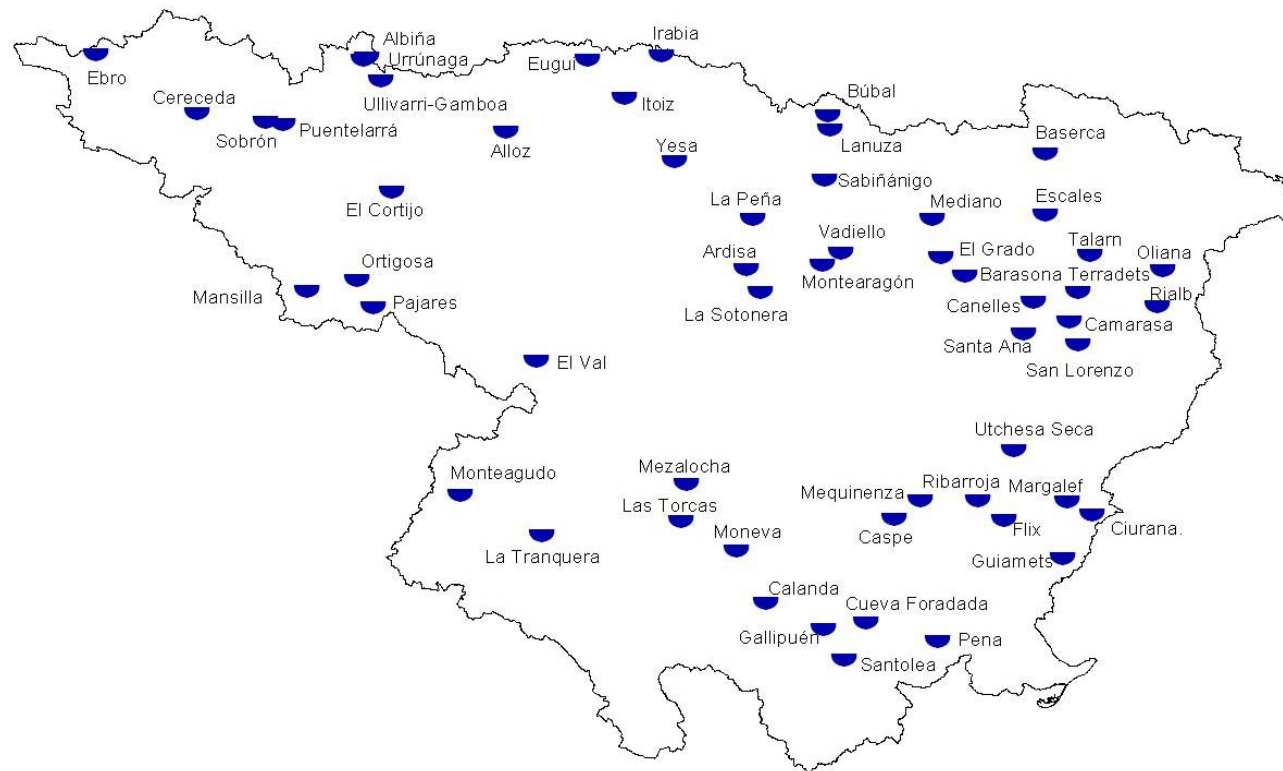


Figura 1. Localización geográfica de los embalses muestreados en 2008.

## 2.2. Variables Consideradas.

El conjunto de variables que es necesario tener en cuenta en un estudio como el que nos ocupa, necesarias para la diagnosis del estado trófico y del potencial ecológico, incluye variables físicas, químicas y biológicas. El estudio de estas variables puede ayudar a conocer porqué un embalse se encuentra en un estado trófico determinado y a proponer las medidas oportunas para su gestión sostenible, de acuerdo a los objetivos de la DMA.

Los perfiles de **temperatura** determinan el grado de estratificación térmica (debido a las diferencias de densidad) o mezcla del embalse, importante para entender la distribución de las características fisicoquímicas y biológicas en profundidad. Normalmente, en estudios de calidad, un perfil de temperatura en la zona de máxima profundidad es suficiente para conocer el estado de estratificación del embalse.

La **transparencia** del agua, determinada mediante el disco de Secchi, es uno de los indicadores más significativos, fiables y ampliamente utilizados (por su sencillez) de la calidad de lagos y embalses. A medida que la concentración de partículas aumenta, la profundidad de transparencia (DS, de Disco de Secchi) disminuye de forma exponencial. A menudo se usa esta medida como indicadora del grado de proliferación algal (ligado a la eutrofia). Sin embargo, hay que señalar que la transparencia se correlaciona con la concentración de partículas, independientemente de si éstas son algas o sólidos en suspensión.

Las variables químicas más importantes son: los nutrientes (P total, N total, y las fracciones solubles  $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$ ,  $\text{NH}_4$ , sílice y PRS o P reactivo soluble), el pH, el oxígeno disuelto (OD), los sólidos totales disueltos (TDS o conductividad). También se han recogido datos de potencial de oxido-reducción.

Entre estas variables, cobra especial importancia el **P total** (PT). Éste es el elemento limitante de la producción primaria en la mayoría de los casos, y por tanto su aumento (derivado de vertidos de aguas residuales, abonos fosfatados o de la industria química) suele ser responsable de procesos de eutrofización que degradan la calidad del embalse. Así, el PT es una de las tres variables utilizadas normalmente en las evaluaciones del estado trófico de embalses y lagos. La deficiencia de utilizar este parámetro como indicador estriba en que no constituye la fracción biodisponible en la zona fótica que es la que alimenta a las poblaciones algales. Aunque en general mantienen una correlación alta, hay casos en los que esto no es tan claro y tiende entonces a sobreestimar el grado trófico.

La forma química de P disponible directamente para los productores primarios es la de ortofosfatos, que se encuentran en la fracción inorgánica disuelta (**ortofosfato soluble**), también denominada PRS o P reactivo soluble. Sus niveles en el medio suelen ser muy bajos porque son rápidamente capturados por los compartimentos celulares, aunque también existe una liberación apreciable desde las células al medio.

El **nitrógeno** se presenta también en muy diversas formas, de las que se han medido el amonio, nitratos, y nitritos. La diferencia fundamental del ciclo de este elemento respecto al del fósforo es que existe una entrada (por difusión gaseosa) desde la atmósfera y a través de la fijación de su forma molecular por organismos especializados (cianobacterias). Una limitación en nitrógeno disuelto confiere ventaja a estos organismos sobre el resto de productores primarios. Como forma biodisponible se utiliza el nitrógeno inorgánico total (NIT) que incluye **amonio, nitratos y nitritos**.

La **sílice soluble** es fundamental para el desarrollo de las diatomeas pero la abundancia de este elemento en las aguas continentales supera generalmente los niveles críticos requeridos (estimados normalmente en torno a los 1 mg/L). Únicamente al final de la temporada de crecimiento máximo de este grupo -generalmente la primavera-, se observa una carencia en la capa fótica de este nutriente.

Otro parámetro de suma importancia es el **oxígeno disuelto** u OD. El oxígeno disuelto en el agua es el receptor final de electrones en los procesos respiratorios de los organismos acuáticos, exceptuando ciertas formas bacterianas anaerobias. Las entradas de oxígeno al sistema se producen a través de su difusión desde la atmósfera y en los procesos fotosintetizadores que canalizan el flujo de electrones desde las moléculas de agua hacia formas moleculares energéticas empleadas en la síntesis de moléculas orgánicas. Este proceso utiliza la energía de la luz y produce oxígeno molecular como desecho final. Esa dependencia de la radiación lumínica restringe los procesos productores primarios a las capas superficiales iluminadas de la columna de agua, mientras que por debajo dominan los procesos respiratorios y oxidativos. La compartimentación estival de la columna de agua impide la difusión de oxígeno desde las zonas productoras hacia las consumidoras de este gas y se produce, durante ese periodo, un consumo neto del mismo en las capas profundas. La magnitud del agotamiento hipolimnético del oxígeno disuelto depende, 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 al comportamiento del oxígeno disuelto en la columna de agua, que permite reconocer el grado de estrés del sistema.

El descenso brusco de oxígeno disuelto en las capas profundas de los embalses –hipolimnion-, es uno de los principales factores de riesgo que afectan a la calidad del agua embalsada. Al igual que la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto (OD) se determina a intervalos de 1 m llegando tan cerca como sea posible al fondo del embalse, para detectar condiciones de agotamiento de oxígeno o *anoxia*.

Las variables biológicas más ampliamente utilizadas son las relativas a las comunidades de **fitoplancton**. También se pueden usar, aunque no de manera general, el zooplancton, los macrófitos, los macroinvertebrados o los peces.

El biovolumen algal 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 al uso: densidad celular (nº células/ml) y concentración de clorofila a ( $\mu\text{g/L}$ ) en la zona fótica. Por otro lado, se identifican diferentes asociaciones de especies a lo largo del año como consecuencia de las diferencias específicas en las preferencias de luz óptima, temperatura y en el mecanismo de captación de nutrientes (Reynolds, 2006). Gracias a estas características, el estudio de la comunidad algal proporciona información sobre las condiciones ambientales presentes en el medio. Por otro lado, La potencialidad en la producción de toxinas por parte de ciertas especies del fitoplancton acentúa la necesidad de un estudio cualitativo y cuantitativo de estos organismos. Los grupos en los que se ha descubierto la presencia de toxinas con mayor frecuencia son, fundamentalmente, cianobacterias y dinófitos. Las toxinas pueden ser causa de efectos adversos sobre la salud cuando se producen proliferaciones masivas.

Las relaciones del **zooplancton** con los procesos de eutrofización no son tan directas y están mucho menos estudiadas que las relativas al fitoplancton. No obstante, se han utilizado algunas métricas como la abundancia de cladóceros grandes (tipo *Daphnia*), la relación de biomasa de zooplancton respecto a la de fitoplancton, algunos índices bióticos basados en rotíferos, y otras. La dificultad de utilizar estos organismos estriba en que sus respuestas a las condiciones ambientales son muy complejas, estando mediadas por las relaciones tróficas del sistema (zooplancton-fitoplancton, zooplancton-zooplancton o zooplancton-ictiofauna, entre otras).

### **2.3. Trabajos de campo**

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

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

El plan de muestreo a seguir en cada embalse fue el siguiente:

Se tomó una única muestra integrada en cada embalse, representativa de la zona fótica. La obtención de la muestra integrada se llevó a cabo mediante un tubo plástico transparente que integraba toda la columna y que posteriormente se mezcló en un recipiente. Este recipiente se conservaba inmediatamente en la embarcación en nevera, a una temperatura de unos 4° y oscuridad. De la muestra integrada se tomaron distintas cantidades de agua para los análisis en laboratorio de los parámetros fisicoquímicos (fósforo disuelto, fósforo total, silicatos, amonio, nitrato+nitrito –nitrógeno inorgánico oxidado o *N/O*- y nitrógeno total) y biológicos (clorofila-a y fitoplancton).

La muestra de zooplancton se tomó mediante botella Niskin en la zona final de la capa fótica o bien a aquella profundidad en que se apreció un descenso acusado de la concentración de oxígeno disuelto (en la mayoría de casos este descenso coincide con el límite de la zona fótica). Es a estas profundidades donde se dan las mayores densidades de zooplancton durante el periodo diurno. No se utilizó la muestra integrada para el muestreo de zooplancton dado que este tipo de fauna evita entrar por la boca del tubo de integración.

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



Igualmente, para los muestreos cualitativos de fitoplancton y zooplancton se realizaron arrastres verticales con redes de 25  $\mu\text{m}$  (fitoplancton) y 50  $\mu\text{m}$  (zooplancton). Las redes verticales se tomaron desde el fondo de la cubeta en embalses de profundidades menores de 25 m, y llegando a profundidades máximas de 20-25 metros en los embalses mas profundos, cuidando siempre de no tocar el fondo para no recoger fango, hasta la superficie y siempre anotando en el envase y en la libreta de campo el número de metros arrastrados.



*Ejemplos de embalses muestreados durante el verano de 2008: Embalses de Çiurana (arriba izquierda), Margalef (arriba derecha), Canelles (abajo izquierda) y Santolea (abajo derecha)*

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

### **Clorofila a**

De la muestra integrada se recoge un volumen conocido y variable, de entre 0,3 y 2 litros según la densidad algal aparente, que es filtrado en campo con bomba de vacío tras la finalización del muestreo. El tiempo transcurrido desde la recogida de la muestra (conservada en frío y oscuridad) hasta su filtración no sobrepasó en ningún caso los 30 minutos. El filtro utilizado es de microfibras de vidrio tipo *Whatman GF/F* (0,4-0,6  $\mu\text{m}$  de poro). Se deposita sobre otro papel de filtro limpio para eliminar el exceso de agua y se introduce en un tubo, herméticamente cerrado y envuelto en papel de aluminio. Éste se conserva en nevera con hielo hasta su análisis, realizado siempre dentro de las 24 horas posteriores a la recogida.

La extracción de pigmentos se llevó a cabo al atardecer del mismo día de la recogida de la muestra, permaneciendo el tubo con el filtro en hielo y oscuridad un máximo de 8 horas antes del comienzo de la extracción. Se añaden 6 ml de solución de acetona al 90% con dimetilsulfóxido (DMS), para favorecer la extracción cuando dominan algas de paredes gruesas, evitando así tener que sonicar, y se mantiene en frío (0–4 °C) y en oscuridad durante la noche, de 10 a 12 horas. Se acelera la extracción mediante la agitación del filtro dos a tres veces. Finalizada la extracción, se filtra el solvente a través de otro filtro de microfibras de vidrio resistente a acetona. Es importante trabajar rápido para evitar la evaporación de la acetona y la variación del volumen del extracto. El extracto es muy sensible a la luz por lo que este proceso, así como la lectura espectrofotométrica, se lleva a cabo con la luz de la habitación muy atenuada, y se mantienen los tubos debidamente protegidos de la luz. Se llena la cubeta del espectrofotómetro y se miden las densidades ópticas del extracto clarificado (éste debe ser completamente transparente) para las longitudes de onda requeridas en las fórmulas de cálculo de Jeffrey y Humphrey (1975) y otras. El procedimiento está basado en *Standard Methods* 10200 H (APHA, 1998).

### **Fitoplancton**

De la muestra integrada se recoge una alícuota de 250  $\text{cm}^3$  que se conserva en botella de vidrio opaco, se fija con 1 ml de lugol al 5%, y se mantiene al abrigo de la luz. Esta muestra irá destinada al recuento cuantitativo de fitoplancton. Por otra parte, el material retenido en la red de fitoplancton de 25  $\mu\text{m}$  de poro, se deposita en botellas de PET de 125 ml y se conserva adicionando lugol (0,5-1 ml). También se añade una pequeña cantidad de formol (0,5 ml) para contrarrestar la posible evaporación del lugol, asegurando así una conservación óptima del

fitoplancton. Las muestras se examinan a diario para comprobar su estado de conservación, añadiéndose más lugol en caso necesario (muestras con mucha materia orgánica). Estas muestras cualitativas tienen interés para complementar los inventarios obtenidos con las muestras cuantitativas con las especies de mayor tamaño, que suelen ser, junto con algunas otras, las menos abundantes.

### **Zooplancton**

Un volumen de 4,6 litros de agua, tomado mediante botellas hidrográficas tipo *Niskin* (2 botellas de 2,3 litros) es filtrado sobre filtros de *nytal* de 25  $\mu\text{m}$  de poro. Éste filtro se conserva en un vial de vidrio de boca ancha con tapón de rosca, se añade agua y se fija con formol hasta una concentración final del 4-5%.

La profundidad de recogida de la muestra de zooplancton es determinada *a priori* tratando de incorporar la zona de comienzo del declive de oxígeno, que coincide en general con el final de la zona fótica. Es esta zona la más rica en este tipo de fauna durante el día (E. Vicente, *com. pers.*). El volumen filtrado y la profundidad de recogida de la muestra se indican siempre en el envase colector y en la libreta de campo. Esta muestra sirve para el recuento cuantitativo de zooplancton.

Por otra parte, el material retenido en la red de zooplancton de 50  $\mu\text{m}$  de poro, se deposita en contenedores de plástico de 125 ml y se conserva adicionando formol hasta una concentración final del 4%. Esta muestra tiene interés para complementar el inventario que se obtiene con la muestra cuantitativa, con las especies de mayor tamaño que suelen ser las menos abundantes.

### **Parámetros químicos**

De la muestra integrada se separan distintas alícuotas para los diferentes análisis, tal y como se describe en el Cuadro 2.

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

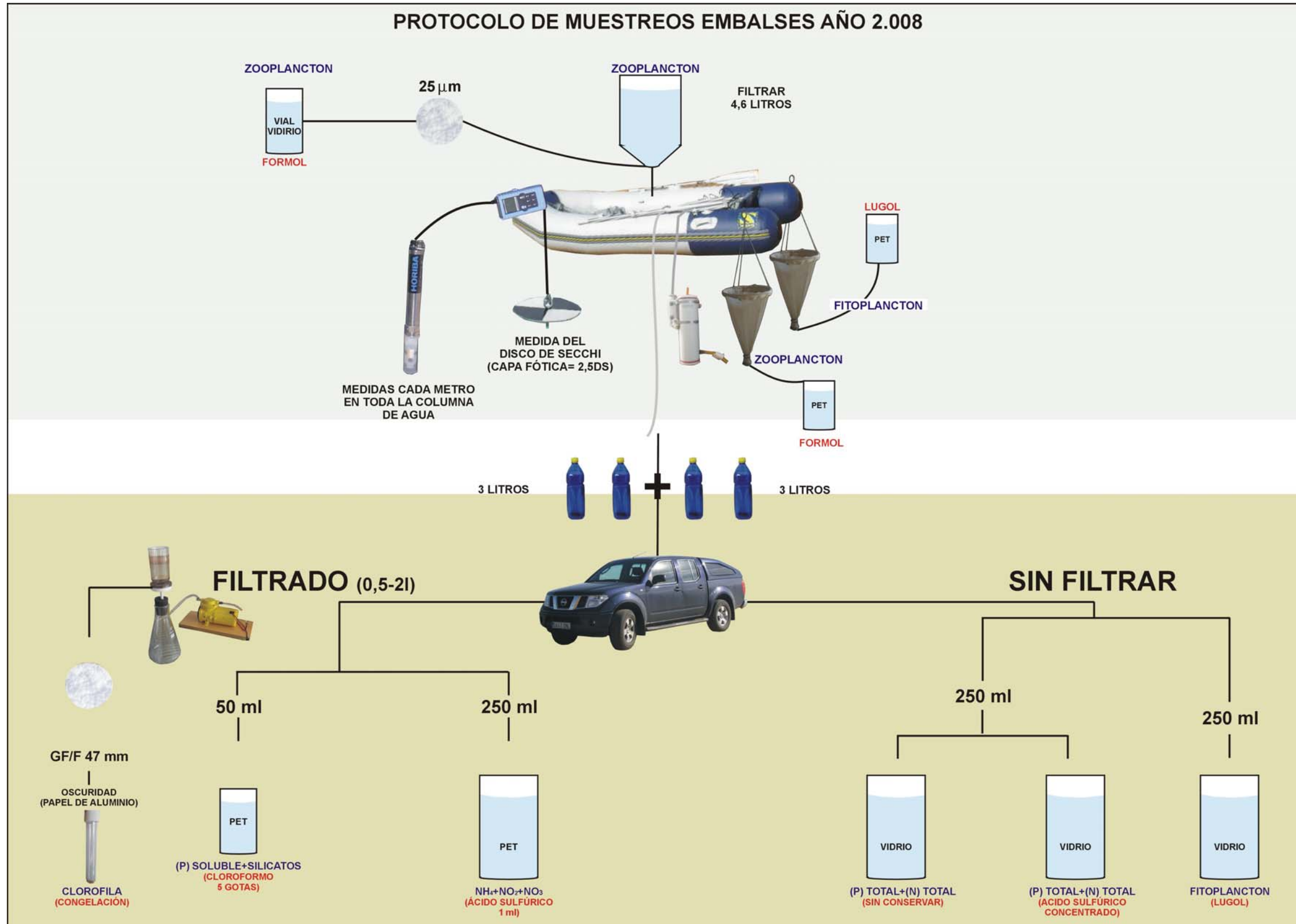
PARAMETRO	VOLUMEN	FILTRADO	ENVASE	CONSERVANTE	TIEMPO MÁXIMO CONSERVACIÓN
P TOTAL	250 ML	No	VIDRIO	ÁCIDO SULFÚRICO	7 DÍAS
N TOTAL					
P TOTAL	250 ML	No	VIDRIO	NINGUNO	7 DÍAS
N TOTAL					
P SOLUBLE	50 ML	SI	PET	CLOROFORMO	7 DÍAS
SILICATOS					
NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> (NO <sub>x</sub> ) Y NH <sub>4</sub>	250 ML	SI	PET	ÁCIDO SULFÚRICO	< 5 DÍAS

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

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

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





## **2.4. Análisis en laboratorio**

En el laboratorio se llevaron a cabo las siguientes determinaciones:

### **MUESTRAS QUÍMICAS**

#### **Fósforo Total**

Se procede de la misma manera que para la determinación del ortofosfato soluble, previa digestión de los fosfatos. Para ello, a 25 ml de muestra sin filtrar se le añaden 0,5 ml de sulfúrico 1:1 y 0,5 g de persulfato sódico. Se agita bien la mezcla y se incuba a 120°C durante 2 horas. Se deja que atempere y se neutralizan las muestras utilizando fenoftaleina como indicador. Una vez hecho esto, se opera del mismo modo que para el fosfato soluble. Para el P total puede añadirse el sulfúrico si no se va a hacer la digestión de inmediato y luego a la hora de digerir se añade el resto del sulfúrico requerido y el persulfato. El límite de detección del método es de 0,1 µg P/L.

#### **Ortofosfato soluble**

Los iones fosfato y silicato en medio ácido reaccionan con el molibdato para dar ácidos compuestos (fosfomolibdico, etc.) de color amarillo los cuales, por acción de agentes reductores apropiados, se convierten en compuestos de color azul, que según las condiciones de trabajo se pueden hacer específicos de determinados elementos, por ejemplo el fosfato. Se sigue el método de Murphy y Riley dado para la determinación del fósforo soluble (Strickland y Parson, 1968), todo el material de vidrio se limpia cuidadosamente con sulfúrico y se utiliza únicamente en la determinación del fosfato. El límite de detección del método es de 0,1 µg P/L.

#### **Amonio total**

Se basa en el método del indofenol (Verdow et al. 1978), en el cual, en un medio alcalino y en presencia de nitroprusiato de sodio como catalizador de la reacción, el ión amonio, tratado con una solución de hipoclorito sódico y de fenol, da azul de indofenol, que se determina mediante espectrofotometría en un rango de longitudes de onda en torno a 640 nm. El límite de detección del método es de 0,1 mg NH<sub>4</sub>/L.

### Nitrógeno inorgánico oxidado (NIO : Nitratos + Nitritos)

El nitrato se puede reducir de forma cuantitativa a nitrito al hacer pasar la muestra en solución alcalina tamponada (pH=8) por una columna reductora de cadmio cuperizado, estimándose el nitrito resultante por espectrofotometría de absorción (Golterman et al., 1978). El límite de detección del método se encuentra en 0,0003 mg N/L. El límite de cuantificación fue de 0,01 mg N/L.

### Nitrógeno total

El N total es oxidado a nitrato mediante una digestión con persulfato en condiciones alcalinas. Una vez realizada la digestión, se utilizan dos métodos de medida, en función de la concentración que se tenga de N. El método por UV es menos costoso en tiempo pero su uso está menos estandarizado. Si está por debajo de los 0,14-0,28 mg N/L se recurre necesariamente al método colorimétrico previa reducción por columna: el nitrato se reduce de forma cuantitativa a nitrito al hacer pasar la muestra en solución alcalina tamponada (pH=8) por una columna reductora de cadmio cuperizado, estimándose el nitrito resultante por espectrofotometría de absorción (Golterman et al., 1978). Con concentraciones mayores cabe optar por uno u otro método. El límite de cuantificación fue de 0,01 mg N/L.

### Silicato reactivo soluble

El silicato reacciona con el molibdato amónico en medio ácido, dando ácido molibdosilícico, de color amarillo, el cual puede ser reducido a óxido molibdosilícico, cuya coloración azulada resulta proporcional al silicato contenido en la muestra (Rodier, 1984). El ácido oxálico usado como reactivo destruye el ácido molibdofosfórico con lo que se evita la interferencia del ortofosfato. La determinación sigue la linealidad en el rango 0,006-8,4 mg SiO<sub>2</sub>/L. El límite de cuantificación del método fue de 0,1 mg SiO<sub>2</sub>/L.

#### CUADRO 3

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

PARÁMETRO	REFERENCIA MÉTODO	LD	LC
P total	APHA 4500-P B / APHA 4500-P C	0,1 µg P/L	0,1 µg P/L
P soluble	APHA 4500-P C	0,1 µg P/L	0,1 µg P/L
N total	APHA 4500-N C	0,01 mg N/L	0,01 mg N/L
NIO=NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub>	4500-NO <sub>3</sub> E / APHA 4500-NO <sub>2</sub> B	0,0003 mg N/L	0,01 mg N/L
Amonio	APHA 4500-NH <sub>3</sub> F	0,1 mg NH <sub>4</sub> /L	0,1 mg NH <sub>4</sub> /L
Silicato	APHA 4500-SiO <sub>2</sub> C	0,006 mg SiO <sub>2</sub> /L	0,1 mg SiO <sub>2</sub> /L

## MUESTRAS BIOLÓGICAS

### **Fitoplancton**

#### *Equipo y procedimiento de Laboratorio*

Para el análisis de la composición del fitoplancton se utilizará el método de Utermohl con microscopio invertido, siguiendo la norma para el recuento de fitoplancton *EN 15204:2006 Water quality- Guidance standard for the routine analysis of phytoplankton abundance and composition using inverted microscopy (Utermöhl technique)*.

*Microscopio invertido:* Debe estar equipado con un condensador de apertura numérica (NA) de 0,5 y objetivos con AN de 0,9. Objetivo de inmersión de x100 con AN de 1,3. Oculares x10 o x12,5, equipados con un micrómetro calibrado y con una retícula de recuento calibrada. Para exámenes en detalle, microscopio equipado con contraste de fases o con contraste interferencial de Nomarski.

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

*Determinación del biovolumen:* Para la determinación del biovolumen se utiliza el método referido en el borrador de norma: *Phytoplankton biovolume determination using inverted microscopy - Utermohl technique", CEN TC 230/WG 2/TG 3. (Draf version)*. Consiste en medir como mínimo 20 individuos de cada especie, la cual se asimila a una forma geométrica que responda a su forma real; entonces se calcula el volumen de cada especie, según la fórmula para la figura geométrica escogida y, finalmente, se multiplica el volumen por el número de células/ml obtenido en el recuento.

### **Zooplancton**

*Recuento e identificación:* los organismos zooplanctónicos son enumerados en bandejas estriadas que previenen duplicar los recuentos. Se utilizó un microscopio estereoscópico para el recuento de los crustáceos, mientras que para su identificación normalmente se requirió un microscopio óptico, al igual que el recuento-identificación de los Rotíferos, para



los cuales también se utilizó un microscopio invertido. Se utilizó un colorante (Rose Bengal) para facilitar el recuento y la identificación.

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

## 2.5. Control de calidad

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

El primer ejercicio de intercalibración se realizó el 16 de Junio de 2008 en el embalse de Calanda (Teruel). Un segundo ejercicio de intercalibración, en el que también participaron los equipos de la UTE y el equipo de la Universidad de Valencia, tuvo lugar el día 7 de Agosto de 2008 en el embalse de Irati (Navarra).



*Imágenes de los ejercicios de intercalibración de 2008 (arriba, Calanda; abajo, Irabia)*

## 2.6. Sistema de Información Geográfica (SIG)

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

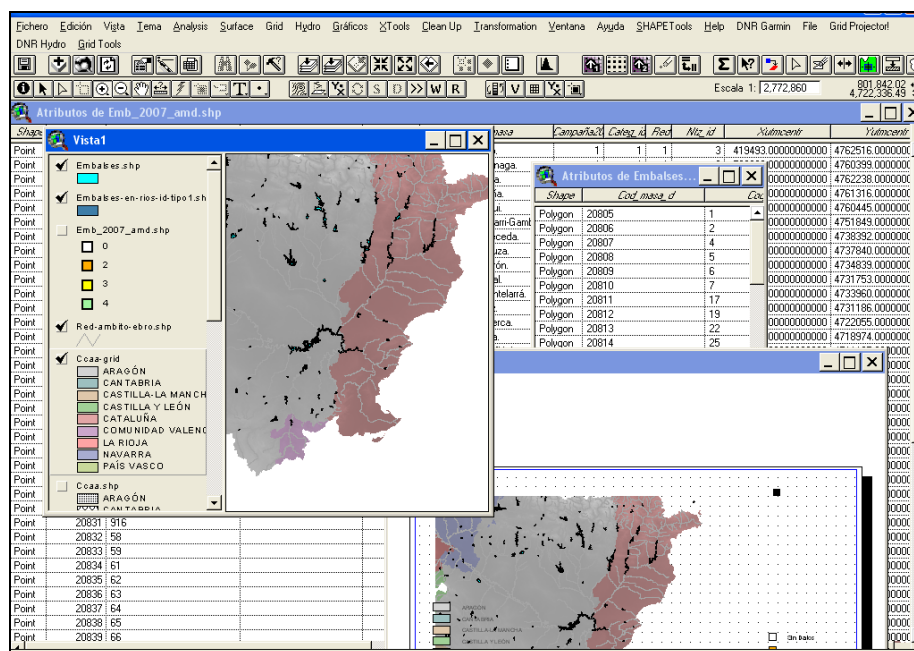


Imagen del Sistema de Información Geográfica (GIS) utilizado

### 3. CLASIFICACION DE LOS EMBALSES

El conjunto de los embalses estudiados en el año 2008 presentan características y comportamientos limnológicos diferentes. Por este motivo, y conforme a lo exigido en el Artículo 5 y en el Anexo II de la DMA, se ha procedido a la clasificación de los embalses en diferentes tipos, en los que posteriormente poder utilizar las mismas métricas y escalas de valoración del potencial ecológico (ya que se trata de masas de agua muy modificadas).

Para la clasificación de los embalses españoles se ha tomando como referencia la clasificación de masas de agua muy modificadas y artificiales asimilables a lagos, propuesta por el CEDEX en 2006 (CEDEX 2006) y ya incluida en la orden ARM/2656/2008 por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH en adelante). Este esquema de clasificación se muestra en el Cuadro 4. En el Cuadro 5 se recogen los diferentes embalses estudiados catalogados de acuerdo con esta clasificación. Su localización en la cuenca puede verse en la **Figura 2**.

**CUADRO 4**  
**ESQUEMA DE CLASIFICACIÓN DE LOS EMBALSES ESPAÑOLES**

RÉGIMEN DE MEZCLA	GEOLOGÍA	INDICE DE HUMEDAD (IH)	ÁREA DE CUENCA	Tª MEDIA ANUAL	ALTITUD	TIPO
MONOMÍCTICOS	SILÍCEOS Alcalinidad estimada < 1 meq/L	ZONA HÚMEDA IH > 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS Área < 1000 km <sup>2</sup>	Tª < 15 °C		1
				Tª > 15 °C		2
			RED PRINCIPAL Área > 1000 km <sup>2</sup>			3
		ZONA NO HÚMEDA IH < 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS Área < 1000 km <sup>2</sup>			4
			RED PRINCIPAL Área > 1000 y < 20,000 km <sup>2</sup>			5
			TRAMOS BAJOS DE EJES PRINCIPALES Área > 20,000 km <sup>2</sup>			6
	CALCÁREOS Alcalinidad estimada > 1 meq/L	ZONA HÚMEDA IH > 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS Área < 1000 km <sup>2</sup>	Tª < 15 °C		7
				Tª > 15 °C		8
			RED PRINCIPAL Área > 1000 km <sup>2</sup>			9
		ZONA NO HÚMEDA IH < 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS Área < 1000 km <sup>2</sup>			10
			RED PRINCIPAL Área > 1000 y < 20000 km <sup>2</sup>			11
			TRAMOS BAJOS DE LOS EJES PRINCIPALES Área > 20000 km <sup>2</sup>			12
DIMÍCTICOS		IH > 2		>1400 m En Pirineos >1500 en Cordillera Cantábrica >1600 en Sistema Central	13	

**CUADRO 5**  
 CLASIFICACION DE EMBALSES SEGÚN CRITERIOS CEDEX (2006)

RÉGIMEN DE MEZCLA	GEOLOGÍA	ÍNDICE DE HUMEDAD (IH)	ÁREA DE CUENCA	TEMPERATURA MEDIA ANUAL / ALTITUD	TIPO	EMBALSES
Monomícticos	SILICEA (alcalinidad < 1 meq/L)	Zona Húmeda (IH > 0,74)	Cabecera y tramos Altos (área cuenca < 1000 km <sup>2</sup> )	Tª Media Anual <15	1	Lanuzá, Pajares.
	CALCÁREA (alcalinidad > 1 meq/L)	Zona Húmeda (IH > 0,74)	Cabecera y tramos altos (área cuenca < 1000 km <sup>2</sup> )	Tª Media Anual <15	7	Albiña, Alloz, Búbal, Ebro, El Val, Escales, Eugui, Itoiz, Irabia, Lechago, Mansilla, Monteagudo, Montearagón, Ortigosa, Sabiñanigo, Ullivarri-Gamboa, Urrunaga y Vadiello
			Red principal (área de cuenca > 1000 km <sup>2</sup> )		9	Cereceda, La Peña, Mediano, Oliana Puentelarrá, Sobrón, Terradets, Yesa
		Zona No Húmeda (IH < 0,74)	Cabecera y tramos altos (área de cuenca < 1000 km <sup>2</sup> )		10	Ciurana, Cueva Foradada, Gallipué, Guiamets, Las Torcas, Margalef, Mezalocha, Moneva, Pena, La Sotonera, Utchesa-seca
			Red principal (área de cuenca > 1000 y < 25000 km <sup>2</sup> )		11	Ardisa, Balaguer, Barasona, Calanda, Camarasa, Canelles, El Cortijo, El Grado, La Tranquera, Rialb, San Lorenzo, Santa Ana, Santolea, Talarn
			Tramos bajos de los ejes principales. (Área de Cuenca > 25000 km <sup>2</sup> )		12	Caspe, Flix, Mequinenza y Ribarroja
Dimíctico		IH >2		>1400 m (Pirineos)	13	Baserca

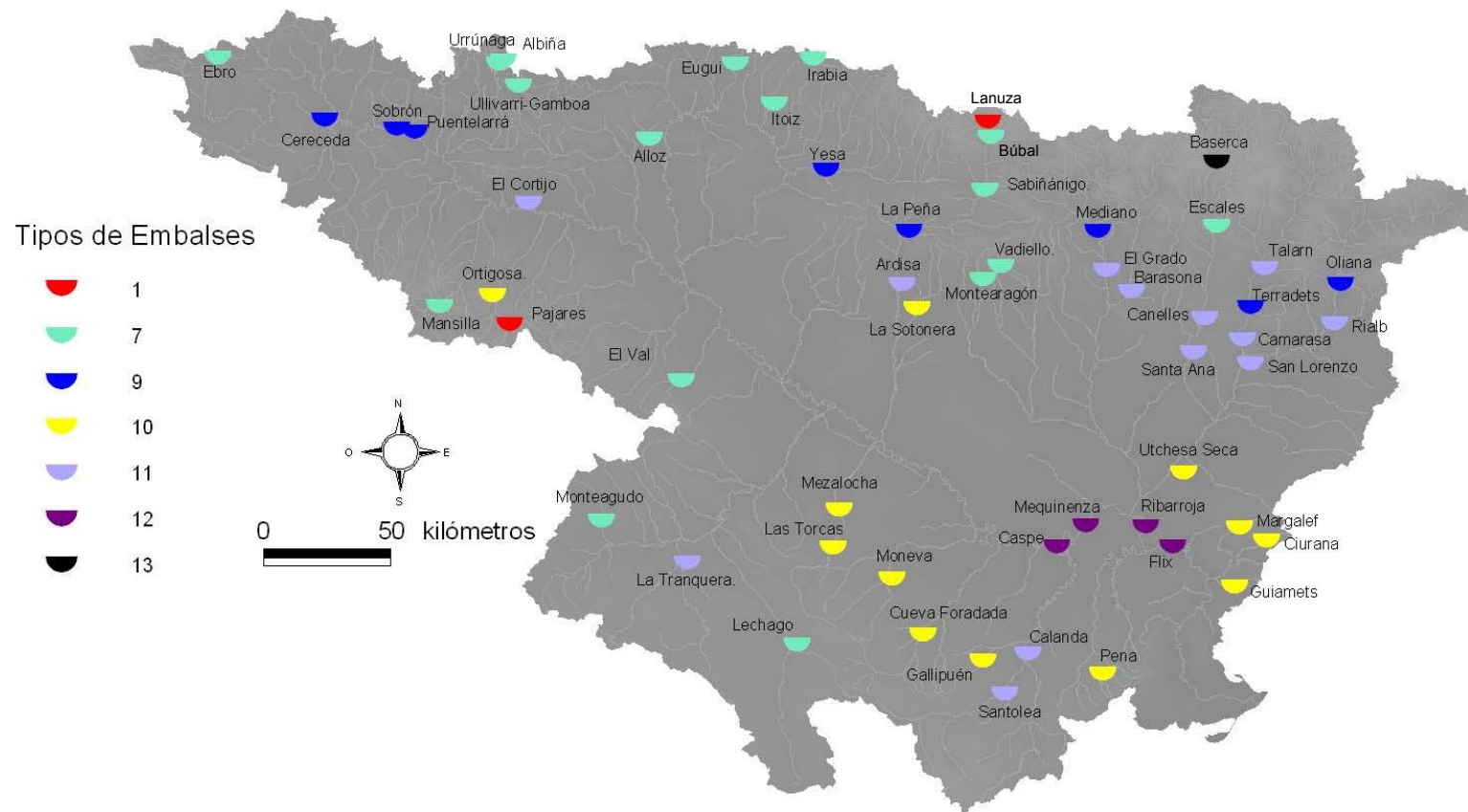


Figura 2. Localización geográfica de los tipos de embalses estudiados en el informe.

De este cuadro se destacan los siguientes aspectos:

- Las 57 MAS estudiadas y denominadas como embalses, se han clasificado en 7 categorías atendiendo a razones del régimen de mezcla, geología, climatología (humedad y temperatura), área de la cuenca de aportación y altitud.
- Las categorías que agrupan a un mayor número de embalses son la 7 y la 11, seguidas de las categorías 10, 9, 12, 1 y 13. El número de embalses y porcentaje de cada tipo se muestran en el siguiente cuadro:

Tipo 7	Tipo 11	Tipo 10	Tipo 9	Tipo 12	Tipo 1	Tipo 13
17	13	11	8	4	2	1
30,4%	23,2%	19,6%	14,3%	7,1%	3,6%	1,8%

- Se destaca la presencia de un solo embalse de tipo 13, el embalse de Baserca, lo que indica la escasez de embalses dimicticos en el área de estudio.



## 4. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS, FÍSICO-QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS

### 4.1. Características hidromorfológicas

En el **Cuadro 6** se incluyen las principales características morfométricas de los embalses muestreados (56 en total) en el año 2008, con indicación del volumen total, la superficie total de la lámina de agua, la profundidad media y la profundidad máxima registrada durante el muestreo. A continuación se describen los aspectos más relevantes en cuanto a volumen, superficie y profundidad.



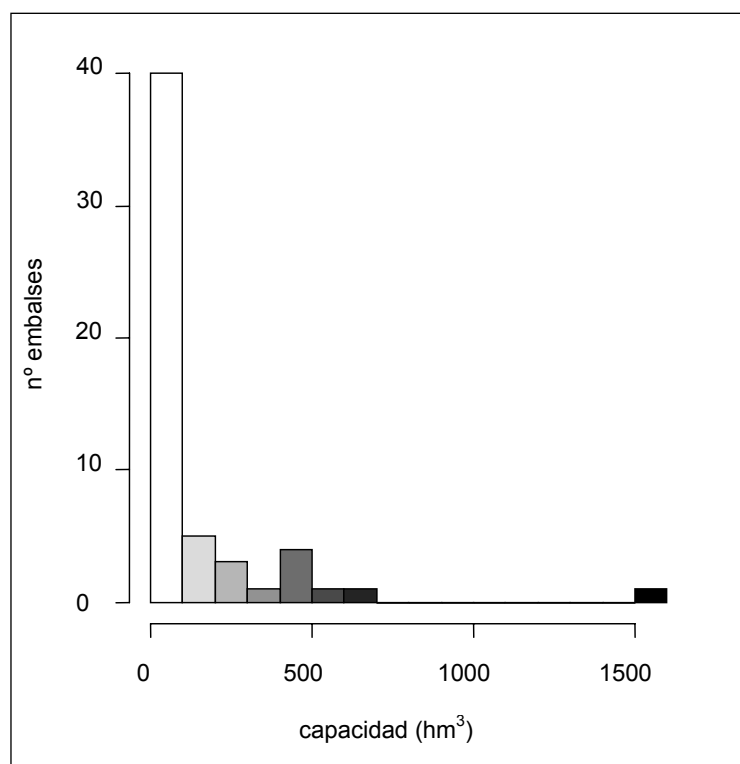
*Ejemplos de embalses muestreados durante el verano de 2008: Embalses de Mequinenza (arriba izquierda), Ebro (arriba derecha), Gallipúen (abajo izquierda) y Albiña (abajo derecha)*



### a) Volumen

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

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

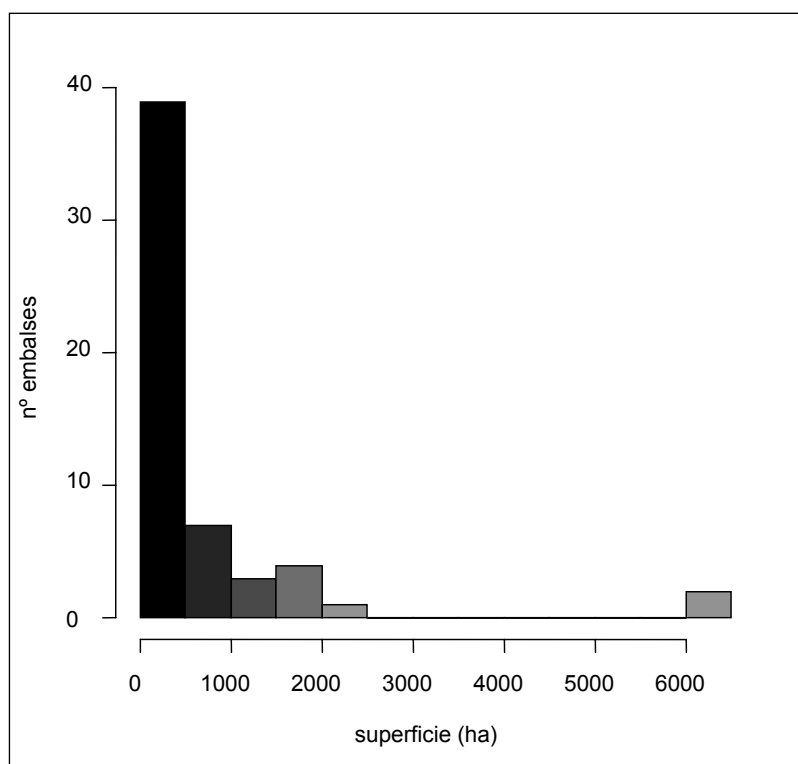


**Figura 3.** Distribución de la capacidad o volumen total (hm<sup>3</sup>) de los embalses estudiados en 2008.

## b) Superficie

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

- Las masas de agua son de superficie muy variable, con un rango que oscila entre las 23 ha del embalse de Gallipué, hasta las 6478 ha del embalse de Mequinenza. La distribución de esta variable en el conjunto de embalses estudiados en el ESTUDIO se representa en la **Figura 4**. Como se puede observar, la gran mayoría de embalses no superan las 500 ha (70% de los embalses)

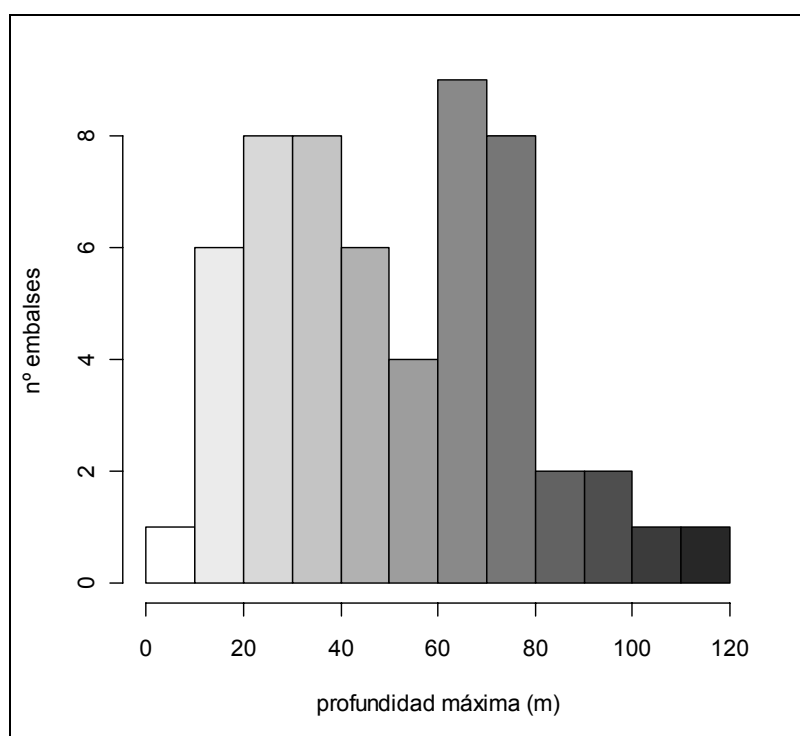


**Figura 4.** Superficie total (ha) de los embalses estudiados en 2008.

### c) Profundidad máxima

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

- Las masas de agua son de profundidad muy variable, con un rango de 9,5 a 115 m, valores registrados para los embalses de Terradets y Escales respectivamente. La distribución de esta variable en el conjunto de embalses estudiados en el ESTUDIO se representa en la **Figura 5**. Se pueden observar dos modas, situadas en torno a los 30 m y 70 m respectivamente.

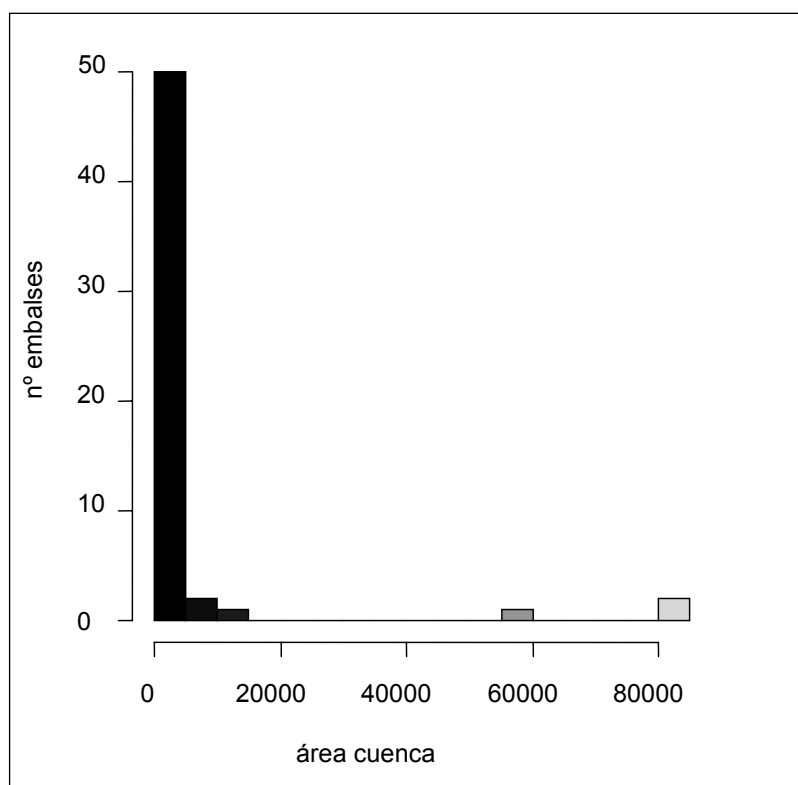


**Figura 5.** Profundidad máxima (m) de los embalses estudiados en 2008.

#### d) Área de la cuenca

En cuanto al área de la cuenca vertiente que recoge las aportaciones al embalse, la situación es la siguiente:

- Los embalses estudiados durante 2008 reciben aportaciones desde cuencas vertientes con extensiones muy variables. El rango de áreas de cuenca va desde los escasos 10 km<sup>2</sup> del embalse de Albiña, hasta los más de 80000 km<sup>2</sup> de Ribarroja o Flix. La distribución de esta variable representa en la **Figura 6** en forma de histograma. Como se puede apreciar, la mayoría de embalses estudiados tienen cuencas de aportación relativamente pequeñas, con casi un 90% con menos de 10000 km<sup>2</sup>. A su vez, dentro de este 90%, alrededor de un 60% tienen cuencas de menos de 1000 km<sup>2</sup>, siendo esta por tanto la clase predominante.



**Figura 6.** Extensión de la cuenca vertiente (km<sup>2</sup>) de los embalses estudiados en 2008.

**CUADRO 6**  
 PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS DE LOS EMBALSES

EMBALSE	CÓDIGO ESTACIÓN	CÓDIGO MAS	VOLUMEN TOTAL (hm <sup>3</sup> )	SUPERFICIE (ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA (m)	PROFUNDIDAD MEDIA (m)	SUPERFICIE CUENCA (km <sup>2</sup> )
Embalse de Albiña	ALB	EB0000005	5,67	50	25,43	12,50	10
Embalse de Alloz	ALL	EB0000027	65,32	347	59,80	28,50	155
Embalse de Ardisa	ARD	EB0000055	5	216	31,55	5,50	2100
Embalse de Barasona	BAR	EB0000056	92,20	693	59,90	13,30	1511
Embalse de Baserca	BAS	EB0000034	22	93	69,50	23,80	67
Embalse de Búbal	BUB	EB0000025	64,26	234	75	23,90	306
Embalse de Calanda	CAL	EB0000082	54,32	312	53	17,40	2740
Embalse de Camarasa	CAM	EB0000065	113	624	91	18,10	2811
Embalse de Canelles	CAN	EB0000058	668	1569	91	43,30	1634
Embalse de Caspe	CAS	EB0000078	81,62	638	46	12,70	3705
Embalse de Cereceda	CER	EB0000017	1,30	35	13,38	10	1942
Embalse de Çiurana	CIU	EB0000073	12	85	30	14,10	60
Embalse de El Cortijo	COR	EB0000040	1,05	38	-	2	10365
Embalse de Cueva Foradada	CUE	EB0000080	22,08	229	43	12,70	600
Embalse de El Ebro	EBR	EB0000001	540	6253	34	8,6	466
Embalse de Escales	ESC	EB0000043	152	400	115	38	179
Embalse de Eugui	EUG	EB0000006	21,39	123	43	17	69
Embalse de Flix	FLI	EB0000074	11	290	26,30	-	81274
Embalse de Gallipuéñ	GAL	EB0000913	3,53	32	30	11	147

EMBALSE	CÓDIGO ESTACIÓN	CÓDIGO MAS	VOLUMEN TOTAL (hm <sup>3</sup> )	SUPERFICIE (ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA (m)	PROFUNDIDAD MEDIA (m)	SUPERFICIE CUENCA (km <sup>2</sup> )
Embalse de El Grado	GRA	EB0000047	399,48	1273	85	31,10	2375
Embalse de Guiamets	GUI	EB0000079	9,70	62	34,90	16,10	75
Embalse de Irabia	IRA	EB0000004	13,81	114	69	17,50	116
Embalse de Itoiz	ITO	EB0000086	418	1100	107	45	510
Embalse de Lanuza	LAN	EB0000019	16,86	114	69	-	116
Embalse de Lechago	LEC	EB0000087	18,16	246	70	27,60	290
Embalse de Mansilla	MAN	EB0000061	67,70	32	72	17	94
Embalse de Margalef	MAR	EB0000072	2,98	44	72,50	25,10	2078
Embalse de Mediano	MED	EB0000042	436,35	1711	72	20	2078
Embalse de Mequinenza	MEQ	EB0000070	1534	6478	79	10	56597
Embalse de Mezalocha	MEZ	EB0000071	3,92	75	22,80	10,10	560
Embalse de Montearagón	MOA	EB0000054	51,10	203	75	-	144
Embalse de Monteagudo de las Vicarias	MON	EB0001681	9,67	114	69	17,50	116
Embalse de Moneva	MOV	EB0000077	8,03	123	10,50	5	199
Embalse de Oliana	OLI	EB0000053	101,10	443	72,70	22,80	2675
Embalse de Ortigosa	ORT	EB0000916	32,90	152	53,50	21,70	40
Embalse de Pajares	PAJ	EB0000064	35,29	162	61	19	98
Embalse de Pena	PEN	EB0000912	17,88	149	31	14,70	160
Embalse de La Peña	PEÑ	EB0000044	18,16	77	31,70	9,10	456
Embalse de Puentelarrá	PUE	EB0000026	1,50	61	13,50	6	5038
Embalse de Rialb	RIA	EB0000063	402	1505	78	28	3320
Embalse de Ribarroja	RIB	EB0000949	210	2152	34	10,30	81045
Embalse de Sabiñanigo	SAB	EB0000039	1,16	27	13,70	2,5	598

EMBALSE	CÓDIGO ESTACIÓN	CÓDIGO MAS	VOLUMEN TOTAL (hm <sup>3</sup> )	SUPERFICIE (ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA (m)	PROFUNDIDAD MEDIA (m)	SUPERFICIE CUENCA (km <sup>2</sup> )
Embalse de Santa Ana	SAN	EB0000066	236,60	768	68,90	29,80	1758
Embalse de San Lorenzo	SLO	EB0000067	9,48	147	25	-	6845
Embalse de Sobrón	SOB	EB0000022	20,11	282	33	7,10	4660
Embalse de Sotonera	SOT	EB0000062	189,38	1840	30	10,30	150
Embalse de Santolea	STO	EB0000085	47,67	385	44	16	1250
Embalse de Talam	TAL	EB0000050	205	927	81	22,10	2056
Embalse de Terradets	TER	EB0000059	23	330	9,50	7	2511
Embalse de Las Torcas	TOR	EB0000075	6,66	530	41	15,80	1470
Embalse de La Tranquera	TRA	EB0000076	84,26	530	43,5	-	1470
Embalse de Ullivarri-Gamboa	ULL	EB0000007	147,20	1695	30,50	8,60	268
Embalse de Urrúnaga	URR	EB0000002	72	869	24,50	8,20	239
Embalse de Utchesa- Seca	UTC	EB0001679	4	74	16,55	2,50	250
Embalse de Vadiello	VAD	EB0000051	15,50	69	68	23,30	95
Embalse de El Val	VAL	EB0000068	25	112	66	-	179
Embalse de Yesa	YES	EB0000037	447	2089	60,70	22,50	2170

\*Fuentes: Confederación Hidrográfica del Ebro / CEDEX

## 4.2. Características físico-químicas

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

A continuación se describen las variables transparencia, temperatura, pH y conductividad, para cada uno de los grupos de embalses, destacando los valores extremos y las tendencias generales de los datos. Información más detallada puede ser consultada en los informes y fichas individuales de cada uno de los embalses.

**A tipo 1. Embalses de Lanuza y Pajares.** *Monomítico, silíceo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15° C, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos.*

- La profundidad del Disco de Secchi (DS) muestra una media de 6,75 m, siendo la media más elevada de todos los tipos. Los valores obtenidos son de 5,5 m en el embalse de Lanuza y 8 m en el de Pajares.
- La temperatura media en la zona fófica de los embalses del tipo 1 es de 13,0°C en el caso del embalse de Lanuza, y de 16,8 en el caso de Pajares. Ambos embalses presentan estratificación térmica, siendo en el caso del embalse de Lanuza más profunda (a unos 30 m) y no muy brusca. El embalse de Pajares presenta una acusada termoclina en torno a los 8 m.
- El pH de los embalses de tipo 1 desciende levemente con la profundidad, aunque presentan valores dispares entre sí: En el Embalse de Lanuza los pH son ligeramente ácidos (6,3 en superficie a 4,25 en el fondo), en cambio en el embalse de Pajares son circumneutrales en superficie y algo ácidos en profundidad (7,5 en superficie a 5,95 en el fondo). La geología silícea es sin duda responsable del carácter ligeramente ácido de estos embalses.
- La conductividad registrada es muy baja en ambos casos y no se observa tendencia alguna con la profundidad, manteniéndose los valores muy estables, oscilando desde un mínimo de 124  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y un máximo de 138  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Al igual que en el caso del pH, La geología silícea es sin duda responsable de la débil mineralización de estos embalses.

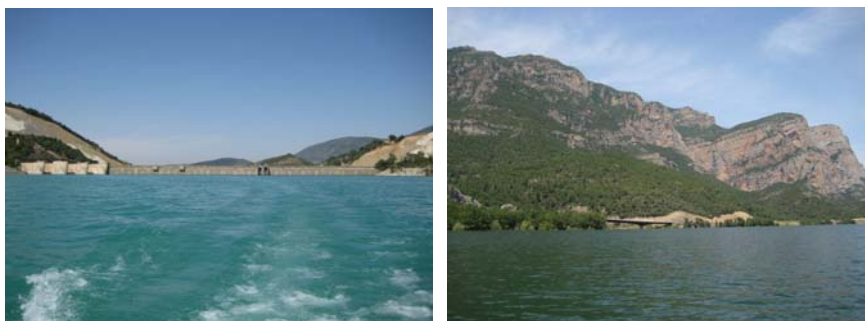


**B tipo 7. Embalses de Albiña, Alloz, Búbal, Ebro, El Val, Escales, Eugui, Itoiz, Irabia, Mansilla, Monteagudo de las Vicarías, Montearagón, Ortigosa, Sabiñanigo, Ullivarri-Gamboa, Urrunaga y Vadiello. Monomítico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15°C, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos.**

- La transparencia del agua es muy variable en los embalses de tipo 7. El valor medio se sitúa en 4,05 m, siendo el valor mínimo de 0,8 (embalse de El Val) y el máximo de 7,2 (embalse de Vadiello). En los embalses de Monteagudo, Montearagón, Itoiz y Alloz se han medido profundidades de Disco de Secchi (DS) entorno a 1,5-2,5 m. Por su parte, en los embalses de Eugui, Sabiñanigo, Ebro, Escales, Albiña y Urrúnaga los valores de DS se movieron en torno a 3-4,8 m. Por último, dentro de este grupo se han tomado medidas de DS superiores a los 5 m en los embalses de Ortigosa, Irabia, Búbal, Mansilla y Vadiello.
- Los valores de la temperatura media en la zona fótica de los embalses del tipo 7 tienen de media 19,4 °C. Las temperaturas mínima y máxima se han medido en Sabiñanigo y Alloz respectivamente (14,0 y 25,6 °C). En el momento del muestreo presentan estratificación térmica todos los embalses excepto los de Escales, Sabiñanigo y El Ebro
- En general, los valores de pH de este grupo en la zona fótica son algo básicos, con una media de 7,83. Se alcanza un máximo de 9,11 en el embalse de El Val, donde se observó una proliferación algal muy importante que sin duda influyó en el pH registrado. En este embalse se observa un descenso muy brusco del pH desde el metro 4 al metro 6 de profundidad, de casi 1,5 unidades. El pH en superficie toma un valor medio de 7,83 y disminuye en profundidad en todos los embalses.
- Asimismo, los datos de la conductividad media en la zona fótica varían de los 167  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en el embalse de Escales, a los 1380  $\mu\text{S}/\text{cm}$  del embalse de Monteagudo de las Vicarías, con un valor medio para el tipo de 473  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Los valores máximos absolutos se alcanzaron en los embalses de Urrúnaga (1210  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , en el metro 9, aunque con conductividades superficial y de fondo en torno a 300-400  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), El Val (1090  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , en torno al metro 7 y con conductividades superficial y de fondo en torno a 500-600  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), Monteagudo (1550  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y Alloz (2020  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), estos últimos valores alcanzados en el fondo.

**C tipo 9. Embalses de Cereceda, La Peña, Mediano, Oliana, Puentelarrá, Sobrón, Terradets y Yesa. Monomítico, calcáreo de zonas húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal.**

- La transparencia media del agua de los embalses de tipo 9 es moderada en relación al resto de tipos, siendo su media de 3,27 m y una mediana de 2,4 m. La variabilidad en este grupo es la más alta, con una desviación estándar (ds) de 2,9 m. El embalse de Terradets presenta la menor transparencia en el grupo (0,7 m). Por su parte, el embalse de Mediano presenta la mayor transparencia, con uno de los máximos valores globales: 9,6 m.
- La temperatura media en la zona fófica de los embalses de tipo 9 es, en comparación con los demás tipos, la más alta ( $T^a$  media = 22,6 °C). Las temperaturas mínima y máxima se han medido en Mediano y Sobrón respectivamente (17,4 y 29,3 °C). La estratificación térmica es desigual en los embalses de este tipo, y en el momento de la medida únicamente los embalses de Mediano y Cereceda no mostraban una termoclina clara.
- El pH es en todos ligeramente básico, oscilando en la zona fófica desde los 7,53 de Terradets a los 8,52 de Oliana.
- La conductividad registrada en este tipo presenta niveles máximos (al igual que ocurriera en 2007) en la zona anóxica del embalse Sobrón, con 2840  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . El mismo valor se alcanzó en las zonas profundas del embalse de Puentelarrá. Estos dos embalses presentaron además, medias en la zona fófica de 1035  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y 1624  $\mu\text{S}/\text{cm}$  respectivamente. Los demás embalses se mueven desde los 207  $\mu\text{S}/\text{cm}$  de Oliana a los 813  $\mu\text{S}/\text{cm}$  de La Peña.



*Embalses de Yesa y Oliana (verano de 2008)*

**D tipo 10. Embalses de Çiurana, Cueva Foradada, Gallipuéen, Guiamets, Las Torcas, Margalef, Mezalocha, Moneva, Pena, La Sotonera y Utchesa-Seca. Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos.**

- La transparencia del agua toma el valor máximo para este tipo de embalses en el de Çiurana (10,5 m), siendo además el máximo valor registrado en el global de los muestreos de 2008. Le siguen los embalses de Pena y Margalef (5,7 y 4 m respectivamente). El valor mínimo se ha obtenido en el embalse de Utchesa-Seca (0,6 m). La media obtenida para este tipo de embalses (3,46 m) se sitúa por debajo del valor medio del total de embalses, aunque como hemos visto, la variabilidad es muy alta ( $ds=2,71$  m).
- La temperatura media en la zona fótica de los embalses del tipo 10 presenta una media de 17,8 °C. Los embalses de Ciurana, Pena, Margalef, Gallipuéen, Guiamets y La Sotonera se encuentran estratificados, mientras que el resto presentan un descenso progresivo de la temperatura con la profundidad.
- El pH de los embalses de tipo 10 es, en general, básico. En el estudio del pH de estos embalses, se observa la tendencia general de un descenso del mismo con la profundidad. Los valores medios obtenidos para la zona fótica oscilan entre los 7,69 de La Sotonera y los 8,09 de Pena, con un valor medio de 7,85 para el tipo.
- La conductividad registrada en los embalses mostró poca variabilidad entre la superficie y el fondo. En los embalses de Margalef y Pena los valores se sitúan en torno a los 300-350  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , siendo los valores mínimos del grupo. Los valores máximos se han medido en el embalse de Cueva Foradada, en niveles profundos (1570  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). La misma tendencia se observó en 2007. Las medias de la zona fótica más elevadas se dan en Cueva Foradada (844  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y Moneva (832  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).



*Embalses de Cueva Foradada y Guiamets (verano de 2008)*

**E tipo 11. Embalses de Ardisa, Barasona, Calanda, Canelles, El Cortijo, El Grado, La Tranquera, Rialb, San Lorenzo, Santa Ana, Santolea y Talarn. Monomítico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal.**

- En los embalses de tipo 11 la transparencia (DS) es muy variable, desde los 0,45 m en el embalse de Ardisa (mínimo absoluto en esta campaña de muestreo) hasta los 6,75 m del embalse de Canelles o los 6,4 m de El Grado. La medida de DS para el tipo 11 es de 3,1 m.
- La temperatura superficial de los embalses de tipo 11 presenta una media de 22,8 °C. La temperatura máxima fue medida en el embalse de Barasona, con 24,7°C. Los embalses de Canelles, Camarasa, Santolea, El Grado, Rialb y Santa Ana se encontraban estratificados en mayor o menor medida en el momento del muestreo. Por su parte, los embalses de Talarn, Camarasa, Santolea, San Lorenzo, El Grado, Rialb, La Tranquera, Santa Ana, Barasona, Calanda y Ardisa no presentaban estratificación.
- Asimismo, los valores de pH registrados en la zona fótica presentan una media de 7,78, con un mínimo de 7,28 para Santa Ana y un máximo de 8,09 para La Tranquera.
- Los valores de conductividad alcanzaron sus niveles más altos en los embalses de Calanda, La Tranquera y El Cortijo, tanto a nivel de valores medios en la capa fótica (584  $\mu\text{S/cm}$ , 625  $\mu\text{S/cm}$  y 1705  $\mu\text{S/cm}$  respectivamente) como a nivel de máximos absolutos (679  $\mu\text{S/cm}$ , 694  $\mu\text{S/cm}$  y 1750  $\mu\text{S/cm}$  respectivamente). El máximo absoluto de 1750  $\mu\text{S/cm}$  del embalse de El Cortijo se dio en superficie.



*Embalses de Santa Ana y Santolea (verano de 2008)*

**F tipo 12. Embalses de Caspe, Flix, Mequinenza y Ribarroja.** *Monomítico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a tramos bajos de ejes principales.*

- La transparencia del agua es también variable en este tipo de embalses. La medida mínima de DS se dio en el embalse de Caspe (0,6 m), mientras que el máximo (DS= 4,5 m) se obtuvo en el embalse de Mequinenza.
- La temperatura de la zona fótica presentó un valor medio de 20,6 °C. Presentó un mínimo de 19,2 °C el embalse de Flix. El máximo fue de 22,8 °C en el embalse de Caspe. Presentaron estratificación los embalses de Flix y Ribarroja, mientras que Mequinenza y Caspe no se encontraban estratificados.
- Asimismo, el pH es neutro y desciende a medida que aumenta la profundidad en todos los casos. El máximo lo presenta el embalse de Caspe, con 7,97, y el mínimo el embalse de Flix, con 7,41.
- La conductividad registrada en los embalses tipo 12 presenta los valores medios más altos de todos los tipos, tanto en la zona fótica (740  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) como en máximos absolutos en la columna (1096  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Los embalses de Caspe y Mequinenza fueron los responsables de estos valores elevados, con medias en la zona fótica de 733  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y 1090  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , y máximos de 1110  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y 2110  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectivamente.



*Embalses de Flix y Mequinenza (verano de 2008)*

### **G tipo 13. Embalse de Baserca. *Dimícticos.***

- La transparencia del agua en el embalse de Baserca, único de tipo 13, fue bastante elevada, de 7,00 m.
- La temperatura media en la zona fótica del embalse de Baserca fue de 11,9 °C, no presentando estratificación en el momento del muestreo.
- Asimismo, el pH es ligeramente ácido, de 5,91. Oscila desde 6,5 en superficie hasta descender a 4,3 en profundidad. Al igual que se comentó para los embalses de Lanuza y Pajares, la geología silicea es responsable del carácter ácido del embalse de Baserca, en contraste con las demás tipologías, en geologías calcáreas y por tanto con pH circumneutrales a básicos.
- La conductividad registrada es extremadamente baja, tomando el valor de 34 µS/cm. Al igual que en el caso del pH, La geología silicea es sin duda responsable de la poca mineralización de estos embalses.

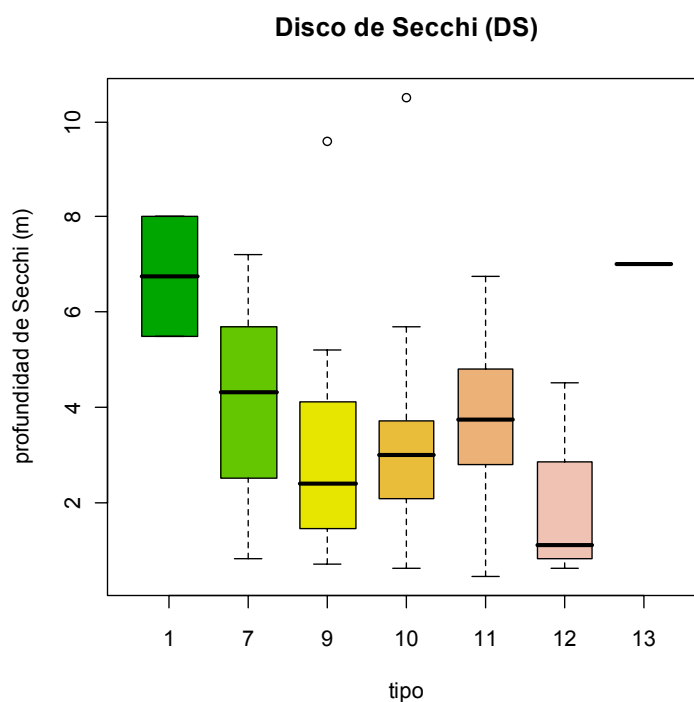


*Embalses de Baserca (verano de 2008)*

## Análisis global de resultados por tipos de embalses.

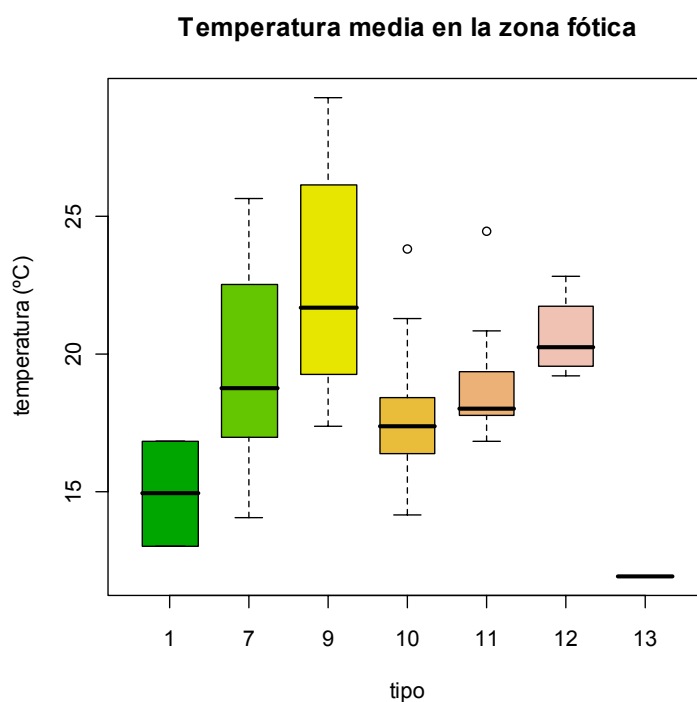
Se incluyen a continuación las distribuciones y gráficas de cada uno de los parámetros y su comportamiento para los diferentes tipos de embalses, como diagramas de cajas (**Figuras 7-10**). En alguna de estas figuras se prescindió de representar algunos valores extremos, con el fin de interpretar mejor las tendencias generales de los datos (ver notas al pie).

En lo tocante al disco de Secchi, los tipos 1 y 13 son los que mayor transparencia presentan, aunque sendos outliers en los tipos 9 y 10 alcanzan los valores máximos (Çiurana y Mediano). Los embalses del tipo 12, presentan los valores medios de transparencia más bajos, con Ribarroja y Caspe como responsables. El mínimo absoluto de transparencia corresponde al embalse de Ardisa, del grupo 11.



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

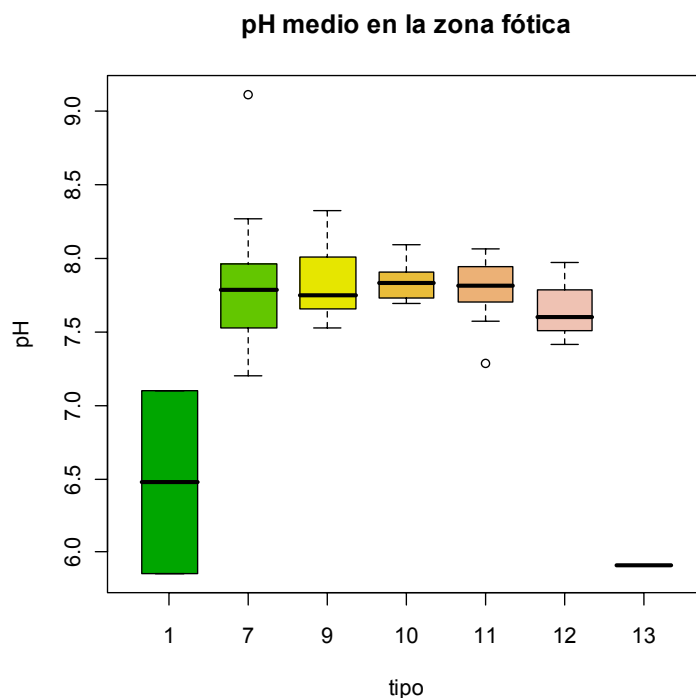
En cuanto a la temperatura de los embalses, considerando la media en la zona fótica (menos influenciada por las condiciones meteorológicas inmediatas o por la hora del muestreo que la superficial), observamos las temperaturas más bajas en los embalses de tipo 1 y 13, debido a la altitud a la que se encuentran los tres embalses, localizados en el Pirineo (Lanuza, a 1268 m; Pajares, 1224 m; Baserca, 1432 m). Las temperaturas más elevadas se dan en embalses del tipo 9, aunque con mucha variabilidad, y en los del tipo 12, ya en las partes bajas de la cuenca.



**Figura 8.** Valores de temperatura (media en la zona fótica) en los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers, representados por círculos). Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja; 13: Dimórfico.

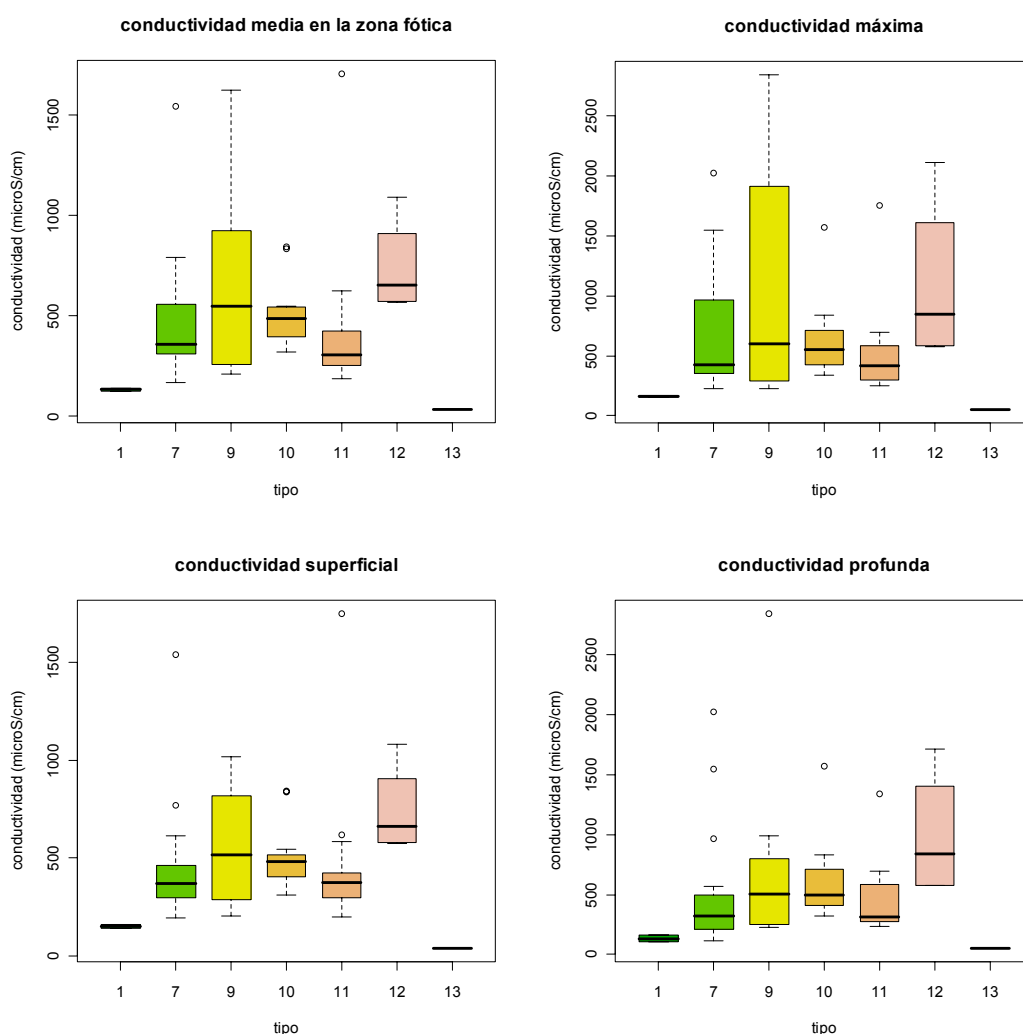


Respecto al pH (media en la zona fótica), resaltan los pH ácidos en los tipos 1 (debido al embalse de Lanuza, con 5,86) y 13 (embalse de Baserca, con pH 5,91). Como ya señalamos antes, la geología silicea es la responsable de esta tendencia. Los demás tipos, todos en geologías calcáreas, presentan valores muy similares, con cierta tendencia a la basicidad. Destaca el outlier del embalse de El Val, del grupo 7, con un pH de 9,11, debido posiblemente a la gran proliferación algal que se observó en el momento del muestreo.



**Figura 9.** Valores de temperatura pH (media de la zona fótica) en los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers, representados por círculos). Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja; 13: Dimóctico.

Respecto a la conductividad, en la zona fótica y la superficial, los valores de la mediana (o *valores medianos*) más elevados se dan en los grupos 9 y 12. Destacan dos *outliers* en los tipos 7 y 11, con valores superiores a 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Monteagudo y El Cortijo). Cabe resaltar también las bajas conductividades de los tipos 1 y 13, en el Pirineo, típicas de zonas silíceas. Las conductividades máximas y en profundidad presentan patrones similares, con datos extremos como los 2840  $\mu\text{S}/\text{cm}$  de Puentelarrá (dato extremo de conductividad máxima y profunda) y Sobrón, este último medido a media profundidad (13 de 25 m).



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

#### 4.2.2. Condiciones de oxigenación

Se ha estimado la reserva media de oxígeno hipolimnético en el periodo de estratificación. Además de ser un parámetro de respuesta trófica, es un elemento fundamental para el desarrollo de la vida piscícola; de ahí que los umbrales se hayan jerarquizado en función de los requisitos de  $O_2$  de esta comunidad.

Por tanto, la metodología empleada para la determinación de la calidad en base a las condiciones de oxigenación depende de la estratificación del embalse:

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

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

- *Óptimas condiciones*: concentración por encima de 8 mg  $O_2$  /L
- *Buenas condiciones*: concentración entre 8 y 6 mg  $O_2$ /L
- *Moderadas condiciones*: concentración entre 6 y 4 mg  $O_2$ /L
- *Deficientes condiciones*: concentración de entre 4 y 2 mg  $O_2$ /L
- *Malas condiciones*: concentraciones hipóxicas o anóxicas (<2 mg  $O_2$  /L).

La clasificación aquí considerada es semejante a la empleada por otros autores para la clasificación de las condiciones de oxigenación en lagos de agua dulce en el ámbito europeo (Premazzi y Chiaduanni, 1992)

En el **Cuadro 7** y la **Figura 11**, se resumen los resultados obtenidos.

**CUADRO 7**  
 CONDICIONES DE OXIGENACION EN LA COLUMNA DE AGUA

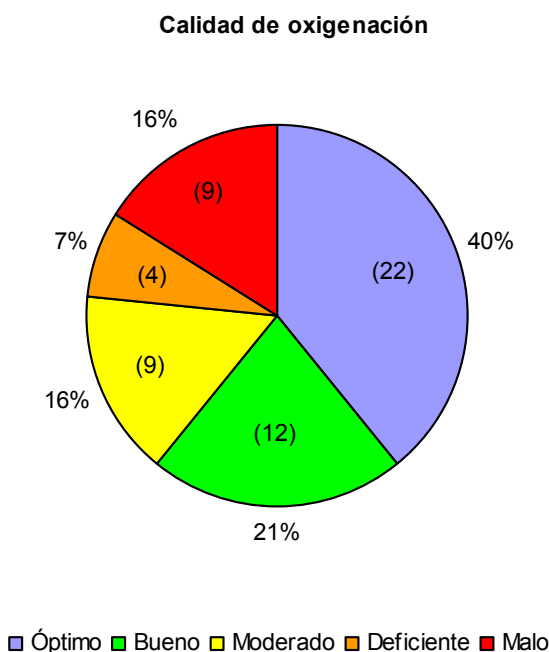
EMBALSE	CÓDIGO MAS	FECHA MUESTREO	OXIGENO DISUELTO EN EL EPILIMNION O MEDIA EN LA COLUMNA DE AGUA (mg O <sub>2</sub> /L)	OXIGENO DISUELTO EN EL HIPOLIMNION (mg O <sub>2</sub> /L)	CLASE CALIDAD
Albiña	EB0000005	09/08/2008	7,81	0,27	Malo
Alloz	EB0000027	08/08/2008	8,45	4,84	Moderado
Ardisa	EB0000055	16/07/2008	9,76	no estratificado	Óptimo
Barasona	EB0000056	09/07/2008	10,22	no estratificado	Óptimo
Baserca	EB0000034	09/07/2008	11,16	no estratificado	Óptimo
Búbal	EB0000025	08/07/2008	11,09	10,97	Óptimo
Calanda	EB0000082	16/06/2008	7,18	no estratificado	Bueno
Camarasa	EB0000065	03/07/2008	10,30	7,89	Bueno
Canelles	EB0000058	09/07/2008	12,58	9,74	Óptimo
Caspe	EB0000078	23/06/2008	13,77	7,97	Bueno
Cereceda	EB0000017	12/08/2008	6,44	no estratificado	Bueno
Ciurana	EB0000073	19/06/2008	12,70	6,52	Bueno
Cueva Foradada	EB0000080	16/06/2008	3,79	no estratificado	Deficiente
Ebro	EB0000001	11/08/2008	4,49	no estratificado	Moderado
El Cortijo	EB0000040	12/08/2008	6,99	no estratificado	Bueno
El Grado	EB0000047	09/07/2008	10,11	9,94	Óptimo
El Val	EB0000068	14/08/2008	9,18	0,00	Malo
Escales	EB0000043	09/07/2008	10,61	no estratificado	Óptimo
Eugui	EB0000006	06/08/2008	8,92	4,24	Moderado
Flix	EB0000074	23/06/2008	7,40	no estratificado	Bueno

EMBALSE	CÓDIGO MAS	FECHA MUESTREO	OXIGENO DISUELTO EN EL EPILIMNION O MEDIA EN LA COLUMNA DE AGUA (mg O <sub>2</sub> /L)	OXIGENO DISUELTO EN EL HIPOLIMNION (mg O <sub>2</sub> /L)	CLASE CALIDAD
Gallipué	EB0000913	16/06/2008	9,76	2,46	Deficiente
Guiamets	EB0000079	19/06/2008	9,20	0,14	Malo
Irabia	EB0000004	07/08/2008	8,39	1,59	Malo
Itoiz	EB0000086	08/08/2008	8,87	4,65	Moderado
La Peña	EB0000044	05/08/2008	6,94	1,84	Malo
La Sotonera	EB0000062	16/07/2008	10,25	3,30	Deficiente
La Tranquera	EB0000076	16/06/2008	9,80	no estratificado	Óptimo
Lanuz	EB0000019	16/07/2008	10,36	10,77	Óptimo
Las Torcas	EB0000075	16/06/2008	8,01	no estratificado	Óptimo
Mansilla	EB0000061	13/08/2008	7,15	4,27	Moderado
Margalef	EB0000072	19/06/2008	15,61	7,54	Bueno
Mediano	EB0000042	09/07/2008	10,53	no estratificado	Óptimo
Mequinena	EB0000070	23/06/2008	6,98	5,21	Moderado
Mezalocha	EB0000071	16/06/2008	9,00	no estratificado	Óptimo
Moneva	EB0000077	16/06/2008	8,09	no estratificado	Óptimo
Monteagudo	EB0001681	03/06/2008	8,28	no estratificado	Óptimo
Montearagón	EB0000054	16/07/2008	6,78	no estratificado	Bueno
Oliana	EB0000053	03/07/2008	11,29	10,10	Óptimo
Ortigosa	EB0000916	13/08/2008	7,31	2,12	Deficiente
Pajares	EB0000064	14/08/2008	6,66	4,78	Moderado
Pena	EB0000912	19/06/2008	9,37	5,78	Moderado
Puentelarrá	EB0000026	10/08/2008	5,69	1,25	Malo
Rialb	EB0000063	03/07/2008	12,04	7,15	Bueno
Ribarroja	EB0000949	23/06/2008	6,79	no estratificado	Bueno
Sabiñánigo	EB0000039	09/07/2008	11,25	no estratificado	Óptimo
San Lorenzo	EB0000067	03/07/2008	10,52	no estratificado	Óptimo
Santa Ana	EB0000066	09/07/2008	12,23	10,09	Óptimo

EMBALSE	CÓDIGO MAS	FECHA MUESTREO	OXIGENO DISUELTO EN EL EPILIMNION O MEDIA EN LA COLUMNA DE AGUA (mg O <sub>2</sub> /L)	OXIGENO DISUELTO EN EL HIPOLIMNION (mg O <sub>2</sub> /L)	CLASE CALIDAD
Santolea	EB0000085	16/06/2008	10,29	7,43	Bueno
Sobrón	EB0000022	10/08/2008	7,52	0,10	Malo
Talarn	EB0000050	03/07/2008	11,76	no estratificado	Óptimo
Terradets	EB0000059	09/07/2008	11,76	11,47	Óptimo
Ullivarri-Gamboa	EB0000007	09/08/2008	8,38	0,19	Malo
Urrúnaga	EB0000002	10/08/2008	8,02	0,03	Malo
Utchesa Seca	EB0001679	19/06/2008	11,40	no estratificado	Óptimo
Vadiello	EB0000051	16/07/2008	11,12	9,37	Óptimo
Yesa	EB0000037	06/08/2008	8,71	5,62	Moderado

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

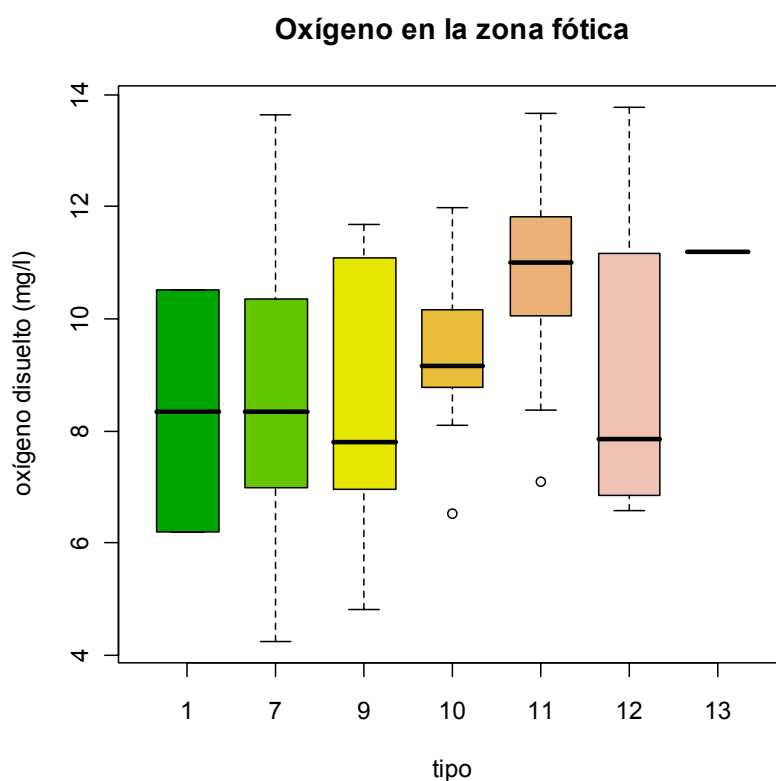
- De las masas estudiadas, presentaron estratificación el 60,7 %.
- La calidad de las masas de agua según la oxigenación es óptima en más de un 40% como se refleja en la **Figura 11**.
- Las masas de agua con niveles bajos de oxigenación (nivel de calidad deficiente o mala, un 23%) coinciden con masas de agua estratificadas que presentan un hipolimnion poco oxigenado, con la excepción del embalse de Cueva Foradada, que no presenta estratificación y cuya media en la columna es de 3,79 mg O<sub>2</sub>/L.



**Figura 11.** Estimaciones de la calidad de los embalses según el grado de oxigenación en 2008.

Considerando las concentraciones medias de oxígeno en la zona fótica para los diferentes embalses, agrupados por sus tipologías, se obtuvieron los siguientes resultados (**Figura 12**):

Se observa como, en general, los embalses estudiados presentan una buena oxigenación de la zona fótica, siendo los valores medianos mayores para los tipos 13, 11 y 10. Se destacan valores bajos de oxigenación (valores inferiores a 6 mg/L) en algunos embalses de los tipos 7 (Albiña, Urrúnaga y Ortigosa) y 9 (Puentelarrá).



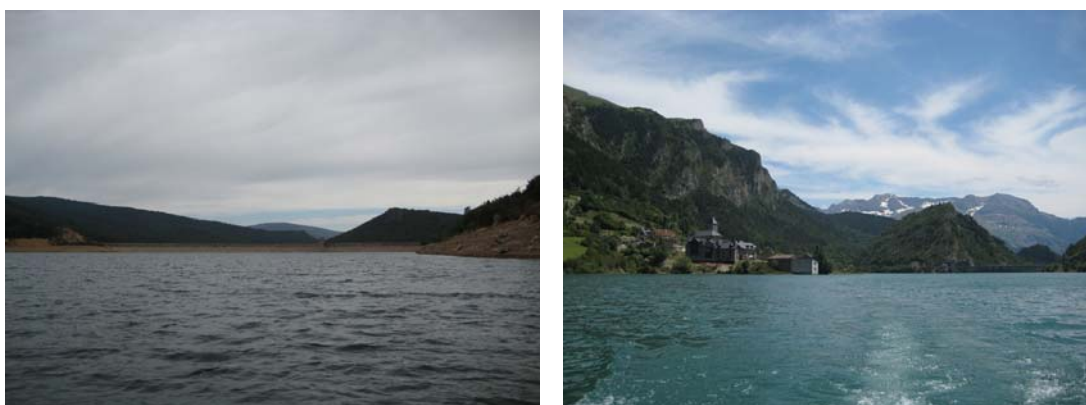
**Figura 12.** Concentraciones de oxígeno disuelto para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers). Tipología de embalses: 1: silíceo / húmedo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



### 4.2.3. Concentración de nutrientes.

#### A Tipo 1. Lanuza y Pajares.

- El fósforo total presenta en esta tipología de embalses concentraciones moderadas, oscilando entre los 11,5 µg P/L del embalse de Pajares, a los 32,5 µg P/L del embalse de La Lanuza.
- En los embalses del tipo 1, la concentración media de nitrógeno inorgánico oxidado o NIO (Nitratos+Nitritos) en la zona fótica fue de 0,18 mg N/L. Destaca el valor máximo de 0,28 mg N/L en el embalse de Lanuza. La muestra del embalse de Pajares presenta una concentración de NIO de 0,09 mg N/L.
- El amonio presenta valores muy bajos, por debajo del límite de detección en ambos embalses (<0,01 mg NH<sub>4</sub>/L).
- El nitrógeno total presentó valores muy bajos, siendo la concentración en ambos embalses de 0,38 mg N/L.
- La sílice soluble presenta en estos embalses valores moderados a bajos, comparativamente al conjunto de embalses. El embalse de Pajares, con 3,5 mg SiO<sub>2</sub>/L, tiene más concentración que el de Lanuza, con 1,6 mg SiO<sub>2</sub>/L.



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

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

- El fósforo total en los embalses de tipo 7 presenta una media de 19,64 µg P/L. El rango de variación oscila entre los 9,2 µg P/L del embalse de Itoiz hasta los 84,1 µg P/L del embalse de El Val.
- En cuanto al contenido en NIO, la media es 0,14 mg N/L. Se encuentran valores elevados en los embalses de Eugui y Monteagudo, con concentraciones de 0,54 y 0,37 mg N/L. Los valores mínimos corresponden a los embalses de El Ebro y Vadiello, con 0,01 mg N/L.
- En los embalses de tipo 7 el amonio se encuentra por debajo de los límites de cuantificación (<0,01mg NH<sub>4</sub>/L), salvo en los embalses de Monteagudo de las Vicarías y Urrúnaga, con 0,20 y 0,33 mg NH<sub>4</sub>/L.
- El nitrógeno total (NT) presentó un valor medio de 0,71 mg N/L. El rango de variación fue desde los 0,26 mg N/L del embalse de Sabiñánigo, hasta los 1,86 mg N/L de El Val.
- La máxima concentración de sílice de este tipo se presenta en el embalse de Monteagudo, con 8,3 mg SiO<sub>2</sub>/L, mientras que se obtienen mínimos por debajo del límite de cuantificación, por ejemplo en las muestras de Alloz o Itoiz. La media del tipo es de 2,5 mg SiO<sub>2</sub>/L



*Vistas de los embalses de Itoiz (izda.) y El Val (dcha.)*

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

- El fósforo total en las muestras de los embalses de tipo 9 presenta un valor medio de 21,7  $\mu\text{g P/L}$ , lo que se sitúa un poco por debajo de la media del total de embalses muestreados en 2008, de 29,1  $\mu\text{g P/L}$ . El rango de variación oscila entre los 9,4  $\mu\text{g P/L}$  en el embalse de Terradets, hasta los 31,6  $\mu\text{g P/L}$  del embalse de La Peña.
- El NIO en las muestras de los embalses de tipo 9 presenta un valor medio de 0,14 mg N/L, oscilando entre los 0,08 de Terradets y los 0,26 mg N/L de Puentelarrá.
- El amonio es únicamente cuantificable en los embalses de Oliana (0,10 mg  $\text{NH}_4/\text{L}$ ) y Puentelarrá, donde presenta una concentración de 0,33 mg  $\text{NH}_4/\text{L}$ .
- El NT presentó un valor medio relativamente elevado, de 1,04 mg N/L. El rango de variación fue desde los 0,48 mg N/L del embalse de Terradets, hasta los 2,31 mg N/L de Puentelarrá.
- El contenido en sílice presenta una media en los embalses del tipo 9 de 3,64 mg  $\text{SiO}_2/\text{L}$ . La concentración mínima es 2,0 mg  $\text{SiO}_2/\text{L}$  (embalse de Yesa) y la máxima es 4,9 mg  $\text{SiO}_2/\text{L}$  en el embalse de Oliana



*Vistas de los embalses de Terradets (izda.) y La Peña (dcha.)*

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

- El fósforo total en las muestras integradas de los embalses de tipo 10 presenta un valor medio de 27,5 µg P/L. El rango de variación oscilaría entre los 10,0 µg P/L en el embalse de Pena hasta los 69,0 µg P/L del embalse de La Sotonera.
- En cuanto al contenido en NIO, con un valor medio de 0,71 mg N/L, los valores oscilan entre los 0,03 mg N/L del embalse de La Sotonera, y un máximo de 2,12 mg N/L en el embalse de Las Torcas. Destacan también los valores de 1,37 y 1,88 mg N/L obtenidos en los embalses de Utchesa Seca y Mezalocha. El resto de muestras tienen un contenido en Nitratos+Nitritos entre 0,25 y 0,57 mg N/L.
- El amonio presenta en todos los embalses del tipo 10 concentraciones por debajo del límite de cuantificación (0,01 mg NH<sub>4</sub>/L)
- El NT presentó un valor medio elevado, de 1,21 mg N/L. El rango de variación fue desde los 0,28 mg N/L del embalse de Çiurana, hasta los 3,23 mg N/L de Las Torcas.
- Los valores medios de sílice por embalse se sitúan entre los 0,3 mg SiO<sub>2</sub>/L del embalse de Cueva Foradada y los 5,0 mg SiO<sub>2</sub>/L de Moneva. Este parámetro toma valores relativamente altos en los embalses de: Utchesa-Seca (4,0 mg SiO<sub>2</sub>/L), Las Torcas (3,9 mg SiO<sub>2</sub>/L), Ciurana (3,9 mg SiO<sub>2</sub>/L) y Margalef (3,8 mg SiO<sub>2</sub>/L).



*Vistas de los embalses de Pena (izda.) y La Sotonera (dcha.)*

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

- El fósforo total en las muestras de los embalses de tipo 11 presenta un valor medio de 21,48  $\mu\text{g P/L}$ . El rango de variación oscilaría entre los 9  $\mu\text{g P/L}$  en los embalses de Calanda y Canelles, hasta los 100,0  $\mu\text{g P/L}$  del embalse de El Cortijo. Los demás embalses oscilan entre los 10-30  $\mu\text{g P/L}$ .
- El contenido en Nitratos+Nitritos es más homogéneo que los valores de fósforo. El valor medio es de 0,20 mg N/L, y el rango de variación iría desde los 0,01 mg N/L del embalse de Calanda hasta los 1,23 mg N/L del embalse de La Tranquera.
- El amonio por lo general se encuentra por debajo del límite de cuantificación (0,01 mg  $\text{NH}_4/\text{L}$ ). Únicamente en los embalses de San Lorenzo, Camarasa y Talarn, aparecen concentraciones de 0,05  $\text{NH}_4/\text{L}$ , 0,08  $\text{NH}_4/\text{L}$  y 0,12 mg  $\text{NH}_4/\text{L}$ , respectivamente.
- El NT presentó un valor medio de 0,86 mg N/L. El rango de variación fue desde los 0,28 mg N/L del embalse de Talarn-Tremp, hasta los 3,39 mg N/L de El Cortijo. La Tranquera, con 2,32 mg N/L, también destacó en este tipo de embalses.
- La sílice presenta concentraciones relativamente altas en los siguientes embalses: Canelles (3,9 mg  $\text{SiO}_2/\text{L}$ ), San Lorenzo (4,3 mg  $\text{SiO}_2/\text{L}$ ), Camarasa (4,7 mg  $\text{SiO}_2/\text{L}$ ), Rialb (5,3 mg  $\text{SiO}_2/\text{L}$ ) y El Cortijo (6,3 mg  $\text{SiO}_2/\text{L}$ ).



*Vistas de los embalses de Canelles (izda.) y El Cortijo (dcha.)*

## F Tipo 12 Embalse Caspe, Flix, Mequinenza y Ribarroja

- El fósforo total en los embalses de tipo 12 alcanza los valores más elevados, con una concentración media de 78,5 µg P/L. El máximo valor en este tipo se ha detectado en el embalse de Mequinenza (88,4 µg P/L). Por el contrario, el mínimo se localizó en el embalse de Flix, donde la concentración fue de 59,8 µg P/L.
- El NIO (Nitratos+Nitritos) presenta una media de 1,61 mg N/L, valor superior a la media de los demás tipos de embalses. El embalse de Caspe es el que presenta valores más altos (2,04 mg N/L).
- El amonio presenta en todos los embalses del tipo 12 concentraciones por debajo del límite de cuantificación (0,01 mg NH<sub>4</sub>/L).
- El NT presentó el valor medio más alto de todos los tipos, de 1,80 mg N/L. El rango de variación fue desde los 1,55 mg N/L del embalse de Ribarroja, hasta los 2,04 mg N/L de Caspe.Flix y Mequinenza presentaron concentraciones de 1,60 y 2,03 mg N/L respectivamente.
- En cuanto al contenido en sílice, los embalses del tipo 12 presentan, de media, la concentración más alta, con 4,1 mg SiO<sub>2</sub>/L. Las concentraciones mínima y máxima, son 2,8 y 4,8 mg SiO<sub>2</sub>/L, y corresponden a los embalses de Mequinenza y Ribarroja, respectivamente.



*Vistas de los embalses de Mequinenza (izda.) y Flix (dcha.)*

### G Tipo 13 Embalse de Baserca:

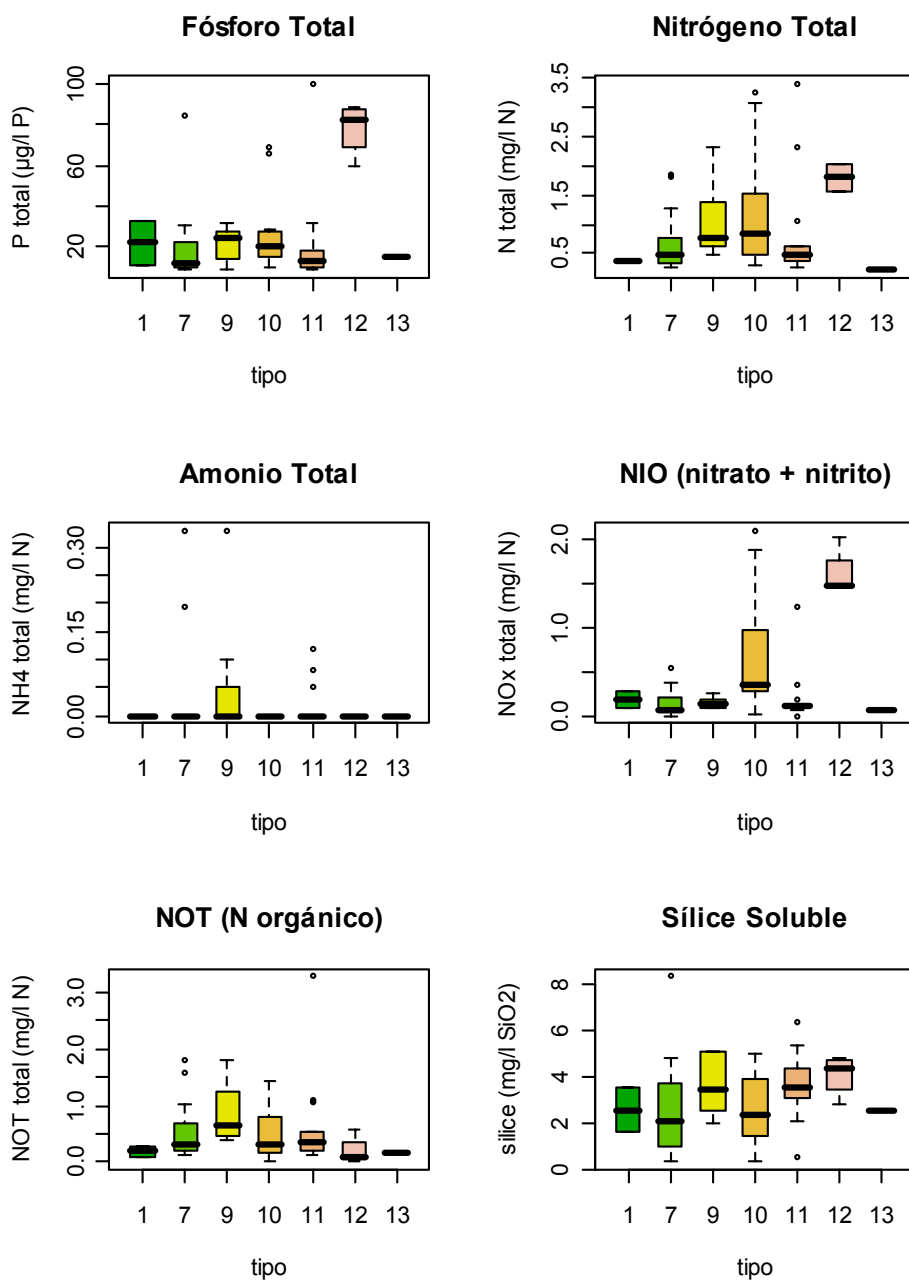
- El fósforo total en la muestra tomada en el embalse de Baserca alcanza una concentración de 15  $\mu\text{g P/L}$ .
- El NIO presenta una concentración de 0,06 mg N/L en el embalse de Baserca.
- El amonio presenta en este embalse una concentración por debajo del límite de cuantificación (0,01 mg  $\text{NH}_4/\text{L}$ )
- El nitrógeno total (NT) presentó en Baserca la concentración más baja de todos los embalses, con 0,23 mg N/L.
- El contenido en sílice de la muestra es de 2,5 mg  $\text{SiO}_2/\text{L}$ .



*Vistas del embalse de Baserca*

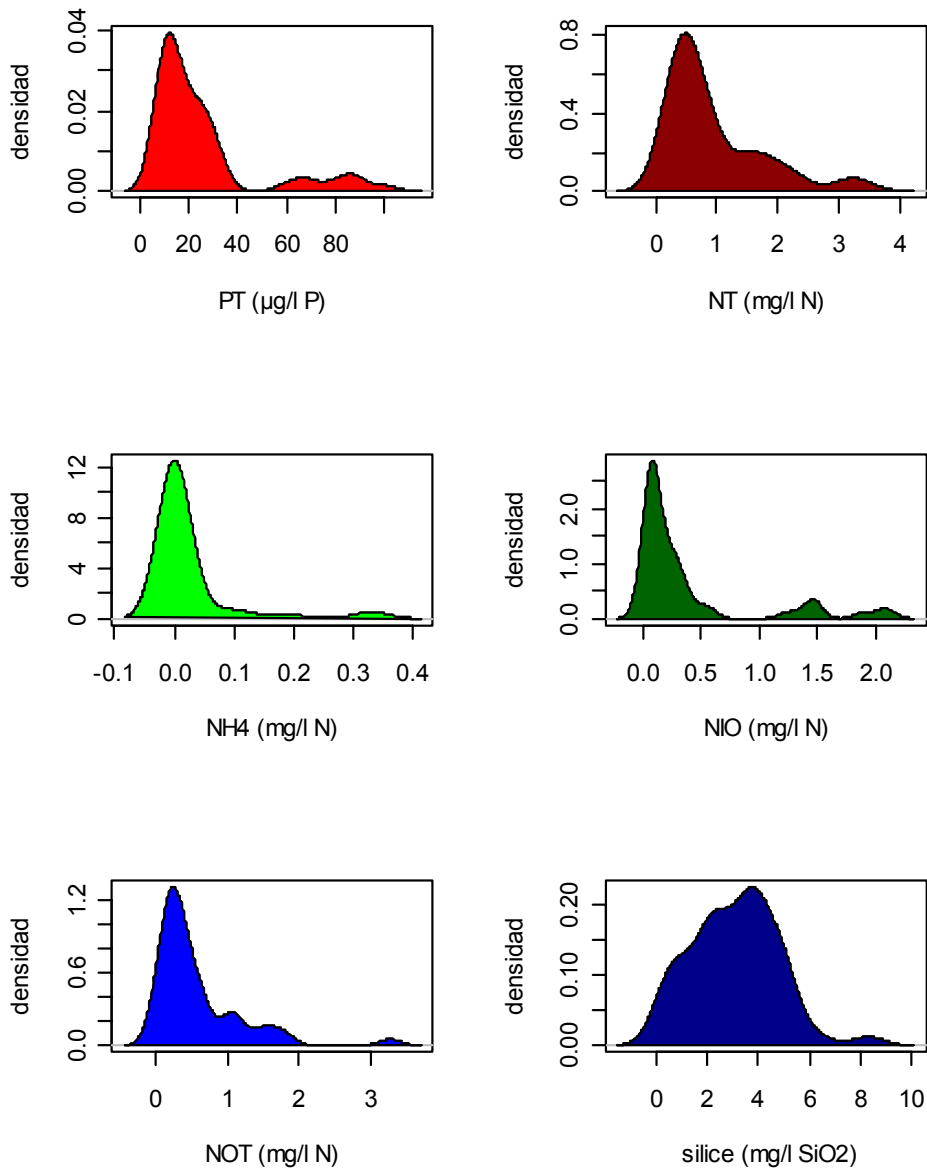
### Análisis global de nutrientes por tipos de embalses

Se incluyen a continuación las distribuciones y gráficas de cada uno de los nutrientes y su comportamiento para los diferentes tipos de embalses, como diagramas de cajas (**Figura 13**). Para ilustrar las distribuciones globales de cada una de estas variables en 2008, se construyeron *diagramas de densidad de Kernel*, que ofrecen una idea visual gráfica directa de las mismas, siendo más efectivas en este sentido que los histogramas clásicos (**Figura 14**).



**Figura 13.** Concentraciones de P total, N total, N orgánico total (NOT), N inorgánico oxidado (NIO), N orgánico total (NOT) y sílice soluble para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers) y los asteriscos son valores extremos. Se ha incluido el código de las muestras a las que corresponden ciertos valores extremos a tener en cuenta. Tipos: 1: síliceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13 Dimícticos.





**Figura 14.** Diagramas de densidad de Kernel para las diferentes formas de N, P y Si analizadas durante 2008. Se muestran las densidades de probabilidad para cada una de los valores que toman estas variables.

### 4.3. Características Biológicas

#### 4.3.1. Fitoplancton

La comunidad fitoplanctónica estudiada (un total de 270 taxones en 56 embalses) está representada por nueve grandes grupos algales, entre los que destacan, por su diversidad, los clorófitos y las diatomeas (Bacillariophyceae). El cuadro siguiente resume la composición taxonómica global del fitoplancton en los embalses estudiados.

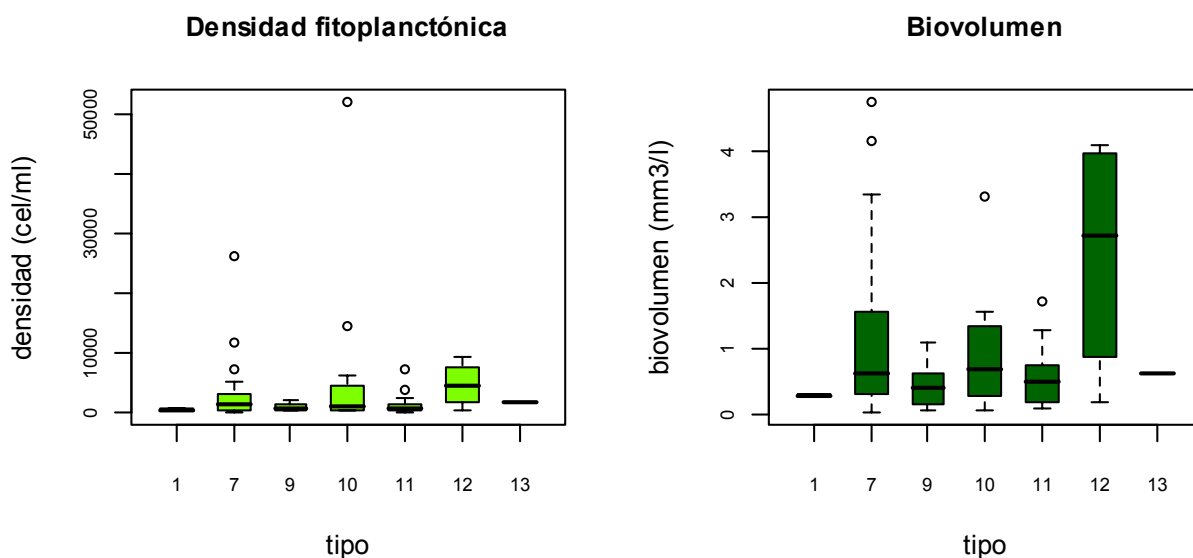
Grupo	nº especies
<b>Chlorophyta</b>	85
<b>Bacillariophyceae</b>	69
<b>Chrysophyceae</b>	30
<b>Dinophyta</b>	20
<b>Cyanobacteria</b>	18
<b>Euglenophyta</b>	17
<b>Conjugatophyceae</b>	14
<b>Cryptophyta</b>	13
<b>Xantophyta</b>	3
<b>Raphydophyceae</b>	1

La comunidad fitoplanctónica estudiada en los diferentes tipos de embalses, fue descrita a partir de las siguientes variables: concentración de clorofila a (clorofila a), densidad celular (cel/ml), biovolumen celular ( $\text{mm}^3/\text{L}$ ) y riqueza (nº de especies). Los resultados obtenidos para los diferentes tipos de embalses se resumen a continuación.

La densidad celular fue más alta en los embalses de tipo 12 (**Figura 15**), con un valor mediano de 4537 cel/ml. El tipo 13 fue el siguiente en cuanto a densidad celular, con 1839 cel/ml. Se dieron valores extremos en tres embalses de los tipos 7 (embalses de Montearagón, El Val y Eugui, este último con un máximo para el tipo de 26147 cel/ml); dos embalses del tipo 10 (embalses de Guiamets, con 14623 cel/ml y de Pena, este último con el máximo absoluto, 52096 cel/ml) y dos embalses del tipo 11, aunque no resultaron valores extremos en relación al conjunto de los embalses estudiados (fueron los embalses de Rialb, con 3945 cel/ml, y La Tranquera, con 7412 cel/ml).

El comportamiento de la variable biovolumen celular de fitoplancton (**Figura 15**) fue similar al de la variable densidad, con los embalses del tipo 12 presentando valores mucho más elevados en general, con una mediana de 2,71  $\text{mm}^3/\text{L}$ . Se dieron valores extremos en dos embalses del tipo

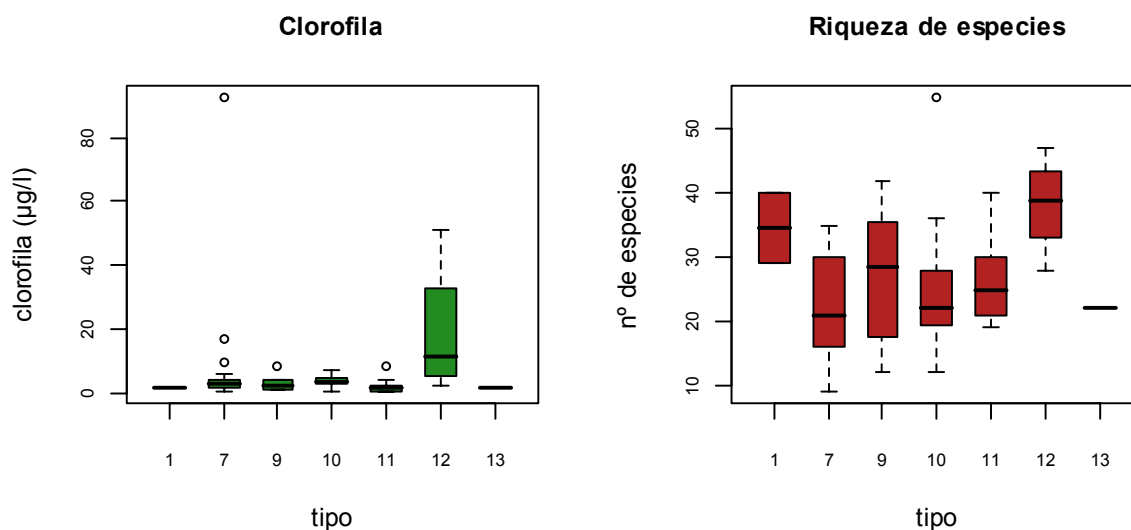
7, Eugui y Escales, con 4,77 y 4,16 mm<sup>3</sup>/L, respectivamente. Montearagón y El Val, con biovolúmenes de 3,37 y 2,66 también destacaron en el grupo 7. El embalse de Utchesa-Seca, del tipo 10, también presentó un biovolumen elevado, con 3,31 mm<sup>3</sup>/L.



**Figura 15.** Densidad celular y biovolumen de fitoplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers) y los círculos son valores extremos. Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimórficos fríos a gran altitud.

Las concentraciones de clorofila (**Figura 16**) presentaron medianas en torno a los 1,55-3,85 µg/L en todos los tipos, con la excepción del tipo 12, con una mediana de 11,62 µg/L. El tipo 7 presentó la mayor concentración absoluta, con un valor de 92,55 µg/L en el embalse de El Val. Los tipos 1, 9, 10 y 11 no presentaron ningún embalse con concentraciones de clorofila superiores a 10 µg/L.

La riqueza media de especies de fitoplancton (**Figura 16**) se movió en torno a las 22-38 especies por muestra-embalse. El tipo 12 destacó, por el gran número de especies, con una mediana de 39 especies. El máximo absoluto se registró en el embalse de Utchesa-Seca, de tipo 10, con 55 especies. Le siguió Caspe, de tipo 12, con 47 especies.



**Figura 16.** Concentración de clorofila y riqueza de especies fitoplanctónicas para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers) y los círculos son valores extremos. Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos fríos a gran altitud.

Con el fin de hacer una descripción más detallada de las comunidades algales planctónicas de los embalses estudiados, en la **Figura 17** se muestran las densidades relativas de los principales grupos algales en cada embalse.



*Detalles del embalse de El Val, con el máximo absoluto de clorofila (92 µg/L) y un elevado valor de biovolumen, debido principalmente a la proliferación de criptofitas (especialmente *Cryptomonas erosa*) y clorófitos (en especial *Pediastrum bryanum*).*



*Embalse de Utchesa-Seca, en Lleida. En el verano de 2008 se obtuvo un máximo de riqueza fitoplanctónica (55 especies)*



*Detalles del embalse de Escales, con el segundo máximo absoluto de biovolumen ( $4,16 \mu\text{g/L}$ ) y valores bajos de densidad y clorofila, debido a la abundancia de las diatomeas *Cyclotella* sp. Y *Fragillaria crotonensis* en el verano de 2008.*

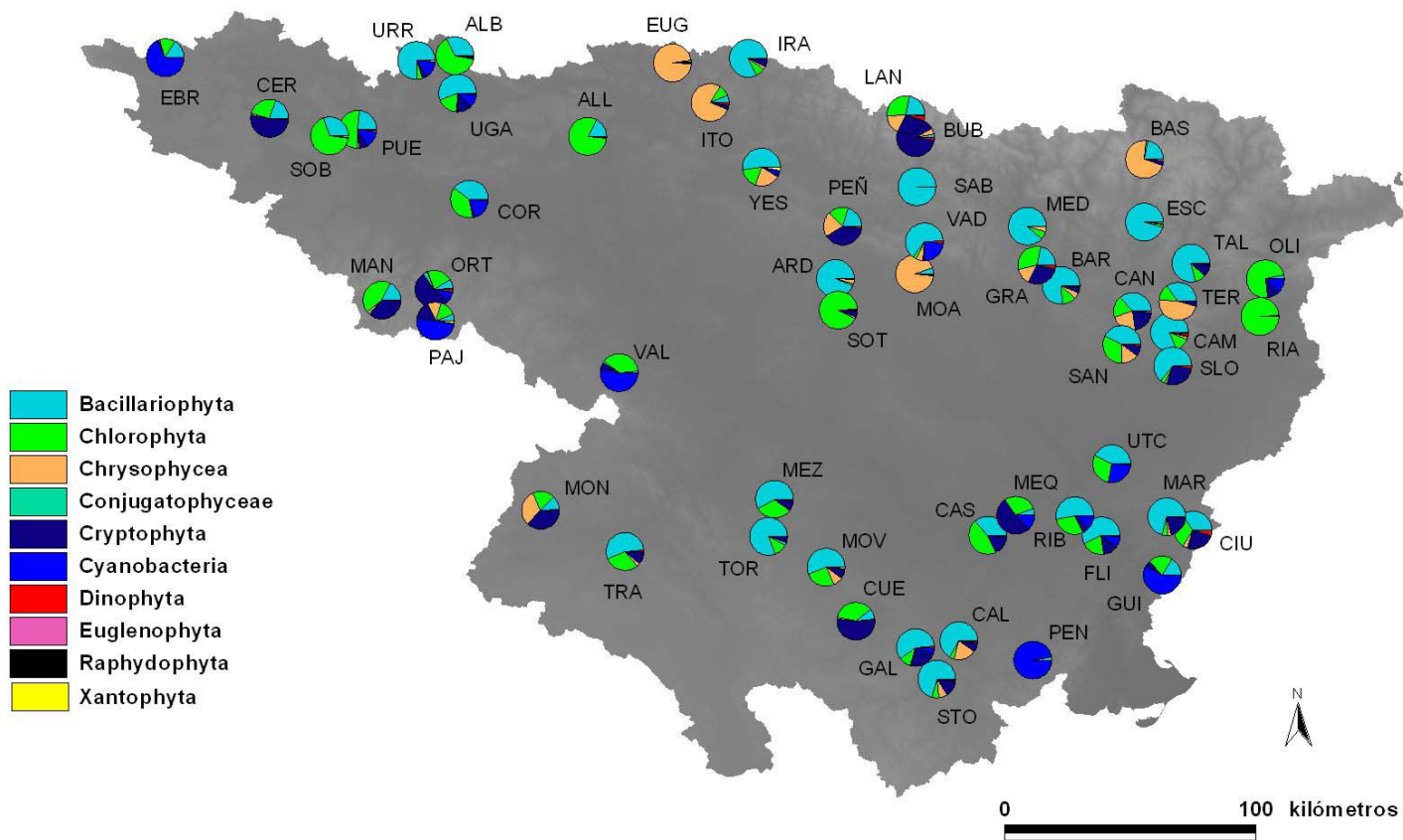
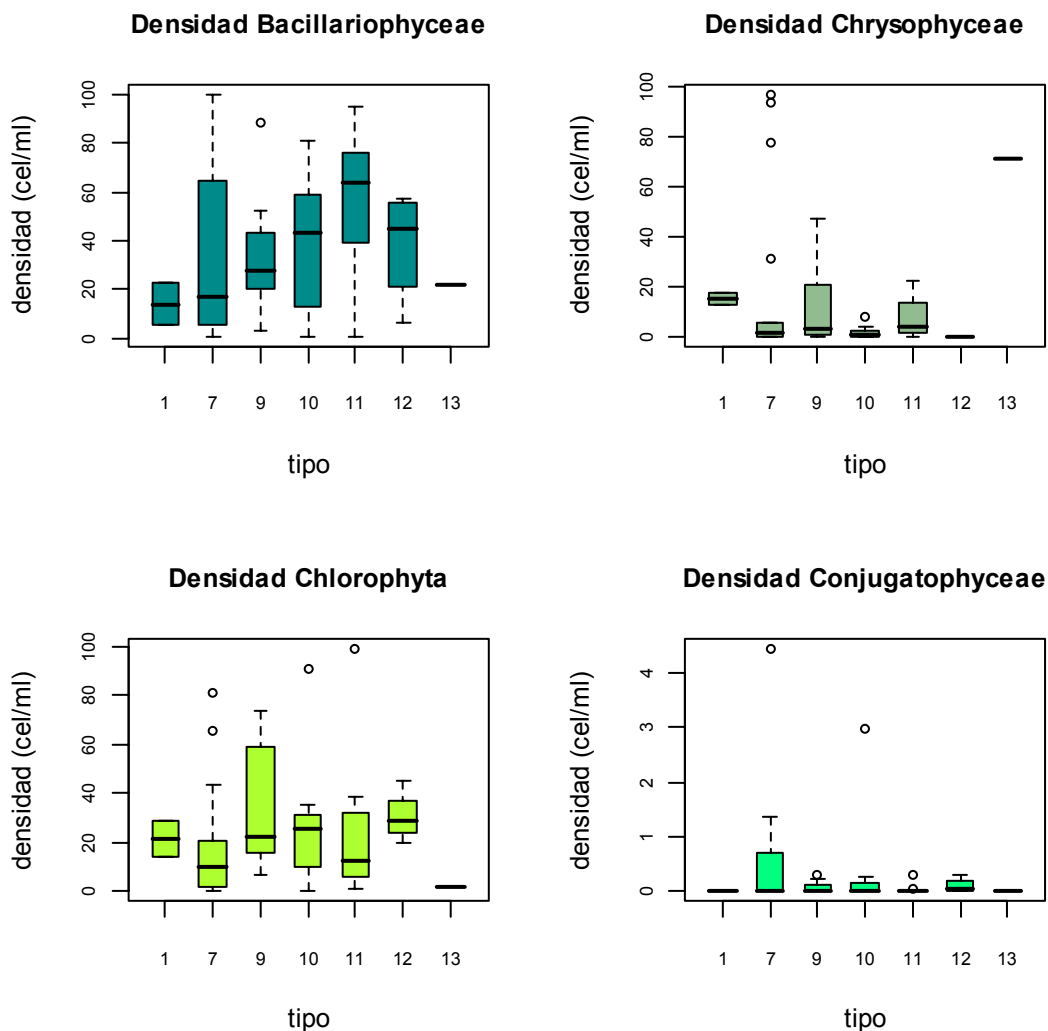
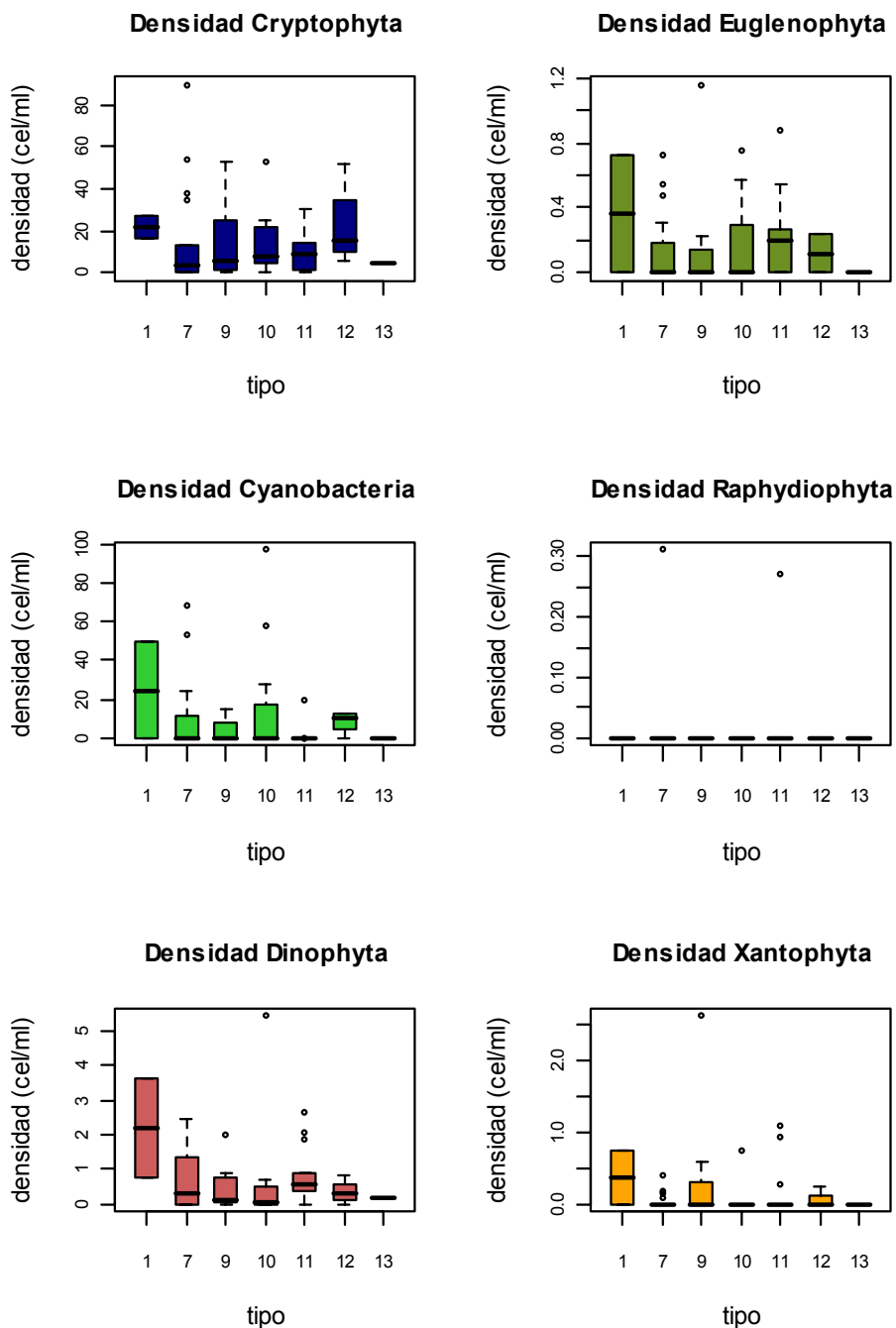


Figura 17 Densidad relativa de los principales grupos algales en los embalses estudiados en 2008.

De igual forma, los datos se analizan por tipos de embalse en las **Figuras 18-20**

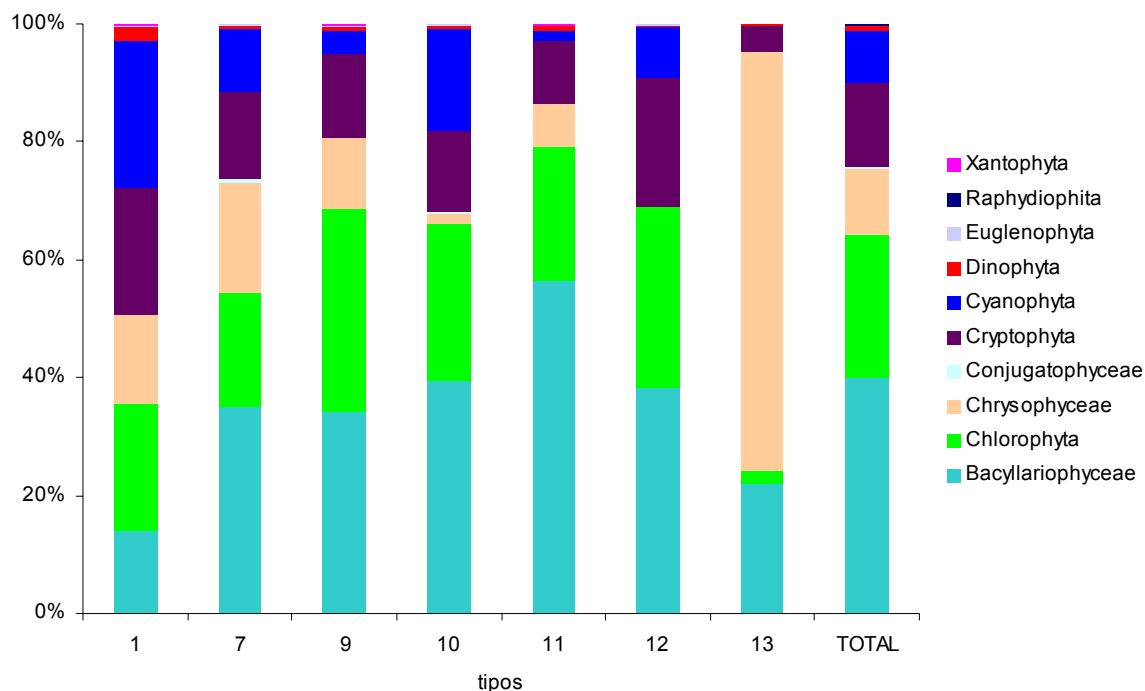


**Figura 18.** Densidad celular de los principales grupos de algas fitoplanctónicas por tipos de embalses. Tipos: 1: silíceo/ húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos fríos a gran altitud. (Continúa en la página siguiente)



**Figura 19.** Densidad celular de los principales grupos de algas fitoplanctónicas por tipos de embalses. Tipos: 1: silíceo/ húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos fríos a gran altitud. (Continúa en la página siguiente)





**Figura 20.** Densidad celular media (en porcentaje) de los principales grupos de algas fitoplanctónicas en los tipos de embalses del ESTUDIO. Tipos: 1: silíceo/ húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos fríos a gran altitud.

Como se puede observar, las crisofíceas (*Chrysophyceae*), algas típicas de aguas oligotróficas, ligeramente ácidas, poco mineralizadas y con valores bajos de alcalinidad, cobran gran importancia porcentual en el embalse de Baserca, único de tipo 13 (dimícticos / fríos / elevada altitud), con un 71 %. Aun así, las crisofíceas aparecen bien representadas en todos los tipos excepto el 12.

Los clorófitos (*Chlorophyta*) forman parte generalmente del plancton de lagos y embalses poco profundos y con aguas sometidas a cierta turbulencia, ya que su gran tamaño y falta de movilidad propia hace que necesiten de medios con mezcla frecuente (Reynolds 2006). En el presente ESTUDIO, no se ha observado dominancia en ninguno de los tipos, aunque representan del 20 al 30% de la densidad fitoplanctónica en todos ellos, con excepción del tipo 13 (Baserca) donde sólo alcanzan el 2% de la comunidad.

En cuanto a las diatomeas (*Bacillariophyceae*), estas muestran cierta dominancia en los embalses de tipo 11 (calcáreo / no húmedo / red principal), donde representan un 56% de la densidad, y 10 (calcáreo / no húmedo / cabecera), con un 40%. Los tipos 1 y 13 presentan los

menores porcentajes de diatomeas, aunque suponen un 14% y un 22% respectivamente. Los tipos restantes presentan un porcentaje de diatomeas de alrededor de un 35% de la densidad.

Las cianofíceas (Cyanobacteria o Cyanophyta), por su parte, presentan el mayor porcentaje de densidad en los embalses del tipo 1 (25%), donde curiosamente no estaban presentes en 2007. Además, están representadas (aunque en porcentajes bajos, del 1 al 17%) en todos los tipos, con la excepción del tipo 13 (embalse de Baserca, dimíctico). La bibliografía general (Oliver y Ganf 2002; Reynolds 2006) relaciona la densidad de cianofíceas formadoras de blooms con la eutrofización, aunque se han documentado numerosas excepciones. Los embalses de Pena, El Val, Guiamets y El Ebro muestran altos porcentajes de cianobacterias.

Los criptófitos (Cryptophyta) están presentes en todos los tipos de embalses, en porcentajes moderados, del 10 al 20%. Embalses que muestran dominancia de criptófitos son Vadiello, Alloz, Escales y La Sotonera. 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). En el embalse de Baserca, sin embargo, sólo el 5% de la comunidad está formada por criptófitos.

Los dinoflagelados (Dinophyta) no son importantes porcentualmente en ninguno de los tipos. Los embalses de tipo 1 presentan la mayor proporción, con un 2%. En los demás tipos no llegan al 1% de densidad.

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

Seguidamente, con el fin de obtener una imagen o marco general de las comunidades de fitoplancton, su distribución por tipos de embalses, así como de las variables ambientales implicadas en esta distribución, se realizó un análisis de correspondencias canónicas (CCA). El CCA es una de las llamadas “técnicas de ordenación directa”.

Este método extrae ejes de variación a partir de la información introducida en el análisis, optimizando explícitamente el ajuste de los datos biológicos a las variables ambientales consideradas (Ter Braak & Prentice, 1988). Así, en el CCA, los ejes que explican la respuesta biológica están forzados a ser una suma ponderada de las variables ambientales estudiadas (Ter Braak & Smilauer, 1998).

El análisis se realizó sobre la matriz total, de 56 embalses y 270 especies (**Tabla 1**), y un conjunto de 15 variables ambientales, entre las que se incluyó la densidad de zooplancton. 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 transformadas logarítmicamente y estandarizadas.

Los dos primeros ejes canónicos proporcionaron una ordenación global de las densidades de fitoplancton en función de las variables ambientales consideradas (inercia o varianza explicada = 25,3%). El test de montecarlo para la inercia explicada por el análisis ofreció resultados significativos ( $p= 0,000999$ ).

Las principales variables explicativas sobre el primer eje (CCA1), con un 14,6% de inercia, fueron por orden de correlación: la conductividad, la temperatura, el N total, y el pH (con correlaciones positivas) y la profundidad de Secchi y la profundidad de la estación de muestreo (con correlaciones negativas, en orden de importancia). Asimismo, el eje de ordenadas (CCA2) mostró sus correlaciones más altas con la profundidad y el pH, en sentido positivo, y con la concentración de sílice, en sentido negativo (**Figura 21**).

La ordenación de los embalses muestreados en 2008 (**Figura 21**) muestra una relativa separación de los tipos predefinidos en la clasificación en el plano CCA1-CCA2. Como principal tendencia, ocupando los valores más negativos del primer eje CCA1, se localizaron los embalses de los tipos 13 (dimícticos pirenaicos; embalse de Baserca) y de tipo 1 (silíceos / húmedos / en cabecera / fríos; embalses de Pajares y La Lanuza).

Entre las especies que caracterizarían estos sistemas (**Figura 22**) encontraríamos las siguientes: *Bicosoeca anikkiae* Järnefelt, *Calcymonas van-goori* (Conrad) Lund, *Diatoma mesodon* (Ehrbg.) Kütz., *Dinobryon cylindricum* Imhof., *Fragilaria capucina* Demazières, *Gymnodinium* sp., *Hannea arcus* (Ehrbg.) Patrick, *Kephyrion* cf. *laticollis* (Conrad) Bourrelly, *Kephyrion* cf. *productus* Hortobágyi, *Kephyrion moniliferum* (Schmid) Bourr., o *Oocystis borgei* Snow. Como se observa, hay un predominio de las crisofíceas (junto con diatomeas y un dinoflagelado).

Por su parte, las condiciones físico-químicas que predominan en este sector de la ordenación serían las propias de sistemas oligotróficos de montaña: bajo contenido en fósforo, nitrógeno y clorofila y alta transparencia, bajas temperaturas, baja conductividad y pH relativamente ácido. La ordenación indicaría también bajas concentraciones de N total en estos embalses, lo cual

resulta un tanto paradójico, si bien el P, que actuaría como factor limitante en estos sistemas, se encuentra en concentraciones bajas.

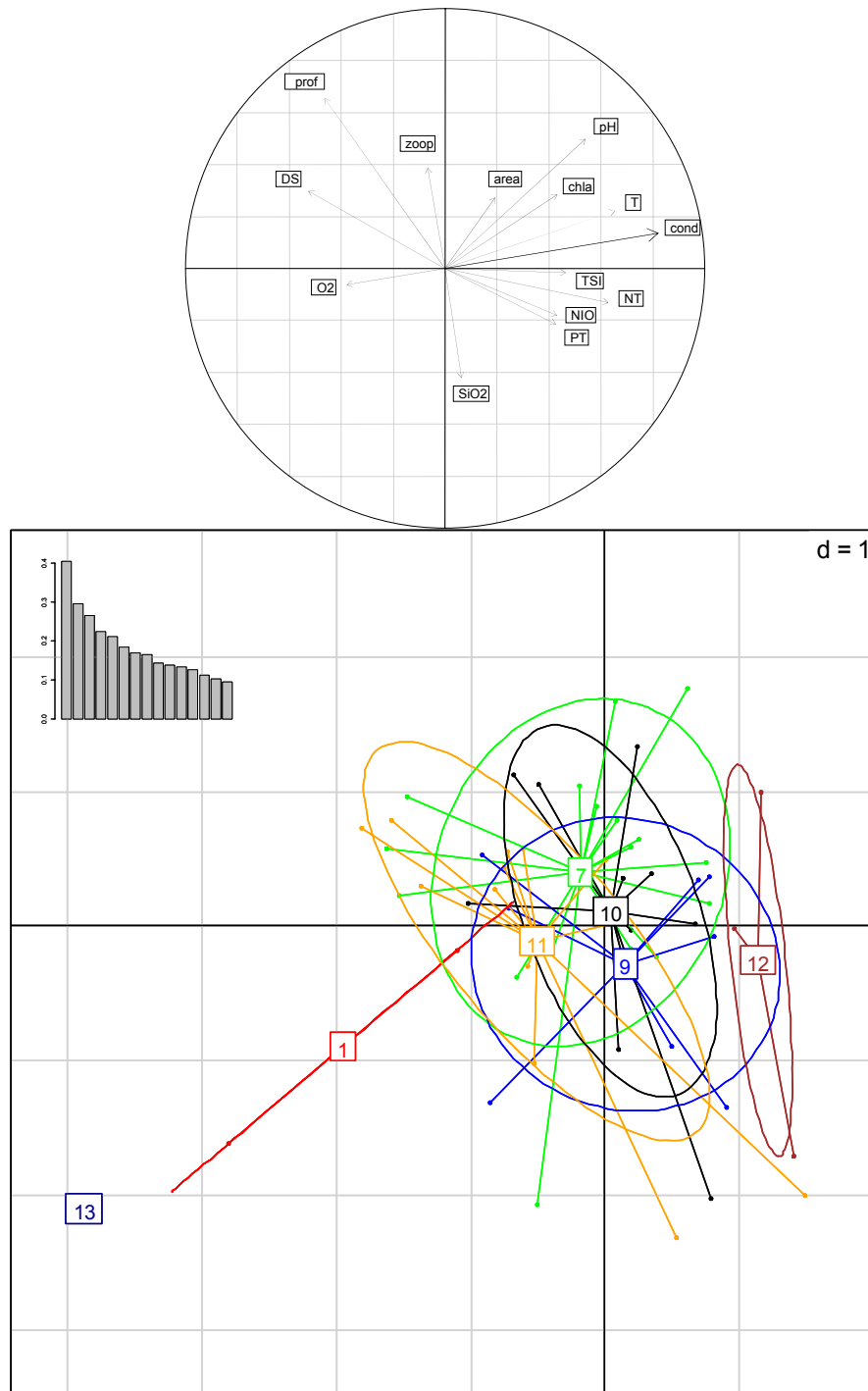
Los embalses de los tipos 7, 11 y 9 (7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 11: calcáreo / no húmedo / red principal) ocuparon, en su gran mayoría, posiciones centrales en el gradiente marcado por el eje CCA1. También en esta zona central se localizaron numerosos embalses de tipo 10 (calcáreos / no húmedos / de cabecera). Estos embalses presentarían características ambientales intermedias entre los dos extremos definidos por el eje CCA1. (**Figura 21**)

En el extremo opuesto de este gradiente, es decir, ocupando las posiciones más positivas del eje CCA1, encontraríamos los cuatro embalses del tipo 12, Caspe, Ribarroja, Flix y Mequinzenza (12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja.), concordando con las siguientes características físico-químicas, propias de sistemas eutróficos: elevadas concentraciones de N y P total, concentraciones elevadas de clorofila, baja transparencia, altas temperaturas y altas conductividades.

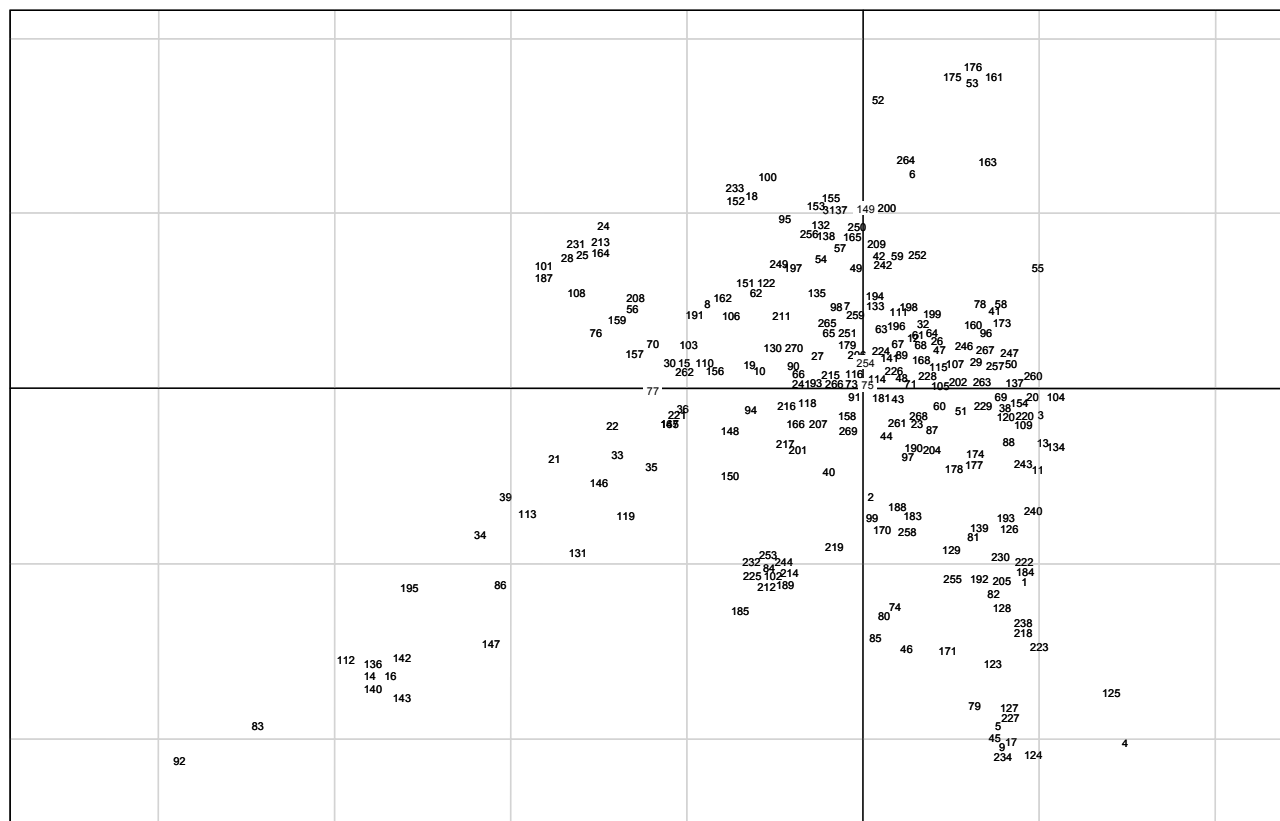
La comunidad característica de este sector de la ordenación contaría con especies tales como: *Amphora pediculus* Kütz., *Cosmarium laeve* Rabenhorst, *Cosmarium ochthodes* Nordst., *Lagerheimia balatonica* (Scherff. in Kol) Hind., *Lagerheimia quadriseta* (Lemm.) G.H. Smith, *Microcystis flos-aquae* (Wittrock) Kirchner, *Microcystis smithii* Komárek et Anagnostidis o *Trachelomonas oblonga* Lem. (**Figura 22**).

También en este sector, aunque tomando valores mucho más bajos en el segundo eje CCA2, encontramos especies como: *Achnanthes lanceolata* var. *dubia* (Grunow) Lange-Bertalot, *Actinocyclus normanii* (Gregory) Hustedt, *Amphora ovalis* Kütz., *Arthodesmus mucronatans* Nordst., *Caloneis permagna* (Bailey) Cleve, *Cocconeis pediculus* Ehr., *Cymatopleura solea* (de Brebisson) W. Smith, *Gomphoneis olivacea* (Lyngbye) Dawson, *Gomphonema acuminatum* var. *brebissonii* (Kütz.) Cleve, *Gomphonema angustatum* var. *producta* Grun., *Gomphonema constrictum* var. *capitata* (Ehr.) Cleve, *Radiococcus nimbatu*s (De-Wildem.) Schmidle, *Rhoicosphenia curvata* (Kütz.) Grun., o *Scenedesmus bicaudatus* Dedus.

En la página 82, la **Tabla 1** muestra la relación de las especies de fitoplancton incluidas en el ESTUDIO. El código hace referencia a las etiquetas utilizadas en la **Figura 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 especies fitoplanctónicas. Los embalses aparecen agrupados por tipos mediante vectores y elipses de probabilidad que unen los puntos del mismo tipo a su etiqueta, situada en el centroide. Las variables explicativas se muestran como vectores en el círculo de correlaciones. Tipos: 1: silíceo/ húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos fríos a gran altitud.



**Figura 22.** Proyección de las especies fitoplanctónicas en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2. Los códigos de las especies se incluyen en la **Tabla 1 (páginas siguientes)**. La posición de algunas etiquetas superpuestas fue modificada ligeramente para facilitar la lectura, sin que ello afectara a la interpretación general del análisis.

Por otra parte, para ofrecer una interpretación taxonómica y funcional a la distribución de las comunidades fitoplanctónicas, las especies se clasificaron de dos formas diferentes:

a) *Clasificación taxonómica-funcional.*

Las especies se clasificaron en los grupos algales definidos en el Índice de Grupos Algales o IGA (ACA 2003a; ver pág. 119, del apartado 6.2.1 de este informe) y otros grupos taxonómicos no incluidos en el mismo, como los euglenófitos o las desmidiáceas. La **Figura 23** muestra la ordenación de las especies en el CCA clasificadas en dichos grupos. En el siguiente cuadro se indica dicha clasificación, con los códigos utilizados en la figura:

<b>Grupos Algales</b>	<b>codigo</b>
Diatomeas coloniales	<i>Dc</i>
Desmidiáceas	<i>Des</i>
Diatomeas no coloniales	<i>Dnc</i>
Crisófitos coloniales	<i>Cc</i>
Crisófitos no coloniales	<i>Cnc</i>
Cianobacterias	<i>Cia</i>
Cianobacterias tóxicas	<i>Cia_tox</i>
Volvocales coloniales	<i>Vc</i>
Resto volvocales	<i>Vol</i>
Clorococales coloniales	<i>Chc</i>
Clorococales no coloniales	<i>Chnc</i>
Criptófitos	<i>Cr</i>
Dinoflageladas	<i>D</i>
Euglenophyta	<i>Eug</i>
Tetrasporales	<i>Tet</i>
Xantoficeae	<i>Xan</i>

Los resultados muestran cómo las cianobacterias con cepas tóxicas (*potencialmente tóxicas*), las desmidiáceas, volvocales coloniales, clorófitos y diatomeas no coloniales, ocupan a nivel general, posiciones positivas en el primer eje del CCA. Por su parte, las crisofíceas (tanto coloniales como no coloniales) ocupan los valores más negativos en este eje, junto con algunas especies aisladas de otros grupos como las diatomeas (sobre todo no coloniales), los clorococales, y algún dinoflagelado.

*b) Clasificación funcional.*

Las especies se clasificaron en los grupos funcionales o codones, definidos por Reynolds et al. (2002) y Padisak et al. (2009) en base a las preferencias de hábitat y otras características ecológicas. En el **Cuadro 8** se indica dicha clasificación, con una descripción de los codones. La asignación de las especies a los diferentes codones puede verse en la Tabla 1. La **Figura 24** muestra la ordenación de las especies en el CCA clasificadas en dichos grupos funcionales.

**CUADRO 8**

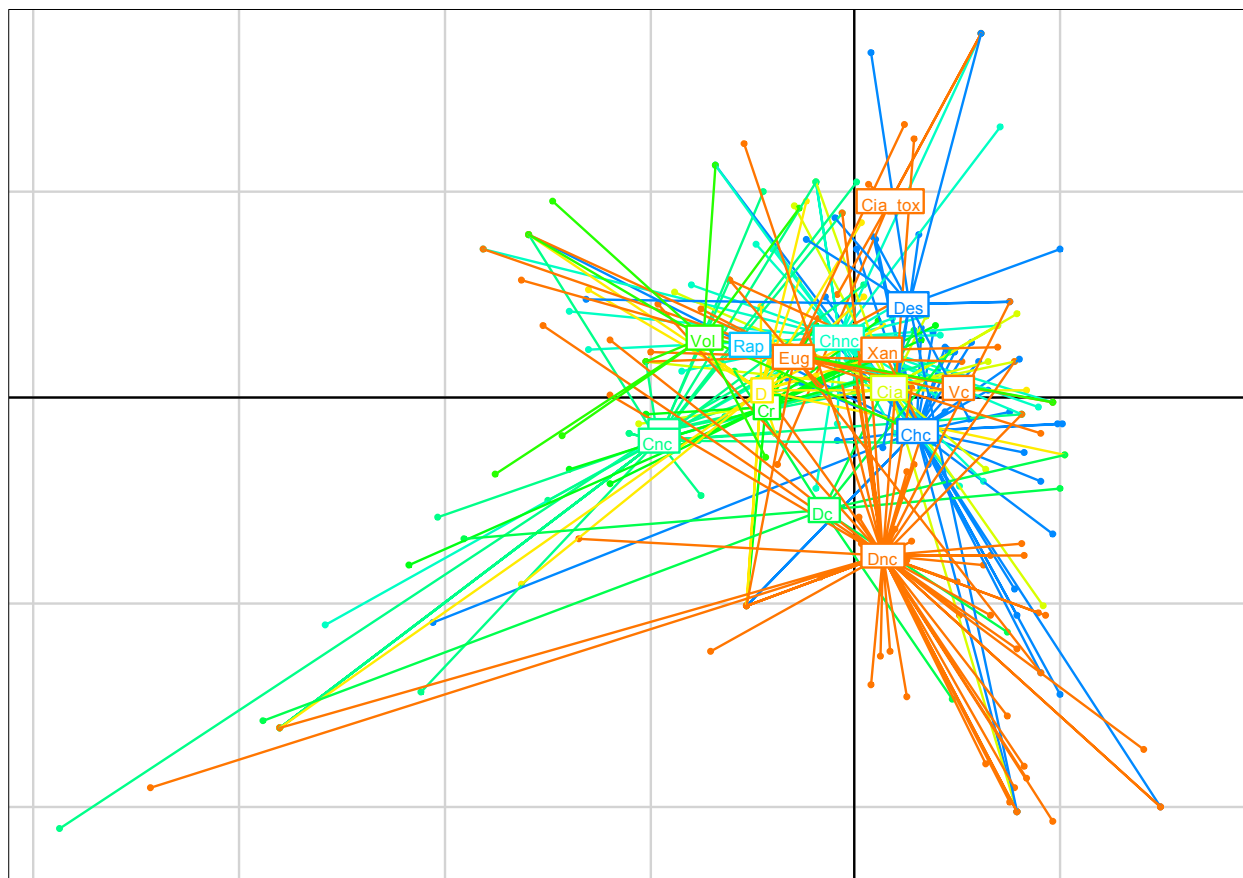
Grupos funcionales o codones con especies representadas en las muestras de 2008.

<b>CODON</b>	<b>Descripción</b>
<b>A</b>	Lagos pobres en bases, profundos y claros, con especies sensibles a los incrementos de pH.
<b>B</b>	Lagos mesotróficos pequeños o medianos o grandes y someros con especies sensibles a la estratificación.
<b>C</b>	Pequeños o medianos lagos eutróficos con especies sensibles a la estratificación.
<b>D</b>	guas turbias y someras, incluyendo ríos
<b>E</b>	Pequeños y someros lagos pobres en bases o charcas heterotróficas.
<b>F</b>	Lagos meso-eutróficos claros y bien mezclados en profundidad
<b>G</b>	Columnas de agua estancadas en condiciones de enriquecimiento. Pequeños lagos eutróficos y fases muy estables en embalses de grandes ríos.
<b>H1</b>	Lagos eutróficos, estratificados o someros, con bajo contenido en nitrógeno.
<b>J</b>	Sistemas altamente enriquecidos, someros, bien mezclados, incluyendo ríos de baja pendiente
<b>K</b>	Cuerpos de agua someros ricos en nutrientes
<b>Lo</b>	Lagos medianos a grandes, oligo a eutróficos y someros o profundos
<b>M</b>	Sistemas medianos o pequeños, eutróficos o hipertróficos.
<b>MP</b>	Diatomeas litorales que derivan al plancton. Ocurrencias esporádicas de <i>Navicula</i> spp., <i>Gomphonema</i> spp., <i>Epithemia</i> spp., <i>Cymbella</i> spp., independientemente del tipo de lago.
<b>N</b>	Capas de mezcla de 2-3 m, continuas o semi-continuas. Esta asociación puede aparecer en sistemas someros así como en el epilimnion de lagos estratificados cuando el criterio de mezcla se satisface.
<b>P</b>	Similar al codón N pero en estados tróficos más altos.
<b>Q</b>	Pequeños lagos ácidos-húmicos
<b>S1</b>	Ambientes turbios mezclados. Sólo incluye cianobacterias bien adaptadas a la falta de luz.
<b>T</b>	Capas de mezcla persistentes en las cuales la luz es el factor limitante. También capas ópticamente profundas incluyendo epilimnion claro de lagos profundos en verano.

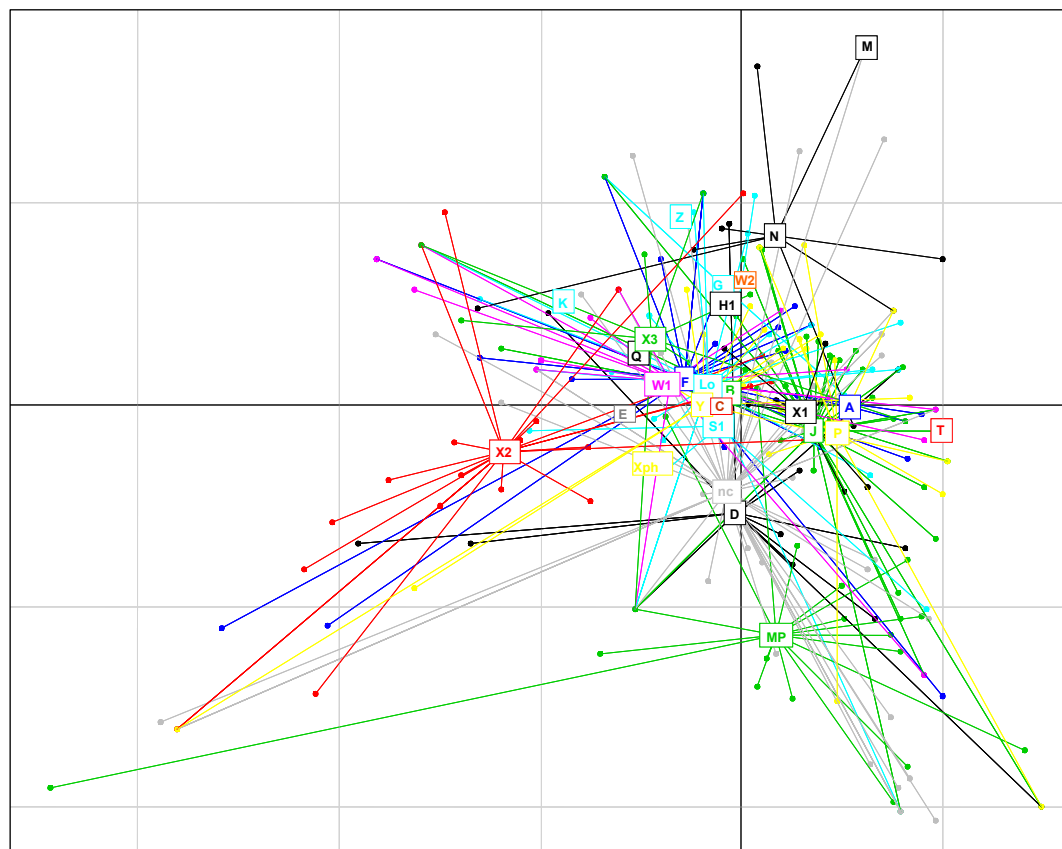


CODON	Descripción
<b>W1</b>	Charcas, incluso temporales, ricas en materia orgánica procedente de vertidos o labores agrícolas o ganaderas.
<b>W2</b>	Charcas meso-eutróficas. Lagunas someras temporales.
<b>X1</b>	Ambientes someros eu-hipertróficos
<b>X2</b>	Ambientes someros meso-hipertróficos
<b>X3</b>	Ambientes someros oligotróficos con buena mezcla
<b>Xph</b>	Pequeños lagos alcalinos ricos en calcio, bien iluminados, incluso temporales
<b>Y</b>	Grandes cryptomonadas y pequeños dinoflagelados. Incluye un rango amplio de hábitats, lo que refleja la habilidad de sus representantes para vivir en casi cualquier sistema lenítico con baja presión de herbivoría.
<b>Z</b>	Metalimnion o hipolimnion superior de lagos oligotróficos.

Como se observa en la **Figura 24**, el grado de solapamiento de los grupos funcionales o codones es amplio. No obstante, algunos de estos codones aparecen bien delimitados y posicionados en sectores específicos de la ordenación. Por ejemplo, el codón X2 (y en menor medida el X3) aparecen ocupando valores negativos del eje 1, mientras que X1, P, T, A y J ocupan valores positivos del mismo. En el segundo eje también se observa discriminación de codones, con el M, el N y el Z en las partes más positivas, y el MP o el D en las más negativas.



**Figura 23.** Clasificación taxonómica-funcional de las especies fitoplanctónicas en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2. Los códigos de los grupos algales se incluyen en la **Tabla 1** (pág. 82).



**Figura 24.** Clasificación funcional de las especies fitoplanctónicas en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2. Los códigos de los grupos funcionales o codones se incluyen en la **Tabla 1** (pág. 82).  
\*\* "nc" (gris), centroide de especies no recogidas en la clasificación funcional.

**Tabla 1.** Relación de las especies de fitoplancton identificadas. El código hace referencia a la **Figura 15**

Código	Especie	Grupo	Grupo Iga	Codón
1	<i>Achnanthes lanceolata</i> var. <i>dubia</i> (Grunow) Lange-Bertalot	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	No citada
2	<i>Achnanthes minutissima</i> Kütz.	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	No citada
3	<i>Actinastrum hantzchii</i> Lagerh.	Chlorophyta	<i>Chc</i>	J
4	<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory) Hustedt	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	D
5	<i>Amphora ovalis</i> Kütz.	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	No citada
6	<i>Amphora pediculus</i> Kütz.	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	No citada
7	<i>Anabaena circularis</i> (G.S. West) Müller	Cyanobacteria	<i>Cia_tox</i>	H
8	<i>Aphanocapsa</i> sp.	Cyanobacteria	<i>Cia</i>	K
9	<i>Arthodesmus mucronatans</i> Nordst.	Conjugatophyceae	<i>Des</i>	No citada
10	<i>Asterionella formosa</i> Hassal	Bacillariophyceae	<i>Dc</i>	C
11	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Ralfs	Bacillariophyceae	<i>Dc</i>	P
12	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> Müller	Bacillariophyceae	<i>Dc</i>	P
13	<i>Aulacoseira italica</i> (Ehr.) Simonsen	Bacillariophyceae	<i>Dc</i>	B
14	<i>Bicosoeca anikikiae</i> Järnefelt	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	No citada
15	<i>Bitrichia chodati</i> (Reverdin) Chodat	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	No citada
16	<i>Calcymonas van-oori</i> (Conrad) Lund	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	No citada
17	<i>Caloneis permagna</i> (Bailey) Cleve	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	No citada
18	<i>Carteria</i> sp.	Chlorophyta	<i>Vol</i>	G
19	<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F. Müller) Dujardin	Dinophyta	<i>D</i>	Lo
20	<i>Chilomonas</i> sp.	Chlorophyta	<i>Vol</i>	No citada
21	<i>Chlamydomonas globosa</i> Snow	Chlorophyta	<i>Vol</i>	X2
22	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i> Dang.	Chlorophyta	<i>Vol</i>	X2
23	<i>Chlamydomonas</i> sp.	Chlorophyta	<i>Vol</i>	X2
24	<i>Chlamydomonas</i> sp. grande	Chlorophyta	<i>Vol</i>	X2
25	<i>Chlamydomonas</i> sp. pequeña	Chlorophyta	<i>Vol</i>	X2
26	<i>Chlorella vulgaris</i> Beij.	Chlorophyta	<i>Chnc</i>	X1
27	<i>Chromulina</i> sp.	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	X3
28	<i>Chromulina sphaeridia</i> Schiller	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	X3
29	<i>Chroococcus giganteus</i> W. West	Cyanobacteria	<i>Cia</i>	Lo
30	<i>Chroococcus limneticus</i> Lemm.	Cyanobacteria	<i>Cia</i>	Lo
31	<i>Chroococcus minutus</i> (Kützling) Nägeli	Cyanobacteria	<i>Cia</i>	Lo
32	<i>Chroococcus</i> sp.	Cyanobacteria	<i>Cia</i>	Lo
33	<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	Cryptophyta	<i>Cr</i>	X2
34	<i>Chroomonas coerulea</i> (Geitl.) Skuja	Cryptophyta	<i>Cr</i>	X2
35	<i>Chroomonas gracilis</i> Skuja	Cryptophyta	<i>Cr</i>	X2
36	<i>Chroomonas rostratiformis</i> Skuja	Cryptophyta	<i>Cr</i>	X2
37	<i>Chrysococcus rufescens</i> Klebs.	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	X3
38	<i>Chrysococcus</i> sp.	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	X3
39	<i>Chrysolykos planctonicus</i> Mack	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	X2
40	Cloroficea forma bacilar (5 x 3 µm)	Chlorophyta	<i>Chnc</i>	No citada
41	<i>Closterium acerosum</i> var. <i>elongatum</i> Bréb.	Conjugatophyceae	<i>Des</i>	P
42	<i>Closterium acutum</i> Bréb.	Conjugatophyceae	<i>Des</i>	P
43	<i>Closterium diana</i> Enrenb. Ex Ralfs	Conjugatophyceae	<i>Des</i>	P
44	<i>Closterium monoliferum</i> (Bory) Ehrenb. Ex Ralfs	Conjugatophyceae	<i>Des</i>	P
45	<i>Cocconeis pediculus</i> Ehr.	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	MP
46	<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	MP
47	<i>Coelastrum astroideum</i> De-Not	Chlorophyta	<i>Chc</i>	J
48	<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	Chlorophyta	<i>Chc</i>	J
49	<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dang.) Senn	Chlorophyta	<i>Chc</i>	J
50	<i>Coelosphaerium minutissimum</i> Lemm.	Cyanobacteria	<i>Cia</i>	Lo
51	<i>Cosmarium bioculatum</i> (Bréb.) ex Ralfs	Conjugatophyceae	<i>Des</i>	N
52	<i>Cosmarium depressum</i> (Näg.) Lundell	Conjugatophyceae	<i>Des</i>	N
53	<i>Cosmarium laeve</i> Rabenhorst	Conjugatophyceae	<i>Des</i>	N
54	<i>Cosmarium obtusatum</i> Schmidle	Conjugatophyceae	<i>Des</i>	N
55	<i>Cosmarium ochthodes</i> Nordst.	Conjugatophyceae	<i>Des</i>	N
56	<i>Cosmarium phaseolus</i> Bréb.	Conjugatophyceae	<i>Des</i>	N
57	<i>Cosmarium punctulatum</i> Bréb.	Conjugatophyceae	<i>Des</i>	N
58	<i>Cosmarium tenue</i> Arch.	Conjugatophyceae	<i>Des</i>	N

Código	Especie	Grupo	Grupo lga	Codón
59	<i>Crucigenia quadrata</i> Morr	Chlorophyta	Chc	J
60	<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchin.) W. & G.S. West	Chlorophyta	Chc	J
61	<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Näg.) Kom.	Chlorophyta	Chc	J
62	<i>Cryptoglena pigra</i> Ehrbg.	Euglenophyta	Eug	W1
63	<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrbg.	Cryptophyta	Cr	Y
64	<i>Cryptomonas erosa</i> var. <i>reflexa</i> Marsson	Cryptophyta	Cr	Y
65	<i>Cryptomonas marsonii</i> Skuja	Cryptophyta	Cr	Y
66	<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrbg.	Cryptophyta	Cr	Y
67	<i>Cryptomonas phaseolus</i> Skuja	Cryptophyta	Cr	Y
68	<i>Cryptomonas pusilla</i> Bachmann	Cryptophyta	Cr	Y
69	<i>Cyclotella comensis</i> Grunow	Bacillariophyceae	Dnc	A
70	<i>Cyclotella comta</i> (Ehr.) Kütz.	Bacillariophyceae	Dnc	B
71	<i>Cyclotella cyclopuncta</i> Hakansson & Carter	Bacillariophyceae	Dnc	A
72	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	Bacillariophyceae	Dnc	C
73	<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	Bacillariophyceae	Dnc	C
74	<i>Cyclotella planktonica</i> Brunthaler	Bacillariophyceae	Dnc	No citada
75	<i>Cyclotella radiosa</i> Grunow	Bacillariophyceae	Dnc	No citada
76	<i>Cyclotella</i> sp. media	Bacillariophyceae	Dnc	No citada
77	<i>Cyclotella</i> sp. pequeña	Bacillariophyceae	Dnc	No citada
78	<i>Cymatopleura elliptica</i> (de Brebisson) W. Smith	Bacillariophyceae	Dnc	No citada
79	<i>Cymatopleura solea</i> (de Brebisson) W. Smith	Bacillariophyceae	Dnc	No citada
80	<i>Cymbella</i> sp.	Bacillariophyceae	Dnc	MP
81	<i>Denticula elegans</i> Kütz.	Bacillariophyceae	Dnc	No citada
82	<i>Diatoma elongatum</i> (Lyngb) Agardh	Bacillariophyceae	Dc	MP
83	<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrbg.) Kütz.	Bacillariophyceae	Dnc	MP
84	<i>Diatoma moniliformis</i> Kütz.	Bacillariophyceae	Dnc	MP
85	<i>Diatoma vulgare</i> Bory	Bacillariophyceae	Dnc	MP
86	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Næg.	Chlorophyta	Chc	F
87	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	Chlorophyta	Chc	F
88	<i>Didymocystis comasii</i> Kom.	Chlorophyta	Chc	F
89	<i>Didymocystis planctonica</i> Korš.	Chlorophyta	Chc	F
90	<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof	Chrysophyceae	Cc	E
91	<i>Dinobryon crenulatum</i> W. et G.S. West	Chrysophyceae	Cc	E
92	<i>Dinobryon cylindricum</i> Imhof.	Chrysophyceae	Cc	E
93	<i>Dinobryon divergens</i> Imhof	Chrysophyceae	Cc	E
94	<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.	Chrysophyceae	Cc	E
95	<i>Dinobryon sociale</i> Ehrbg.	Chrysophyceae	Cc	E
96	<i>Diplochlois lunata</i> (Fott) Fott	Chlorophyta	Chnc	No citada
97	<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	Bacillariophyceae	Dnc	No citada
98	<i>Elakathothrix gelatinosa</i> Wille	Chlorophyta	Chc	F
99	<i>Ephitemia argus</i> Kütz	Bacillariophyceae	Dnc	No citada
100	<i>Epithemia zebra</i> (Ehr.) Kütz.	Bacillariophyceae	Dnc	No citada
101	<i>Euglena acus</i> Ehr.	Euglenophyta	Eug	W1
102	<i>Euglena agilis</i> Carter	Euglenophyta	Eug	W1
103	<i>Euglena circularis</i> Goidics	Euglenophyta	Eug	W1
104	<i>Euglena gracilis</i> Klebs	Euglenophyta	Eug	W1
105	<i>Euglena limnophila</i> Lemm.	Euglenophyta	Eug	W1
106	<i>Euglena lucens</i> Günt.	Euglenophyta	Eug	W1
107	<i>Euglena oblonga</i> Schmitz	Euglenophyta	Eug	W1
108	<i>Euglena pisciformis</i> Klebs.	Euglenophyta	Eug	W1
109	<i>Euglena proxyma</i> Dang.	Euglenophyta	Eug	W1
110	<i>Euglena</i> sp.	Euglenophyta	Eug	W1
111	<i>Euglena viridis</i> Ehr.	Euglenophyta	Eug	W1
112	<i>Fragilaria capucina</i> Demazières	Bacillariophyceae	Dc	No citada
113	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i> (Kütz.) Lange-Bert.	Bacillariophyceae	Dc	D
114	<i>Fragilaria construens</i> (Ehr.) Grun.	Bacillariophyceae	Dnc	MP
115	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	Bacillariophyceae	Dc	P
116	<i>Fragilaria pinnata</i> Ehr.	Bacillariophyceae	Dnc	P
117	<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	Bacillariophyceae	Dnc	P
118	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot	Bacillariophyceae	Dnc	MP

Código	Especie	Grupo	Grupo lga	Codón
119	<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kütz.) Large-Bertalot	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	D
120	<i>Franceia</i> sp.	Chlorophyta	<i>Chnc</i>	No citada
121	<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) de Toni	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	No citada
122	<i>Gloeobotrys limneticus</i> (G.M. Smith) Pascher	Xantophyta	<i>Xan</i>	No citada
123	<i>Gomphoneis olivacea</i> (Lyngbye) Dawson	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	No citada
124	<i>Gomphonema acuminatum</i> var. <i>brebissonii</i> (Kütz.) Cleve	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	No citada
125	<i>Gomphonema angustatum</i> var. <i>producta</i> Grun.	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	MP
126	<i>Gomphonema augur</i> Ehr.	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	MP
127	<i>Gomphonema constrictum</i> var. <i>capitata</i> (Ehr.) Cleve	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	MP
128	<i>Gomphonema lanceolatum</i> Ehr.	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	MP
129	<i>Gomphonema truncatum</i> Ehr.	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	MP
130	<i>Gonyostomum semen</i> (Ehrbg.) Diesing	Raphidophyceae	<i>Rap</i>	Q
131	<i>Gymnodinium fuscum</i> (Levand.) Kofoid et. Swezy	Dinophyta	<i>D</i>	Y
132	<i>Gymnodinium helveticum</i> Penard	Dinophyta	<i>D</i>	Lo
133	<i>Gymnodinium lacustre</i> Schiller	Dinophyta	<i>D</i>	Y
134	<i>Gymnodinium lantzschi</i> Utermöhl	Dinophyta	<i>D</i>	Y
135	<i>Gymnodinium</i> sp. grande	Dinophyta	<i>D</i>	Y
136	<i>Gymnodinium</i> sp. pequeño	Dinophyta	<i>D</i>	Y
137	<i>Gymnodinium wawriake</i> Schiller	Dinophyta	<i>D</i>	Y
138	<i>Gyromitus</i> sp.	Chlorophyta	<i>Vol</i>	No citada
139	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabh.	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	No citada
140	<i>Hannea arcus</i> (Ehrbg.) Patrick	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	No citada
141	<i>Katodinium stigmaticum</i> (Linderman) Loeblich III	Dinophyta	<i>D</i>	No citada
142	<i>Kephyrion</i> cf. <i>laticollis</i> (Conrad) Bourrelly	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	X2
143	<i>Kephyrion</i> cf. <i>productus</i> Hortobágyi	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	X2
144	<i>Kephyrion densatum</i> (Schmid) Bourrelly	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	X2
145	<i>Kephyrion elegans</i> (Hilliard) Starmach	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	X2
146	<i>Kephyrion litorale</i> Lund	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	X2
147	<i>Kephyrion moniliferum</i> (Schmid) Bourr.	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	X2
148	<i>Kephyrion ovale</i> Lackey	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	X2
149	<i>Kephyrion planctonicum</i> Hilliard	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	X2
150	<i>Kephyrion rubri-claustri</i> Conrad	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	X2
151	<i>Kephyrion spirale</i> (Lackey) Conrad	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	X2
152	<i>Kirchneriella arcuata</i> G.M. Smith	Chlorophyta	<i>Chnc</i>	F
153	<i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bohl.	Chlorophyta	<i>Chnc</i>	F
154	<i>Kirchneriella cornuta</i> Korš.	Chlorophyta	<i>Chnc</i>	F
155	<i>Kirchneriella diana</i> (Bohl.) Comas	Chlorophyta	<i>Chnc</i>	F
156	<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Moet.	Chlorophyta	<i>Chnc</i>	F
157	<i>Kirchneriella obesa</i> (W. West) Schmidle	Chlorophyta	<i>Chnc</i>	F
158	<i>Kirchneriella subcapitata</i> Korš.	Chlorophyta	<i>Chnc</i>	F
159	<i>Koliella longiseta</i> (Kirchner) Hindák	Chlorophyta	<i>Chnc</i>	X3
160	<i>Komvophoron</i> sp.	Cyanobacteria	<i>Cia</i>	No citada
161	<i>Lagerheimia balatonica</i> (Scherff. in Kol) Hind.	Chlorophyta	<i>Chnc</i>	No citada
162	<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lagerh.) Chod.	Chlorophyta	<i>Chnc</i>	No citada
163	<i>Lagerheimia quadriseta</i> (Lemm.) G.H. Smith	Chlorophyta	<i>Chnc</i>	No citada
164	<i>Lepocinclis texta</i> (Duj.) Lemm.	Euglenophyta	<i>Eug</i>	W1
165	<i>Mallomonas akrokomos</i> Ruttner	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	E
166	<i>Mallomonas caudata</i> Ivanov em. Krieger	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	E
167	<i>Mallomonas helvetica</i> Pascher	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	E
168	<i>Mallomonas minuta</i> Villeret	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	E
169	<i>Mallomonas tenuis</i> Conrad	Chrysophyceae	<i>Cnc</i>	E
170	<i>Mastogloia smithii</i> Thwaites	Bacillariophyceae	<i>Dnc</i>	No citada
171	<i>Melosira varians</i> Agardh	Bacillariophyceae	<i>Dc</i>	P
172	<i>Merismopedia minima</i> Beck	Cyanobacteria	<i>Cia</i>	Lo
173	<i>Merismopedia punctata</i> Meyen	Cyanobacteria	<i>Cia</i>	Lo
174	<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	Cyanobacteria	<i>Cia</i>	Lo
175	<i>Microcystis flos-aquae</i> (Wittrock) Kirchner	Cyanobacteria	<i>Cia_tox</i>	M
176	<i>Microcystis smithii</i> Komárek et Anagnostidis	Cyanobacteria	<i>Cia_tox</i>	M
177	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korš.) Hind.	Chlorophyta	<i>Chnc</i>	X1
178	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom.-Legn.	Chlorophyta	<i>Chnc</i>	X1

Código	Especie	Grupo	Grupo lga	Codón
179	<i>Monoraphidium dybowskii</i> (Wolosz.) Hind. & Kom.-Legn.	Chlorophyta	Chnc	X1
180	<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nyg.	Chlorophyta	Chnc	X1
181	<i>Monoraphidium minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn.	Chlorophyta	Chnc	X1
182	<i>Monoraphidium tortile</i> (W. & G.S. West) Kom.-Legn.	Chlorophyta	Chnc	X1
183	<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.	Bacillariophyceae	Dnc	MP
184	<i>Navicula radiosa</i> Kütz.	Bacillariophyceae	Dnc	MP
185	<i>Navicula</i> sp.	Bacillariophyceae	Dnc	MP
186	<i>Nephrochlamys subsolitaria</i> (G.S. West) Korš.	Chlorophyta	Chnc	F
187	<i>Nephrocytium agardhianum</i> Näg.	Chlorophyta	Chnc	F
188	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Smith	Bacillariophyceae	Dnc	D
189	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	Bacillariophyceae	Dnc	D
190	<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith	Bacillariophyceae	Dnc	D
191	<i>Nitzschia</i> sp. pequeña	Bacillariophyceae	Dnc	D
192	<i>Nitzschia stagnorum</i> Rabh.	Bacillariophyceae	Dnc	D
193	<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kütz.) Grun.	Bacillariophyceae	Dnc	D
194	<i>Ochromonas</i> sp.	Chrysophyceae	Cnc	X3
195	<i>Oocystis borgei</i> Snow	Chlorophyta	Chnc	F
196	<i>Oocystis lacustris</i> Chod	Chlorophyta	Chnc	F
197	<i>Oocystis marssonii</i> Lemm.	Chlorophyta	Chnc	F
198	<i>Oocystis rhomboidea</i> Fott	Chlorophyta	Chnc	F
199	<i>Oocystis</i> sp.	Chlorophyta	Chnc	F
200	<i>Oscillatoria cf. limosa</i> Ag.	Cyanobacteria	Cia_tox	S1
201	<i>Oscillatoria</i> sp.	Cyanobacteria	Cia_tox	S1
202	<i>Pandorina morum</i> (Müller) Bory	Chlorophyta	Vc	G
203	<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	Chlorophyta	Chc	J
204	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	Chlorophyta	Chc	J
205	<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	Chlorophyta	Chc	J
206	<i>Pedinomonas</i> sp.	Chlorophyta	Chnc	No citada
207	<i>Peridiniopsis cunningtonii</i> Lemm.	Dinophyta	D	Lo
208	<i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i> (Ostenfeld) Bourrelly	Dinophyta	D	Lo
209	<i>Peridiniopsis penardii</i> (Lemm.) Bourrelly	Dinophyta	D	Lo
210	<i>Peridiniopsis thompsonii</i> (Thompson) Bourrelly	Dinophyta	D	Lo
211	<i>Peridinium cinctum</i> (Müller) Ehr.	Dinophyta	D	Lo
212	<i>Peridinium inconspicuum</i> Lemm.	Dinophyta	D	Lo
213	<i>Peridinium lomnicki</i> Woloszyska	Dinophyta	D	Lo
214	<i>Peridinium</i> sp. pequeño	Dinophyta	D	Lo
215	<i>Peridinium umbonatum</i> Stein	Dinophyta	D	Lo
216	<i>Peridinium willei</i> Huitfeldt-Kaas	Dinophyta	D	Lo
217	<i>Phacotus lenticularis</i> Stein	Chlorophyta	Vol	Xph
218	<i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Duj.	Euglenophyta	Eug	W1
219	<i>Pinnularia</i> sp.	Bacillariophyceae	Dnc	No citada
220	<i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle	Chlorophyta	Chc	T
221	<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemm.) Anagn. et Kom.	Cyanobacteria	Cia	S1
222	<i>Pseudanabaena</i> sp.	Cyanobacteria	Cia	S1
223	<i>Radiococcus nimbus</i> (De-Wildem.) Schmidle	Chlorophyta	Chc	F
224	<i>Rhodomonas lacustris</i> Pascher & Ruttner	Cryptophyta	Cr	X2
225	<i>Rhodomonas lens</i> Pascher et Ruttner	Cryptophyta	Cr	X2
226	<i>Rhodomonas minuta</i> Skuja	Cryptophyta	Cr	X2
227	<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kütz.) Grun.	Bacillariophyceae	Dnc	No citada
228	<i>Saturnella cortiola</i> (Skuja) Fott	Chlorophyta	Chnc	No citada
229	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagh.) Chod.	Chlorophyta	Chc	J
230	<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen	Chlorophyta	Chc	J
231	<i>Scenedesmus armatus</i> Chod.	Chlorophyta	Chc	J
232	<i>Scenedesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> (Gugl.) Chod.	Chlorophyta	Chc	J
233	<i>Scenedesmus balatonicus</i> Hortob.	Chlorophyta	Chc	J
234	<i>Scenedesmus bicaudatus</i> Dedus.	Chlorophyta	Chc	J
235	<i>Scenedesmus disciformis</i> (Chod.) Fott & Kom.	Chlorophyta	Chc	J
236	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenb.) Chod.	Chlorophyta	Chc	J
237	<i>Scenedesmus granulatus</i> W. & G.S. West	Chlorophyta	Chc	J
238	<i>Scenedesmus helveticus</i> Chod.	Chlorophyta	Chc	J

Código	Especie	Grupo	Grupo lga	Codón
239	<i>Scenedesmus hystrix</i> Lagerh.	Chlorophyta	Chc	J
240	<i>Scenedesmus intermedius</i> Chod.	Chlorophyta	Chc	J
241	<i>Scenedesmus lefevrii</i> Defl.	Chlorophyta	Chc	J
242	<i>Scenedesmus linearis</i> Kom.	Chlorophyta	Chc	J
243	<i>Scenedesmus magnus</i> Meyen	Chlorophyta	Chc	J
244	<i>Scenedesmus opoliensis</i> P. Richt.	Chlorophyta	Chc	J
245	<i>Scenedesmus praetervisus</i> Chod.	Chlorophyta	Chc	J
246	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Bréb.	Chlorophyta	Chc	J
247	<i>Scenedesmus sempervirens</i> Chod.	Chlorophyta	Chc	J
248	<i>Scenedesmus serratus</i> (Corda) Bohl.	Chlorophyta	Chc	J
249	<i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) Lemm.	Chlorophyta	Chnc	X3
250	<i>Skeletonema subsalsum</i> (Cleve-Euler) Bethge	Bacillariophyceae	Dnc	D
251	<i>Sphaerocystis planctonica</i> (Korš.) Bourr.	Chlorophyta	Chc	F
252	<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen	Conjugatophyceae	Des	P
253	<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrbg.) Wiliems et Round	Bacillariophyceae	Dnc	No citada
254	<i>Stephanodiscus neoastraea</i> Håkansson & Kling	Bacillariophyceae	Dnc	B
255	<i>Suriella robusta</i> Ehr.	Bacillariophyceae	Dnc	MP
256	<i>Synechococcus</i> sp.	Cyanobacteria	Cia	Z
257	<i>Synedra capitata</i> Ehr.	Bacillariophyceae	Dnc	D
258	<i>Synedra ulna</i> (Nitzsche) Ehr.	Bacillariophyceae	Dnc	D
259	<i>Tetraedron minimum</i> (A. Br.) Hansg.	Chlorophyta	Chnc	J
260	<i>Tetraedron triangulare</i> Korš.	Chlorophyta	Chnc	J
261	<i>Tetraedron trigonum</i> (Näg.) Hansg.	Chlorophyta	Chnc	J
262	<i>Tetraselmis cordiformis</i> (Carter) Stein	Chlorophyta	Vol	No citada
263	<i>Tetrastrum komarekii</i> Hind.	Chlorophyta	Chc	J
264	<i>Trachelomonas oblonga</i> Lem.	Euglenophyta	Eug	W2
265	<i>Trachelomonas rugulosa</i> Stein	Euglenophyta	Eug	W2
266	<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.	Euglenophyta	Eug	W2
267	<i>Trachydiscus lenticularis</i> Ettl	Xantophyta	Xan	No citada
268	<i>Trachydiscus sexangulatus</i> Ettl	Xantophyta	Xan	No citada
269	<i>Willea irregularis</i> (Wille) Schmidle	Chlorophyta	Chc	F
270	<i>Woloszynskia coronata</i> Thompson	Dinophyta	D	No citada

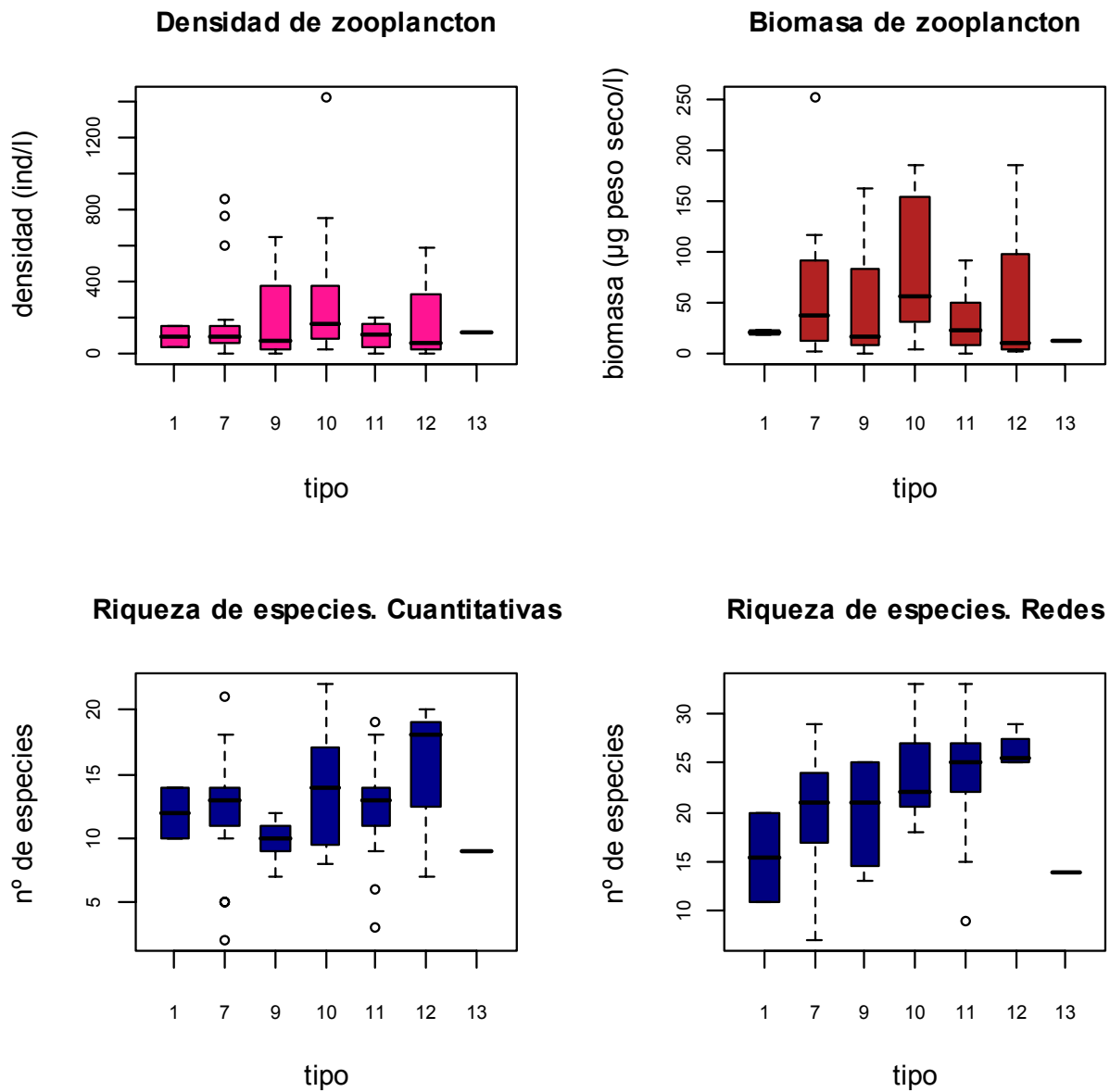


### 4.3.2. Zooplancton

En las muestras cuantitativas (dos botellas x 2,6 L), se recogieron 122 especies de zooplancton en un total de 56 embalses, agrupadas en tres grupos taxonómicos principales, el orden Cladocera (17 especies), la subclase Copepoda (15 especies) y el phylum Rotifera (86 especies). Además se contabilizaron tres especies de ciliados (Phylum Cilliophora: *Tintinnopsis lacustris*, *Vorticella* sp., más una tercera especie que no pudo ser determinada) y una de molusco (fase larvaria velígera de *Dreissena polymorpha*, clase Bivalvia). En las muestras de arrastre de redes verticales, la proporción entre grupos fue parecida, aunque recogiendo un total de 164 especies (ver tabla adjunta).

	Cuantitativas		Redes	
<b>Rotifera</b>	86	70,5%	107	65,2%
<b>Cladocera</b>	17	13,9%	33	20,1%
<b>Copepoda</b>	15	12,2%	20	12,2%
<b>Ciliados</b>	3	2,5%	3	1,8%
<b>Mollusca</b>	1	0,8%	1	0,6%
<b>Total</b>	<b>122</b>		<b>164</b>	

La comunidad zooplanctónica estudiada en los diferentes cuerpos de agua fue descrita según las siguientes variables: densidad (individuos / litro), biomasa ( $\mu\text{g}$  peso seco / litro) y riqueza de especies, a partir de las muestras cuantitativas. Seguidamente se resumen los resultados obtenidos por tipologías de embalses (**Figura 25**)



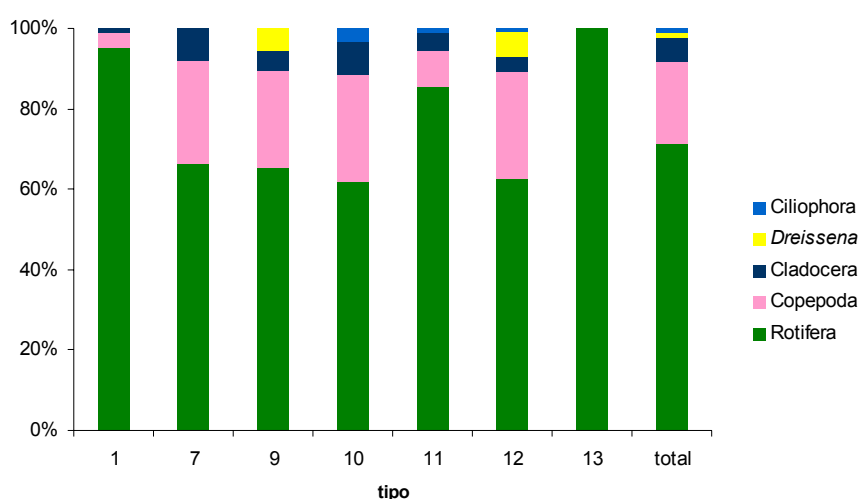
**Figura 25.** Variables del zooplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers) y los asteriscos son valores extremos. Tipología de embalses: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja.

La densidad de individuos (mediana) fluctuó entre 55 y 170 individuos por litro (ind/L) según el tipo, con valores extremos en los siguientes embalses: Montearagón, Escales y El Val (tipo 7, con 598, 758 y 856 indiv/L respectivamente); La Peña y Sobrón (tipo 9, con 487 y 650 ind/L respectivamente); Las Torcas, Guiamets y Mezalocha (tipo 10, con 498, 748 y 1422 indiv/L respectivamente); Mequinenza (tipo 12, con 585 ind/L)

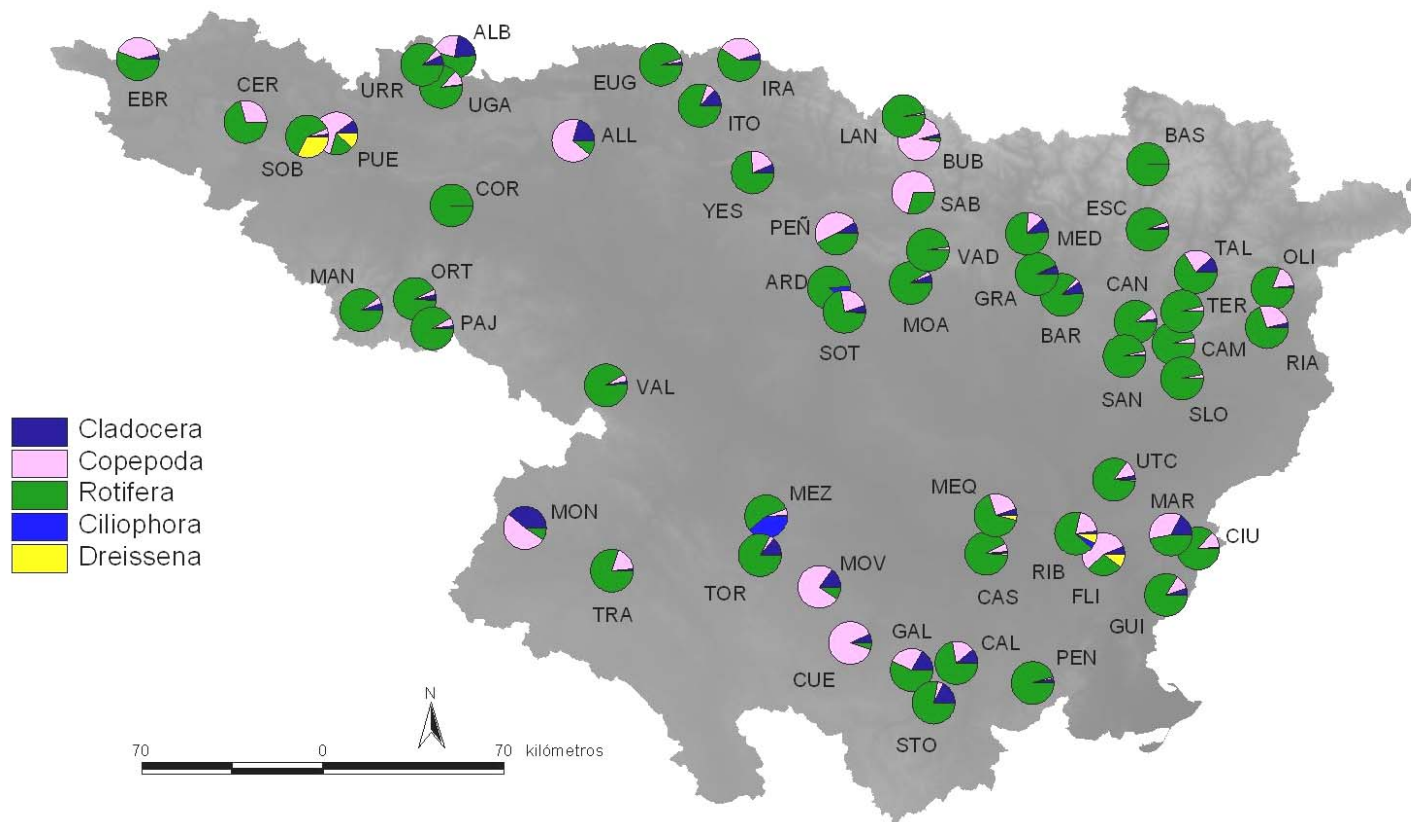
La biomasa mediana fue mayor en el tipo 10, con 55,3 µg/L (peso seco). El máximo absoluto se alcanzó en el embalse de Alloz, con 254 ind/L, debido principalmente al copépodo *Copidodiaptomus numidicus*, con 191 ind/L (75% de biomasa de zooplancton). Otros valores extremos se dieron en dos embalses del tipo 10: Cueva Foradada (con 176 µg/L debido al copépodo *Neolovenula alluaudi*) y Guiamets (con 185 µg/L). También destacó Mequinenza (tipo 12), con 186 µg/L, en su mayor parte del copépodo *Acanthocyclops americanus* (86 µg/L) y varias especies de cladóceros.

La riqueza mediana de especies por muestra (cuantitativa) se movió en el rango de 9 a 18 especies, con los embalses de tipo 12 presentando los mayores valores. Valores destacados de riqueza zooplanctónica se dieron en los siguientes embalses: Urrúnaga (tipo 7), 21 especies; La Sotonera (tipo 10), 22 especies; San Lorenzo (tipo 11) 19 especies.

Se muestran a continuación las distribuciones (densidades medias por tipos de embalses, en porcentaje) de los principales grupos estudiados (**Figura 26**). También se incluye esta información individualizada para cada embalse (**Figura 27**).



**Figura 26.** Porcentaje de abundancia de los principales grupos de organismos zooplanctónicos en los distintos tipos de embalses estudiados.



**Figura 27** Distribución porcentual de los principales grupos zooplanctónicos en los embalses estudiados en 2008.

Se observa una clara predominancia de los rotíferos (en cuanto a densidad) en la totalidad de tipos, representando siempre más del 60% de las densidades zooplanctónicas. Son excepciones a esta regla algunos embalses de los tipos 7 y 10, con gran predominancia de copépodos (y en menor medida, cladóceros). Estos embalses son:

Embalse	COD	tipo	% Copepoda	% Cladocera	% Rotifera
ALLOZ	ALL	7	67,80	21,19	11,02
BUBAL	BUB	7	93,52	3,94	2,54
CUEVA FORADADA	CUE	10	87,91	6,73	5,36
MONTEAGUDO	MON	7	51,76	39,41	8,82
MONEVA	MOV	10	75,23	14,68	10,09



*Embarcadero en el embalse de Caspe*

Las larvas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) se capturaron en los embalses de Sobrón, Puentelarrá, Caspe, Mequinenza, Ribarroja y Flix. La densidad de larvas en el embalse de Sobrón, situado en la cabecera de la cuenca, fue la más alta (con 186 ind/L y representando un 33% de la comunidad zooplanctónica), lo que supone un dato preocupante de cara a la posible dispersión de esta especie invasora aguas abajo.

Al igual que para el caso del fitoplancton, se realizó un análisis de correspondencias canónicas (CCA) sobre datos de densidad media (ind/L) de táxones por embalse, transformados logarítmicamente. Se partió, en este caso, de una matriz de 122 táxones (**Tabla 2**). Se incluyeron las tres especies de ciliados y la larva de *Dreissena polymorpha*, 56 embalses y 15 variables ambientales estandarizadas.

Los ejes canónicos proporcionaron una buena solución a la ordenación global de las densidades de zooplancton en función de las variables ambientales consideradas (varianza explicada = 28,3%), segregando a las especies en función de su hábitat. El test de montecarlo para la inercia explicada por el análisis ofreció resultados significativos ( $p= 0,000999$ ). De las variables ambientales consideradas, las más explicativas fueron, sobre el primer eje (CCA1, 16 %) y en sentido positivo: temperatura, conductividad, N total y clorofila (las cuatro variables referidas a la zona fótica) y en sentido inverso, el oxígeno, la profundidad de captura del zooplancton (prof\_zoo) y la transparencia o profundidad de Secchi (DS) (**Figura 28**). Fueron, por tanto, resultados muy similares a los obtenidos en la ordenación de las especies fitoplanctónicas para este primer eje, aunque el pH cobró menos relevancia en el caso del zooplancton.

Los tipos no presentaron una separación clara a lo largo del primer eje de ordenación, aunque el tipo 9 y el 12 mostraron sus centroides posicionados en las partes positivas del mismo. Los embalses con valores más elevados en este primer eje fueron Sobrón y Puentelarrá (del tipo 9), junto con el de El Cortijo (de tipo 11), Alloz (tipo 7) y el embalse de Caspe (tipo 12) (**Figura 29**). En esta parte positiva, encontraríamos especies como: *Daphnia parvula*, *Moina micrura*, *Cephalodella mus*, *Hexarthra intermedia*, *Hexathra mira*, *Polyarthra minor*, *Pompholyx complanata*, *Testudinella mucronata*, *Trichocerca sp.*, o *Dreissena polymorpha* (**Figura 30**).

A su vez, los valores negativos más extremos en este primer eje correspondieron a los embalses de Sabiñánigo (tipo 7), Búbal (tipo 1), Escales (tipo 7), Mediano (tipo 9) y Pena (tipo 10). Talarn y Canelles (tipo 11), y Baserca (tipo 13), también se localizaron en este sector (**Figura 29**). En la parte negativa encontraríamos especies tales como: *Cyclops abyssorum*, *Eudiaptomus vulgaris*, *Colurella uncinata*, *Kellicotia longispina longispina*, *Lecane clara*, *Lecane cf rhacois*, *Lecane syngenes*, *Notholca acuminata*, *Trichocerca uncinata* o un ciliado sin identificar (**Figura 30**).

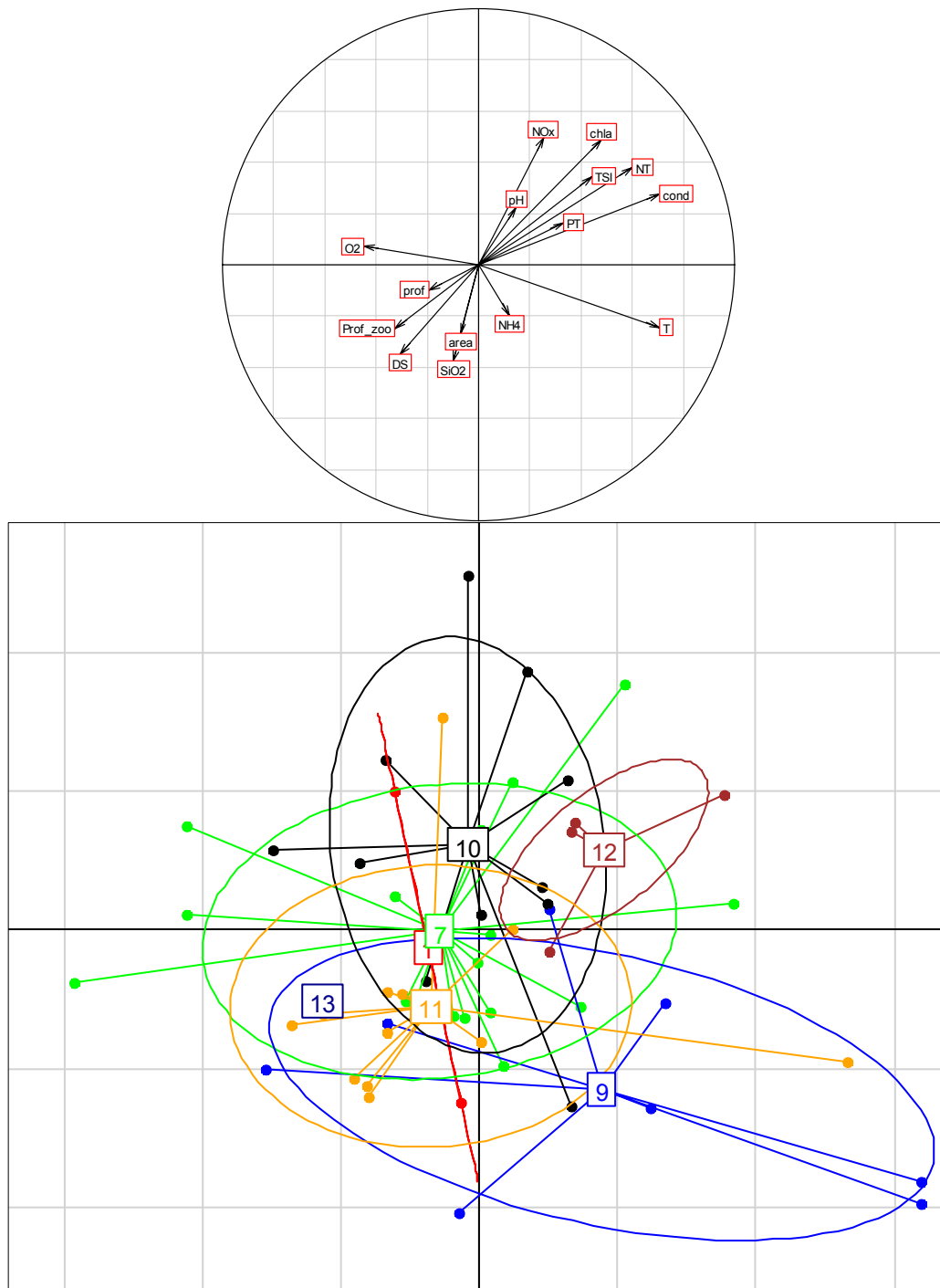
Las variables que más explicaron la variabilidad sobre el segundo eje de ordenación (CCA2, 13%) fueron la clorofila, el nitrógeno inorgánico oxidado (NO<sub>x</sub>) y el total (NT) con correlaciones positivas; y la concentración de sílice, correlacionada negativamente. Este segundo eje marcó la separación de los tipos 10 y 12 (que ocuparon la región positiva del gradiente, con concentraciones altas de clorofila, nitaratos y nitrógeno total) de los tipos 9 y 11 (en la parte negativa).

La parte positiva se caracterizaría por táxones como: *Ceriodaphnia quadrangula*, *Simocephalus vetulus*, *Neolovenula alluaudi*, *Asplanchna girodi*, *Brachionus quadridentatus brevispinus*, *Keratella quadrata*, *Polyarthra luminosa*, *Vorticella* sp o *Tintinnopsis lacustris*.

El sector negativo, a su vez, se caracterizaría por especies como: *Moina micrura*, *Hexarthra intermedia*, *Polyarthra minor*, *Pleurata cf tyleri*, *Colurella uncinata*, *Lecane clara*, *Synchaeta cf longipes*, *Trichocerca* sp o *Trichocerca pusilla* (**Figura 30**).



*Embalse de La Tranquera, con el máximo de riqueza zooplanctónica en redes (33 especies)*



**Figura 28.** Proyección de las variables ambientales y de los embalses en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2 del análisis de zooplancton. Los embalses aparecen agrupados por tipos mediante vectores y elipses de probabilidad. Las variables explicativas se muestran como vectores en el círculo de correlaciones. Tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos fríos a gran altitud.



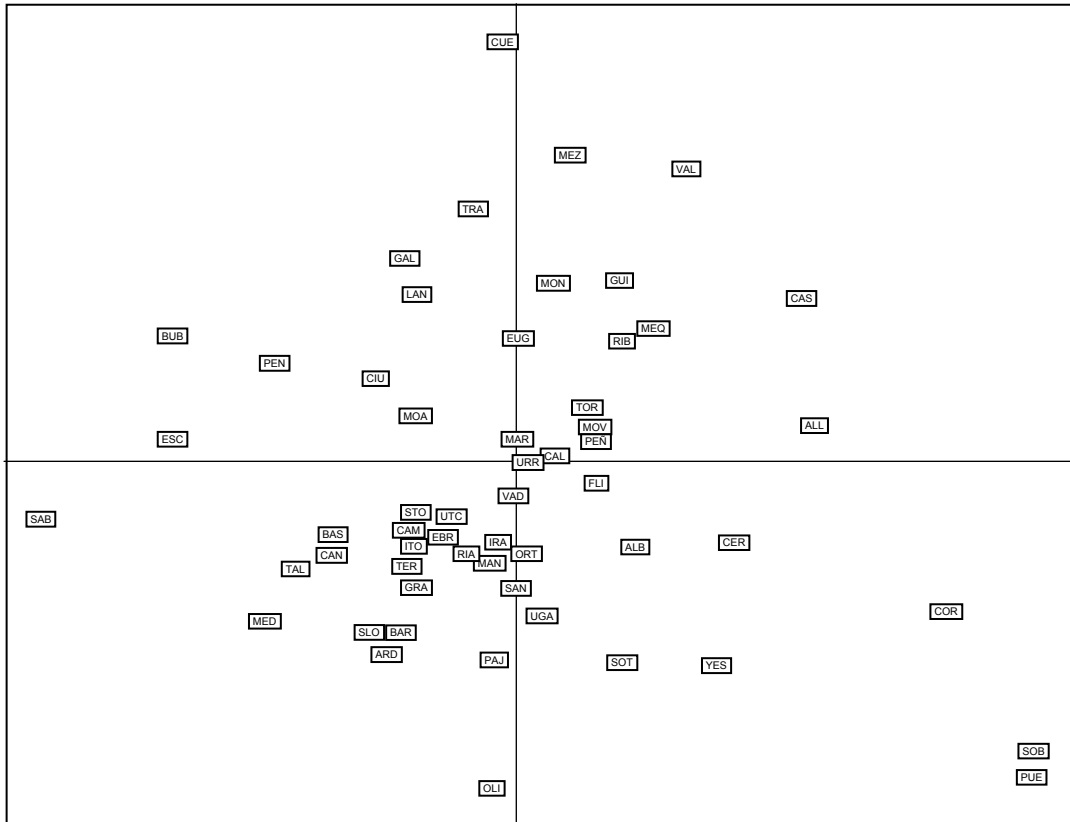
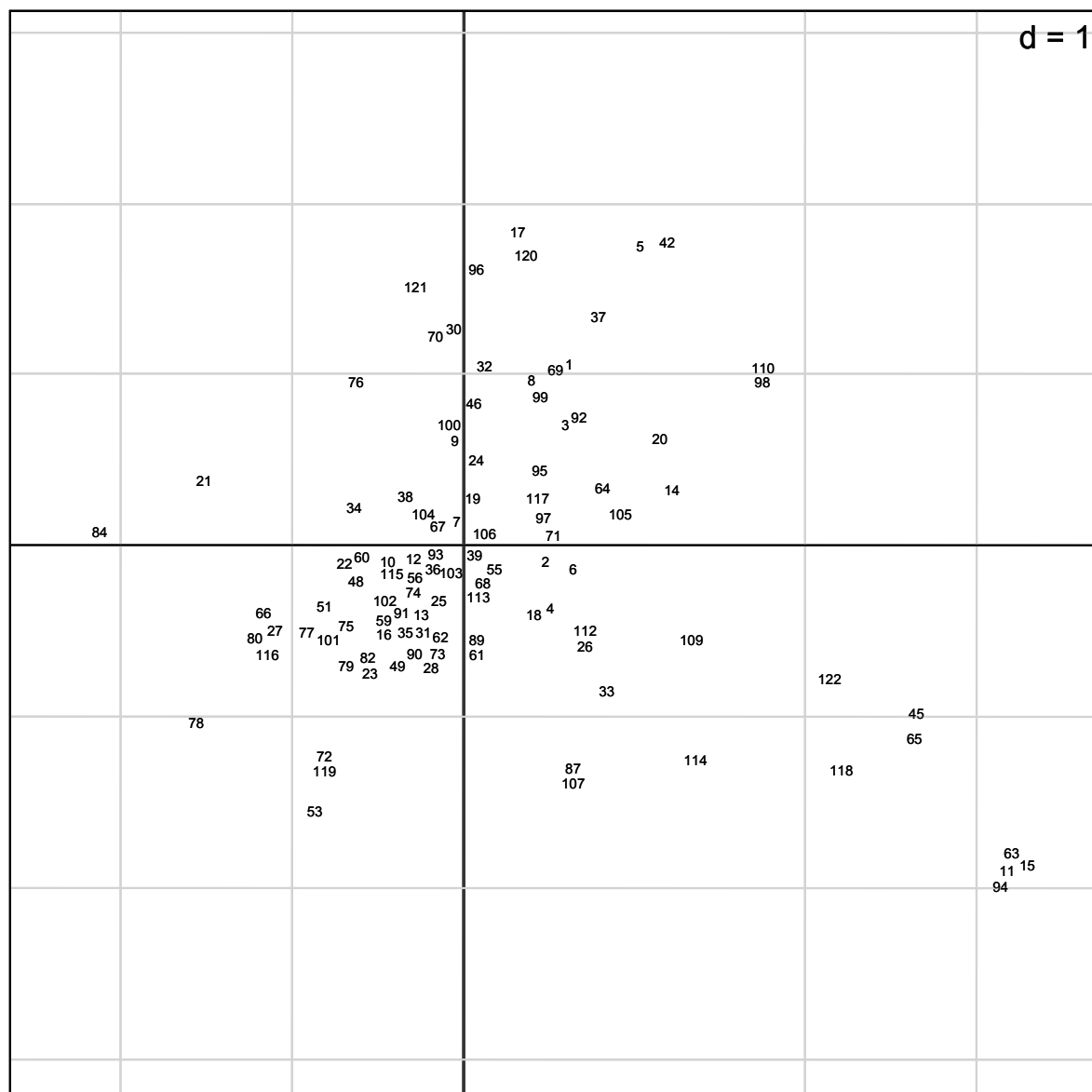


Figura 29. Proyección de los embalses en el plano definido por los ejes 1 y 2 del análisis de correspondencias canónicas del zooplancton.



**Figura 30.** Proyección de las especies zooplanctónicas de los embalses en el plano definido por los ejes CCA1 (12,7% de varianza explicada) y CCA2 (11,4% de varianza explicada). Los códigos de las especies se incluyen en la **Tabla 2** (página siguiente). La posición de algunas etiquetas fue modificada ligeramente para facilitar la lectura, sin afectar a la interpretación general del análisis.

En las siguientes páginas, la **Tabla 2** muestra la relación de especies de zooplancton. Se incluye el grupo taxonómico al que pertenecen las especies. El código hace referencia a las etiquetas utilizadas en la Figura 20.

**Tabla 2.** Especies de zooplancton. Se incluye el grupo taxonómico al que pertenecen. El código hace referencia a las etiquetas utilizadas en la Figura 20.

Grupo	Código	Especie
Cladocera	1	<i>Alona guttata</i>
Cladocera	2	<i>Bosmina longirostris</i>
Cladocera	3	<i>Ceriodaphnia dubia</i>
Cladocera	4	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>
Cladocera	5	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>
Cladocera	6	<i>Ceriodaphnia cf quadrangula n sp</i>
Cladocera	7	<i>Chydorus sphaericus</i>
Cladocera	8	<i>Daphnia cucullata</i>
Cladocera	9	<i>Daphnia galeata</i>
Cladocera	10	<i>Daphnia longispina</i>
Cladocera	11	<i>Daphnia parvula</i>
Cladocera	12	<i>Daphnia pulex</i>
Cladocera	13	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>
Cladocera	14	<i>Diaphanosoma mongolianum</i>
Cladocera	15	<i>Moina micrura</i>
Cladocera	16	<i>Sida crystallina</i>
Cladocera	17	<i>Simocephalus vetulus</i>
Copepoda	18	<i>Acanthocyclops americanus</i>
Copepoda	19	Ciclópido
Copepoda	20	<i>Copidodiptomus numidicus</i>
Copepoda	21	<i>Cyclops abyssorum</i>
Copepoda	22	<i>Cyclops lacustris corsicanus</i>
Copepoda	23	<i>Cyclops sp.</i>
Copepoda	24	<i>Cyclops vicinus</i>
Copepoda	25	Diaptómido
Copepoda	26	<i>Eucyclops speratus</i>
Copepoda	27	<i>Eudiptomus vulgaris</i>
Copepoda	28	<i>Macrocyclus albidus</i>
Copepoda	29	<i>Neoergasilus japonicus</i>
Copepoda	30	<i>Neolovenula alluaudi</i>
Copepoda	31	<i>Thermocyclops dybowskii</i>
Copepoda	32	<i>Tropocyclops prasinus</i>
Rotifera	33	<i>Anuraeopsis fissa</i>
Rotifera	34	<i>Ascomorpha ecaudis</i>
Rotifera	35	<i>Ascomorpha ovalis</i>
Rotifera	36	<i>Ascomorpha saltans</i>
Rotifera	37	<i>Asplanchna girodi</i>
Rotifera	38	<i>Asplanchna priodonta</i>
Rotifera	39	<i>Bdelloide</i>
Rotifera	40	<i>Brachionus calyciflorus</i>
Rotifera	41	<i>Brachionus quadridentatus</i>
Rotifera	42	<i>Brachionus quadridentatus brevispinus</i>

Grupo	Código	Especie
Rotifera	43	<i>Cephalodella ventripes</i>
Rotifera	44	<i>Cephalodella misgurnus</i>
Rotifera	45	<i>Cephalodella mus</i>
Rotifera	46	<i>Cephalodella sp.</i>
Rotifera	47	<i>Collothea mutabilis</i>
Rotifera	48	<i>Collothea cf pelagica</i>
Rotifera	49	<i>Collothea sp.</i>
Rotifera	50	<i>Colurella adriatica</i>
Rotifera	51	<i>Colurella obtusa</i>
Rotifera	52	<i>Colurella colurus</i>
Rotifera	53	<i>Colurella uncinata</i>
Rotifera	54	<i>Colurella uncinata bicuspidata</i>
Rotifera	55	<i>Colurella sp</i>
Rotifera	56	<i>Conochilus unicornis</i>
Rotifera	57	<i>Dicranophorus epicharis</i>
Rotifera	58	<i>Euchlanis deflexa</i>
Rotifera	59	<i>Filinia longiseta</i>
Rotifera	60	<i>Filinia terminalis</i>
Rotifera	61	<i>Filinia sp</i>
Rotifera	62	<i>Gastropus stylifer</i>
Rotifera	63	<i>Hexarthra intermedia</i>
Rotifera	64	<i>Hexarthra fennica</i>
Rotifera	65	<i>Hexathra mira</i>
Rotifera	66	<i>Kellicotia longispina longispina</i>
Rotifera	67	<i>Keratella cochlearis</i>
Rotifera	68	<i>Keratella cochlearis irregularis</i>
Rotifera	69	<i>Keratella cochlearis tecta</i>
Rotifera	70	<i>Keratella quadrata</i>
Rotifera	71	<i>Keratella tropica</i>
Rotifera	72	<i>Lecane clara</i>
Rotifera	73	<i>Lecane closterocerca</i>
Rotifera	74	<i>Lecane inermis</i>
Rotifera	75	<i>Lecane inopinata</i>
Rotifera	76	<i>Lecane luna</i>
Rotifera	77	<i>Lecane lunaris</i>
Rotifera	78	<i>Lecane cf rhacois</i>
Rotifera	79	<i>Lecane stichaea</i>
Rotifera	80	<i>Lecane syngenes</i>
Rotifera	81	<i>Lecane sp.</i>
Rotifera	82	<i>Lepadella patella</i>
Rotifera	83	<i>Lepadella rhomboides</i>
Rotifera	84	<i>Notholca acuminata</i>
Rotifera	85	<i>Notholca squamula</i>
Rotifera	86	<i>Notommata cf pseudocerberus</i>

<b>Grupo</b>	<b>Código</b>	<b>Especie</b>
Rotifera	87	<i>Pleurata cf tyleri</i>
Rotifera	88	<i>Pleurotrocha petromyzon</i>
Rotifera	89	<i>Ploesoma hudsoni</i>
Rotifera	90	<i>Ploesoma truncatum</i>
Rotifera	91	<i>Polyarthra dolichoptera</i>
Rotifera	92	<i>Polyarthra eurypetra</i>
Rotifera	93	<i>Polyarthra major</i>
Rotifera	94	<i>Polyarthra minor</i>
Rotifera	95	<i>Polyarthra vulgaris</i>
Rotifera	96	<i>Polyarthra luminosa</i>
Rotifera	97	<i>Polyarthra sp</i>
Rotifera	98	<i>Pompholyx complanata</i>
Rotifera	99	<i>Pompholyx sulcata</i>
Rotifera	100	<i>Proales cf fallaciosa</i>
Rotifera	101	<i>Synchaeta grandis</i>
Rotifera	102	<i>Synchaeta kitina</i>
Rotifera	103	<i>Synchaeta oblonga</i>
Rotifera	104	<i>Synchaeta pectinata</i>
Rotifera	105	<i>Synchaeta stylata</i>
Rotifera	106	<i>Synchaeta tremula</i>
Rotifera	107	<i>Synchaeta cf longipes</i>
Rotifera	108	<i>Synchaeta sp</i>
Rotifera	109	<i>Testudinella carlini</i>
Rotifera	110	<i>Testudinella mucronata</i>
Rotifera	111	<i>Trichocerca bidens</i>
Rotifera	112	<i>Trichocerca inermis</i>
Rotifera	113	<i>Trichocerca insignis</i>
Rotifera	114	<i>Trichocerca pusilla</i>
Rotifera	115	<i>Trichocerca similis</i>
Rotifera	116	<i>Trichocerca uncinata</i>
Rotifera	117	<i>Trichocerca cf weberi</i>
Rotifera	118	<i>Trichocerca sp</i>
Ciliophora	119	Ciliado
Ciliophora	120	<i>Tintinnopsis lacustris</i>
Ciliophora	121	<i>Vorticella sp</i>
Mollusca	122	<i>Dreissena polymorpha</i>

## 5. ESTADO TRÓFICO

### 5.1. Aspectos metodológicos

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

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

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

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

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

### a) Concentración de nutrientes. Fósforo total (P)

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

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

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

**CUADRO 9a**  
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CONCENTRACIÓN  
DE FÓSFORO TOTAL

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



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

## **b) Fitoplancton (Clorofila a, densidad algal)**

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

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

Los índices contrastados fueron los siguientes:

- **EPA** con tres categorías tróficas y límites de 3 y 20  $\mu\text{g/L}$  para la clorofila (máximo anual) y de 2,000 y 5,000 para la densidad celular.
- **LEE, JONES & RAST**, con cinco categorías tróficas y límites de 2,1, 3, 6,7, 10  $\mu\text{g/L}$  de clorofila (media anual).
- **OCDE**, con cinco categorías tróficas y límites de 1, 2,5, 8 y 25  $\mu\text{g/L}$  para la media anual de clorofila a y de 2,5, 8, 25 y 75  $\mu\text{g/L}$  para el máximo anual.
- **MARGALEF**, con dos categorías tróficas y límite de 5  $\mu\text{g/L}$  para la clorofila (media anual) y 5,000 cel/ml para la densidad celular.
- **CHE 2006**, con límites de 5000, 15000, 25000 y 50000 cel/ml
- **MARGALEF 1983**, (adaptación), con límites de 100, 1000, 10000 y 100000 cel/ml.

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

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



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

**CUADRO 9b**  
 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



*Embalses de El Val y Canelles, con la máxima y mínima concentración de clorofila del estudio, respectivamente*



*Embalses de Pena y Moneva, con la máxima y mínima densidad de fitoplancton, respectivamente*

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

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

- **LEE, JONES & RAST**, con cinco categorías tróficas y límites de 1,8, 2,4, 3,8 y 4,6 m.
- **MARGALEF**, con dos categorías tróficas y límite de 3 m.
- **OCDE**, con cinco categorías tróficas y límites de 1,5, 3, 6 y 12 m de medida del disco para la media anual y de 0,7, 1,5, 3 y 6 m de medida para el mínimo anual.

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

**CUADRO 10**  
 NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA TRANSPARENCIA

Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Disco Secchi (m)	>6	6-3	3-1,5	1,5-0,7	<0,7



*Embalses de Çiurana y Ardisa, con la máxima (10,5 m) y mínima (0,45 m) transparencia del estudio*

## 5.2. Catalogación trófica final

Se han considerado la totalidad de los índices expuestos, que se especifican en el **Cuadro 11**, estableciéndose el estado trófico global de los embalses estudiados según la metodología descrita a continuación.

**CUADRO 11**  
 RESUMEN DE LOS PARÁMETROS INDICADORES DE ESTADO TRÓFICO

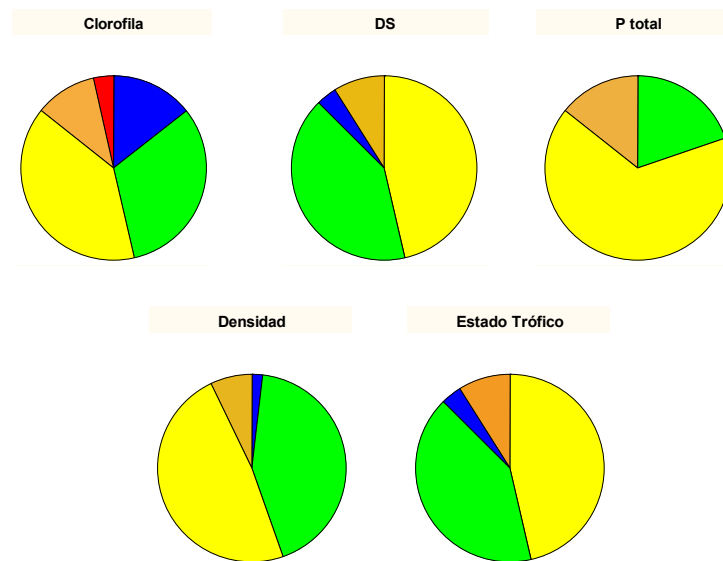
Parámetros   Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Concentración P ( $\mu\text{g P/L}$ )	0-4	4-10	10-35	35-100	>100
Disco de Secchi (m)	>6	6-3	3-1,5	1,5-0,7	<0,7
Clorofila a ( $\mu\text{g/L}$ ) en epilimnion	0-1	1-2,5	2,5-8	8,0-25	>25
Densidad algal (cel/ml)	<100	100-1000	1000-10000	10000-100000	>100000

Sobre la base de esta propuesta, en el **Cuadro 12** se incluye la catalogación de las diferentes masas de agua por parámetro. Así, para cada uno de los embalses, se asignó un valor numérico (de 1 a 5) según cada clase de estado trófico:

ESTADO TRÓFICO	VALORACIÓN
ULTRAOLIGOTRÓFICO	5
OLIGOTRÓFICO	4
MESOTRÓFICO	3
EUTRÓFICO	2
HIPEREUTRÓFICO	1

La valoración del estado trófico global final se calculó mediante la media de los valores anteriores, re-escalada a cinco rangos de estado trófico (es decir, el intervalo 1-5, de 4 unidades, dividido en 5 rangos de 0,8 unidades de amplitud). En el **Cuadro 12** se incluye también la catalogación de las diferentes masas de agua según la valoración de este estado trófico final.

La **Figura 31** muestra (en los códigos de colores de la DMA) los estados tróficos estimados con cada una de las variables consideradas, así como de la combinación de todas ellas en el estado trófico final.



**Figura 31.** Clasificación trófica de los embalses mediante las diferentes variables y al estado trófico global final.  
Código colores: azul: ultraoligotrófico; verde: oligotrófico; amarillo: mesotrófico; naranja: eutrófico; rojo: hipereutrófico.

La variable más restrictiva a la hora de clasificar el estado trófico fue el P total, que no llegó a clasificar ni un 25% de embalses como oligo-ultraoligotróficos. Las otras variables clasificaron en torno a un 50% de embalses como oligo-ultraoligotróficos. La catalogación trófica final resultó un compromiso entre métricas, muy parecida en proporciones a las clasificaciones según la transparencia. Las clases mayoritarias fueron oligo- o mesotrófico.

En **Figura 32** se muestra la localización geográfica de los embalses clasificados por su estado trófico global o final.



*Embalses de Mediano (oligotrófico), Sobrón (mesotrófico) y Ribarroja (eutrófico)*

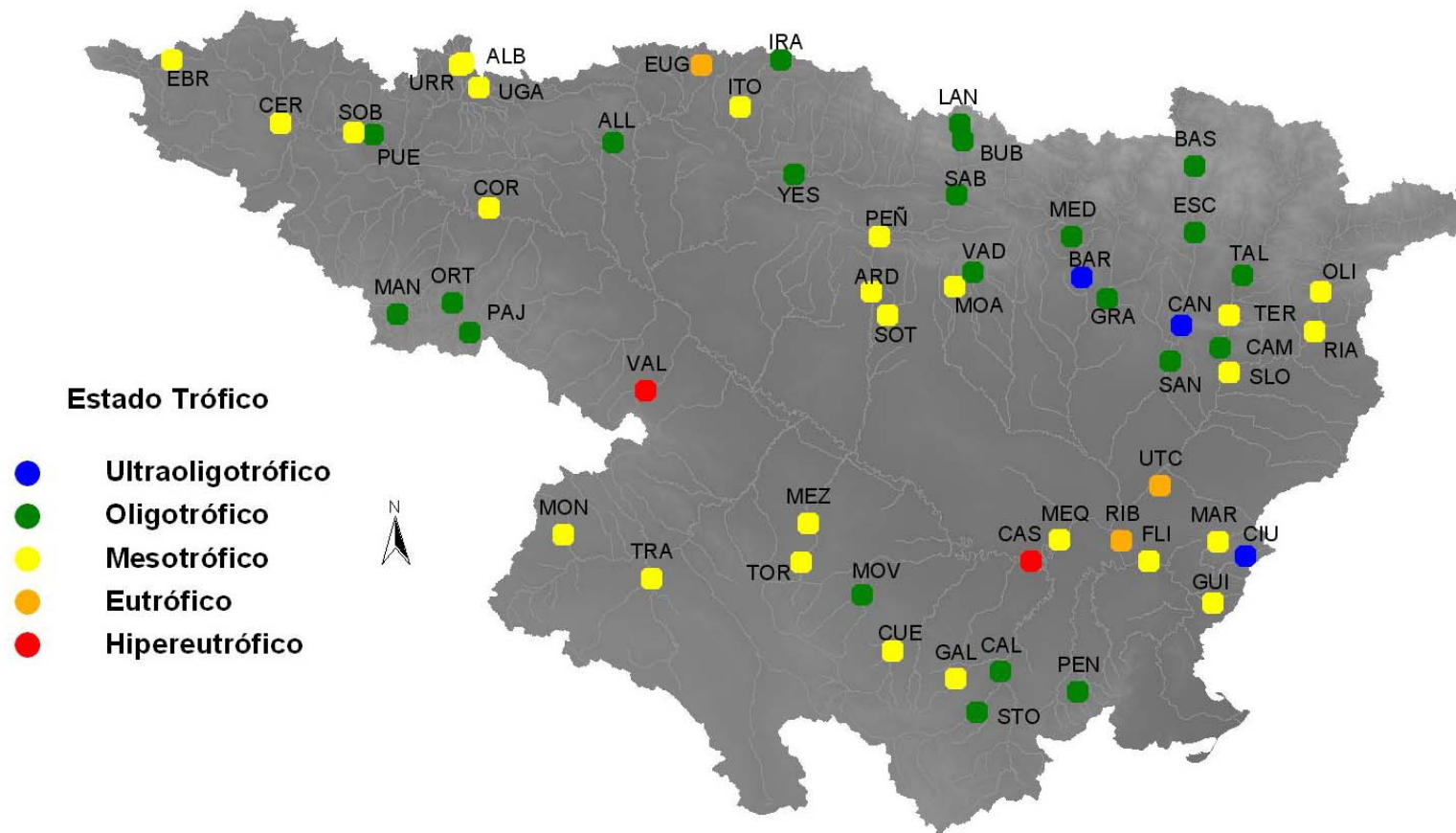


Figura 32. Clasificación de los embalses según su estado trófico en 2008.

**CUADRO 12**  
 DIAGNOSTICO DEL ESTADO TROFICO EN 2008

Embalse	COD	Disco Secchi	Clorofila	P total	Densidad algal	Estado Trófico Global
Albiña	ALB	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Alloz	ALL	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Ardisa	ARD	Hipereutrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Barasona	BAR	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Baserca	BAS	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Búbal	BUB	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Calanda	CAL	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Camarasa	CAM	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Canelles	CAN	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Caspe	CAS	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico
Cereceda	CER	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Ciurana	CIU	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
El Cortijo	COR	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Cueva Foradada	CUE	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Ebro	EBR	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Escales	ESC	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Eugui	EUG	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico

Embalse	COD	Disco Secchi	Clorofila	P total	Densidad algal	Estado Trófico Global
Flix	FLI	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Gallipuéen	GAL	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
El Grado	GRA	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Guiamets	GUI	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico
Irabia	IRA	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Itoiz	ITO	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Lanuzá	LAN	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Mansilla	MAN	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Margalef	MAR	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Mediano	MED	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Mequinenza	MEQ	Oligotrófico	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Mezalocha	MEZ	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Montearagón	MOA	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Monteagudo	MON	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico
Moneva	MOV	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Oliana	OLI	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Ortigosa	ORT	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Pajares	PAJ	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Pena	PEN	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Eutrófico	Oligotrófico
La Peña	PEÑ	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico

Embalse	COD	Disco Secchi	Clorofila	P total	Densidad algal	Estado Trófico Global
Puentelarrá	PUE	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Rialb	RIA	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Ribarroja	RIB	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Sabiñánigo	SAB	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Santa Ana	SAN	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
San Lorenzo	SLO	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Sobrón	SOB	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
La Sotonera	SOT	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Santolea	STO	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Talarn	TAL	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Terradets	TER	Hipereutrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Las Torcas	TOR	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
La Tranquera	TRA	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Ullivarri-Gamboa	ULL	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Urrúnaga	URR	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Utchesa Seca	UTC	Hipereutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Vadiello	VAD	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
El Val	VAL	Eutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Yesa	YES	Mesotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico



## 6. POTENCIAL ECOLÓGICO

### 6.1. Consideraciones previas

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

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

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

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

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

- Definir el potencial ecológico como una expresión integrada de las diferencias entre los elementos de calidad biológicos recabados, frente a los valores que, para estos mismos elementos de calidad, se han definido para las condiciones de máximo potencial ecológico. Como hemos señalado, por falta de información sobre condiciones de máximo potencial ecológico para la mayoría de indicadores y tipos de embalses, se adoptaron los límites de estado trófico generales definidos en el capítulo 5 del ESTUDIO, más otros indicadores como del fitoplancton y del zooplancton y sus límites de calidad, generales para todos los tipos de embalses. Llamaremos a esta propuesta de clasificación “propuesta experimental”.
- Como adenda, y en cumplimiento de la nueva normativa de planificación hidrológica (ARM 2656/2008), estableceremos el potencial ecológico de los embalses mediante el uso de las condiciones de máximo potencial definidas en esta norma. En dicho documento se especifican los valores de referencia y los límites entre los estados bueno/moderado (así como los ratios de calidad ecológica o *RCE*) para cuatro parámetros del fitoplancton: concentración de clorofila, biovolumen, índice de grupos algales o índice de Catalán (IGA) y porcentaje de cianobacterias. A este respecto, señalar que los embalses de los tipos 12 y 13 no podrán ser evaluados debido a que no están incluidos en dicha norma. Llamaremos a esta segunda propuesta de clasificación “propuesta normativa”.



*Embalse de Allos durante el muestreo (verano de 2008)*

## 6.2. Elementos y parámetros para la determinación del potencial ecológico

En el **Cuadro 13** 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 los embalses muestreados en el año 2008. En las siguientes secciones se describen y justifican los parámetros utilizados.

### CUADRO 13

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

INDICADORES	ELEMENTOS	PARÁMETROS
<b>Biológicos</b>	Composición, abundancia y biomasa de fitoplancton	Densidad algal (cel/ml)
		Biomasa algal: Clorofila a ( $\mu\text{g/L}$ )
		Biovolumen algal ( $\text{mm}^3/\text{L}$ )
		<i>Índice de Grupos Algales (IGA)</i>
		Densidad cianobacterias tóxicas
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>
		<i>Indice Planctonique (I<sub>PL</sub>)</i>
	Composición, abundancia y biomasa del zooplancton	Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila a
		Ratio Cladóceros grandes / cladóceros totales
		<i>Wetland Zooplankton Index (WZI)</i>
<i>Índice de Rotíferos (TLIrot)</i>		
<b>Físico-Químicos</b>	Concentración de nutrientes	Concentración de P ( $\mu\text{g P/L}$ )
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética o media ( $\text{mg/LO}_2$ )
	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi (m)
	Elemento combinado	<i>Índice Trófico de Carlson (TSI)</i>

En esta “propuesta experimental”, se ha partido de los elementos de calidad establecidos en estudios previos realizado por la CHE (2006), y que fueron justificados de forma amplia para el caso de los embalses en esta cuenca. Junto a estos indicadores, se han aplicado otras métricas que han sido utilizadas en estudios previos realizados por diferentes organismos de gestión y/o investigación, algunas de las cuales fueron ya testadas en los estudios de potencial ecológico de embalses de 2006 y 2007 (CHE 2007; CHE 2008). Otras métricas son de nueva utilización.

Así, dentro del indicador fitoplancton, además de la concentración de clorofila, la densidad celular, el biovolumen algal, el IGA o la densidad de cianobacterias tóxicas, se han testado otros índices de composición taxonómica y/o funcional como son el *assemblage index* (Padisak et al. 2006) o el *Indice Planctonique* (Barbe 2003). Respecto a la proporción de cianobacterias, incluida en la *IPH*, no disponemos de límites de clases de calidad para poder usarla, ya que en dicha instrucción solamente se indica el límite de las clases bueno/moderado.

Asimismo se han incluido dos parámetros relacionados con las comunidades de zooplancton, ya utilizados en los estudio de 2006 y 2007, aunque con resultados poco concluyentes, lo que impidió su utilización en la clasificación del potencial (CHE 2007 y CHE 2008). Se trata de la relación entre el número de cladóceros de gran tamaño frente al total de cladóceros (*Rc/a*) y la relación o cociente entre la biomasa de zooplancton y la biomasa de fitoplancton expresada como concentración de Clorofila a (*Rzoo-ch/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 leníticos más profundos sería necesaria en un futuro (CHE 2007; CHE 2008). Otra métrica que ya se propuso en el estudio de embalses de 2007 (CHE 2008) fue un índice biótico denominado *wetland zooplankton index* (*WZI*, Loughheed y Chow-Fraser 2002), desarrollado en EEUU para la evaluación de la calidad en humedales (lagunas, ríos, lagos, etc). Utiliza valores de tolerancia y óptimos para diferentes géneros y especies de zooplancton. El hecho de ser un índice que funciona con un nivel taxonómico genérico (en su mayor parte) y que es aplicable a diversos hábitats, determina su aplicabilidad en otras zonas geográficas y en sistemas como los embalses estudiados. Además, el *WZI* es una métrica con cinco clases de calidad delimitadas, por lo que su adecuación al ámbito de la DMA resulta inmediata. No obstante, tampoco esta métrica dio resultados satisfactorios, ya que hacía descender mucho la calidad o potencial final, lo que también impidió su utilización en la clasificación del potencial (CHE 2008).

### 6.2.1. Indicadores biológicos

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

La composición y abundancia del fitoplancton en embalses depende de los siguientes factores:

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

El fitoplancton se ha usado ampliamente como indicador del estado trófico de las masas de agua y existe abundante bibliografía que incluye métodos de muestreo y análisis. En España existe un conocimiento suficiente del fitoplancton, en especial para los embalses. En el marco de la aplicación de la DMA, tanto el fitoplancton como el zooplancton serían adecuados para la detección y seguimiento de las presiones relacionadas con:

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

## a) Densidad y biovolumen del fitoplancton

### *Densidad algal*

Para su valoración, en principio se utilizaron dos referencias: EPA, 1976 y Margalef 1983. La primera establece el límite inferior -oligotrofia- en 2000 cel/ml y la segunda establece en 5000 cel/ml el umbral que separa la eutrofia moderada de la avanzada. Se ha considerado que esta última referencia -5000 cel/ml- es indicativa de que, a lo largo de un año, no se producen proliferaciones algales significativas y se mantiene, por tanto, un óptimo estado de la calidad del agua. El estado del agua empeora por este concepto cuando se superan las 15,000 cel/ml; límite entre la mesotrofia y eutrofia establecido por la EPA (Weber, 1976).

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

Los rangos finales establecidos en su valoración se presentan en el **Cuadro 14**.

**CUADRO 14**  
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO  
 DENSIDAD ALGAL DEL FITOPLANCTON

Clase de potencial	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Densidad algal (cel/ml)	<100	100-1,000	1,000-10,000	10,000-100,000	>100,000
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

### Biovolumen algal

El biovolumen es una medida mucho más precisa de la biomasa algal, por tener en cuenta el tamaño o volumen celular de cada especie, además del número de células. Se aplicaron los criterios de Willen (2000), quedando la clasificación del potencial ecológico de acuerdo al biovolumen de fitoplancton como se indica en el **Cuadro 15**.

**CUADRO 15**  
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO  
 BIOVOLUMEN ALGAL DEL FITOPLANCTON

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

### b) Biomasa algal: clorofila a

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

Este parámetro se incluye en este apartado por su estrecha relación con la estructura y composición de la comunidad fitoplanctónica y por ser un indicador de eutrofia de uso muy extendido. Para la evaluación del potencial ecológico en embalses de acuerdo con la concentración de clorofila a (sin condiciones de MPE conocidas), se han considerado los rangos establecidos por el sistema de clasificación trófica de la OCDE para medias anuales de clorofila (ver pág. 100 para una justificación de este criterio) para la media de la columna de agua integrando la capa fótica (**Cuadro 16**).

**CUADRO 16**  
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO  
 CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA

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

### c) Índice de grupos algales (*Iga*)

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

El índice *Iga* se expresa:

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

Siendo,

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

En cuanto al *Iga*, se han considerado los rangos de calidad establecidos en el **Cuadro 17**.

**CUADRO 17**  
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO  
 ÍNDICE DE GRUPOS ALGALES (*Iga*)

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



#### d) Densidad de cianobacterias potencialmente tóxicas

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

En este caso se han seguido las indicaciones de la OMS (Chorus y Bartram, 1999). Para valorar este parámetro se ha tomado el número de cianobacterias contabilizado en el muestreo. Así, se consideran especies/cepas con capacidad de liberar toxinas al medio acuático, las que se especifican a continuación: *Microcystis smithii*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesenbergi*; *Woronichia naegeliana*, *Woronichinia elorantae*, *Anabaena circularis*, *Aphanizomenon* sp. *Anabaena flos-aquae*, *Anabaena planctonica*, *Anabaena iroides*, *Cylindroermopsis raciborskii*, *Planktothrix agardhii*, *Oscillatoria limosa* y *Oscillatoria* sp. Los límites establecidos, a este particular, se muestran en el **Cuadro 18**.

**CUADRO 18**  
CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO  
DENSIDAD DE CIANOFÍCEAS TÓXICAS

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Cianofíceas tóxicas (cel/ml)	0-500	500-2000	2000-20000	20,000-100,000	>100,000
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

**e) Índice biótico de Barbe et al. 2003: *Indice Planctonique I<sub>PL</sub>***

El cálculo de este índice se basa en la abundancia relativa de diferentes grupos algales, cada uno de los cuales posee un coeficiente  $Q_i$  según su grado de tolerancia al enriquecimiento del sistema, según se indica en el cuadro siguiente:

Grupos Algales	$Q_i$
Conjugatoficeae	1
Bacillariophyceae	3
Chrysophyceae	5
Dinophyta + Cryptophyta	9
Clorophyta	12
Cyanobacteria	16
Euglenophyta	20

Asimismo, las abundancias relativas de los grupos se codifican en base a la siguiente tabla:

Abundancia relativa (%)	$A_j$
0-≤10	0
10-≤30	1
30-≤50	2
50-≤70	3
70-≤90	4
90-≤100	5

Una vez agrupadas las especies fitoplanctónicas y calculada su abundancia relativa codificada, el índice se calcula en base a la siguiente expresión:  $I_{PL} = \sum A_j \cdot Q_i$

El índice toma valores de 0 a 100, siendo las clases de potencial las definidas en el **Cuadro 19**.

**CUADRO 19**  
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO  
 INDICE FITOPLANCTONIQUE  $I_{PL}$

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
<i>Indice Planctonique I<sub>PL</sub></i>	0-20	20-40	40-60	60-80	>80
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

**f) Índice biótico de Padisak et al. 2006: *Phytoplankton Assemblage Index (Q)***

El cálculo de este índice se basa en la biomasa relativa de diferentes grupos funcionales o codones ( $p_i = n_i/N$ , donde  $n_i$  es la abundancia del codón  $i$  y  $N$  es la biomasa total). Estos grupos funcionales fueron originalmente definidos por Reynolds et al. 2002 y matizados y completados por Padisak et al. 2009. Estos grupos ya han sido definidos y comentados en la sección 4,3 relativa al fitoplancton (análisis multivariante, pag. 68). A cada uno de estos codones le corresponde un coeficiente o factor  $F_i$  según su grado de tolerancia al enriquecimiento del sistema (que varía según los tipos de lagos). En este estudio se asignaron los valores del tipo 1 de Padisak et al. 2006 debido a que era el que más se asemejaba al conjunto de nuestros embalses. Los valores de  $F_i$  se indican en el cuadro siguiente:

CODÓN	$F_i$	CODÓN	$F_i$
<b>A</b>	5	<b>N</b>	5
<b>B</b>	3	<b>P</b>	5
<b>C</b>	5	<b>Q</b>	0
<b>D</b>	2	<b>S1</b>	0
<b>E</b>	2	<b>T</b>	5
<b>F</b>	5	<b>W1</b>	0
<b>G</b>	1	<b>W2</b>	0
<b>H1</b>	1	<b>X1</b>	4
<b>J</b>	1	<b>X2</b>	3,5
<b>K</b>	2	<b>X3</b>	4
<b>Lo</b>	5	<b>Xph</b>	3,5
<b>M</b>	0	<b>Y</b>	2
<b>MP</b>	5	<b>Z</b>	5

El índice Q tomaría la forma:

$$Q = \sum_{i=1}^n p_i F_i$$

El índice toma valores de 0 a 5, siendo las clases de potencial las definidas en el **Cuadro 20**.

**CUADRO 20**  
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO. ASSEMBLAGE INDEX Q

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
<i>Assemblage Index (Q)</i>	>4	3-4	2-3	1-2	<1
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

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

Primero, recordar que estas métricas se propusieron y validaron en el proyecto europeo *ECOFRAME* para lagos someros europeos (Moss et al. 2003), por lo que su adecuación o modificación a sistemas leníticos más profundos será necesaria en un futuro (CHE 2007). En este trabajo se consideraron como cladóceros grandes las especies de los géneros *Daphnia*, *Diaphanosoma* y *Moina*. Fueron aplicados los límites establecidos en el proyecto *ECOFRAME*, en el que sólo se establecían tres clases de estado ecológico para lagos templados y para lagos fríos (clasificación climática a nivel europeo), según el **Cuadro 21** adjunto.

**CUADRO 21**  
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO  
 PARA LOS PARÁMETROS DEL ZOOPLANCTON EN MOSS ET AL. 2003

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

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

**CUADRO 22**  
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO  
 PARA DOS PARÁMETROS DEL ZOOPLANCTON

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

## h) Índice WZI. *Wetland Zooplankton Index*

Se trata de un índice biótico denominado *wetland zooplankton index* (WZI, Lougheed y Chow-Fraser 2002). Este índice fue desarrollado en EEUU para la evaluación de la calidad en ecosistemas acuáticos de diferente tipología (palustre, lacustre, fluvial, etc.) usando las comunidades de zooplancton. Utiliza valores de tolerancia (*T*) y óptimos (*U*) para diferentes géneros y especies de zooplancton (rotíferos y cladóceros). Los valores de tolerancia y óptimos de los táxones del ESTUDIO, utilizados en el cálculo del WZI se muestran en el **Cuadro 23**.

**CUADRO 23**  
 VALORES DE TOLERANCIA Y ÓPTIMOS UTILIZADOS EN EL CÁLCULO DEL  
 ÍNDICE DE ZOOPLANCTON WZI

Grupo	Especie / Genero	Óptimo (U)	Tolerancia (T)	
Cladocera	<i>Moina micrura</i>	1	1	
	<i>Daphnia cucullata</i>	2	2	
	<i>Daphnia galeata</i>	2	2	
	<i>Daphnia longispina</i>	2	2	
	<i>Daphnia parvula</i>	2	2	
	<i>Daphnia pulicaria</i>	2	2	
	<i>Bosmina longirostris</i>	3	1	
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	4	2	
	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	4	2	
	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	4	2	
	<i>Ceriodaphnia cf quadrangula n sp</i>	4	2	
	<i>Sida crystallina</i>	4	3	
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	5	2	
	Rotifera	<i>Ascomorpha ecaudis</i>	1	1
		<i>Ascomorpha ovalis</i>	1	1
<i>Ascomorpha saltans</i>		1	1	
<i>Filinia longiseta</i>		1	1	
<i>Filinia terminalis</i>		1	1	
<i>Filinia sp</i>		1	1	
<i>Hexarthra intermedia</i>		1	1	
<i>Hexarthra fennica</i>		1	1	
<i>Hexathra mira</i>		1	1	
<i>Pompholyx complanata</i>		1	1	
<i>Pompholyx sulcata</i>		1	1	
<i>Asplanchna girodi</i>		2	1	
<i>Asplanchna priodonta</i>		2	1	
<i>Brachionus calyciflorus</i>		2	1	
<i>Brachionus quadridentatus</i>		2	1	
<i>Brachionus quadridentatus brevispinus</i>		2	1	
<i>Gastropus stylifer</i>		2	1	
<i>Anuraeopsis fissa</i>	3	1		

Grupo	Especie / Genero	Optimo (U)	Tolerancia (T)
Rotifera	<i>Cephalodella ventripes</i>	3	1
	<i>Cephalodella misgurnus</i>	3	1
	<i>Cephalodella mus</i>	3	1
	<i>Cephalodella sp.</i>	3	1
	<i>Kellicotia longispina longispina</i>	3	3
	<i>Keratella cochlearis</i>	3	1
	<i>Keratella cochlearis irregularis</i>	3	1
	<i>Keratella cochlearis tecta</i>	3	1
	<i>Keratella quadrata</i>	3	1
	<i>Keratella tropica</i>	3	1
	<i>Notholca acuminata</i>	3	1
	<i>Notholca squamula</i>	3	1
	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	3	1
	<i>Polyarthra euryptera</i>	3	1
	<i>Polyarthra major</i>	3	1
	<i>Polyarthra minor</i>	3	1
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	3	1
	<i>Polyarthra luminosa</i>	3	1
	<i>Polyarthra sp</i>	3	1
	<i>Euchlanis deflexa</i>	4	2
	<i>Lepadella patella</i>	4	2
	<i>Lepadella rhomboides</i>	4	2
	<i>Ploesoma hudsoni</i>	4	2
	<i>Ploesoma truncatum</i>	4	2
	<i>Testudinella carlini</i>	4	2
	<i>Testudinella mucronata</i>	4	2
	<i>Trichocerca bidens</i>	4	2
	<i>Trichocerca inermis</i>	4	2
	<i>Trichocerca insignis</i>	4	2
	<i>Trichocerca pusilla</i>	4	2
	<i>Trichocerca similis</i>	4	2
	<i>Trichocerca uncinata</i>	4	2
	<i>Trichocerca cf weberi</i>	4	2
	<i>Trichocerca sp</i>	4	2
	<i>Collotheca mutabilis</i>	5	2
	<i>Collotheca cf pelagica</i>	5	2
	<i>Collotheca sp.</i>	5	2
	<i>Lecane clara</i>	5	2
	<i>Lecane closterocerca</i>	5	2
	<i>Lecane inermis</i>	5	2
	<i>Lecane inopinata</i>	5	2
	<i>Lecane luna</i>	5	2
	<i>Lecane lunaris</i>	5	2
<i>Lecane cf rhacois</i>	5	2	
<i>Lecane stichaea</i>	5	2	
<i>Lecane syngenes</i>	5	2	
<i>Lecane sp.</i>	5	2	

La expresión matemática del índice es:

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

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

**CUADRO 24**  
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO  
 ÍNDICE DE ZOOPLANCTON  $WZI$

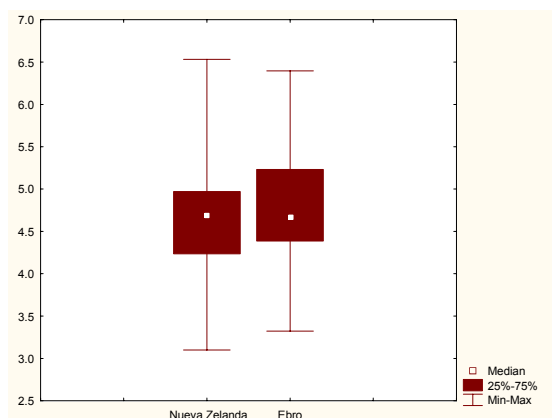
Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
$WZI$	>4,2	3,4-4,2	2,6-3,4	1,8-2,6	<1,8
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

**i) Índice de rotíferos:  $riTLI$  (rotifer inferred Trophic Lake Index)**

Se trata de un índice biótico basado en la composición relativa de la comunidad de rotíferos. Desarrollado en Nueva Zelanda por Ian Duggan (Duggan et al. 2001), se viene aplicando de forma rutinaria por diversas agencias regionales en este país (Ian Duggan, comunicación personal) para la caracterización trófica de diversos tipos de sistemas leníticos. Se basa en valores de óptimos ( $O_i$ ) y tolerancia ( $T_i$ ) para las diversas especies, obtenidos de forma experimental a partir de observaciones de campo. Se ha probado en este informe su posible aplicación a los embalses estudiados. Hay que tener en cuenta las limitaciones biogeográficas y ecológicas que pudiera presentar esta métrica, tanto a nivel de especies presentes en ambas regiones, como de su respuesta (óptimos y tolerancias) al grado trófico. Por ello, se trata de una aproximación experimental cuyos resultados serán discutidos más adelante.

Las especies presentes en los embalses estudiados que forman parte de dicho índice (y por tanto se han podido utilizar) aparecen en la **Tabla 3** junto a sus respectivos valores de óptimo y tolerancia. En total, 26 especies de las 44 (un 59%) que forman el índice aparecen en los

embalses estudiados en 2008. Conviene resaltar que el subconjunto de especies comunes cubre casi la totalidad del espectro de óptimos-tolerancias del índice, no habiendo diferencias significativas en los óptimos  $O_i$  entre ambos conjuntos de especies (**Figura 33**; *anova*  $F=0,16$ ,  $p=0,67$ ).



**Figura 33.** Óptimos de TLI ( $O_i$ ) para las especies del índice de rotíferos. Se han representado el conjunto de especies original (Nueva Zelanda) y el subconjunto de especies presentes en los embalses estudiados en 2008.

La expresión matemática para el cálculo de índice  $riTLI$  es la siguiente:

$$riTLI = [(\sum(p_i O_i / T_i^2)) / (p_i / T_i^2) - 2,932] / 0,371$$

donde,  $p_i$  es la abundancia relativa de la especie  $i$  en la muestra de red de zooplancton,  $O_i$  es el óptimo de la especie  $i$  y  $T_i$  su tolerancia.

Las clases de calidad son las mismas que las que aparecen en el cuadro siguiente, y fueron tomadas de las clases originales del Trophic Lake Index o TLI (mediante el cual se obtuvieron los valores de óptimo y tolerancia) de Burns & Rutherford de 1998.

**CUADRO 25**  
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO  
 ÍNDICE DE ROTÍFEROS  $riTLI$

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
$riTLI$	<2	2-3	3-4	4-5	>5
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1



**Tabla 3.** Óptimos y tolerancias del *riTLI* para las especies del índice de rotíferos estudiadas.

<b>Especie</b>	<b>TLI Óptimo</b>	<b>TLI Tolerancia</b>
<i>Synchaeta cf longipes</i>	3,3232	0,3942
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	3,4396	1,3568
<i>Conochilus unicornis</i>	3,8036	1,1211
<i>Ascomorpha ovalis</i>	3,9558	0,8746
<i>Lecane closterocerca</i>	4,1376	0,5969
<i>Testudinella patina</i>	4,3055	1,1250
<i>Synchaeta oblonga</i>	4,3875	1,2897
<i>Asplanchna priodonta</i>	4,4042	1,3888
<i>Synchaeta pectinata</i>	4,5011	0,9830
<i>Collotheca cf pelagica</i>	4,5186	1,6649
<i>Filinia terminalis</i>	4,5290	0,1414
<i>Hexathra mira</i>	4,6060	0,7787
<i>Euchlanis dilatata</i>	4,6508	0,5745
<i>Trichotria tetractis</i>	4,6885	0,1556
<i>Synchaeta stylata</i>	4,6926	0,5304
<i>Trichocerca similis</i>	4,7747	0,9012
<i>Anuraeopsis fissa</i>	4,8205	1,1542
<i>Keratella cochlearis</i>	4,8324	1,1914
<i>Hexathra intermedia</i>	5,0850	1,4825
<i>Pompholyx complanata</i>	5,2315	1,1958
<i>Asplanchna sieboldi</i>	5,6245	1,3073
<i>Keratella tropica</i>	5,8483	1,0890
<i>Brachionus quadridentatus cluniorbicularis</i>	5,9200	0,9669
<i>Keratella cochlearis tecta</i>	6,0166	1,1050
<i>Brachionus calyciflorus</i>	6,1631	0,4242
<i>Filinia longiseta</i>	6,3957	0,7238

## 6.2.2. Elementos físico-químicos

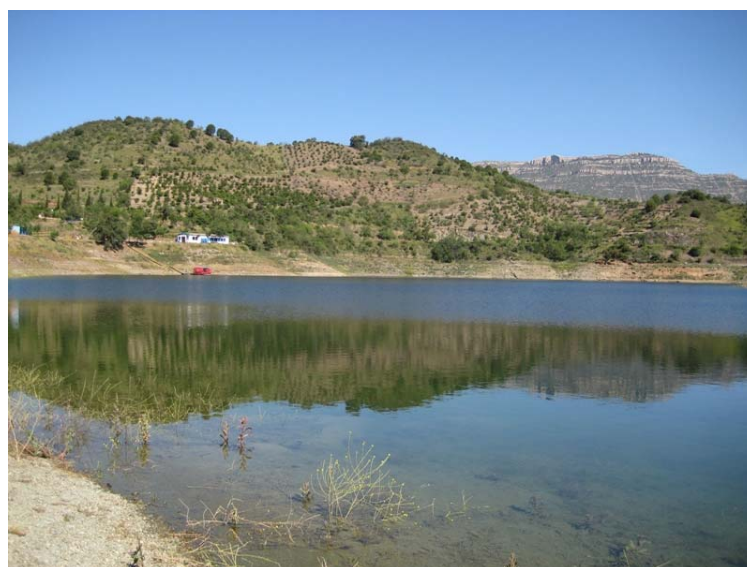
### Transparencia

La transparencia es un elemento válido para evaluar el grado trófico del embalse; tiene alta relación con la productividad biológica; y además tiene índices ecológicos fiables para el establecimiento de los límites de las distintas categorías del potencial ecológico. Se ha evaluado a través de la profundidad de visión del disco de Secchi (DS), considerando su valor para la obtención de las distintas clases de potencial. Al igual que en el caso de la clorofila a se han aplicado los criterios de la OCDE, en este caso para el mínimo anual de transparencia. Las razones de la elección de estos rangos fueron expuestas en la página 102.

### CUADRO 26

#### NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA PROFUNDIDAD DEL DISCO DE SECCHI

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Disco de Secchi (DS, m)	>6	3-6	1,5-3	0,7-1,5	<0,7
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1



*Embalse de Çiurana, con el máximo valor de DS en 2008*

## Condiciones de oxigenación

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

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

**CUADRO 27**  
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CONCENTRACIÓN DE  
OXÍGENO EN EL HIPOLIMNION

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



*Embalse de Talarn-Tremp, con el máximo valor de concentración de oxígeno en 2008*

## Concentración de nutrientes

En este caso se ha seleccionado el fósforo total (PT), ya que su presencia a determinadas concentraciones en un embalse acarrea procesos de eutrofización, ya que en la mayoría de los casos actúa como elemento limitante para el crecimiento de las algas.

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

**CUADRO 28**  
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CONCENTRACIÓN  
DE FÓSFORO TOTAL

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Concentración de PT ( $\mu\text{g P/L}$ )	0-4	4-10	10-35	35-100	>100
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1



*Embalse de Mequinenza, donde se obtuvieron valores muy elevados de P total en 2008 (88,4  $\mu\text{g P/L}$ )*

### Índice de estado trófico de Carlson (TSI)

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

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 29 NIVELES DE CALIDAD SEGÚN EL ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (TSI)

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



*Orillas del Embalse de El Val, clasificado como deficiente mediante el TSI en 2008.*

### 6.3. Metodologías de cálculo del Potencial ecológico:

#### a) aproximación experimental

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

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

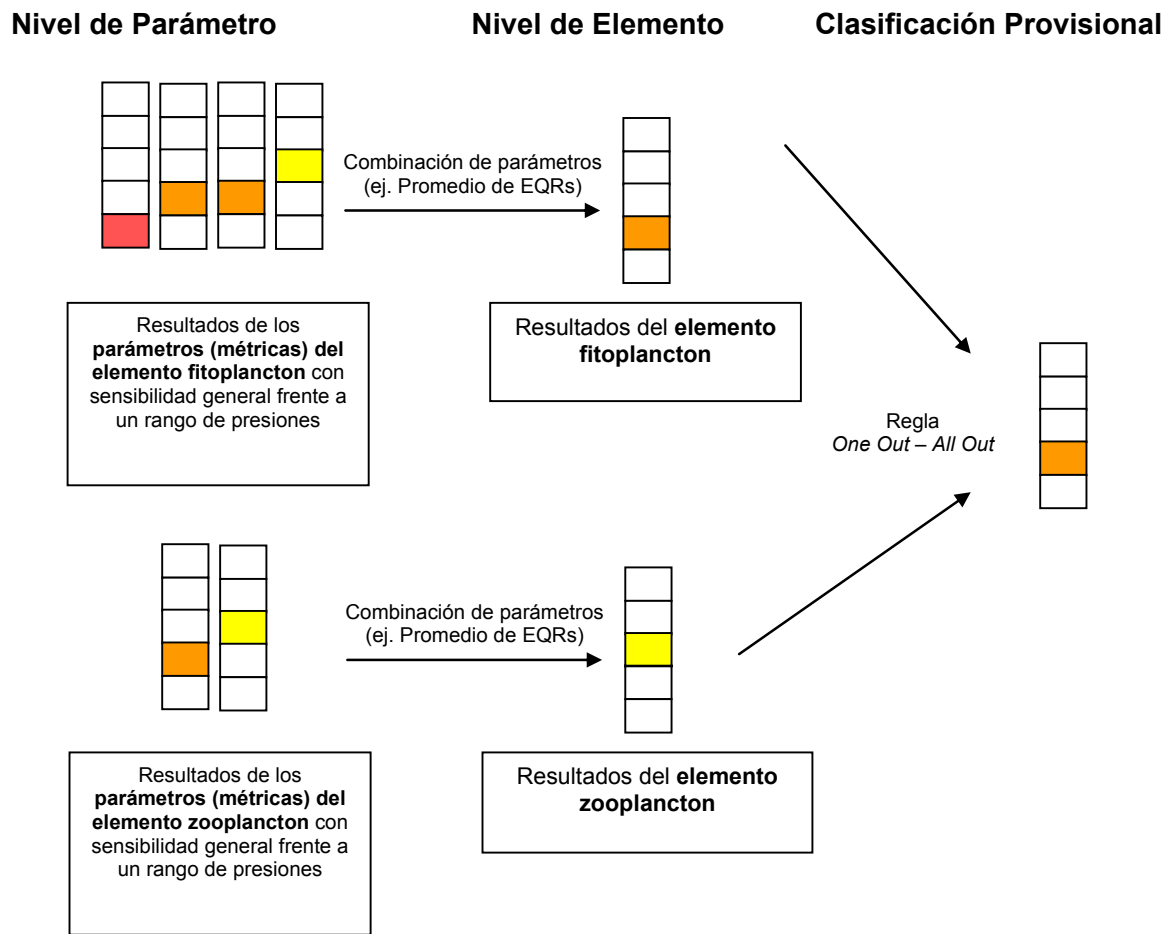
1. Los indicadores de calidad, así como los elementos y parámetros seleccionados para la determinación del potencial ecológico en los embalses muestreados en el año 2008, son los reflejados en el **Cuadro 13**. Los valores de los indicadores se asignarán a cinco clases de calidad (dependiendo de los límites establecidos para cada uno de ellos) de tal manera que finalmente tengamos un valor del 1 (malo) al 5 (óptimo) para cada indicador.
2. El valor de cada elemento se obtiene directamente a partir de un solo parámetro, en el caso de los parámetros físico-químicos, o realizando la media del valor de calidad asignado a dos o más parámetros en el caso de los biológicos, y re-escalando dicha media a 5 rangos de calidad (fitoplancton y zooplancton, **Figura 34**).
3. La valoración del indicador biológico se obtendría asignando la calificación del elemento (o bien fitoplancton, o bien zooplancton) de menor puntuación (peor calidad, según la metodología *one out, all out*)
4. La valoración del indicador físico-químico se obtiene realizando la media de las puntuaciones obtenidas para los distintos elementos. Si la media de los elementos de

---

\* Como ya se razonó en los informes de potencial ecológico de embalses de 2006 y 2007 (CHE 2007, CHE 2008), la utilización de los *IPEmp* (máximos *IPe* alcanzados experimentalmente dentro de cada grupo de embalses) implicaría una mejora sustancial de la calidad evaluada, debido a los bajos *IPe* que deben ser tomados como "de referencia" en tipos poco representados en el ESTUDIO, o en aquellos otros donde es probable que no se haya contado con embalses cuyas condiciones fueran equiparables al máximo potencial ecológico. Así, encontramos más rigurosa la aplicación de rangos generales ya establecidos en la bibliografía y en la legislación (es decir, el método seguido hasta evaluar el *IPe*), mientras no se disponga de condiciones de máximo potencial para cada uno de los tipos.

calidad 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*. Si no se alcanzan los 3 puntos, se considera que las condiciones físico-químicas *no aseguran el funcionamiento del ecosistema*.

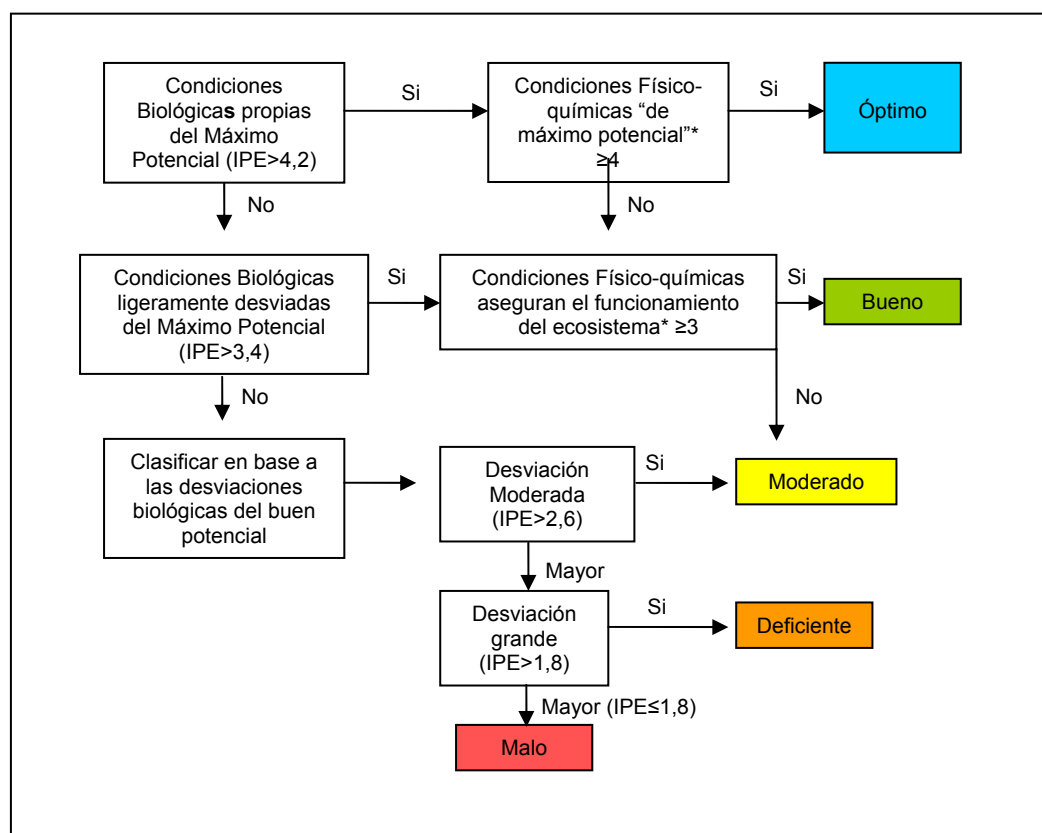
5. Una vez valorados ambos indicadores, y en consonancia con la propuesta metodológica del Grupo de Trabajo 2A de la UE (CIS Working Group 2A 2003), se procede a la evaluación del potencial ecológico mediante el esquema de toma de decisiones esquematizado en la **Figura 35**.
6. El índice de potencial 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.



**Figura 34.** Aproximación experimental. Diagrama de clasificación del potencial ecológico provisional de acuerdo con la combinación de métricas y elementos biológicos. Una vez obtenida la clasificación provisional, esta se verá modificada o no atendiendo a los resultados del indicador físico-químico (ver Figura 23).



En este esquema conceptual (**Figura 35**), cuando los indicadores biológicos ofrecen un valor por debajo de bueno, la clasificación final del potencial ecológico vendría dada directamente por estos mismos indicadores biológicos. Sin embargo, cuando el potencial ecológico se estima (mediante indicadores biológicos) como bueno u óptimo, las condiciones físico-químicas\* entran en juego, pudiendo bajar la clasificación del potencial a los niveles inferiores bueno o moderado, a la vista del resultado obtenido para el indicador físico-químico. Un ejemplo práctico del protocolo se muestra en los **Cuadros 30a y 30b**.



**Figura 35.** Diagrama de clasificación del potencial ecológico final de acuerdo con las recomendaciones de la UE (CIS Working Group 2A, 2003).

\* Condiciones Físico-químicas propias del máximo potencial ecológico (MPE): Si la media de las valoraciones de los parámetros es igual o superior a 4, se considera que se cumplen las *condiciones físico-químicas propias del MPE*. Si se alcanzan los 3 puntos, se considera que las condiciones físico-químicas *aseguran el funcionamiento del ecosistema*.

### CUADRO 30a

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

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

Indicador	Elementos	Parámetros	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Biológico	Composición, abundancia y biomasa de fitoplancton	Densidad algal (cel/ml)	<100	100-1000	1000-10000	10000-100000	>100000
		Biomasa algal, Clorofila a (µg/L)	0-1	1-2,5	2,5-8	8,0-25	>25
		Biovolumen algal (mm <sup>3</sup> /L)	<0,1	0,1-0,5	0,5-2	2-8	>8
		Índice de grupos algales ( <i>Iga</i> )	<1	1-10	10-100	100-200	>200
		Cianofíceas tóxicas (cel/ml)	0-500	500-2000	2000-20000	20000-100000	>10 <sup>5</sup>
		<i>Índice Planctonique (I<sub>PL</sub>)</i>	>4	3-4	2-3	1-2	>1
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>	0-20	20-40	40-60	60-80	>80
	Composición, abundancia y biomasa de zooplancton	Ratio cladóceros grandes / totales	>0,5	0,3-0,5	0,1-0,3	0,05-0,1	<0,05
		Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila a	> 70	50-70	20-50	10-20	<10
		Índice de zooplancton <i>WZI</i>	>4,2	3,4-4,2	2,6-3,4	1,8-2,6	<1,8
Índice de Rotíferos ( <i>TL/rot</i> )		<2	2-3	3-4	4-5	>5	
Físico-Químico	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi (m)	>6	3-6	1,5-3	0,7-1,5	<0,7
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética O <sub>2</sub> (mg/L O <sub>2</sub> )	>8	8-6	6-4	4-2	<2
	Concentración de nutrientes	Concentración de PT: media anual (µg P/L)	0-4	4-10	10-35	35-100	>100
	Elemento combinado	TSI	<20	20-40	40-60	60-80	>80
Valoración del parámetro			5	4	3	2	1

**CUADRO 30b**

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

B: Ejemplo como modelo de aplicación práctica:

Indicador	Elementos	Parámetros	Valor Observado	Valor Parámetro	Valor Elemento	Val. Indicador	IPE
Biológico	Composición, abundancia y biomasa de fitoplancton	Densidad algal (cel/ml)	945	4	<b>3,4 (media)</b>	3,4 (mínimo)	<b>3 (Moderado)</b>
		Biomasa algal, Clorofila a (µg/L)	9,3	2			
		Biovolumen algal (mm <sup>3</sup> /L)	0,66	3			
		Índice grupos algales ( <i>Iga</i> )	9	4			
		Cianofíceas tóxicas (cel/ml)	75	5			
		<i>Indice Planctonique (I<sub>PI</sub>)</i>	3,5	4			
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>	65	2			
	Composición, abundancia y biomasa de zooplancton	Ratio cladóceros grandes / totales	0,43	4	<b>3,5 (media)</b>		
		Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila a	57,5	4			
		Índice de zooplancton <i>WZI</i>	2,2	2			
Índice de Rotíferos ( <i>TLIrot</i> )		2,1	4				
Físico-Químico	Transparencia	Disco de Secchi	3,4	4	<b>4</b>	3 (media) > <b>3</b>	
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética O <sub>2</sub>	3,7	2	<b>2</b>		
	Concentración de nutrientes	Concentración de P	23	3	<b>3</b>		
	Elemento combinado	TSI	25	4	<b>4</b>		

### b) aproximación normativa

Como consecuencia de la aprobación de la orden ARM/2656/2008 por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica, se incluirá en el presente ESTUDIO una segunda aproximación al potencial ecológico. Esta aproximación, a la que se denomina *normativa*, se basa en las condiciones de máximo potencial ecológico y los límites B/M establecidos para 4 métricas de fitoplancton y diversos tipos de embalses (todos los del ESTUDIO excepto el 12 y el 13). Se discutirán los pros y contras de esta clasificación y su congruencia o no con la aproximación experimental propuesta. Los valores de “referencia” (en realidad deberían haberse denominado *de máximo potencial ecológico*, ya que se trata de masas muy modificadas) y los límites de clase B/M se especifican en el **Cuadro 32**.

La forma de proceder en la clasificación del potencial ecológico de un embalse dado, en esta aproximación normativa, se basa en los siguientes pasos:

- Genéricamente, para el cálculo de los Ratios de Calidad Ecológica (RCE) de cada métrica, habría que dividir el valor  $v_i$  entre el valor de referencia para el tipo ( $VR_t$ ), obteniéndose así el RCE,

$$RCE_i = v_i / VR_t$$

No obstante, para el caso que nos ocupa y según indica la instrucción, Los valores de cambio de clase de la clorofila a y el biovolumen (al ser métricas relacionadas inversamente con la calidad) se calcularán de forma inversa al procedimiento general, es decir, como la relación entre las condiciones de referencia y el valor del indicador. Asimismo, el valor del IGA (y de los valores de referencia) se transformará mediante la expresión “400-IGA” y el valor del porcentaje de cianobacterias mediante “100-%cianobacterias” (orden ARM/2656/2008).

- Una vez tengamos los 4  $RCE_i$  (clorofila, biovolumen, IGA y % de cianobacterias), estableceremos si sobrepasan o no el umbral del buen potencial ecológico (B/M) para cada una de ellas. Los embalses se clasificarán en tres de las cinco categorías de potencial ecológico: menor que bueno o “no alcanza el buen estado”, bueno y óptimo potencial. Esta última categoría se concederá para aquellos RCE mayores o iguales a 1 (es decir condiciones que sobrepasan los valores de referencia).

- Tras ello, transformaremos estas categorías a escala numérica, tal que óptimo=3, bueno=2 y “no alcanza”=1. Una vez hecho esto y como indica la directiva, se hará por un lado la media de los valores correspondientes al biovolumen y a la clorofila, y por otro la media de los correspondientes al IGA y al % de cianobacterias. Se calculará entonces la media de ambas medias y ese será nuestro valor de potencial ecológico o *IPEnorm*. Esta nueva variable, cuyo rango es también de 1 a 3, se reescalará a 5 clases de calidad, siendo los nuevos límites para el potencial ecológico los que se indican a continuación.
  
- Finalmente se tendrá en cuenta el estado fisicoquímico calculado según la metodología descrita en la página 134 para modificar el potencial ecológico final, según el esquema de toma de decisiones de la **Figura 35**.

**CUADRO 31**  
 NIVELES DE CALIDAD SEGÚN EL INDICE DE POTENCIAL ECOLÓGICO NORMATIVO O  
*IPEnorm*

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
<i>IPEnorm</i>	>2,6	2,2-2,6	1,8-2,2	1,4-1,8	<1,4

### CUADRO 32

Valores de referencia propios del tipo ( $VR_t$ ) y límites de cambio de clase de potencial ecológico (B/M, bueno-moderado) de los indicadores de los elementos de calidad de embalses (ORDEN ARM 2656). Se han incluido sólo los tipos de embalses presentes en el ESTUDIO.

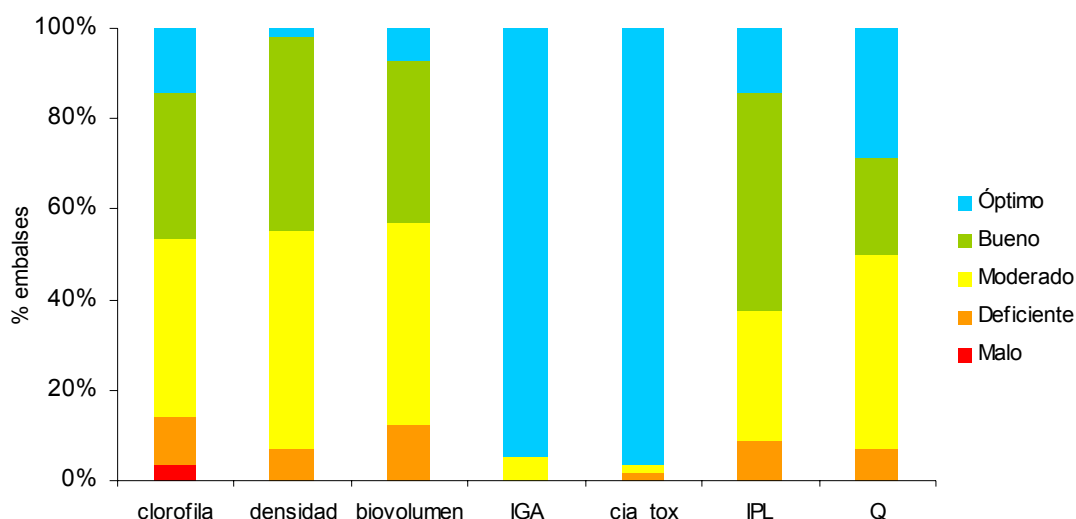
Tipo	Elemento	Parámetro	Indicador	$VR_t$	B/M	B/M (RCE)
Tipo 1	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a $mg/m^3$	2	9,5	0,21
			Biovolumen $mm^3/L$	0,36	1,9	0,19
		Composición	Índice de Catalan (IGA)	0,1	10,6	0,97
			Porcentaje de cianobacterias	0	9,2	0,91
Tipo 7	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a $mg/m^3$	2,6	6	0,43
			Biovolumen $mm^3/L$	0,76	2,1	0,36
		Composición	Índice de Catalan (IGA)	0,61	7,7	0,98
			Porcentaje de cianobacterias	0	28,5	0,72
Tipo 9	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a $mg/m^3$	2,6	6	0,43
			Biovolumen $mm^3/L$	0,76	2,1	0,36
		Composición	Índice de Catalan (IGA)	0,61	7,7	0,98
			Porcentaje de cianobacterias	0	28,5	0,72
Tipo 10	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a $mg/m^3$	2,6	6	0,43
			Biovolumen $mm^3/L$	0,76	2,1	0,36
		Composición	Índice de Catalan (IGA)	0,61	7,7	0,98
			Porcentaje de cianobacterias	0	28,5	0,72
Tipo 11	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a $mg/m^3$	2,6	6	0,43
			Biovolumen $mm^3/L$	0,76	2,1	0,36
		Composición	Índice de Catalan (IGA)	0,61	7,7	0,98
			Porcentaje de cianobacterias	0	28,5	0,72

## 6.4. Potencial Ecológico: Resultados

### 6.4.1 Indicadores Biológicos y Físicoquímicos

#### a) Biológicos

El **fitoplancton** fue el elemento del cual se incluyeron más parámetros indicadores, con un total de siete métricas (frente a tres para el zooplancton, con una de ellas, el ratio biomasa zooplancton / biomasa fitoplancton, que incluye también una medida de biomasa fitoplanctónica, la clorofila a). Los resultados obtenidos para cada una de las métricas del fitoplancton se pueden observar en la **Figura 36**.



**Figura 36.** Evaluación de la calidad mediante los parámetros del fitoplancton.

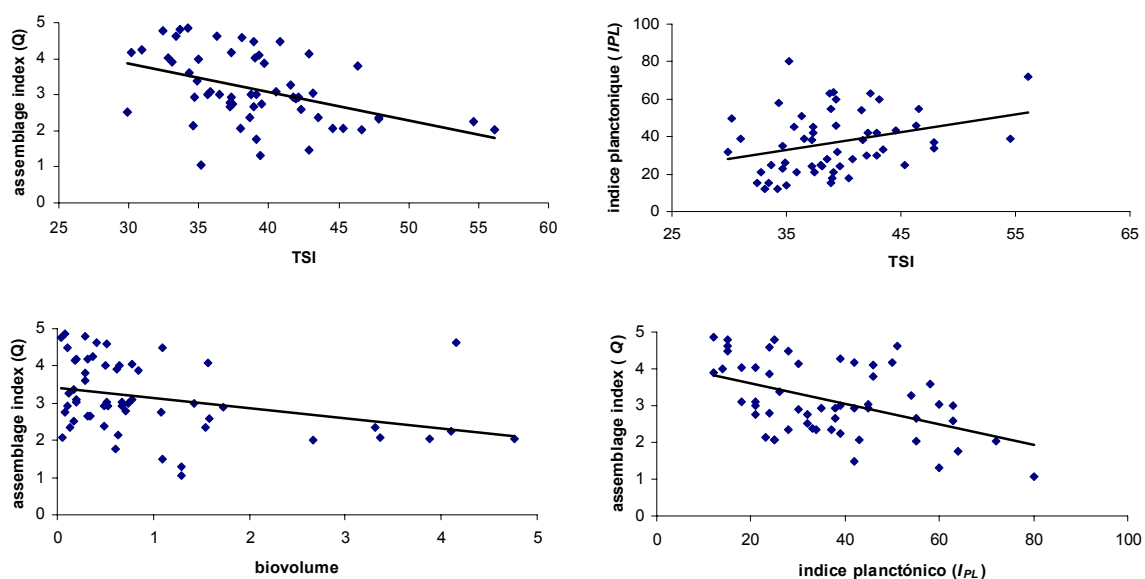
Se puede observar cierta disparidad en los resultados obtenidos mediante las métricas del fitoplancton, aunque en general se observa predominancia de las clases de potencial moderado y bueno. Tanto la concentración de clorofila como la densidad celular concedieron predominancia a las clases intermedias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

Por su parte, la densidad de cianofíceas tóxicas y el índice de grupos algales *Iga*, ofrecieron resultados poco fiables, en cuanto que evaluaron a la inmensa mayoría de embalses como en óptimo potencial, no estando en consonancia con las otras métricas del fitoplancton. Hay que

destacar el hecho de que de las especies de cianobacterias encontradas en el ESTUDIO, casi todas son típicas de lugares poco eutróficos. En cualquier caso, se trata de un indicador más útil en aspectos sanitarios de la gestión del agua que para conocer el potencial ecológico.

En cuanto al Índice de grupos algales o *Iga*, estos resultados podrían deberse a que el índice fue originalmente planteado para lagos cársticos de alta montaña en Cataluña (ACA 2003a), por lo que su aplicación a los embalses de la Cuenca del Ebro ha resultado poco útil. Estos resultados no permiten, a nuestro entender, la utilización de estas métricas en el cálculo del potencial ecológico en este estudio.

En lo referente a las dos métricas propuestas de forma novedosa en el presente trabajo, cabe destacar la buena sintonía mostrada con los otros parámetros del fitoplancton, como la concentración de clorofila, la densidad o el biovolumen. También se apreció una correlación significativa entre los dos índices, así como con otras variables de estado trófico como el TSI o el biovolumen (**Figura 37**)

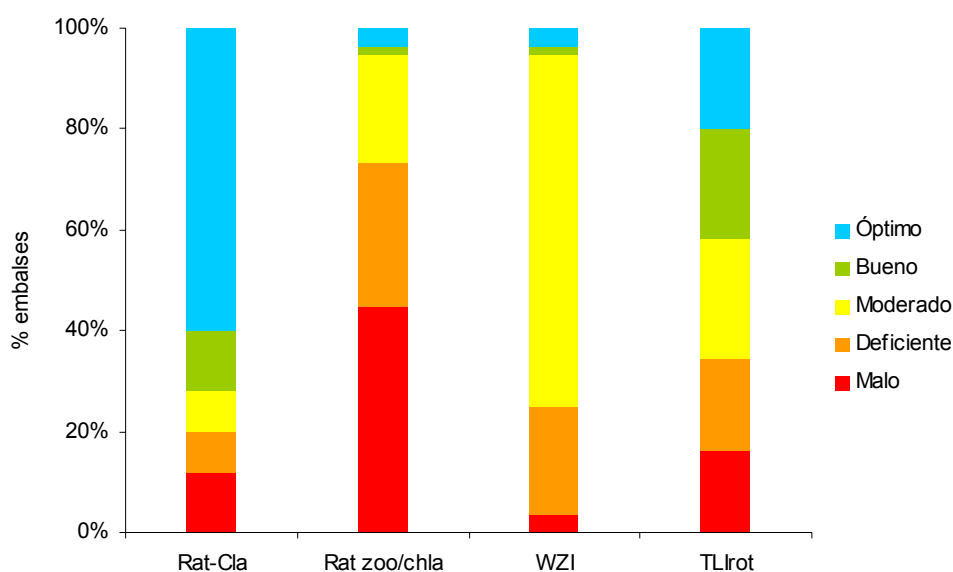


**Figura 37.** Relación entre los índices fitoplanctónicos Q e  $I_{PL}$  y otros parámetros de estado trófico.

Así pues, del indicador fitoplanctónico, cinco de las métricas seleccionadas a priori: clorofila, densidad, biovolumen, y los dos índices incluidos como novedad en el presente estudio ( $I_{PL}$  y Q) serán utilizadas finalmente en las estimas de potencial ecológico.



Respecto a los parámetros de zooplancton, los resultados obtenidos para cada una de las métricas se pueden observar en la **Figura 38**. El ratio de cladóceros grandes / total de cladóceros (Rat-Cla) resultó en una predominancia relativa de la clase óptimo, seguida de la clase bueno. En conjunto alrededor de un 70% de embalses fueron clasificados como de potencial bueno u óptimo. Las clases de calidad intermedia, moderado y deficiente, estuvieron poco representadas. La clase malo también estuvo representada.



**Figura 38.** Evaluación de calidad mediante los parámetros del zooplancton

La otra métrica de zooplancton (en realidad un ratio de biomasa zooplancton/fitoplancton) resultó en evaluaciones muy restrictivas de la calidad, con la clase malo como predominante, seguida de la clase deficiente (y sumando entre ambas alrededor del 75% de los embalses). Estos resultados coinciden con los obtenidos en 2006 y 2007. Por su parte, el índice biótico *WZI* (*Wetland Zooplankton Index*, Loughheed y Chow-Fraser 2002), ofreció resultados más moderados y acordes con otras métricas de potencial ecológico basadas en el fitoplancton. Así, la clase predominante según el *WZI* fue moderado, seguida de deficiente, con pocos casos en los potenciales bueno y óptimo (sólo 3 embalses alcanzaron estos potenciales con el *WZI*). Por último, el nuevo índice testado, el *riTLI*, basado en rotíferos, ofreció estimas bastante equitativas de clases de potencial ecológico, con todas las clases apareciendo en proporciones muy similares. No obstante, el índice mostró una correlación nula con indicadores clásicos de estado trófico como el TSI.

Así, las cuatro métricas de zooplancton ensayadas, ofrecieron resultados muy dispares en cuanto a indicación del potencial ecológico. Como ya se indicó en los informes de potencial ecológico de 2006 y 2007 (CHE 2007, CHE 2008), dos de las métricas utilizadas formaban parte del esquema de evaluación de estado ecológico *ECOFRAME* (Moss et al. 2003) para lagos someros en Europa. En cuanto al índice de rotíferos (*riTLI*), tampoco los resultados nos hacen pensar que su uso pueda estar justificado en la cuenca del Ebro, al menos tal como está propuesto en la actualidad.

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. Sería de gran utilidad el diseño de una o varias métricas de zooplancton, buscando especies indicadoras y valores de preferencia ambiental, propios de nuestros embalses, para su aplicación en los embalses de la cuenca del Ebro (partiendo de datos propios recabados en el área de estudio), tomando quizás, como base metodológica, el trabajo de Duggan y col. (2001) o el de Lougheed y Chow-Fraser (2002). Mientras tanto, no utilizaremos estas métricas por no considerarlas adecuadas.

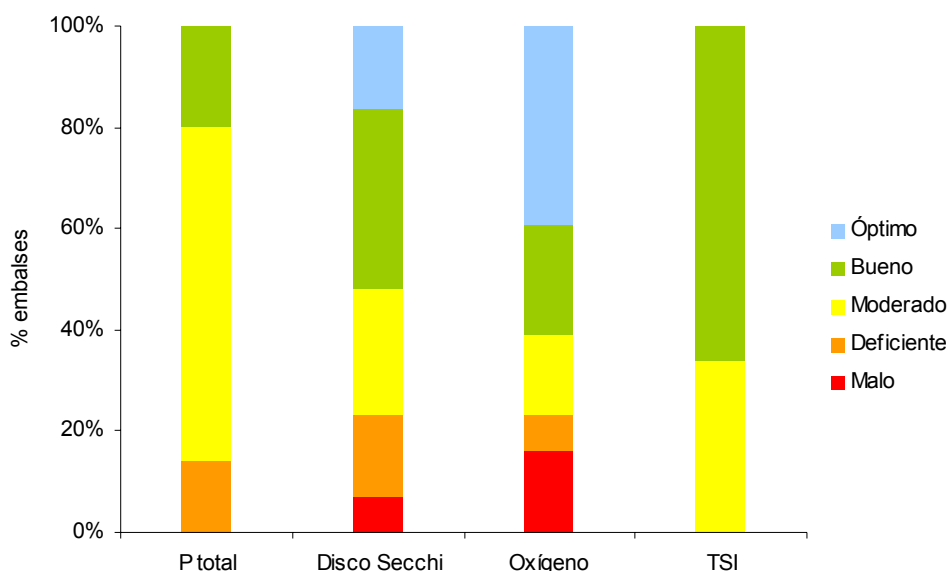
### CUADRO 33

#### PARÁMETROS DEL INDICADOR BIOLÓGICO EVALUADOS/UTILIZADOS EN LA ESTIMACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO SEGÚN AMBAS APROXIMACIONES.

Indicador	Elementos	Parámetros	Aproximación Experimental		Aproximación Normativa	
			Evaluada	Utilizada	Evaluada	Utilizada
Biológico	Composición, abundancia y biomasa de fitoplancton	Densidad algal (cel/ml)	SI	SI	NO	NO
		Biomasa algal, Clorofila a (µg/L)	SI	SI	SI	SI
		Biovolumen algal (mm <sup>3</sup> /L)	SI	SI	SI	SI
		Índice de grupos algales ( <i>Iga</i> )	SI	NO	SI	SI
		Cianofíceas tóxicas (cel/ml)	SI	NO	NO	NO
		Porcentaje de cianobacterias (%)	SI	NO	SI	SI
		<i>Indice Planctonique (I<sub>PL</sub>)</i>	SI	SI	NO	NO
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>	SI	SI	NO	NO
	Composición, abundancia y biomasa de zooplancton	Ratio cladóceros grandes / totales	SI	NO	NO	NO
		Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila a	SI	NO	NO	NO
		Índice de zooplancton <i>WZI</i>	SI	NO	NO	NO
		Índice de Rotíferos ( <i>TLIrot</i> )	SI	NO	NO	NO

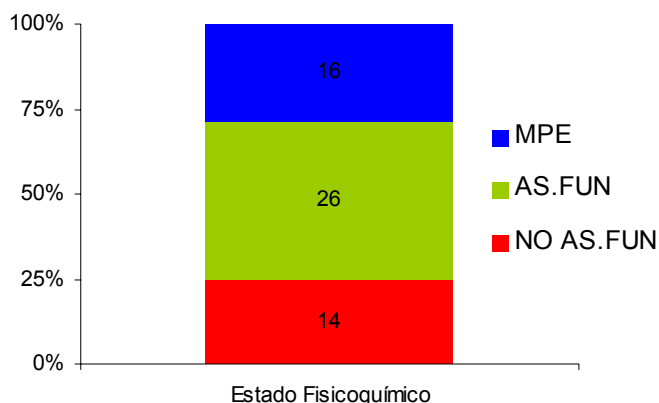
## b) Físico-Químicos

Los resultados obtenidos para cada una de las métricas o parámetros físico-químicos se pueden observar en la **Figura 39**.



**Figura 39.** Evaluación de la calidad en embalses mediante los parámetros físico-químicos.

La concentración de P total clasificó los embalses en tres de las cinco clases de calidad. La clase moderado fue la mayoritaria, con 37 embalses, seguida por la clase bueno. La clase deficiente estuvo menos representada, en 8 de los 56 embalses. La transparencia, medida como profundidad del disco de Secchi, ofreció resultados menos restrictivos, con un total de 29 embalses en las categorías bueno y óptimo. La concentración de oxígeno fue el parámetro que más benévolo se mostró, siendo óptimo el potencial mayoritario, seguido de bueno y malo, en proporciones parecidas. Respecto al índice trófico de Carlson (índice TSI), las clases mayoritarias fueron bueno y moderado, siendo además las únicas representadas. Este parámetro fue eliminado de la batería de variables a utilizar debido a que ofrecía información redundante (utilizaba el P total y el DS). Finalmente, como resultado de la combinación de parámetros, el elemento fisicoquímico también suavizaría las respuestas “extremas” de las métricas, resultando en un indicador fiable para la evaluación de la calidad de los embalses según la metodología planteada (**Figura 40**).



**Figura 40.** Evaluación de la calidad mediante el indicador físico-químico. MPE: máximo potencial ecológico; AS.FUN: asegura el funcionamiento del ecosistema; NO AS.FUN: no asegura el funcionamiento del ecosistema. (se incluye el número de embalses clasificados en cada categoría)

#### CUADRO 34

PARÁMETROS DEL INDICADOR FÍSICOQUÍMICO EVALUADOS/UTILIZADOS EN LA ESTIMACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO SEGÚN AMBAS APROXIMACIONES.

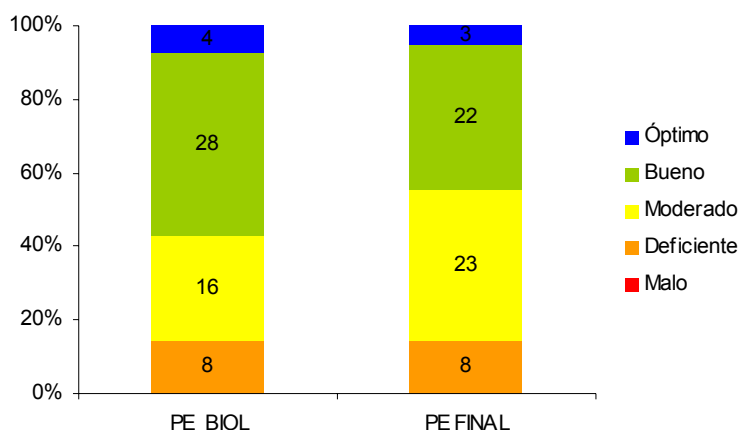
Indicador	Elementos	Parámetros	Aproximación Experimental		Aproximación Normativa	
			Evaluada	Utilizada	Evaluada	Utilizada
Físico-Químico	Transparencia	Disco de Secchi (m)	SI	SI	SI	SI
	Oxigenación	Concentración O <sub>2</sub> (mg/L O <sub>2</sub> )	SI	SI	SI	SI
	Nutrientes	Concentración de PT (µg P/L)	SI	SI	SI	SI
	Elemento combinado	TSI	SI	NO	SI	NO

#### 6.4.2 Potencial Ecológico final (aproximación experimental)

Una vez obtenidos los dos tipos de indicadores, y siguiendo la metodología expuesta en la **Figura 35**, se procedió a la estima del índice de potencial ecológico o *IPE*.

En sólo 8 de los 28 embalses calificados como de buen potencial biológico, el indicador físico-químico (inferior al umbral que asegura el funcionamiento del ecosistema) hizo descender de clase de potencial de bueno a moderado. En una ocasión pasó un embalse de óptimo a buen potencial.

La **Figura 41** muestra la proporción final de las clases de potencial ecológico en los embalses estudiados en 2007, evaluada en el presente ESTUDIO.



**Figura 41.** Proporción de clases de potencial ecológico evaluadas mediante el indicador biológico (PE\_BIOL) y mediante el IPE, tras aplicar los umbrales del indicador físico-químico, según el esquema de la Figura 26 (PE FINAL). Se adjunta el número de embalses clasificados en cada categoría.

El **Cuadro 35** 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 (PE-BIO), el de la evaluación físicoquímica (EST-FQ), el índice de potencial ecológico (IPE) evaluado para las masas de agua siguiendo la metodología empleada, así como la evaluación final de potencial ecológico según esta aproximación experimental (PEexp). Asimismo, en la **Figura 42** se muestra el mapa de potencial ecológico de los embalses estudiados.

### CUADRO 35

#### ESTABLECIMIENTO DEL POTENCIAL ECOLOGICO

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

EMBALSE	COD	TIPO	IPE	PE_BIO	EST_FQ	PEexp
Albiña	ALB	7	3,6	Bueno	AS.FUN	Bueno
Alloz	ALL	7	3,8	Bueno	AS.FUN	Bueno
Ardisa	ARD	11	4,6	Óptimo	AS.FUN	Bueno
Barasona	BAR	11	3,8	Bueno	MPE	Bueno
Baserca	BAS	13	3,4	Moderado	MPE	Moderado
Búbal	BUB	7	3,4	Moderado	MPE	Moderado
Calanda	CAL	11	4,0	Bueno	MPE	Bueno
Camarasa	CAM	11	3,4	Moderado	AS.FUN	Moderado
Canelles	CAN	11	4,0	Bueno	MPE	Bueno
Caspe	CAS	12	2,6	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Cereceda	CER	9	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado

EMBALSE	COD	TIPO	IPE	PE_BIO	EST_FQ	PEexp
Ciurana	CIU	10	4,4	Óptimo	MPE	Óptimo
El Cortijo	COR	11	3,6	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Cueva Foradada	CUE	10	3,6	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Ebro	EBR	7	2,8	Moderado	AS.FUN	Moderado
Escales	ESC	7	4,0	Bueno	MPE	Bueno
Eugui	EUG	7	2,6	Deficiente	AS.FUN	Deficiente
Flix	FLI	12	4,0	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Gallipué	GAL	10	4,0	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
El Grado	GRA	11	4,2	Bueno	MPE	Bueno
Guiamets	GUI	10	2,6	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Irabia	IRA	7	3,8	Bueno	AS.FUN	Bueno
Itoiz	ITO	7	3,2	Moderado	AS.FUN	Moderado
Lanuz	LAN	1	3,8	Bueno	MPE	Bueno
Mansilla	MAN	7	3,8	Bueno	AS.FUN	Bueno
Margalef	MAR	10	3,4	Moderado	AS.FUN	Moderado
Mediano	MED	9	4,6	Óptimo	MPE	Óptimo
Mequinena	MEQ	12	2,6	Deficiente	AS.FUN	Deficiente
Mezalocha	MEZ	10	3,4	Moderado	AS.FUN	Moderado
Montearagón	MOA	7	3,2	Moderado	AS.FUN	Moderado
Monteagudo	MON	7	3,6	Bueno	AS.FUN	Bueno
Moneva	MOV	10	4,0	Bueno	AS.FUN	Bueno
Oliana	OLI	9	2,6	Deficiente	MPE	Deficiente
Ortigosa	ORT	7	3,6	Bueno	AS.FUN	Bueno
Pajares	PAJ	1	3,8	Bueno	AS.FUN	Bueno
Pena	PEN	10	2,6	Deficiente	AS.FUN	Deficiente
La Peña	PEÑ	9	3,6	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Puentelarrá	PUE	9	3,6	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Rialb	RIA	11	2,8	Moderado	AS.FUN	Moderado
Ribarroja	RIB	12	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Sabiñánigo	SAB	7	4,8	Óptimo	MPE	Óptimo
Santa Ana	SAN	11	3,8	Bueno	MPE	Bueno
San Lorenzo	SLO	11	3,8	Bueno	AS.FUN	Bueno
Sobrón	SOB	9	2,6	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
La Sotonera	SOT	10	3,2	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Santolea	STO	11	4,0	Bueno	AS.FUN	Bueno
Talarn	TAL	11	3,8	Bueno	MPE	Bueno
Terradets	TER	9	3,8	Bueno	AS.FUN	Bueno
Las Torcas	TOR	10	3,4	Moderado	MPE	Moderado
La Tranquera	TRA	11	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado
Ullivarrí-Gamboa	ULL	7	3,4	Moderado	AS.FUN	Moderado
Urrúnaga	URR	7	3,6	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Utchesa Seca	UTC	10	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Vadiello	VAD	7	4,2	Bueno	MPE	Bueno
El Val	VAL	7	2,0	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Yesa	YES	9	4,2	Bueno	AS.FUN	Bueno

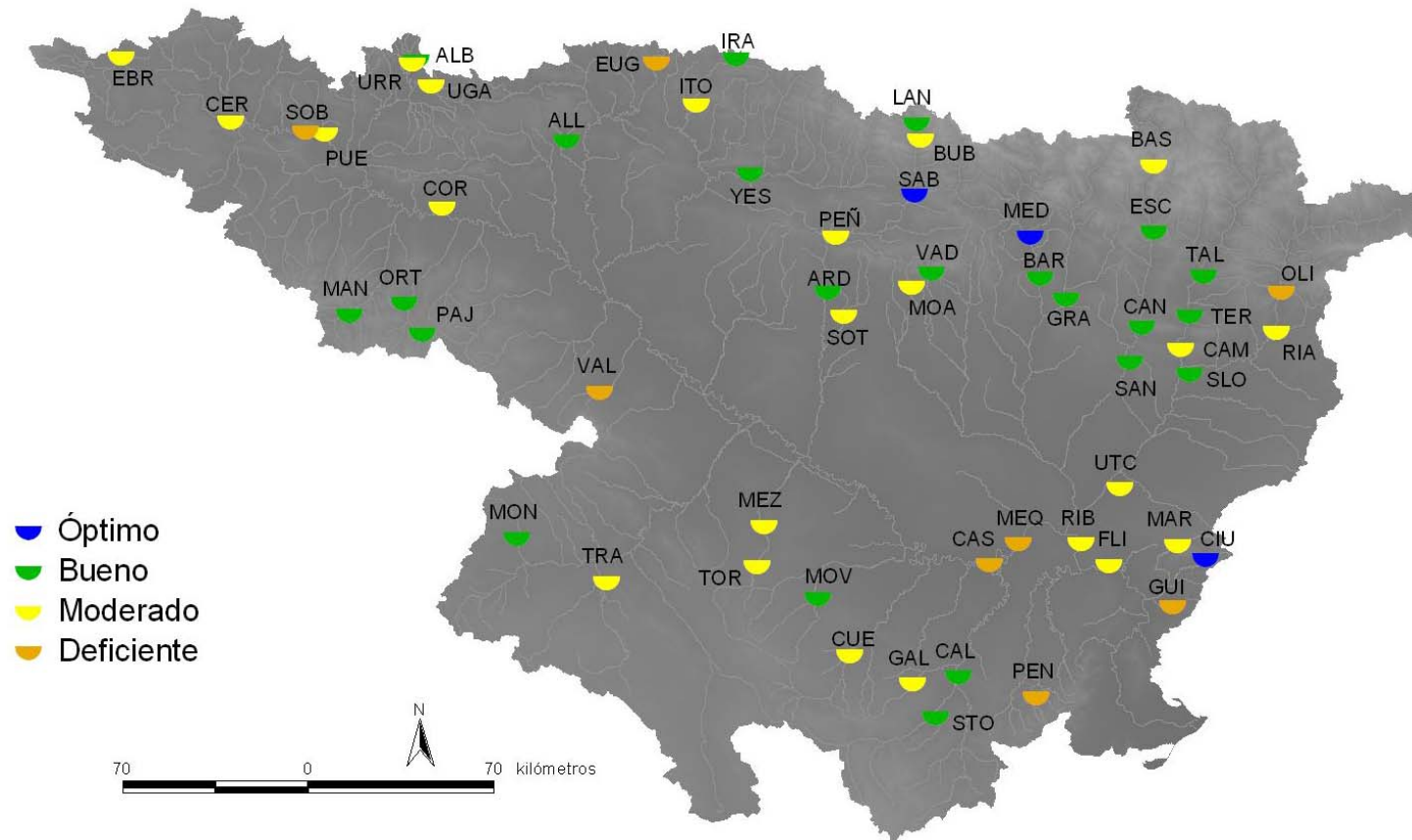


Figura 42. Mapa de clasificación del potencial ecológico (*PEexp*) de los embalses en 2008

Para concluir se analizan las tendencias de potencial ecológico por tipos de embalse. Se obtuvieron los siguientes resultados, representados gráficamente en la **Figura 43**.

Los embalses de Tipo 1, esto es, embalse silíceos, en zonas húmedas y frías de cabecera (dos embalses), presentaron un potencial bueno.

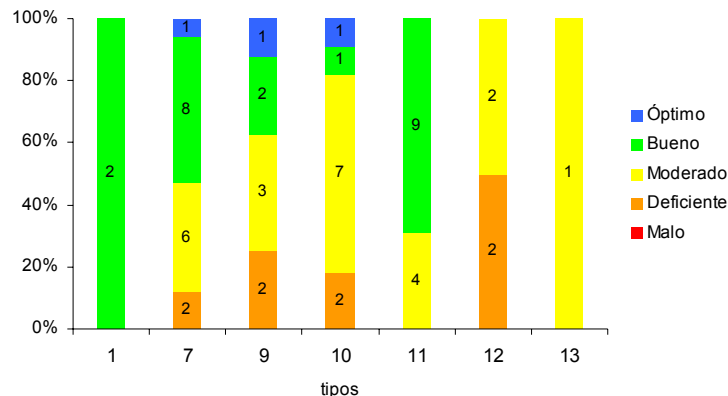
Los embalses de Tipo 7, calcáreos, en zonas húmedas y frías de cabecera, presentaron mayoritariamente un potencial bueno o moderado. Solo dos embalses presentaron un potencial deficiente, Eugui y El Val. Los siguientes embalses tampoco alcanzaron el buen potencial: Búbal, Ebro, Itoiz, Montearagón, Ullivarri-Gamboa y Urrúnaga.

En los embalses del Tipo 9, no alcanzan el buen potencial los embalses de Oliana, Sobrón, Cereceda, La Peña y Puentelarrá. Si alcanzan o superan el buen potencial Mediano, Terradets y Yesa.

En los embalses de tipo 10, sólo Moneva y Çiurana alcanzan el buen potencial, mientras que no superarían la barrera: Guiamets, Pena, Cueva Foradada, Gallipuéñ, Margalef, Mezalocha, La Sotona, Las Torcas y Utchesa Seca.

Para el Tipo 11 la clase buen potencial es la mayoritaria, con 9 de 13 embalses. Los otros cuatro embalses presentaron potencial moderado: Camarasa, El Cortijo, Rialb y La Tranquera.

Los cuatro embalses de Tipo 12, presentaron potenciales moderados (Flix y Ribarroja) o deficientes (Caspe y Mequinzenza). Finalmente, el único representante de embalses dimícticos de tipo 13 presentó un potencial ecológico moderado.

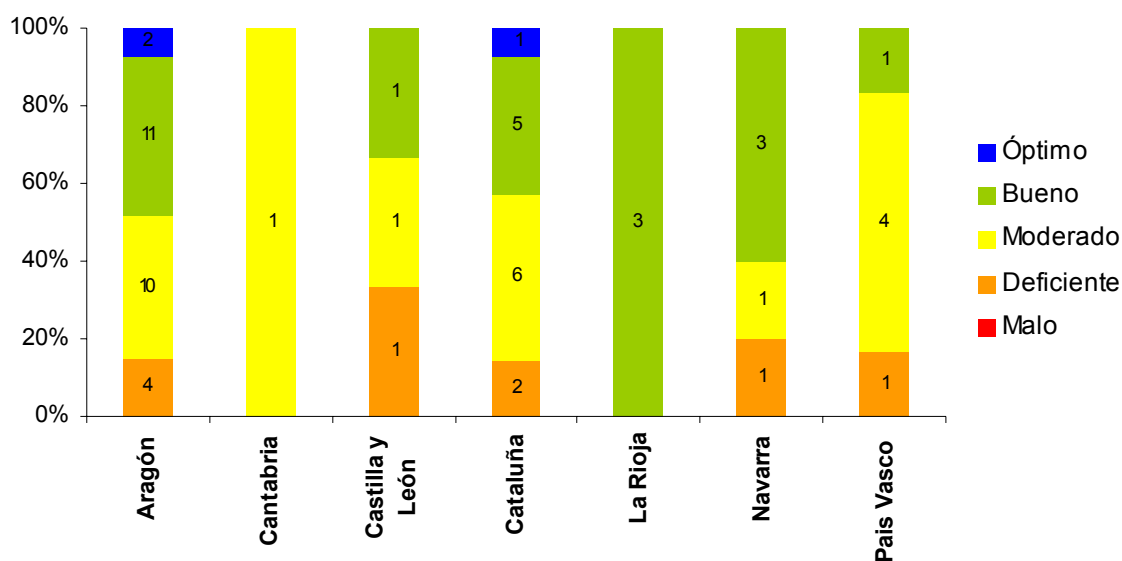


**Figura 43.** Clasificación del potencial ecológico de los embalses según el *PExp* por tipos.



Respecto al análisis por comunidades autónomas, los resultados se ilustran en las **Figuras 44 y 45**. Aragón, con 27 embalses (2 compartidos con Cataluña), fue la comunidad autónoma con más masas de agua muestreadas en 2008. Le siguió Cataluña, con 14 embalses (2 compartidos con Aragón), País Vasco, con 6 embalses (uno compartido con Castilla y León), Navarra, con 5 embalses, La Rioja y Castilla y León con 3 embalses cada una, y por último Cantabria, con 1 embalse.

En cuanto a la clasificación de los mismos, se muestra en las **Figuras 44 y 45**.



**Figura 44.** Clasificación del potencial ecológico (*PEexp*) de los embalses en 2008 por comunidades autónomas.

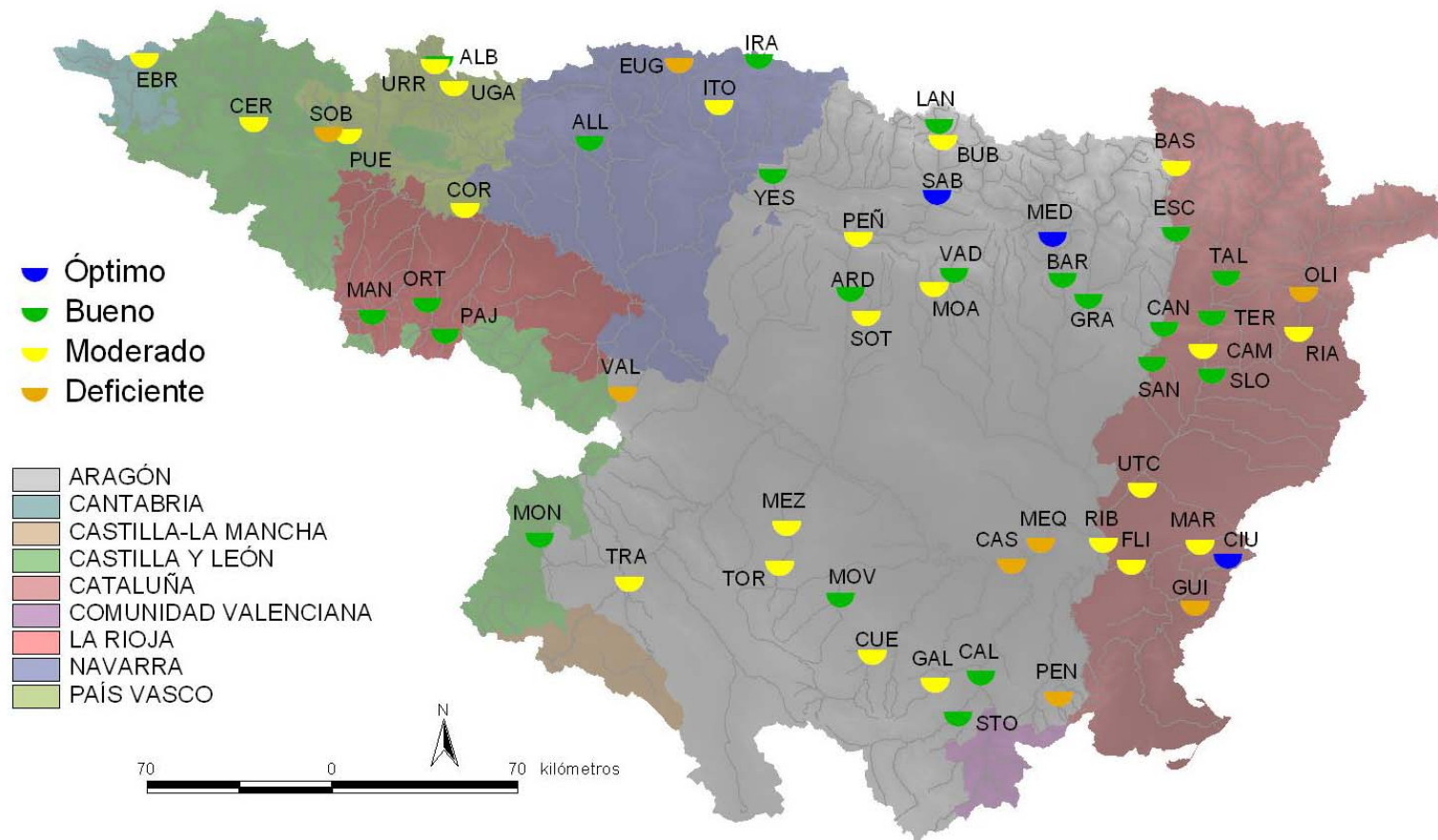


Figura 45. Mapa de clasificación del potencial ecológico (PEexp) de los embalses en 2008 por comunidades autónomas.

### 6.4.3 Potencial Ecológico final (aproximación normativa)

La aplicación de la metodología de las condiciones de referencia en base a los datos publicados en la orden ARM/2656/2008, dio como resultado la clasificación de los embalses estudiados (excepto los de los tipos 12 y 13, sin datos en dicha orden) que se expone en el **Cuadro 36**. El potencial ecológico final tiene en cuenta el estado fisicoquímico del embalse, modificándose éste según la misma metodología descrita para la aproximación normativa.

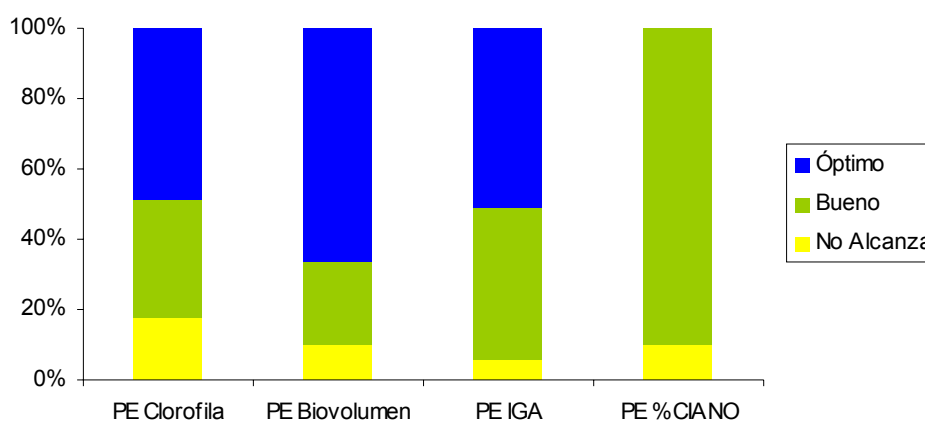
**CUADRO 36**

Resultado de la aplicación de las condiciones de referencia mediante la “aproximación normativa” al potencial ecológico. Se incluyen las evaluaciones de potencial de las cuatro métricas del fitoplancton (PE), el potencial biológico resultante (PEbio), y en la última columna aparece el potencial ecológico normativo (PEnorm) ya modificado por el indicador fisicoquímico (FQ)

COD	PE Clorofila	PE Biovol	PE IGA	PE %CIANO	PEbio	FQ	PEnorm
ALB	Bueno	Óptimo	Bueno	Bueno	Bueno	AS.FUN	Bueno
ALL	Óptimo	Óptimo	Óptimo	Bueno	Óptimo	AS.FUN	Bueno
ARD	Óptimo	Óptimo	Óptimo	Bueno	Óptimo	AS.FUN	Bueno
BAR	Óptimo	Óptimo	Óptimo	Bueno	Óptimo	MPE	Óptimo
BUB	Óptimo	Óptimo	Óptimo	Bueno	Óptimo	MPE	Óptimo
CAL	Óptimo	Óptimo	Óptimo	Bueno	Óptimo	MPE	Óptimo
CAM	Bueno	Óptimo	Bueno	Bueno	Bueno	AS.FUN	Bueno
CAN	Óptimo	Óptimo	Bueno	Bueno	Bueno	MPE	Bueno
CER	Bueno	Óptimo	Óptimo	Bueno	Bueno	AS.FUN	Bueno
CIU	Óptimo	Óptimo	Óptimo	Bueno	Óptimo	MPE	Óptimo
COR	Bueno	Óptimo	Óptimo	Bueno	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
CUE	Bueno	Óptimo	Bueno	Bueno	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
EBR	Bueno	Óptimo	Bueno	No alcanza	Moderado	AS.FUN	Moderado
ESC	Óptimo	No alcanza	Óptimo	Bueno	Bueno	MPE	Bueno
EUG	No alcanza	No alcanza	Bueno	Bueno	Deficiente	AS.FUN	Deficiente
GAL	Bueno	Óptimo	Óptimo	Bueno	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
GRA	Óptimo	Óptimo	Óptimo	Bueno	Óptimo	MPE	Óptimo
GUI	No alcanza	Bueno	Bueno	No alcanza	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
IRA	Óptimo	Óptimo	Bueno	Bueno	Bueno	AS.FUN	Bueno
ITO	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Moderado	AS.FUN	Moderado
LAN	Óptimo	Óptimo	Bueno	Bueno	Bueno	MPE	Bueno
MAN	Óptimo	Óptimo	Óptimo	Bueno	Óptimo	AS.FUN	Bueno
MAR	Bueno	Bueno	Óptimo	Bueno	Bueno	AS.FUN	Bueno
MED	Óptimo	Óptimo	Óptimo	Bueno	Óptimo	MPE	Óptimo
MEZ	No alcanza	Óptimo	Bueno	Bueno	Moderado	AS.FUN	Moderado
MOA	Óptimo	No alcanza	Bueno	Bueno	Moderado	AS.FUN	Moderado
MON	No alcanza	Óptimo	Óptimo	Bueno	Bueno	AS.FUN	Bueno

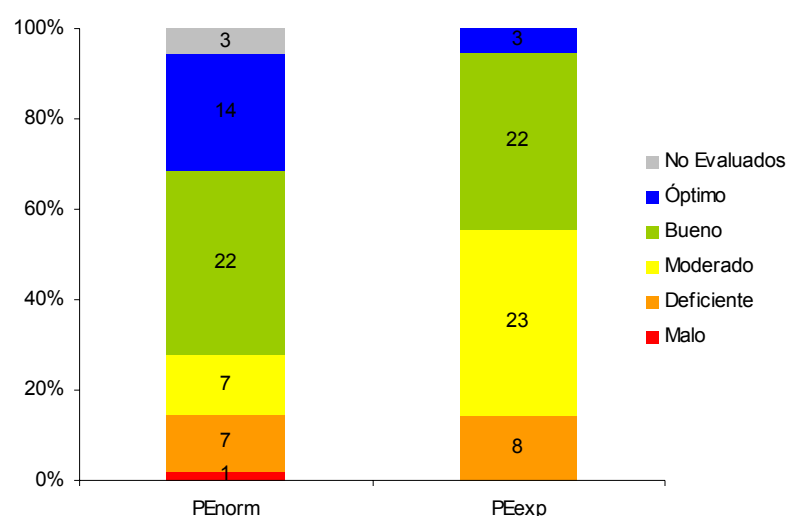
COD	PE Clorofila	PE Biovol	PE IGA	PE %CIANO	PEbio	FQ	PEnorm
MOV	Óptimo	Óptimo	Óptimo	Bueno	Óptimo	AS.FUN	Bueno
OLI	Bueno	Óptimo	No alcanza	Bueno	Moderado	MPE	Moderado
ORT	Bueno	Óptimo	Bueno	Bueno	Bueno	AS.FUN	Bueno
PAJ	Óptimo	Óptimo	Bueno	No alcanza	Bueno	AS.FUN	Bueno
PEN	Óptimo	Bueno	No alcanza	No alcanza	Deficiente	AS.FUN	Deficiente
PEÑ	Bueno	Óptimo	Óptimo	Bueno	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
PUE	Óptimo	Óptimo	Bueno	Bueno	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
RIA	Bueno	Bueno	No alcanza	Bueno	Deficiente	AS.FUN	Deficiente
SAB	Óptimo	Óptimo	Óptimo	Bueno	Óptimo	MPE	Óptimo
SAN	Óptimo	Óptimo	Óptimo	Bueno	Óptimo	MPE	Óptimo
SLO	Bueno	Bueno	Óptimo	Bueno	Bueno	AS.FUN	Bueno
SOB	No alcanza	Bueno	Bueno	Bueno	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
SOT	Bueno	Óptimo	Óptimo	Bueno	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
STO	Óptimo	Óptimo	Bueno	Bueno	Bueno	AS.FUN	Bueno
TAL	Óptimo	Bueno	Óptimo	Bueno	Bueno	MPE	Bueno
TER	Óptimo	Óptimo	Bueno	Bueno	Bueno	AS.FUN	Bueno
TOR	Bueno	Bueno	Óptimo	Bueno	Bueno	MPE	Bueno
TRA	No alcanza	Bueno	Bueno	Bueno	Deficiente	AS.FUN	Deficiente
UGA	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Moderado	AS.FUN	Moderado
URR	No alcanza	Bueno	Óptimo	Bueno	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
UTC	No alcanza	No alcanza	Bueno	Bueno	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
VAD	Óptimo	Óptimo	Óptimo	Bueno	Óptimo	MPE	Óptimo
VAL	No alcanza	No alcanza	Bueno	No alcanza	Malo	NO AS.FUN	Malo
YES	Óptimo	Óptimo	Óptimo	Bueno	Óptimo	AS.FUN	Bueno

En el siguiente gráfico (**Figura 46**) se resumen los resultados ofrecidos por cada una de las métricas utilizadas en el cálculo del potencial ecológico según esta aproximación normativa.



**Figura 46.** Clasificación del potencial ecológico según los parámetros de la aproximación normativa.

Asimismo, en la siguiente figura (**Figura 47**) se muestran los resultados finales de potencial ecológico *PE<sub>norm</sub>* derivados de estas cuatro métricas, combinadas según la metodología expuesta anteriormente (sección 6.3 b), en comparación con aquellos obtenidos previamente mediante la aproximación experimental, *PE<sub>exp</sub>* (según la metodología expuesta en la sección 6.3 a). Ambos resultados han sido “corregidos” o modificados teniendo en cuenta el estado fisicoquímico del embalse.



**Figura 47.** Clasificación del potencial ecológico final según la aproximación normativa *PE<sub>norm</sub>* y la aproximación experimental, *PE<sub>exp</sub>*. Para ver las metodologías de cálculo, ir a la sección 6.3 a y b.

Como se puede apreciar, la aproximación normativa da como resultado clasificaciones más optimistas que la experimental, con más embalses clasificados en óptimo potencial. La clase de potencial moderado presenta en este caso muchos menos embalses, mientras que las clases bueno y deficiente presentan similares proporciones.

Las variables IGA y % cianobacterias clasifican más del 90% de los embalses como en buen-óptimo potencial. Además, tanto el biovolumen como la clorofila, al aplicar las condiciones de referencia propuestas (ARM 2656/2008), también clasifican la inmensa mayoría de sistemas como en buen-óptimo potencial. Estos dos factores condicionan la clasificación *normativa* del potencial ecológico. En nuestra opinión, éste podría estar sobre-estimándose en muchos casos.

La Figura 48 muestra el mapa de potencial ecológico de los embalses muestreados en 2008 clasificados conforme a la instrucción de planificación hidrológica (ORDEN ARM 2656), esto es, según la aproximación normativa.

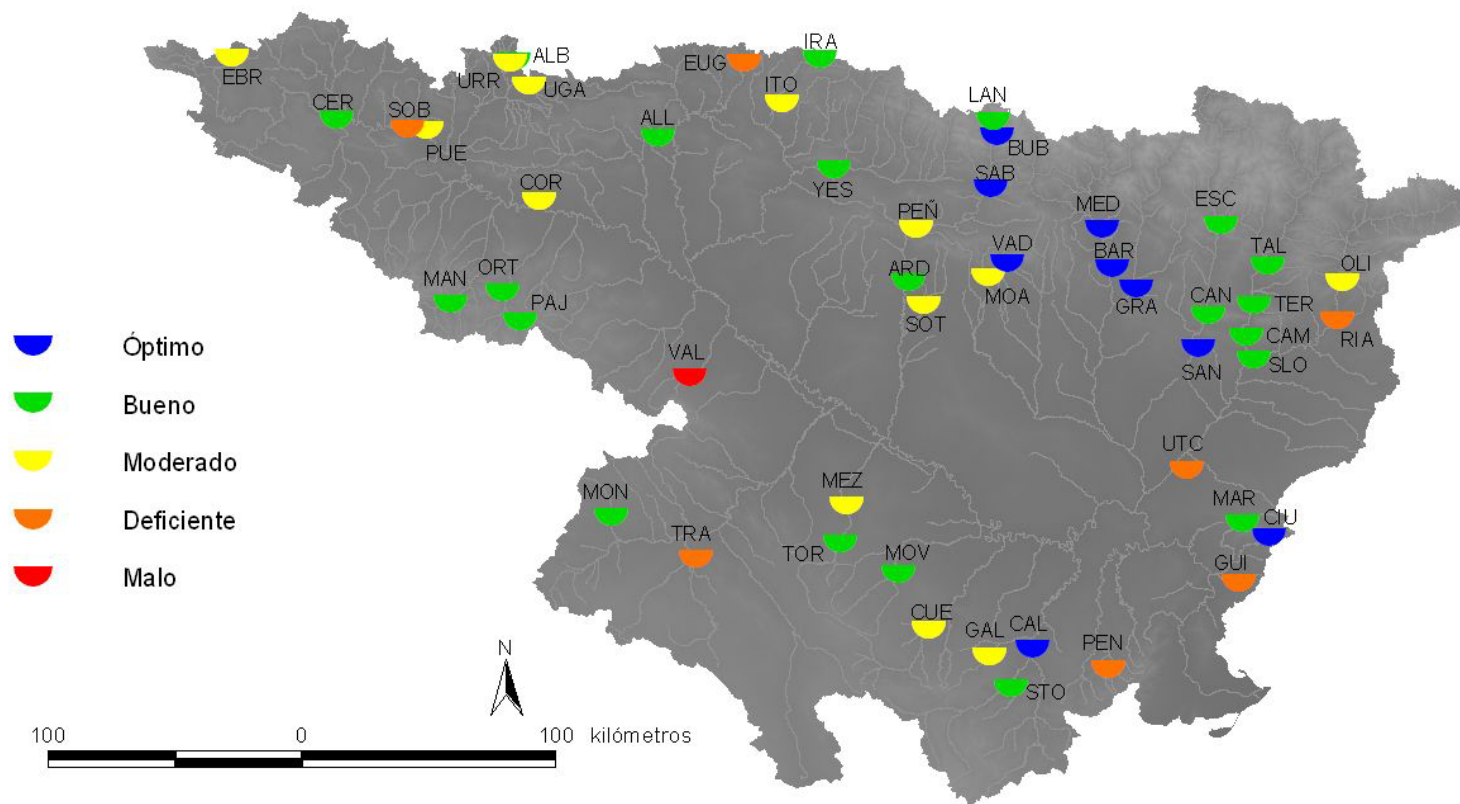


Figura 48. Mapa de clasificación del potencial ecológico ( $PE_{norm}$ ) de los embalses en 2008.

## 7. RESUMEN - CONCLUSIONES

### Clasificación

- Los 57 embalses se han clasificado en 7 categorías (según el esquema nacional de clasificación de la *IPH*) atendiendo a razones del régimen de mezcla, geología, climatología, área de la cuenca de aportación y altitud.
- Los porcentajes de embalses estudiados por categorías son:

Tipo 7	Tipo 11	Tipo 10	Tipo 9	Tipo 12	Tipo 1	Tipo 13
17	13	11	8	4	2	1
30,4%	23,2%	19,6%	14,3%	7,1%	3,6%	1,8%

La categoría que agrupa a un mayor número de embalses es la 7, seguida de las categorías 11 y 10. Se destaca la presencia de un solo embalse de tipo 13, lo que indica la escasez de embalses dimícticos en el área de estudio.

### Características hidromorfológicas

- Las masas de agua son de capacidad variable, con volúmenes inferiores a 30 hm<sup>3</sup> en un 51% de los casos. Un 14% de embalses presentan volúmenes intermedios, entre 30 y 70 hm<sup>3</sup>, un 12% presentan volúmenes algo mayores, entre 70 y 150 hm<sup>3</sup>; un 9% presentan capacidades de entre 150 y 300 hm<sup>3</sup>, y finalmente, un 15% tienen capacidad de embalsar entre 300 y 1600 hm<sup>3</sup>, siendo el mayor de toda la cuenca el embalse de Mequinenza, con 1534 hm<sup>3</sup> de capacidad máxima.
- Las masas de agua son de superficie muy variable, con un rango que oscila entre las 23 ha del embalse de Gallipué, hasta las 6478 ha del embalse de Mequinenza. La gran mayoría de embalses no superan las 500 ha (70% de los embalses)
- Las masas de agua son de profundidad muy variable, con un rango de 9,5 a 115 m, valores registrados para los embalses de Terradets y Escales respectivamente. Se pueden observar dos modas, situadas en torno a los 30 m y 70 m de profundidad respectivamente.
- El rango de áreas de cuenca va desde los escasos 10 km<sup>2</sup> del embalse de Albiña, hasta los más de 80000 km<sup>2</sup> de Ribarroja o Flix. La mayoría de embalses estudiados tienen cuencas de aportación relativamente pequeñas, con casi un 90% con menos de 10000 km<sup>2</sup>. A su vez, dentro de este 90%, alrededor de un 60% tienen cuencas de menos de 1000 km<sup>2</sup>, siendo esta por tanto la clase predominante.

### Características fisicoquímicas

- En lo tocante al disco de Secchi, los tipos 1 y 13 son los que mayor transparencia presentan, aunque sendos outliers en los tipos 9 y 10 alcanzan los valores máximos (Çiurana y Mediano). Los embalses del tipo 12, presentan los valores medios de transparencia más bajos, con Ribarroja y Caspe como responsables. El mínimo absoluto de transparencia corresponde al embalse de Ardisa, del grupo 11.
- En cuanto a la temperatura de los embalses, considerando la media en la zona fótica (menos influenciada por las condiciones meteorológicas inmediatas o por la hora del muestreo que la superficial), observamos las temperaturas más bajas en los embalses de tipo 1 y 13, debido a la altitud a la que se encuentran los tres embalses, en el Pirineo (Lanuzá, a 1268 m; Pajares, 1224 m; Baserca, 1432 msnm). Las temperaturas más elevadas se dan en embalses del tipo 9, aunque con mucha variabilidad, y en los del tipo 12, ya en las partes bajas de la cuenca.
- Respecto a la conductividad, en la zona fótica y la superficial, los valores de la mediana más elevados se dan en los grupos 9 y 12. Destacan dos *outliers* en los tipos 7 y 11, con valores superiores a 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Monteagudo y El Cortijo). Cabe resaltar también las bajas conductividades de los tipos 1 y 13, en el Pirineo, típicas de zonas silíceas. Las conductividades máximas y en profundidad presentan patrones similares, con datos extremos como los 2840  $\mu\text{S}/\text{cm}$  de Puentelarrá (dato extremo de conductividad máxima y profunda) y Sobrón, este último medido a media profundidad (13 de 25 m).
- La calidad de las masas de agua según la oxigenación es óptima en más de un 40%. Las masas de agua con niveles bajos de oxigenación (nivel de calidad deficiente o mala, un 23%) coinciden con masas de agua estratificadas que presentan un hipolimnion poco oxigenado, con la excepción del embalse de Cueva Foradada, que no presenta estratificación y cuya media en la columna es de 3,79 mg/L O<sub>2</sub>.



## Características biológicas

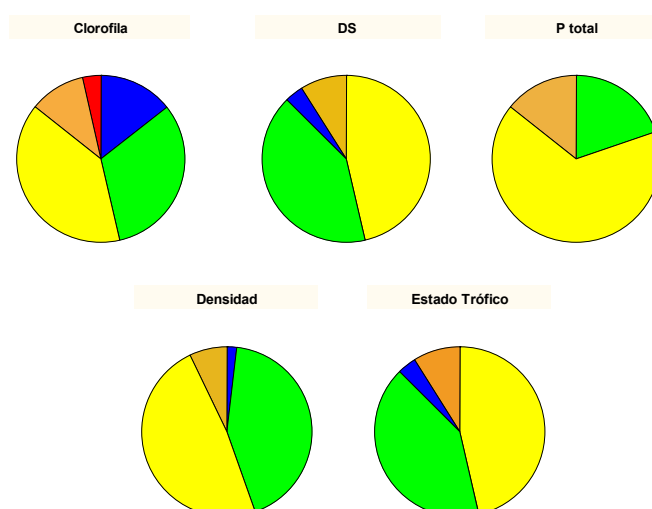
- La comunidad fitoplanctónica estudiada (un total de 270 taxones en 56 embalses) está representada por nueve grandes grupos algales, entre los que destacan, por su diversidad, los clorófitos y las diatomeas (Bacillariophyceae).
- La densidad celular fue más alta en los embalses de tipo 12, con un valor mediano de 4537 cel/ml. El tipo 13 fue el siguiente en cuanto a densidad celular, con 1839 cel/ml. Se dieron valores extremos en tres embalses de los tipos 7 (embalses de Montearagón, El Val y Eugui, este último con un máximo para el tipo de 26147 cel/ml); dos embalses del tipo 10 (embalses de Guiamets, con 14623 cel/ml y de Pena, este último con el máximo absoluto, 52096 cel/ml) y dos embalses del tipo 11, aunque no resultaron valores extremos en relación al conjunto de los embalses estudiados (fueron los embalses de Rialb, con 3945 cel/ml, y La Tranquera, con 7412 cel/ml).
- El comportamiento de la variable biovolumen celular de fitoplancton fue similar al de la variable densidad, con los embalses del tipo 12 presentando valores mucho más elevados en general, con una mediana de 2,71 mm<sup>3</sup>/L. Se dieron valores extremos en dos embalses del tipo 7, Eugui y Escales, con 4,77 y 4,16 mm<sup>3</sup>/L, respectivamente. Montearagón y El Val, con biovolúmenes de 3,37 y 2,66 también destacaron en el grupo 7. El embalse de Utchesa-Seca, del tipo 10, también presentó un biovolumen elevado, con 3,31 mm<sup>3</sup>/L.
- Las concentraciones de clorofila presentaron medianas en torno a los 1,55-3,85 µg/L en todos los tipos, con la excepción del tipo 12, con una mediana de 11,62 µg/L. El tipo 7 presentó la mayor concentración absoluta, con un valor de 92,55 µg/L en el embalse de El Val. Los tipos 1, 9, 10 y 11 no presentaron ningún embalse con concentraciones de clorofila superiores a 10 µg/L.
- La riqueza media de especies de fitoplancton (**Figura 16**) se movió en torno a las 22-38 especies por muestra-embalse. El tipo 12 destacó, por el gran número de especies, con una mediana de 39 especies. El máximo absoluto se registró en el embalse de Utchesa-Seca, de tipo 10, con 55 especies. Le siguió Caspe, de tipo 12, con 47 especies.
- En la ordenación (CCA) del fitoplancton, Las principales variables explicativas sobre el primer eje (CCA1), con un 14,6% de inercia, fueron por orden de correlación: la conductividad, la temperatura, el N total, y el pH (con correlaciones positivas) y la profundidad de Secchi y la profundidad de la estación de muestreo (con correlaciones negativas, en orden de importancia). Como principal tendencia, ocupando los valores más negativos del primer eje CCA1, se localizaron los embalses de los tipos 13 y de tipo 1. En el extremo opuesto de este gradiente, encontraríamos los cuatro embalses del tipo 12, Caspe, Ribarroja, Flix y Mequinzenza (12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja.)
- Se identificaron un total de especies de zooplancton en un total de 56 embalses, agrupadas en tres grupos taxonómicos principales, el orden Cladocera (17 especies), la subclase Copepoda (15 especies) y el phylum Rotifera (86 especies). Además se

contabilizaron tres especies de ciliados (Phylum Ciliophora: *Tintinnopsis lacustris*, *Vorticella* sp. y una especie por determinar) y una de molusco (fase larvaria velígera de *Dreissena polymorpha*, clase Bivalvia).

- La densidad de individuos (mediana) fluctuó entre 55 y 170 individuos por litro (ind/L) según el tipo, con valores extremos en los siguientes embalses: Montearagón, Escalles y El Val (tipo 7), con 598, 758 y 856 indiv/L respectivamente); La Peña y Sobrón (tipo 9, con 487 y 650 ind/L respectivamente); Las Torcas, Guiamets y Mezalocha (tipo 10, con 498, 748 y 1422 indiv/L respectivamente); o Mequinenza (tipo 12, con 585 ind/L)
- La biomasa mediana fue mayor en el tipo 10, con 55,3 µg/L (peso seco). El máximo absoluto se alcanzó en el embalse de Alloz, con 254 ind/L. debido al copépodo *Copidodiptomus numidicus* que supuso 191 (el 75% de biomasa). Otros valores extremos se dieron en dos embalses del tipo 10: Cueva Foradada (con 176 µg/L debido al copépodo *Neolovenula alluaudi*) y Guiamets (con 185 µg/L). También destacó Mequinenza (tipo 12), con 186 µg/L, en su mayor parte del copépodo *Acanthocyclops americanus* (86 µg/L ) y varias especies de cladóceros.
- La riqueza mediana de especies por muestra (cuantitativa) se movió en el rango de 9 a 18 especies, con los embalses de tipo 12 presentando los mayores valores. Valores destacados de riqueza zooplanctónica se dieron en los siguientes embalses: Urrúnaga (tipo 7), 21 especies; La Sotonera (tipo 10), 22 especies y San Lorenzo (tipo 11) 19 especies.
- Se observa una clara predominancia de los rotíferos (en cuanto a densidad) en la totalidad de tipos, representando siempre más del 60% de las densidades zooplanctónicas. Son excepciones a esta regla algunos embalses de los tipos 7 y 10, con predominancia de copépodos (y en menor medida, cladóceros).
- Las larvas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) se capturaron en los embalses de Sobrón, Puentelarrá, Flix, Mequinenza y Caspe. La densidad de larvas en el embalse de Sobrón fue la más alta, con 186 ind/L y representando un 33% de la comunidad zooplanctónica. Destacamos el hecho de que en el embalses de Ribarroja, con presencia documentada de este molusco invasor, no se capturaron larvas durante los muestreos del verano de 2008
- En la ordenación (CCA) del zooplancton, las variables más explicativas fueron, sobre el primer eje (CCA1, 16 %) y en sentido positivo: temperatura, conductividad, N total y clorofila y en sentido inverso, el oxígeno, la profundidad de captura del zooplancton (prof\_zoo) y la transparencia o profundidad de Secchi (DS). Los tipos de embalses aparecieron muy solapados entre si.

## Estado trófico

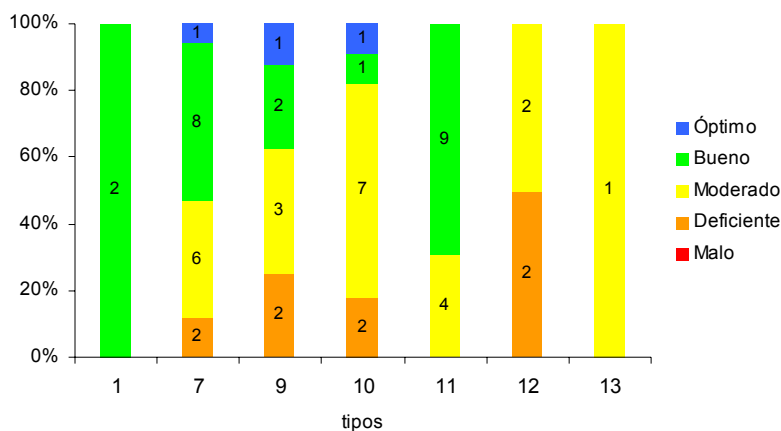
- Las variables más restrictivas a la hora de clasificar el estado trófico fue el P total, que no llegó a un 25% de embalses alcanzando el estado oligotrófico. Las otras variables clasificaron en torno a un 50% de embalses como oligo-ultraoligotróficos. La catalogación trófica final resultó un compromiso entre métricas, muy parecida en proporciones a las clasificaciones según la transparencia. Las clases mayoritarias fueron oligo- o mesotrófico.



## Potencial ecológico

- **Métricas del fitoplancton:** Tanto la concentración de clorofila como la densidad celular concedieron predominancia a las clases intermedias (moderado y bueno). El biovolumen se comportó de forma muy similar. Por su parte, la densidad de cianofíceas tóxicas y el índice de grupos algales *Iga*, ofrecieron resultados poco fiables, en cuanto que evaluaron a la inmensa mayoría de embalses como en óptimo potencial, no estando en consonancia con las otras métricas del fitoplancton. Estos resultados no permiten, a nuestro entender, la utilización de estas métricas en el cálculo del potencial ecológico en este estudio. En lo referente a las dos métricas propuestas de forma novedosa en el presente trabajo (índices  $I_{PL}$  y  $Q$ ), cabe destacar la buena sintonía mostrada con los otros parámetros del fitoplancton, como la concentración de clorofila, la densidad o el biovolumen. También se apreció una correlación significativa entre los dos índices, así como con otras variables de estado trófico como el TSI o el biovolumen. Así pues, del indicador fitoplanctónico, cinco de las métricas seleccionadas a priori: clorofila, densidad, biovolumen, y los dos índices incluidos como novedad en el presente estudio ( $I_{PL}$  y  $Q$ ) serán utilizadas finalmente en las estimas de potencial ecológico.

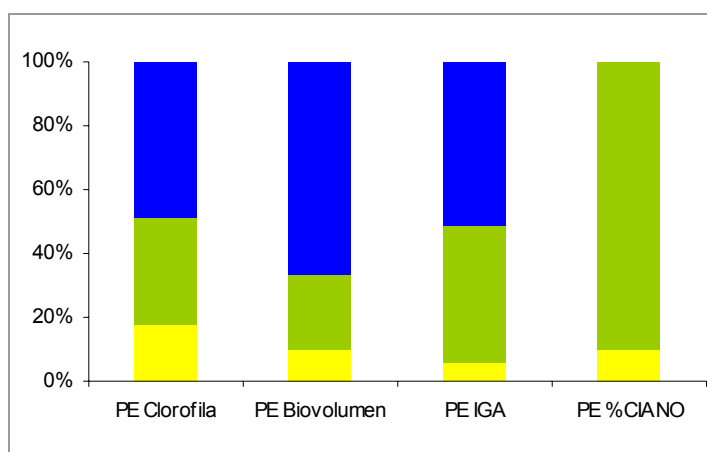
- **Métricas del zooplancton:** el ratio de cladóceros grandes / total de cladóceros (Rat-Cla) resultó en una predominancia relativa de la clase óptimo, seguida de la clase bueno. En conjunto alrededor de un 70% de embalses fueron clasificados como de potencial bueno u óptimo. La otra métrica de zooplancton (ratio de biomasa zooplancton/fitoplancton) resultó en evaluaciones muy restrictivas de la calidad, con la clase malo como predominante, seguida de la clase deficiente (y sumando entre ambas alrededor del 75% de los embalses). La clase predominante según el WZI fue moderado, seguida de deficiente, con pocos casos en los potenciales bueno y óptimo (sólo 3 embalses alcanzaron estos potenciales con el WZI). Por último, el nuevo índice testado, el *riTLI*, basado en rotíferos, resultó en estimas bastante equitativas de clases de potencial ecológico, con todas las clases apareciendo en proporciones muy similares. No obstante, el índice mostró una correlación nula con indicadores clásicos de estado trófico como el TSI. Las cuatro métricas de zooplancton testadas, ofrecieron en este ESTUDIO por tanto, resultados muy dispares en cuanto a indicación del potencial ecológico y no fueron utilizadas finalmente en el cálculo del potencial.
- **Métricas fisicoquímicas:** La concentración de P total clasificó los embalses en tres de las cinco clases de calidad. La clase moderado fue la mayoritaria, con 37 embalses, seguida por la clase bueno. La clase deficiente estuvo menos representada, en 8 de los 56 embalses. La transparencia, medida como profundidad del disco de Secchi, ofreció resultados menos restrictivos, con un total de 29 embalses en las categorías bueno y óptimo. La concentración de oxígeno fue el parámetro que más benévolo se mostró, siendo óptimo el potencial mayoritario, seguido de bueno y malo, en proporciones parecidas. Respecto al índice TSI, las clases mayoritarias fueron bueno y moderado, siendo además las únicas representadas. Finalmente, el elemento fisicoquímico suavizaría las respuestas de las métricas, resultando en un indicador fiable para la evaluación de la calidad de los embalses.
- **Potencial ecológico final: aproximación experimental.** En sólo 8 de los 28 embalses calificados como de buen potencial biológico, el indicador físico-químico hizo descender de clase de potencial de bueno a moderado. En una ocasión pasó un embalse de óptimo a buen potencial. Por tipos de embalse, la siguiente gráfica muestra los resultados:



La siguiente tabla resume los resultados de potencial ecológico para los 56 embalses estudiados en 2008, obtenidos mediante la **aproximación experimental**.

Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente
Ciurana, Mediano y Sabiñánigo.	Albiña, Alloz, Ardisa, Barasona, Calanda, Canelles, Escales, El Grado, Irabia, Lanuza, Mansilla, Monteagudo, Moneva, Ortigosa, Pajares, Santa Ana, San Lorenzo, Santolea, Talam, Terradets, Vadiello y Yesa.	Baserca, Búbal, Camarasa, Cereceda, El Cortijo, Cueva Foradada, Ebro, Flix, Gallipué, Itoiz, Margalef, Mezalocha, Montearagón, La Peña, Puentelarrá, Rialb, Ribarroja, La Sotona, Las Torcas, La Tranquera, Ullivarri-Gamboa, Urrúnaga y Utchesa Seca.	Caspe, Eugui, Guiamets, Mequinzenza, Oliana, Pena, Sobrón y El Val.

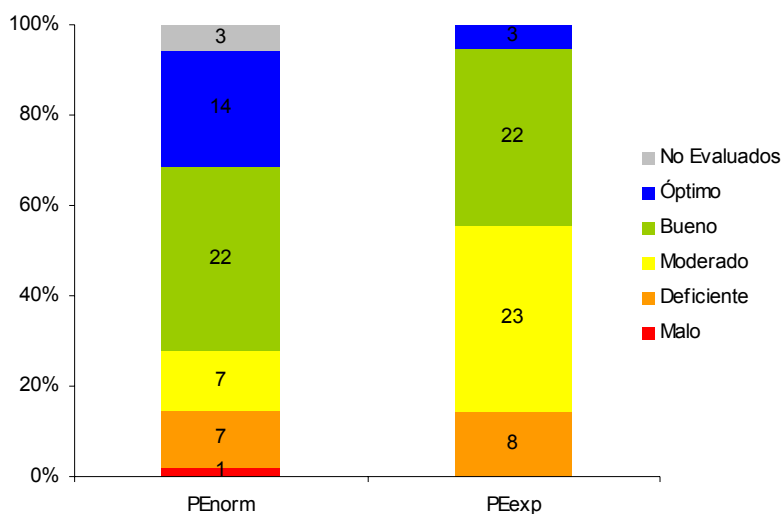
➤ **Potencial ecológico final: aproximación normativa.** En el siguiente gráfico se resumen los resultados ofrecidos por cada una de las métricas utilizadas en esta aproximación, teniendo en cuenta las condiciones de referencia



La siguiente tabla resume los resultados de potencial ecológico para los 56 embalses estudiados en 2008, obtenidos mediante la **aproximación normativa**.

Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Barasona, Búbal, Calanda, Ciurana, El Grado, Mediano, Sabiñánigo, Santa Ana y Vadiello.	Alloz, Ardisa, Albiña, Camarasa, Canelles, Cereceda, Escales, Irabia, Lanuza, Mansilla, Margalef, Monteagudo, Moneva, Ortigosa, Pajares, , San Lorenzo, Santolea, Talarn, Terradets, Las Torcas y Yesa	El Cortijo, Cueva Foradada, Gallipuéen, Ebro, Itoiz, Mezalocha, Montearagón, Oliana, La Peña, Puentelarrá, La Sotonera, Ullivarrri-Gamboa, y Urrúnaga.	Eugui, Guiamets, Pena, Rialb, Sobrón, La Tranquera y Utchesa Seca.	El Val

La siguiente figura muestra los resultados finales de potencial ecológico *PE<sub>norm</sub>* derivados de estas cuatro métricas, en comparación con aquellos obtenidos previamente mediante la aproximación experimental, *PE<sub>exp</sub>*.



## 8. REFERENCIAS

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

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

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

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

Barbe (2003). *Protocole actualise de la diagnose rapide des plans d'eau*. Cemagref. 25pp.

Burns, NM y Rutherford, JC (1998). *Results of Monitoring New Zealand Lakes 1992–1996, Vol. 2. Commentary on Results*. NIWA Client Report: MFE80216: 125 pp.

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.

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

CHE (1992). *Análisis de la eutrofización de los embalses de la cuenca hidrográfica del río Ebro*.

CHE (1996). *Diagnóstico y gestión ambiental de embalses en el ámbito de la cuenca hidrográfica del Ebro*. Limnos.

CHE(2002). *Actualización Limnológica de Embalses*. URS.

CHE (2003). *Seguimiento de la calidad de las aguas en embalses de zonas sensibles*. Confederación Hidrográfica del Ebro.

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

CHE (2006). *Ejecución de trabajos relacionados con los requisitos de la Directiva Marco (2000/60/CE) en el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Ebro referidos a la elaboración*

del registro de zonas protegidas, la determinación del potencial ecológico de los embalses y el desarrollo de programas específicos de investigación. Infraeco.

CHE (2007). *Informe final potencial ecológico en embalses 2006*. UTE Red Biológica del Ebro. Disponible en:  
[http://oph.chebro.es/DOCUMENTACION/Calidad/dma/indicadoresbiologicos/informe\\_biologico\\_embalses\\_2006.pdf](http://oph.chebro.es/DOCUMENTACION/Calidad/dma/indicadoresbiologicos/informe_biologico_embalses_2006.pdf)

CHE (2007b). *Caracterización de la importancia y potencialidades ornitológicas de los embalses de la cuenca del Ebro*. SEO. Disponible en:  
<http://oph.chebro.es/DOCUMENTACION/AvesInvernantes/AvesInvernantes.htm>

CHE (2008). *Informe final potencial ecológico en embalses 2007*. UTE Red Biológica del Ebro. Disponible en:  
[http://oph.chebro.es/DOCUMENTACION/Calidad/dma/2007embalsesbio/2007\\_Embalses\\_BIO\\_MEMORIA.pdf](http://oph.chebro.es/DOCUMENTACION/Calidad/dma/2007embalsesbio/2007_Embalses_BIO_MEMORIA.pdf)

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

Chorus I. & J. Bartram. (1999). *Toxic Cyanobacteria in Water. A guide to their public health consequences, monitoring and management*. WHO. E&FN Spon. London and New York. 416 pg.

Duggan IC, Green, J & Shiel, RJ (2001) Distribution of rotifers in North Island, New Zealand, and their potential use as bioindicators of lake trophic state. *Hydrobiologia* 446/447: 155–164.

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

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

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

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

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

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

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



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

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

Padisak J., Grigorszky, I., Borics G. y Soroczki-Pinter (2006). Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: The assemblage index. *Hydrobiologia* 553: 1–14.

Padisak J., Crossetti L. y Naselli-Flores L. (2009) Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1–19.

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

Reynolds, C.S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L. y Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417–428.

Reynold, CS (2006). *The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge University Press. Cambridge.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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