

INFORME FINAL DE LAGOS AÑO 2006

DOCUMENTO MEMORIA

CONSULTOR:



UTE RED BIOLÓGICA EBRO

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

JUNIO 2007

EQUIPO TÉCNICO

Confederación Hidrográfica del Ebro

Concha Durán (Directora del estudio)
Miriam Pardos

UTE Red Biológica del Ebro

Fernando Mariño	Ingeniería y Ciencia Ambiental SL
Andrés Mellado	Ingeniería y Ciencia Ambiental SL
Sergio Llorente	Ingeniería y Ciencia Ambiental SL
Miguel A. Ambrinos	Ingeniería y Ciencia Ambiental SL
Jorge Vargas	DBO ₅ SL
Isidoro Pérez	DBO ₅ SL
Ana Pastor	ENSAYA
Pedro Tomás	ENSAYA
Eduardo Vicente	Universidad de Valencia (asesoría científica)
Sara Morata	Universidad de Valencia (recuento-determinación de fitoplancton)
Loles Boronat	Universidad de Valencia (recuento-determinación de zooplancton)
Teresa Alfonso	Universidad de Valencia (recuento-determinación de zooplancton)
Keve Kiss	Universidad de Budapest (validación del fitoplancton)
M ^a Rosa Miracle	Universidad de Valencia (validación del zooplancton)
Ana Isabel Negro	(Recuento y determinación de fitoplancton)
Caridad de Hoyos	(Recuento, determinación y validación de fitoplancton)

INDICE DOCUMENTO MEMORIA

	Página
1. INTRODUCCION.....	1
1.1. ANTECEDENTES.....	1
1.2. ORGANIZACIÓN DEL ESTUDIO.....	1
2 ASPECTOS METODOLOGICOS.....	3
2.1. LAGOS ESTUDIADOS. DESIGNACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO.....	3
2.2. TRABAJOS DE CAMPO.....	8
2.3. ANÁLISIS EN LABORATORIO.....	11
2.4. CONTROL DE CALIDAD.....	16
2.5. SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG).....	16
3. CLASIFICACION DE LOS LAGOS	17
3.1. MÉTODOS DE CLASIFICACIÓN.....	17
3.2. CLASIFICACIÓN DE LAGOS	17
4. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS, FÍSICO-QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS21	
4.1. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS	21
4.2. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS	23
4.3. CONDICIONES DE OXIGENACIÓN.....	26
4.4. CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES	30
4.4. ALCALINIDAD	33
4.3. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS	34
5. ESTADO TRÓFICO	56
5.1. AECTOS METODOLÓGICOS.....	56
5.2. CATALOGACIÓN TRÓFICA FINAL.....	60
6. ESTADO ECOLÓGICO Y POTENCIAL ECOLÓGICO.....	64
6.1. CONSIDERACIONES PREVIAS	64
6.2. ELEMENTOS DE CALIDAD PARA LA DETERMINACIÓN DEL ESTADO-POTENCIAL ECOLÓGICO	67
6.4. ESTADO-POTENCIAL ECOLÓGICO	77
7. RESUMEN Y CONCLUSIONES	94
8. REFERENCIAS.....	94

1. INTRODUCCION

1.1. Antecedentes

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

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

A este respecto, la Confederación Hidrográfica del Ebro (en adelante CHE), a través de la Comisaría de Aguas, ha acometido el estudio DISEÑO Y EXPLOTACION DE LA RED DE CONTROL BIOLÓGICO EN RÍOS Y 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 lagos, se concretan en la determinación del estado o potencial ecológico de cada masa de agua, a partir de la determinación de los principales indicadores físico-químicos y biológicos. A este particular el Art. 8 de la DMA establece que los programas para la determinación del potencial y estado ecológico de las masas de agua deben ser operativos en diciembre de 2006.

1.2. Organización del ESTUDIO

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

- Documento "Memoria". Constituye el presente documento, en donde se abordan los resultados obtenidos de las caracterizaciones realizadas en los lagos estudiados en 2006. Así mismo, se realizan comparativas de los resultados a nivel gráfico y tabular del comportamiento de los indicadores biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos evaluados, con el objeto de obtener tanto la clasificación del estado trófico, situación

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

- Documentos individuales de lagos, por cada uno de los lagos estudiados y muestreados en 2006 (un total de 24 estudiados y 20 muestreados), se presenta un documento donde se puede consultar, de forma individual, los resultados obtenidos para cada masa de agua.
- Documento “Fichas resumen”, donde se recogen, en forma de ficha, las características generales de cada lago y los resultados obtenidos, con el fin de facilitar una consulta rápida y sencilla de los resultados.

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

2 ASPECTOS METODOLÓGICOS

2.1. Lagos estudiados. Designación de las estaciones de muestreo

En el **Cuadro 1** se recogen los lagos estudiados durante el año 2006, así como su código de MAS, provincia, río y fecha en la que se realizó el muestreo.

Dentro de cada lago, para la selección y designación de las estaciones de muestreo, que se incluye igualmente en el **Cuadro 1**, se ha establecido la estación de muestreo completa y representativa en la zona central del lago o en la zona de la presa.

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

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

NOMENCLATURA UTILIZADA EN LA CODIFICACION DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

CÓDIGO LAGO	ESTACIÓN	PROFUNDIDAD DE LA MUESTRA
3 letras identificativas	1: Para estación situada en el centro del lago o en la zona de la presa	S (Superficie): Muestras tomada a 3 m de profundidad
		MO ₂ : Muestra tomada en el Máximo de Oxígeno
		F: muestra tomada a 1-2 m del Fondo

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

- Julio 2006: lagos de montaña situados a más de 1.000 msnm
- Septiembre 2006: lagos situados a cotas más bajas.

Para el muestreo de los lagos de montaña de difícil acceso se ha utilizado el helicóptero, que transportaba a dos biólogos y su equipo de campo (zodiac, equipo multiparamétrico de calidad de aguas, toma muestras, redes de fito y zoo, etc) hasta el mismo lago (ver fotografías adjuntas).

De los 24 lagos estudiados, se han muestreado un total de 20 (**Figura 1**), debido a que en los Cañizares de Villarquemado y de Alba (Teruel) y en el Ibón de Raspomuso (Huesca), no se pudieron tomar muestras de agua al encontrarse totalmente secos. Por su parte, en el lago de Arriel Alto (Huesca), y durante la realización de los muestreos en helicóptero, no se pudo tomar tierra debido a la abrupta topografía de sus orillas.



Diferentes imágenes de los muestreos de lagos con la ayuda de helicóptero.

CUADRO 1
LAGOS ESTUDIADOS DURANTE EL AÑO 2006

LAGO	CÓDIGO MAS	Muy Modificada	PROVINCIA	RIO	FECHA DE MUESTREO	LOCALIZACIÓN ESTACIÓN	CODIGO ESTACION	PROPIETARIO/ OBSERVACIONES
Balsa de la Morea	EB0001677	Si	Navarra	-	14/09/2006	Zona central	BME1	-
Balsa del Pulguer	EB0001678	Si	Navarra	Llano	13/09/2006	Zona central	PUE1	-
Cañizar de Alba	EB0001047	Si	Teruel	-	05/07/2006	Zona central	CAL1	Seco
Cañizar de Villarquemado	EB0001046	Si	Teruel	-	05/07/2006	Zona central	VIE1	Seco
Ibón de Arriel Alto	EB0000999	Si	Huesca	Aguas Limpias	28/09/2006	Presa	AAE1	E.A.S.A. /No accesible
Ibón de Barchimaña	EB0000986	No	Huesca	Caldarés	27/09/2006	Presa	BCE1	-
Ibón de Bramatuero Alto	EB0000982	No	Huesca	Caldarés	27/09/2006	Presa	BAE1	E.A.S.A.
Ibón de Bramatuero Bajo	EB0001013	No	Huesca	Caldarés	27/09/2006	Presa	BBE1	E.A.S.A.
Ibón de Brazato	EB0001039	Si	Huesca	Caldarés	27/09/2006	Presa	BZE1	E.A.S.A.
Ibón de Campoplano	-	No	Huesca	Campoplano	28/09/2006	Zona central	CAE1	-
Ibón del Pecico	EB0001000	No	Huesca	Caldarés	27/09/2006	Presa	PEE1	E.A.S.A.
Ibón de Tramacastilla	EB0001002	No	Huesca	Gorgol	13/07/2006	Presa	TRE1	E.A.S.A.
Ibón de Raspomuso	EB0001033	Si	Hueca	Aguas Limpias	28/09/2006	Presa	RPE1	E.A.S.A. / Seco
Estany de Colomina	EB0001044	Si	Lérida	Flamisell	17/07/2006	Zona central	COE1	F.E.C.S.A.
Estany de Gento	EB0000977	Si	Lérida	Flamisell	16/07/2006	Zona central	GEE1	F.E.C.S.A.
Estany de Mar	EB0001028	Si	Lérida	Flamisell	16/07/2006	Zona central	MRE1	-
Estany de Tort	EB0001009	Si	Lérida	Peguera	17/07/2006	Zona central	TOE1	F.E.C.S.A.
Estany Major	EB0001030	Si	Lérida	Ruda/S.Nicolás	17/07/2006	Zona central	MJE1	-
Estany Major de Colomer	EB0001020	Si	Lérida	Caldarés	18/07/2006	Zona central	MCE1	F.E.C.S.A.
Estany Superior de Saboredó	EB0001004	Si	Lérida	Ruda	18/07/2006	Zona central	SBE1	F.E.C.S.A.

LAGO	CÓDIGO MAS	Muy Modificada	PROVINCIA	RIO	FECHA DE MUESTREO	LOCALIZACIÓN ESTACIÓN	CODIGO ESTACION	PROPIETARIO/OBSERVACIONES
Lac de Mar	EB0000967	Si	Lérida	-	18/07/2006	Zona central	LME1	F.E.C.S.A.
Lago San Mauricio	EB0000996	Si	Lérida	Espot	19/07/2006	Zona central	SME1	H.E.C.S.A.
Laguna de Lor	EB0001035	Si	Navarra	Queiles	13/09/2006	Zona central	LOE1	-
Pantano de la Grajera	EB0000993	Si	La Rioja	Cinca	14/09/2006	Zona central	GRE1	-



Diferentes imágenes de los muestreos en lagos durante el año 2006.

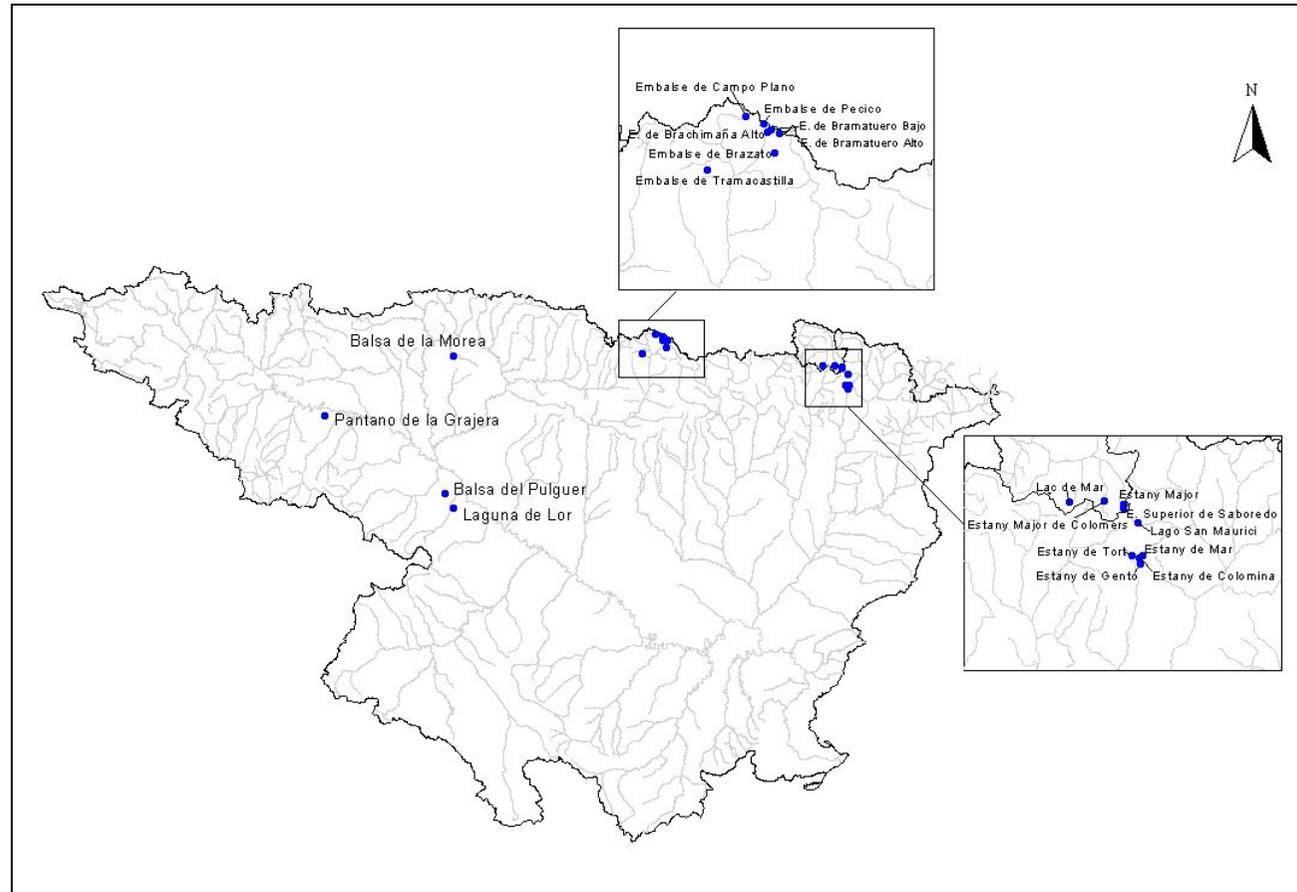


Figura 1. Localización geográfica de los lagos estudiados en el año 2006.

2.2. Trabajos de campo

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

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

Estas situaciones se resumen en:

TOMA DE MUESTRAS EN FUNCION DE LA PROFUNDIDAD Y ESTRATIFICACION DE LA COLUMNA DE AGUA

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

En cada estación, los trabajos realizados han consistido en lo siguiente:

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

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

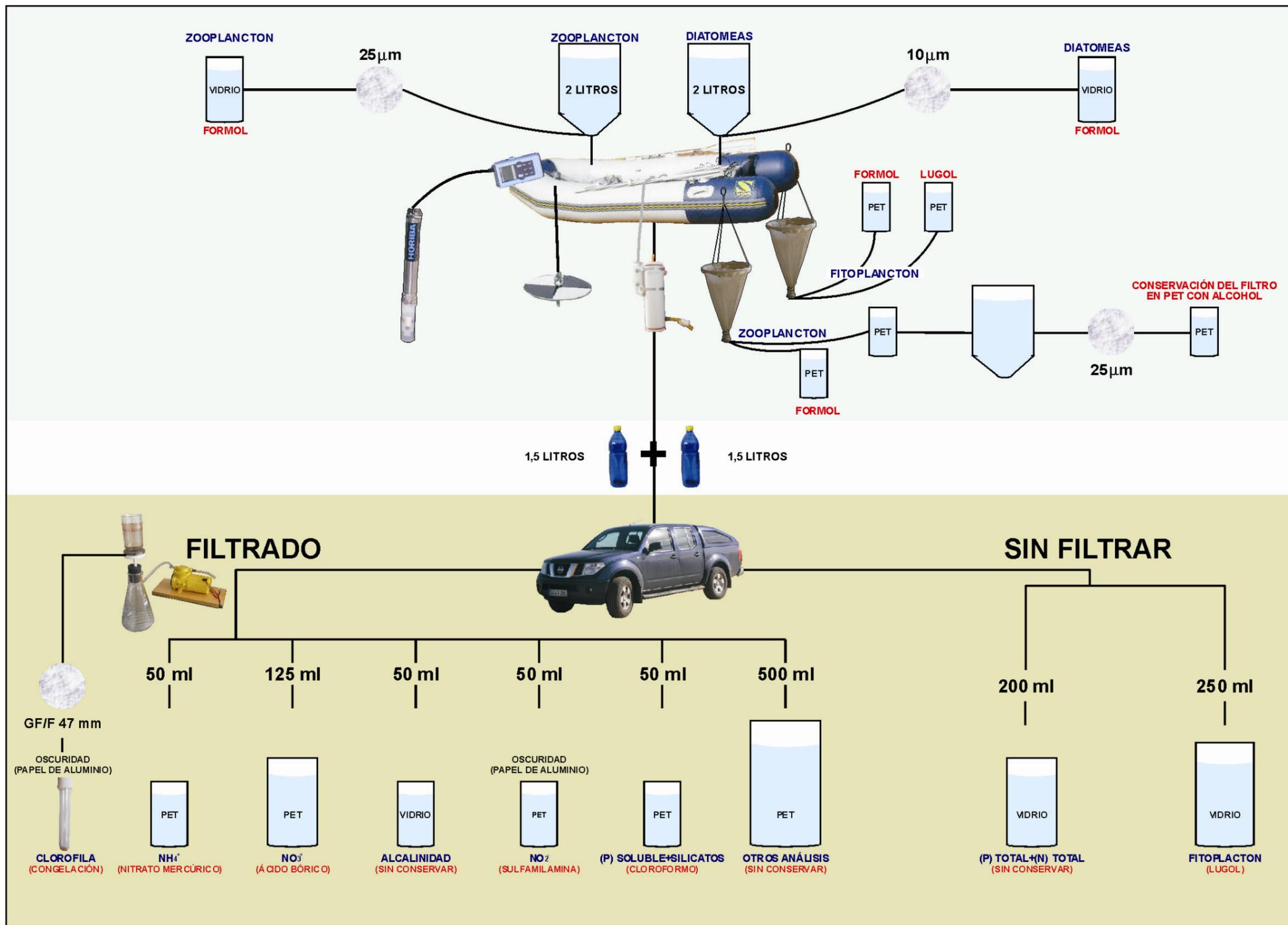
Las muestras de agua se han recogido y filtrado en envases de polietileno o vidrio según el parámetro a analizar. Las muestras biológicas han sido fijadas con lugol para el fitoplancton y con formol para el zooplancton. Todas las muestras se han tratado (filtrado y conservado) directamente en el lago,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

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

CUADRO 2
PARAMETROS, VOLUMEN MUESTRA, CONSERVACION
Y TIEMPO MAXIMO DE ANALISIS

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

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



2.3. Análisis en laboratorio

En el laboratorio se llevaron a cabo las siguientes determinaciones:

MUESTRAS QUÍMICAS

Ortofosfato soluble

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

Fósforo Total

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

Amonio total

Se basa en el método del indofenol (Verdow et al., 1978), en el cual, en un medio alcalino y en presencia de nitroprusiato de sodio como catalizador de la reacción, el ión amonio, tratado con una solución de hipoclorito sódico y de fenol, da azul de indofenol, que se determina espectrofotométricamente entre un rango de longitud de onda próximo a 640 nm. El límite inferior de detección del método se encuentra en 0.02 mg/l NH₄.

Nitritos

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

Nitratos

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

Silicato reactivo soluble

El silicato reacciona con el molibdato amónico en medio ácido, dando ácido molibdosilícico, de color amarillo, el cual puede ser reducido a óxido molibdosilícico, cuya coloración azulada resulta proporcional al silicato contenido en la muestra (Rodier, 1984). El ácido oxálico usado como reactivo destruye el ácido molibdofosfórico con lo que se evita la interferencia del ortofosfato. La determinación sigue la linealidad en el rango 0,1-140 μM .

Alcalinidad

La alcalinidad es el exceso de cationes formadores de bases fuertes. La alcalinidad de la mayoría de las aguas naturales está compuesta casi íntegramente de iones de bicarbonato y de carbonato y en mucho menor grado a boratos y silicatos. Se valora "por retroceso" después de añadir un exceso de ácido y hervir, valorando el ácido sobrante con sosa, según el método de Wattenber (Ros et al, 1979). El límite de detección de esta técnica es de 1 mg/l CaCO_3 .

MUESTRAS BIOLÓGICAS

Clorofila a

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

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

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

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

Finalizada la extracción filtrar el solvente a través de otro filtro de microfibras de vidrio. Medir el volumen del extracto (en general 5 ml). Es importante trabajar rápido para evitar la evaporación de la acetona y la variación del volumen del extracto. El extracto es muy sensible a la luz por lo que hay que realizar este proceso, así como la lectura espectrofotométrica con la luz de la habitación muy atenuada, y mantener los tubos en una caja negra o debidamente protegidos de la luz.

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

Fitoplancton

Equipos y reactivos

- Botellas de vidrio (125- 150 ml) (para fitoplancton), transparentes de color ámbar; así se protege la muestra de la luz y se puede apreciar el color para controlar la decoloración debida a la sublimación del conservante (muestras con Lugol)
- Viales de vidrio o plástico con tapón hermético (para fitoplancton de red).
- Botellas opacas de plástico (2 L, clorofila).
- Botella hidrográfica tipo Van Dorn (muestras discretas en profundidad).
- Red de nylal o nylon de 25 µm de luz de poro (para muestras cualitativas con red de arrastre)
- Sonda multiparamétrica con sensores de temperatura, turbidez, conductividad, pH y oxígeno disuelto.
- Equipo de filtración para filtrar en el campo la muestra destinada al análisis de pigmentos.
- Equipo de congelación con nitrógeno líquido o similar (nieve carbónica) para la conservación del filtrado para el análisis de pigmentos, o bien otros fijadores o conservantes (acetona, etanol,...) dependiendo del método de extracción a usar.
- Barca adecuada para las condiciones locales con el equipo de seguridad apropiado.
- Solución de Lugol para periodos de conservación cortos (unos pocos meses, en la oscuridad). El Lugol se degrada por foto-oxidación, luego las muestras se deben conservar a oscuras, y hay que controlar periódicamente la pérdida de color de la muestra, añadiendo más reactivo si se requiere.
- Formaldehído (HCHO) al 2-4% neutralizado y filtrado. Es algo agresivo con algunas estructuras celulares, no obstante es adecuado para la conservación permanente de las muestras. Dada la naturaleza tóxica de esta sustancia, en caso de utilización se deben tomar precauciones.

Equipo de Laboratorio

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

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

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

Zooplankton

Para las muestras cuantitativas, se ha filtrado en una malla de 45 µm el contenido de 2 botellas Van Dorn de 2,3 l. Muestras: 1 epilimnion y 1 en máximo metalimnético de oxígeno. Conservar el vial de vidrio con formol al 4% neutralizado. Para las muestras cualitativas de arrastre (verticales u horizontales, dependiendo de la profundidad del lago), el filtrado se introduce en un recipiente de vidrio o plástico y se mantiene en frío o bien se añade un conservante.

Los organismos zooplanctónicos son enumerados en bandejas estriadas que previenen duplicar los contajes.

Microscopio estereoscópico para el contaje de los crustáceos, mientras que su identificación requerirá normalmente un microscopio óptico, al igual que el contaje-identificación de los Rotíferos, para los cuales también se utiliza un microscopio invertido. Se utiliza un colorante como el Rose Bengal para facilitar el recuento y la identificación.

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

2.4. Control de calidad

Como parte del control de calidad del trabajo, se realizaron dos reuniones de carácter formativo e informativo del personal que llevaría a cabo los trabajos de campo en embalses y lagos, contando con la participación de diferentes especialistas en las diversas disciplinas involucradas en el proyecto. En particular, los especialistas que han intervenido en esta actividad han sido:

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

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

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

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

2.5. Sistema de Información Geográfica (SIG)

Para poder establecer la interconexión entre la información gráfica y alfanumérica generada en el presente trabajo, se ha utilizado un Sistema de Información Geográfica (SIG), utilizando para ello el programa ARCVIEW 3.1. El SIG generado permite realizar visualizaciones espaciales de la base de datos de la Red, elaborada en ACCESS, y la realización de consultas espaciales.

3. CLASIFICACION DE LOS LAGOS

3.1. Métodos de clasificación

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

Por este motivo, y de acuerdo a lo exigido en el artículo V y Anexo II de la DMA, se presenta en este capítulo una clasificación de los lagos en diferentes tipos, en los que posteriormente poder utilizar las mismas métricas y escalas de valoración del estado ecológico, o del potencial ecológico en el caso de masas muy modificadas. Para la clasificación de los lagos se ha seguido la tipología establecida por la CHE.

3.2. Clasificación de lagos

En el **Cuadro 3** se clasifican los lagos estudiados según las tipologías establecidas en la Clasificación de la CHE (CHE, 2005. *Caracterización de la Demarcación y registro de zonas protegidas*; Cap. 2, pags. 139-142).

CUADRO 3
 CLASIFICACION DE LOS LAGOS ESTUDIADOS EN 2006
 (Clasificación de la CHE)

TIPOLOGÍA	NOMBRE
1 Lago de alta montaña septentrional, dimíctico, aguas ácidas	<p><i>Ibón de Arriel Alto</i> Ibón bajo del Pecico * Ibón de Bramatuero Alto * Ibón de Bramatuero Bajo * Ibón de Bachimaña Alto * Ibón de Brazato Ibón de Campo Plano * <i>Ibón de Respomuso</i> Ibón de Tramacastilla * Estany de Colomina Estany de Mar Estany Gento Estany Major Estany Major de Colomers Estany Superior de Saboredo Estany Tort Lac de Mar Lago de San Mauricio</p>
11 Lago interior en cuenca de sedimentación, cárstico, aportación mixta	Pantano de la Grajera
13 Lago interior en cuenca de sedimentación, no cárstico, permanente, profundo, no salino	<p><i>Cañizar de Villarquemado</i> Laguna de Lor Balsa de la Morea Balsa del Pulguer</p>
15 Lago interior en cuenca de sedimentación no cárstico, permanente, somero, no salino	<i>Cañizar de Alba</i>

* Lagos considerados como naturales (todos los demás, altamente modificados). En azul y cursiva aquellas masas no muestreadas por estar secas, en construcción o problemas de acceso.

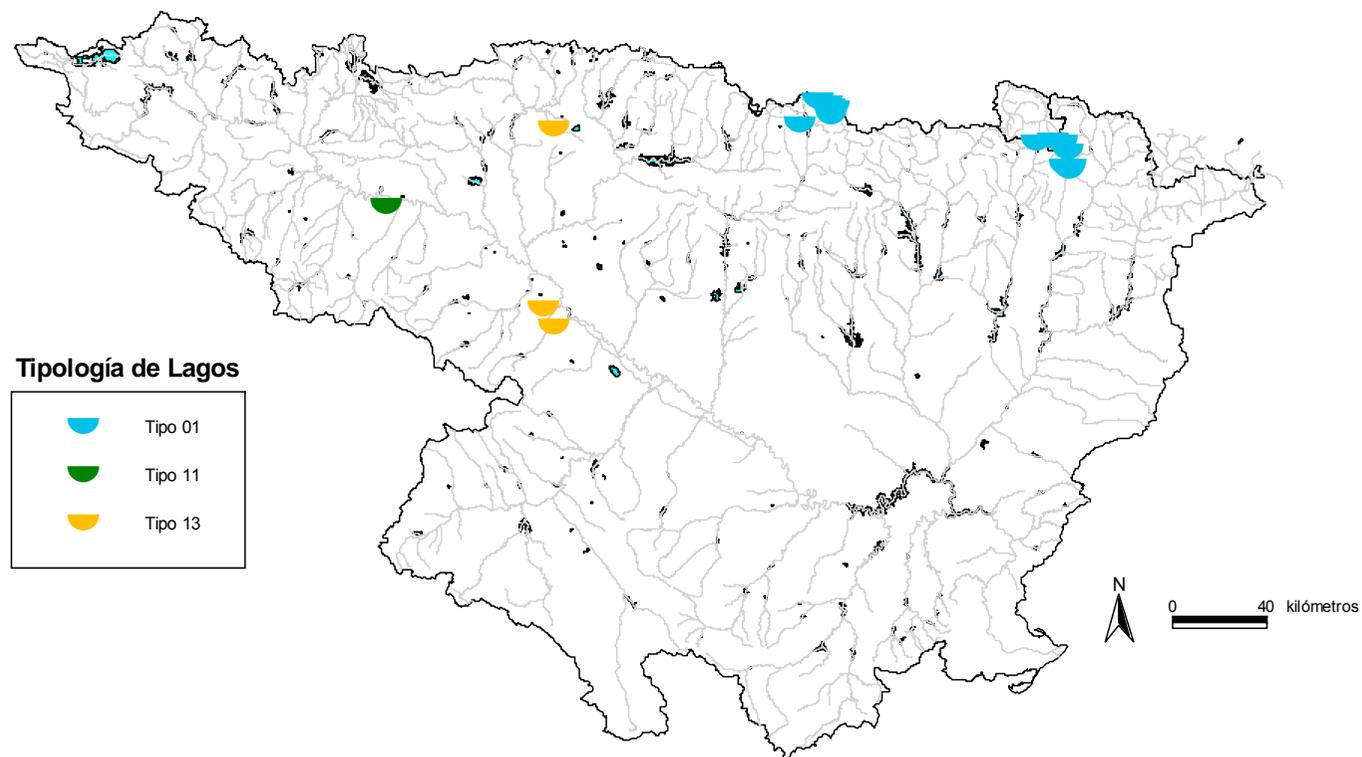


Figura 2. Localización geográfica de los tipos de lagos estudiados en el informe.

De este cuadro se destacan los siguientes aspectos:

- Las 24 MAS denominadas como lagos se han clasificado en 4 categorías:
 - Tipo 1. Lago de alta montaña septentrional, dimíctico, aguas ácidas
 - Tipo 11. Lago interior en cuenca de sedimentación, cárstico, aportación mixta
 - Tipo 13. Lago interior en cuenca de sedimentación, no cárstico, permanente, profundo, no salino
 - Tipo 15. Lago interior en cuenca de sedimentación no cárstico, permanente, somero, no salino

- La categoría predominante es la que incluye a los lagos de alta montaña con un total de 18 lagos (75%). Este tipo de lagos incluye a los seis considerados como masas de agua lagos naturales.

- El resto de lagos estudiados (el cañizar de Alba – tipo 15- no fue muestreado por encontrarse totalmente seco-) se incluyen en 2 tipologías de lagos interiores. Todos ellos han sido designados como masas de agua muy modificadas (MAMM o HMWB, del inglés *heavily modified water bodies*).

4. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS, FÍSICO-QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS

4.1. Características hidromorfológicas

En el **Cuadro 5** se incluyen las principales características morfométricas de los lagos muestreados (20 en total) en el año 2006, con indicación del volumen total, el volumen medio para el período 2005-2006 y los datos de superficie total de la masa de agua, la profundidad máxima, y la profundidad media registrada durante el muestreo.

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

- Las masas de agua son de pequeño tamaño, es decir, con volúmenes inferiores a 20 Hm³.
- Concretamente, de las 24 masas de agua, 18 poseen un volumen total inferior a los 10 Hm³, dos presentan volúmenes ligeramente superiores (Estany de Mar y Estany Superior de Saboredó).

CUADRO 5
 PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS DE LOS LAGOS

LAGO	CÓDIGO MAS	VOLUMEN TOTAL (Hm ³)	VOLUMEN MEDIO (Hm ³)	SUPERFICIE _{MAS} TOTAL(Ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA(m)	PROFUNDIDAD MEDIA(m)	SUPERFICIE CUENCA (km2)
Balsa de la Morea	EB0001677	-	-	11,73	-	8	
Balsa del Pulguer	EB0001678	2	-	22,42	-	1,5	
Ibón de Barchimaña	EB0000986	6,70	2,05	37,40	32	14	4,30
Ibón de Bramatuero Alto	EB0000982	4,87	0,20	29,00	12,85	25,5	2,90
Ibón de Bramatuero Bajo	EB0001013	1,21	-	14,10	10	10	2,70
Ibón de Brazato	EB0001039	3,00	-	22,00	11,21	-	2,40
Ibón de Campoplano	-	5,70	-	34,00	32,50	10,5	
Ibón del Pecico	EB0001000	1,05	-	11,00	-	21	1,47
Ibón de Tramacastilla	EB0001002	0,92	-	15,20	12	12	4,70
Estany de Colomina	EB0001044	3,68	-	15,00	-	28	0,69
Estany de Gento	EB0000977	3,24	-	28,00	13	13	3,29
Estany de Mar	EB0001028	13,64	6,0	45,00	48	48	1,82
Estany de Tort	EB0001009	7,12	2,30	43,00	16,03	11	3,18
Estany Major	EB0001030	-	-	14,73	-	13	
Estany Major de Colomer	EB0001020	2,80	-	17,80	-	-	8,30
Estany Superior de Saboredo	EB0001004	14,55	1,52	28,00	-	23	
Lac de Mar	EB0000967	-	-	47,42	-	27	
Lago San Mauricio	EB0000996	2,30	-	24,60	18	18	28,28
Laguna de Lor	EB0001035	-	-	36,70	-	2	
Pantano de la Grajera	EB0000993	-	-	53,61	-	5	

4.2. Características físico-químicas

A Tipo 1: Lago de alta montaña septentrional, dimíctico, aguas ácidas (Ibones de Arriel Alto, Bajo del Pecico, Bramatuero Alto, Bramatuero Bajo, Brachimaña Alto, Brazato, Campo Plano y Tramacastilla, Estany de Colomina, Estany de Mar, Estany de San Mauricio, Estany Gento, Estany Major, Estany Major de Colomers, Estany Superior de Saboredo, Estany Tort y Lac de Mar).

- La transparencia del agua, medida con el disco de Secchi en los lagos de tipo 1, presenta un rango de valores que va desde 3.3 m del ibón de Tramacastilla hasta 9.5 m del Estany de Colomina y Estany de Mar. El promedio es de 7.7 m.
- La turbidez se encuentra por debajo de los límites de detección en los ibones Bajo del Pecico, Barchimaña, Bramatuero Bajo, Campoplano, Tramacastilla (excepto en el fondo), y los Estanys de Colomina, Gento, Mar, Major, Superior de Saboredo, el Lac de Mar y el Lago de San Mauricio. En cambio en los ibones de Bramatuero Alto y Brazato presenta valores extremos, en torno a las 20 NTU.
- Los valores de la temperatura de los lagos de tipo 1 presentan un rango muy amplio. De hecho se pueden dividir en dos grupos: Por un lado, los lagos que presentan temperaturas inferiores a 10°C (Bajo del Pecico, ibones de Barchimaña, de Bramatuero Alto y Bajo, de Brazato y de Campoplano), que presentan una temperatura media en superficie de 8.9°C. Por otro lado, los lagos de tipo 1 que presentan temperaturas medias superiores a 10 °C (ibón de Tramacastilla, Estanys de Colomina, Gento, Mar, Tort, Major, Superior de Saboredo, el Lac de Mar y el Lago de San Mauricio) con una media de 15.7°C.
- En lo que respecta al pH de los lagos se observa que todos ellos tienen valores ligeramente ácidos, a excepción de los valores que presenta el ibón de Tramacastilla. El mínimo valor obtenido en las mediciones es de 5.9 unidades.
- Asimismo, la conductividad registrada en los ibones de Tramacastilla y Campoplano (180 y 210 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente) toma valores superiores al resto de masas clasificadas como lagos del tipo 1. En el resto de masas la conductividad se encuentra entre los 8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ del ibón de Barchimaña y los 70 $\mu\text{S}/\text{cm}$ del estany Superior de Saboredo.

B Tipo 11: Lago interior en cuenca de sedimentación, cárstico, aportación mixta (Pantano de la Grajera)

- La transparencia del agua en la única estación de tipo 11 (categoría lago), el Pantano de la Grajera, es de 1 m.
- La turbidez se encuentra por debajo de los límites de detección.
- La temperatura superficial es de 22°C.
- En cuanto al pH, el Pantano de la Grajera es de carácter circumneutral, con un valor de 6.9.
- La conductividad en la superficie del lago fue de 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

C Tipo 13: Lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos (Laguna de Lor, Balsa de la Morea, Balsa del Pulguer)

- La media de transparencia del agua, medida mediante disco de Secchi, fue de 0.72 m. El mínimo se situó en 0.15 m y el máximo en 1.65.
- La turbidez se encuentra por debajo de los límites de detección en los tres casos.
- La temperatura superficial media fue de 22.5 °C, con un mínimo de 21.2 °C y un máximo de 23.3°C.
- El pH medio obtenido es de 7.91 siendo el mínimo igual a 7.7 y el máximo, 8.1 unidades.
- El valor medio de la conductividad en la superficie de estos lagos fue de 1276, con un mínimo de 230 y un máximo de 3300 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Se incluyen a continuación las gráficas relativas a cada uno de los parámetros y su comportamiento para los diferentes tipos de lagos (**Figura 4**).

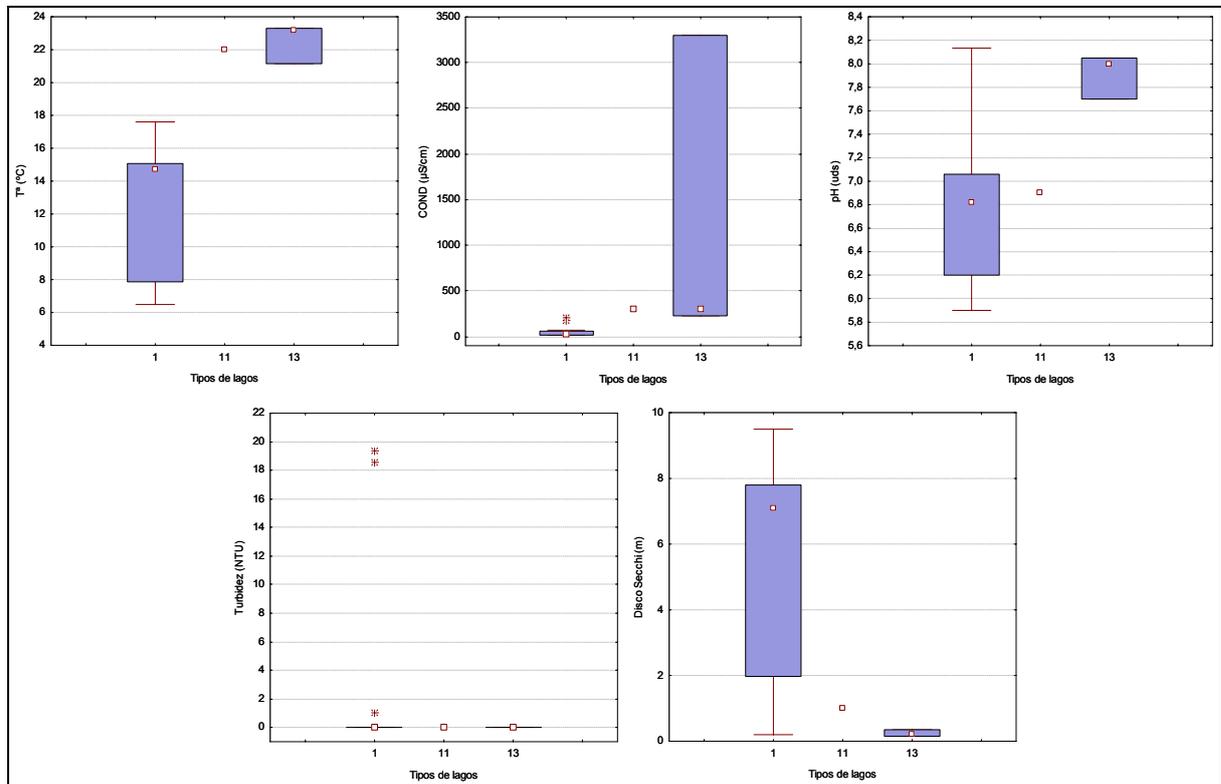


Figura 4. Valores medios por lago de los diferentes parámetros fisicoquímicos para los diferentes tipos de lagos del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers, representados por asteriscos). Tipología de lagos: 1: Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, aguas ácidas; 11: Lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta; 13: lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos.

4.3. Condiciones de oxigenación

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

La aparición de aguas anóxicas depende directamente del estado trófico del lago (y del balance producción: respiración o P: R a lo largo de la columna de agua), de la tasa de renovación del hipolimnion y de la relación entre los volúmenes del epilimnion e hipolimnion (E/H). De esta forma, las masas que presentan una relación E/H superior a 1 tienen mayor probabilidad de que el hipolimnion alcance la anoxia en menor tiempo mientras dura la estratificación estival del agua embalsada.

Por su parte, la magnitud del agotamiento hipolimnético del oxígeno disuelto es función, en igualdad de condiciones climatológicas globales, de la cantidad de materiales oxidables (orgánicos e inorgánicos) que fluyan desde las capas superficiales y desde los tributarios y sedimentos. Estos aportes son más altos en las aguas de mayor grado trófico.

Por ello, se ha prestado especial atención en el ESTUDIO al comportamiento del oxígeno disuelto en la columna de agua, ya que permite reconocer el grado de estrés del sistema. En este sentido, la metodología empleada depende de la estratificación del lago:

- Lagos estratificados: Se toma el valor medio de la concentración de oxígeno disuelto en el hipolimnion
- Lagos no estratificados: Se toma el valor medio ponderado de la concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua

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

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

En el **Cuadro 6** se resumen los resultados obtenidos.

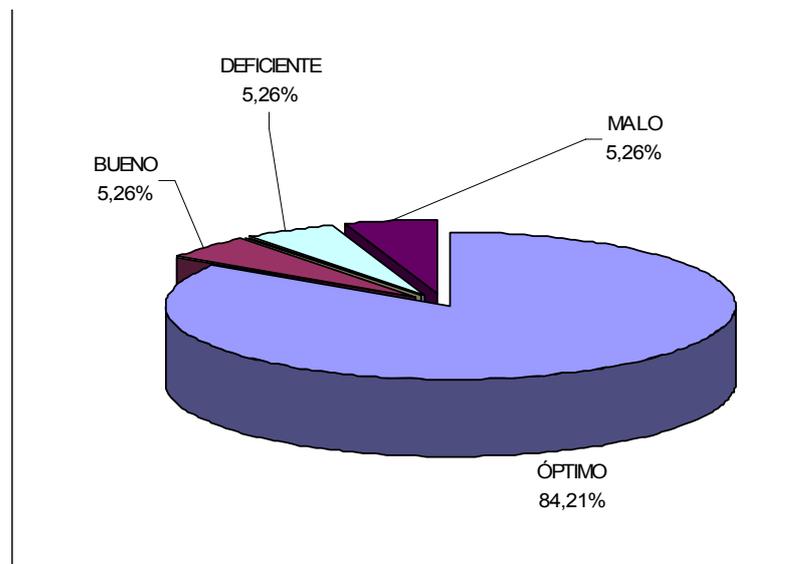
CUADRO 6
CONDICIONES DE OXIGENACION EN LA COLUMNA DE AGUA

LAGO	CÓDIGO MAS	OXIGENO DISUELTO EN EL EPILIMNION O MEDIA EN LA COLUMNA DE AGUA (mg/l O ₂)	OXIGENO DISUELTO EN EL HIPOLIMNION (mg/l O ₂)	CLASE DE CALIDAD
Balsa de la Morea	EB0001677	11,2	1,8	MALO
Balsa del Pulguer	EB0001678	9,6	No estratificado	ÓPTIMO
Ibón de Barchimaña	EB0000986	8,83	No estratificado	OPTIMO
Ibón de Bramatuero Alto	EB0000982	9,22	No estratificado	ÓPTIMO
Ibón de Bramatuero Bajo	EB0001013	8,64	No estratificado	ÓPTIMO
Ibón de Brazato	EB0001039	9,34	No estratificado	ÓPTIMO
Ibón de Campoplano	-	9,48	No estratificado	ÓPTIMO
Ibón de Pecico	EB0001000	8,60	No estratificado	ÓPTIMO
Ibón de Tramacastilla	EB0001002	10,51	No estratificado	ÓPTIMO
Estany de Colomina	EB0001044	12,6	No estratificado	ÓPTIMO
Estany de Gento	EB0000977	11,6	No estratificado	ÓPTIMO
Estany de Mar	EB0001028	14,2	No estratificado	ÓPTIMO
Estany de Tort	EB0001009	11,7	No estratificado	ÓPTIMO
Estany Major	EB0001030	12,44	No estratificado	ÓPTIMO
Estany Superior de Saboredo	EB0001004	14	No estratificado	ÓPTIMO
Lac de Mar	EB0000967	12,3	No estratificado	ÓPTIMO
Lago San Mauricio	EB0000996	10,575	7,8	BUENO
Laguna de Lor	EB0001035	10,2	No estratificado	ÓPTIMO
Pantano de la Grajera	EB0000993	5,36	No estratificado	DEFICIENTE

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

- De las masas de agua de tipo lago para las que se han obtenido datos fisicoquímicos, presentan estratificación el 74 %.
- La calidad de las masas de agua según la oxigenación es óptima en más de un 80% como se refleja en el Gráfico 1.
- Las masas de agua con niveles bajos de oxigenación (nivel de calidad Deficiente o Malo) son la Balsa de la Morea y el Pantano de la Grajera.

GRÁFICO 1
CALIDAD DE LOS LAGOS SEGÚN EL GRADO DE OXIGENACIÓN



Considerando las concentraciones medias ponderadas de oxígeno disuelto para los diferentes lagos, agrupados por sus tipologías, se obtuvieron los siguientes resultados (**Figura 5**):

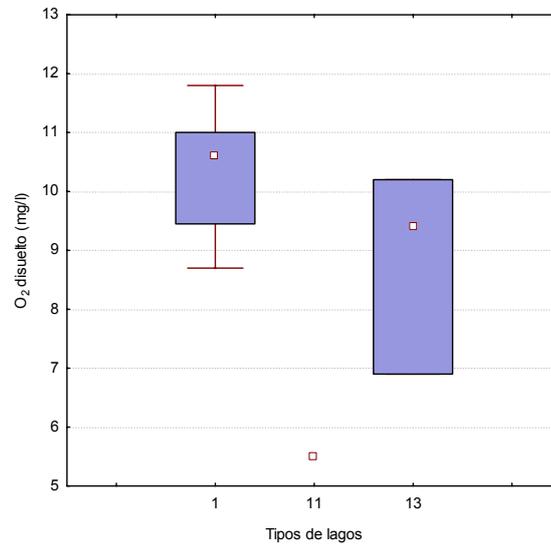


Figura 5. Concentraciones de oxígeno disuelto para los diferentes tipos de lagos del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers). Tipología de lagos: 1: Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, aguas ácidas; 11: Lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta; 13: lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos.

4.4. Concentración de nutrientes

A Tipo 1: Lago de alta montaña septentrional, dimíctico, aguas ácidas (Ibón de Arriel Alto, Ibón bajo del Pecico, Ibón Bramatuero Alto, Ibón Bramatuero Bajo, Ibón de Brachimaña Alto, Ibón de Brazato, Ibón de Campo Plano, Ibón de Tramacastilla, Estany de Colomina, Estany de Mar, Lago de San Mauricio, Estany Gento, Estany Major, Estany Major de Colomers, Estany Superior de Saboredó, Estany Tort y Lac de Mar)

- El fósforo total en los lagos de tipo 1 aparece en un rango que presenta su máximo en 40 µg/l PO₄ (Estany Major). El mínimo de este rango está por debajo de los límites de detección de fósforo, como ocurre en el Lago de San Mauricio o en el Estany de Mar.
- Por lo general el fósforo soluble es una fracción variable del fósforo total. Esta fracción llega a ser del 100% (es decir, todo el fósforo disuelto, no ligado a materia orgánica) en las muestras tomadas en el de Brazato, en el Ibón de Campoplano y en el Ibón del Pecico.
- El contenido en nitratos presenta una media de 1.15 NO₃ mg/l con la exclusión del valor obtenido en el Estany Mayor (15.49 mg/l NO₃), al mostrarse muy por encima del resto.
- En cuanto a los Nitritos, estos fueron detectables (concentraciones mayores de 0.01 mg/l NO₂) únicamente en el Estany Major, con una concentración de 0.17.
- El Amonio presenta una media de la concentración de 0,07 mg/l NH₄, con un mínimo de 0,018 y un máximo de 0,16 mg/l. Los lagos con las mayores concentraciones de amonio fueron: Estany de Colomina, con 0.15; Estany de Gento, con 0.16; Estany Major de Colomers, con 0.11; Estany de Tort, con 0.11 y Ibón de Tramacastilla, con 0.11 (mg/l NH₄)
- El Sílice no alcanza niveles detectables en el Ibón de Bramatuero y en los estanys Major y de Colomina. Asimismo, su presencia en el resto tiene una media de 0,2 mg/l y un máximo de 1,4 mg/l SiO₂.

B Tipo 11: Lago interior en cuenca de sedimentación, cárstico, aportación mixta (Balsa de la Morea, Balsa del Pulguer y Pantano de la Grajera)

- El fósforo total en la Balsa de la Morea es de 30 $\mu\text{g/l PO}_4$. En cambio, en la Balsa del Pulguer y el Pantano de la Grajera el contenido es de 50 $\mu\text{g/l PO}_4$.
- En cuanto al fósforo soluble, en los lagos del tipo 11 se sitúa entre los 10 $\mu\text{g/l PO}_4$ (Balsa del Pulguer) y los 30 $\mu\text{g/l PO}_4$ (Pantano de La Grajera)
- El contenido en nitratos presenta una media 0.45 mg/l NO_3 con la exclusión del valor obtenido en la Balsa de la Morea (10 mg/l NO_3 de contenido medio).
- En cuanto a los Nitritos, sólo fueron detectables en la Balsa de la Morea.
- El Amonio presenta una concentración de 0.06 mg/l NH_4 en la Balsa de la Morea.
- El Sílice presentó niveles no detectables en todas las muestras de los lagos de tipo 11.

C Tipo 13: Lago interior en cuenca de sedimentación, no cárstico, permanente, profundo, no salino (Laguna de Lor)

- El fósforo total en la Laguna de Lor es de 390 $\mu\text{g/l PO}_4$.
- El fósforo soluble es aproximadamente un 50 % del fósforo total presente en la muestra.
- El contenido en nitratos es de 0.42 mg/l NO_3 .
- No hay presencia detectable de nitritos en la muestra.
- Asimismo, la sílice se encuentra por debajo del límite de detección.

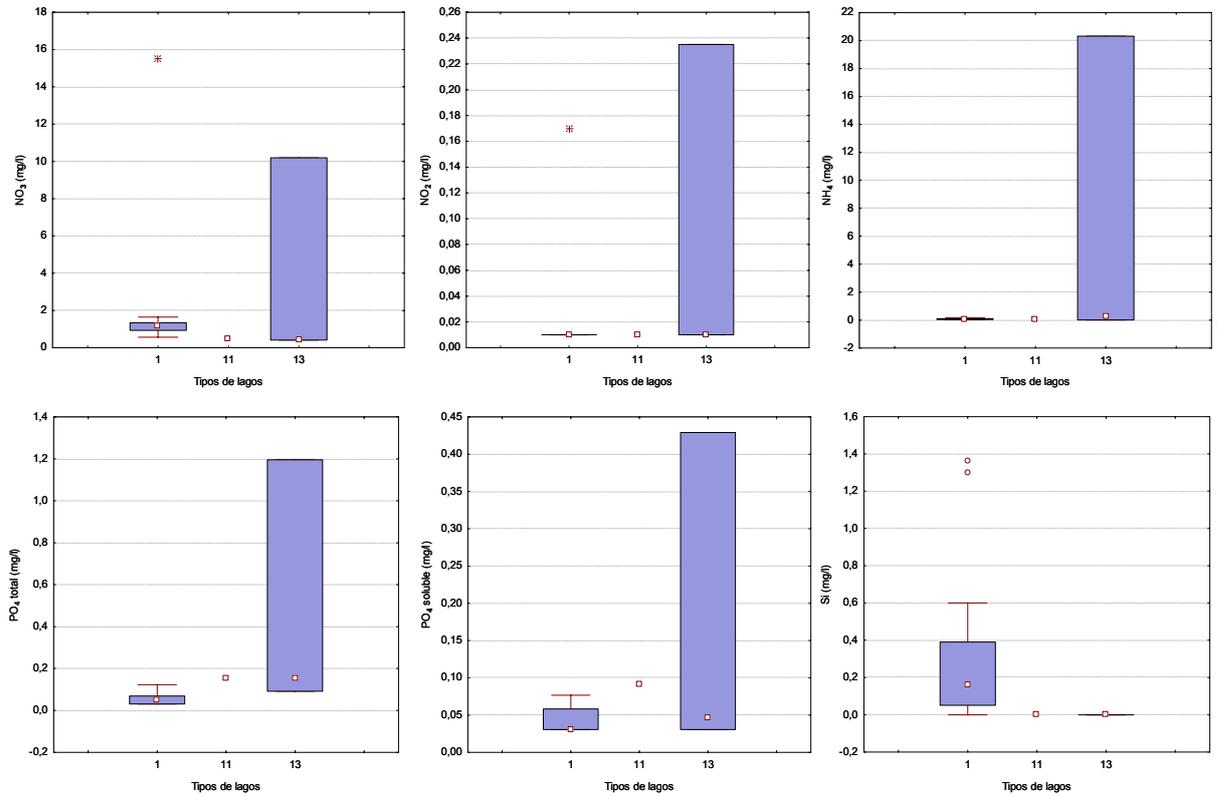


Figura 7. Concentraciones de nutrientes para los diferentes tipos de lagos del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers) y los asteriscos son valores extremos. Tipología de lagos: 1: Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, aguas ácidas; 11: Lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta; 13: lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos.

4.4. Alcalinidad

La alcalinidad, expresada como concentración de CaCO_3 , en los diferentes tipos de lagos se resume en la siguiente **Figura 8**. Como se puede observar, los lagos, los del tipo 1 (alta montaña septentrional, dimícticos y de aguas ácidas) mostraron los valores más bajos, si exceptuamos un dato extremo de 135 mg/l CaCO_3 para el Estany Major.

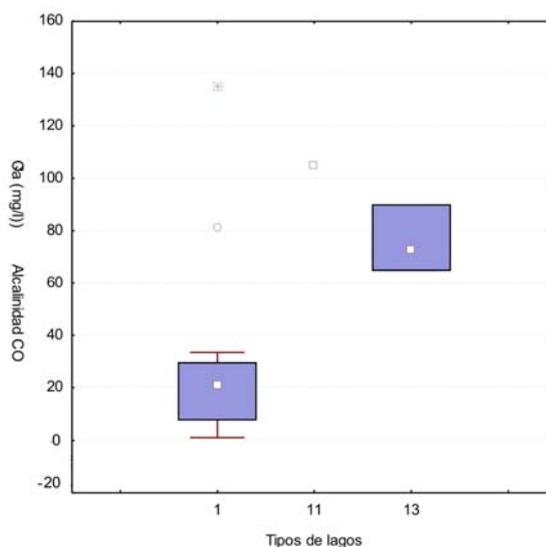


Figura 8. Concentraciones de CaCO_3 para los diferentes tipos de lagos del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers –círculos blancos-) y los asteriscos representan valores extremos. Tipos: 1: Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, aguas ácidas; 11: Lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta; 13: lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos.

4.3. Características Biológicas

4.3.1. Fitoplancton

La comunidad fitoplanctónica estudiada (un total de 197 taxones en 18 lagos) está representada por ocho grandes grupos algales, entre los que destacan, por su diversidad, los clorófitos y las diatomeas (Bacillariophyceae). El cuadro siguiente resume la composición global del fitoplancton en los lagos estudiados.

Grupo	nº especies
Chlorophyta	120
Bacillariophyceae	64
Cyanophyta	24
Chrysophyceae	21
Dinophyta	15
Euglenophyta	11
Cryptophyta	8
Xanthophyceae	3

La comunidad fitoplanctónica estudiada en los diferentes cuerpos de agua fue descrita a partir de las siguientes variables: concentración de clorofila a (Clorofila a), densidad celular (cel/ml), biovolumen celular (mm^3/m^3), riqueza (nº de especies) y densidad de cianofíceas tóxicas. Los resultados obtenidos para los diferentes tipos de lagos se resumen en las figuras siguientes (**Figuras 9, 10 y 11**).

En los lagos, la concentración de clorofila a fue significativamente inferior en los de tipo 1. Los lagos de tipo 11 (una sola estación) presentaron la mayor concentración. A nivel intermedio se situaron los de tipo 13, aunque con concentraciones también muy superiores a los de tipo 1.

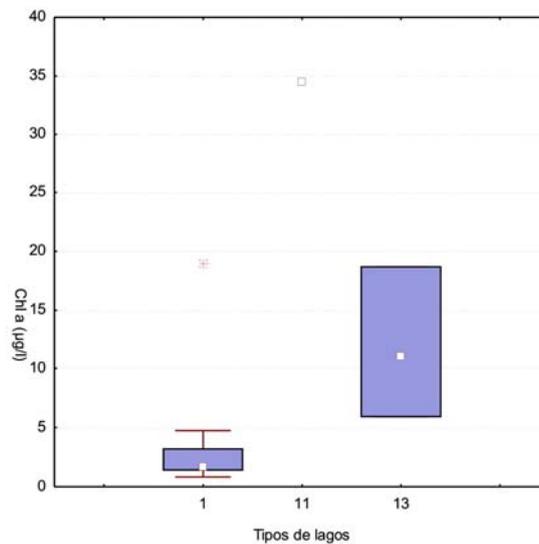


Figura 9. Concentraciones de Clorofila a para los diferentes tipos de lagos del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers –círculos blancos-) y los asteriscos representan valores extremos. Tipología de lagos: 1: Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, aguas ácidas; 11: Lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta; 13: lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos.

Con respecto a los resultados de la comunidad fitoplanctónica, los tipos 1 y 13 mostraron diferencias muy sustanciales en las variables, con valores muy superiores en densidad, biovolumen y riqueza de especies para los lagos de tipo 13. La variabilidad fue muy superior en este mismo grupo (tipo 13) para las variables densidad y biovolumen, ocurriendo al contrario para la riqueza, mucho menor, pero más variable, en los de tipo 1. El único representante del tipo 11, el Pantano de la Grajera, presentó la máxima riqueza, con 77 especies. Los valores de densidad y biovolumen fueron intermedios en este tipo.

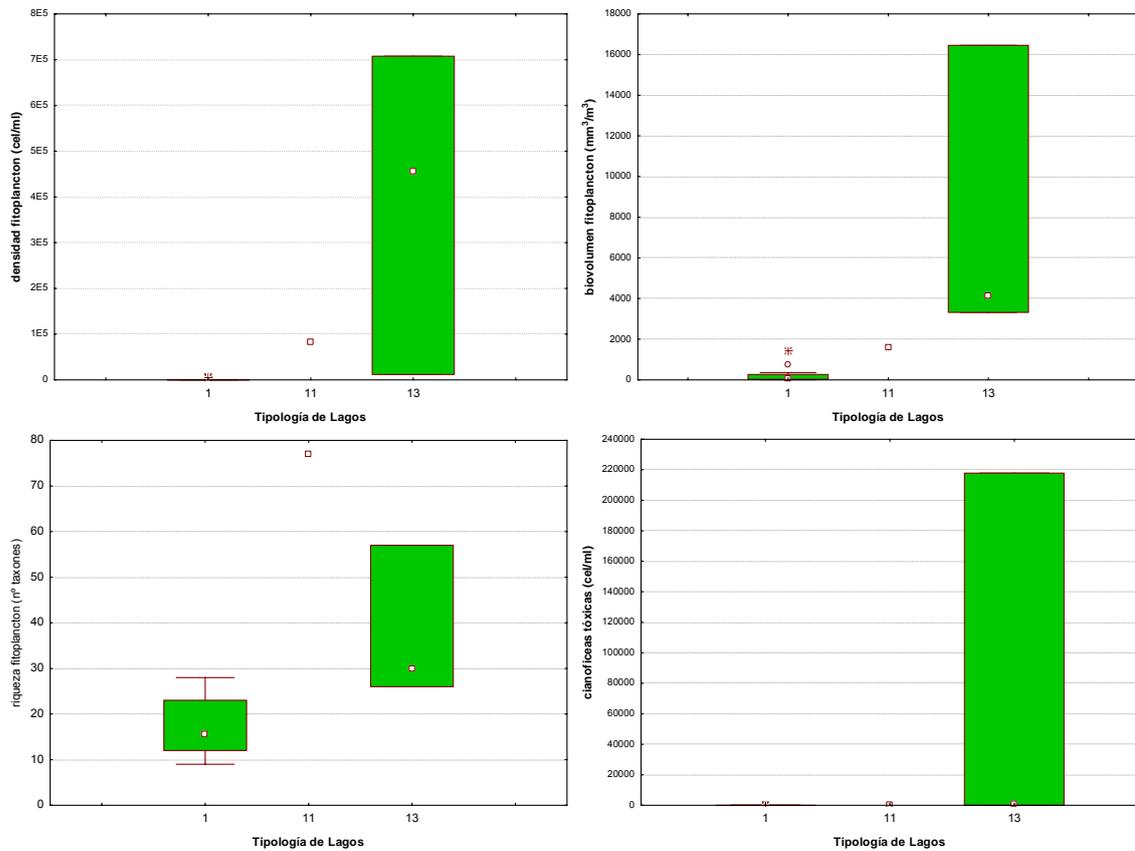


Figura 11. Variables del fitoplancton para los diferentes tipos de lagos del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers) y los asteriscos son valores extremos. Tipología de lagos: 1: Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, aguas ácidas; 11: Lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta; 13: lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos.

Con el fin de hacer una descripción más detallada de las comunidades algales planctónicas de los lagos, en la **Figura 12a** se muestran las distribuciones de los principales grupos algales en cada lago.

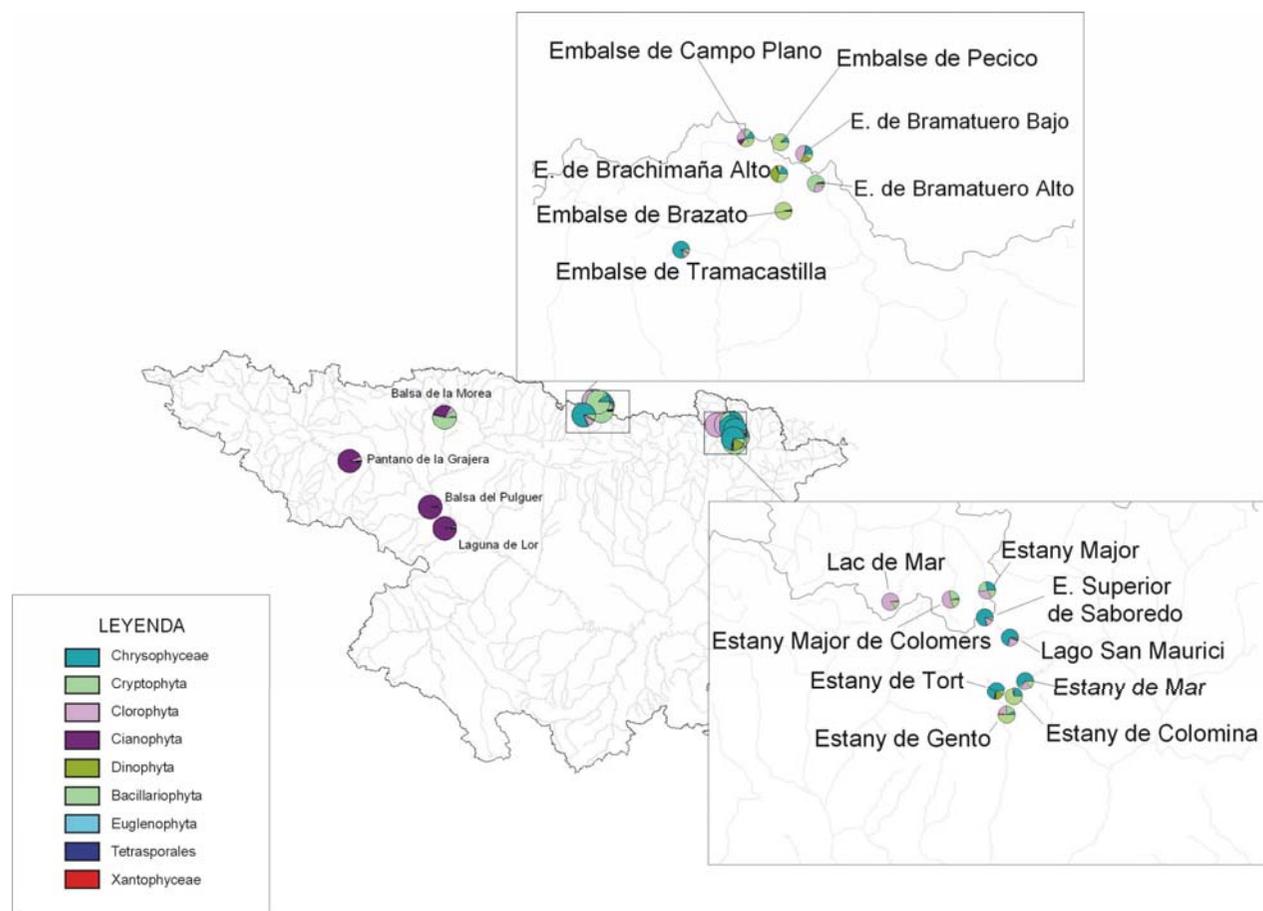


Figura 12a Distribución de los principales grupos algales en los lagos estudiados en 2006.

Se muestran a continuación las distribuciones (por tipos de lagos) de los principales grupos algales estudiados (**Figura 12b**).

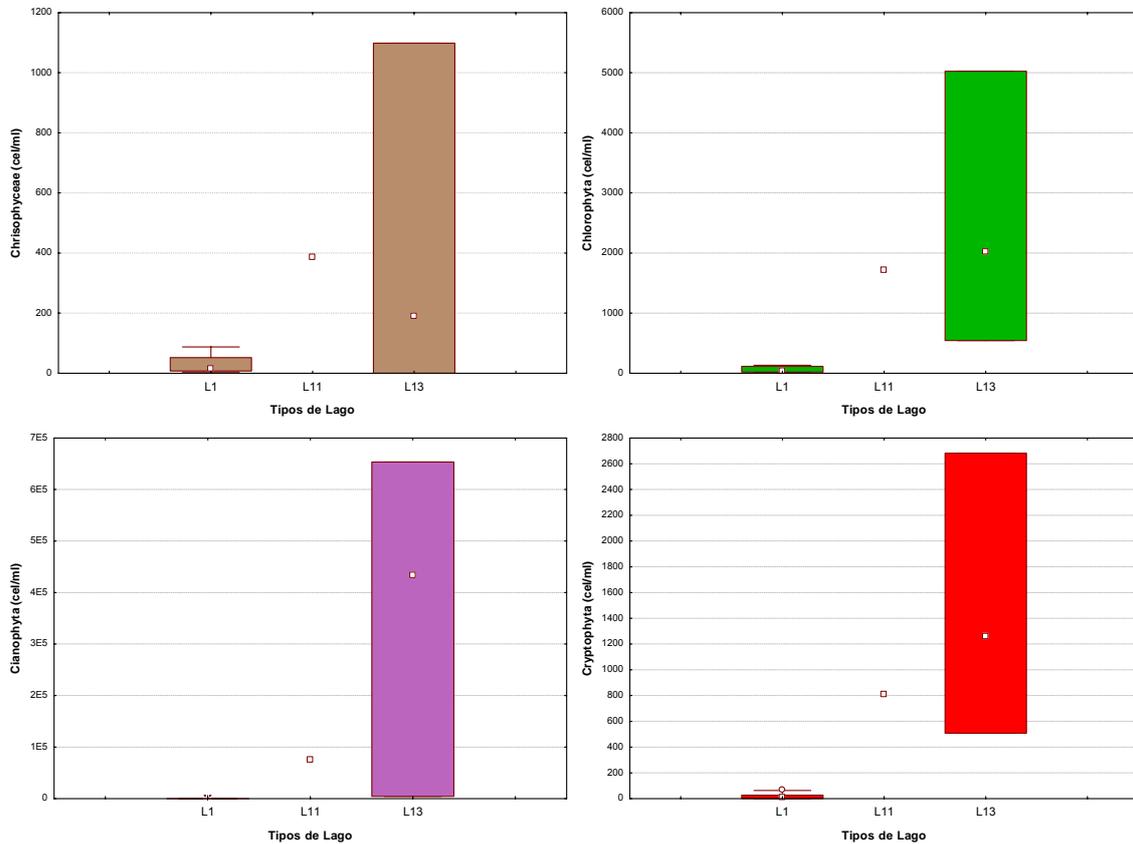


Figura 12b. Densidad celular de los principales grupos de algas fitoplanctónicas en lagos: L1: Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, aguas ácidas; L11: Lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta; L13: lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos. (Continúa en página siguiente)

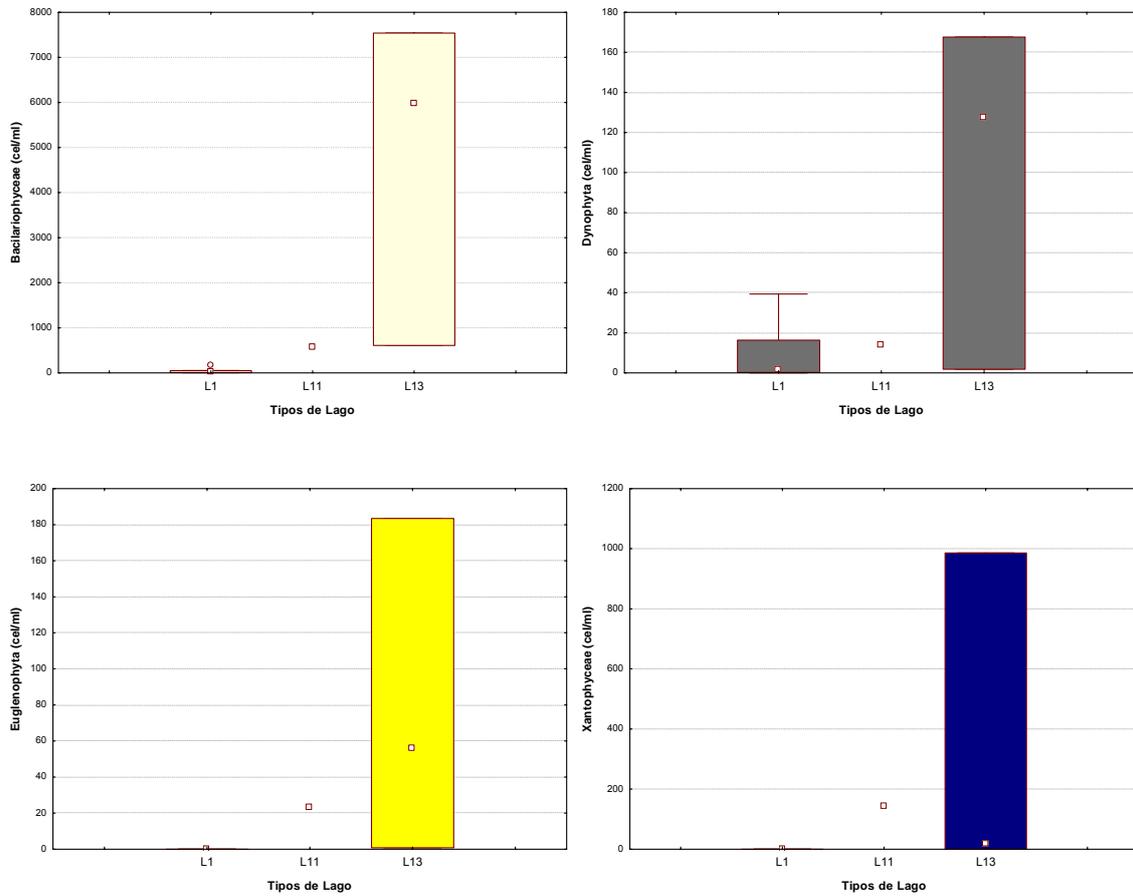


Figura 12b. Densidad celular de los principales grupos de algas fitoplanctónicas. L1: Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, aguas ácidas; L11: Lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta; L13: lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos.

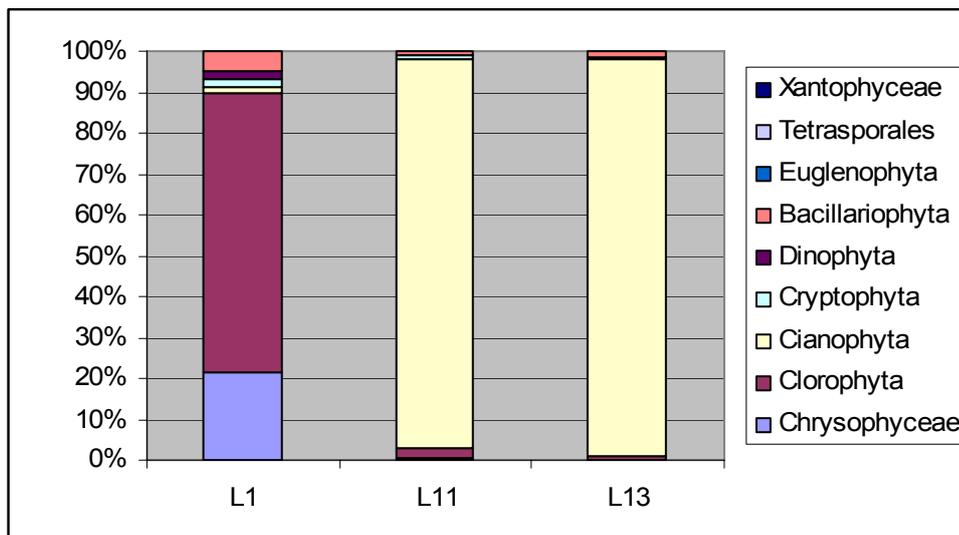


Figura 14. Densidad celular media (en porcentaje) de los principales grupos de algas fitoplanctónicas en los tipos de lagos del ESTUDIO. L1: Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, aguas ácidas; L11: Lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta; L13: lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos.

Como se puede observar, las crisofíceas (*Chrysophyceae*), algas típicas de aguas oligotróficas, ligeramente ácidas, poco mineralizadas y con valores bajos de alcalinidad, ocupan un lugar predominante en los lagos del tipo 1 (Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, aguas ácidas). Aunque también aparecen representadas en los lagos de tipo 13, no son importantes a nivel porcentual.

Los clorófitos (*Clorophyta*) forman parte generalmente del plancton de lagos poco profundos y con aguas sometidas a cierta turbulencia, ya que su gran tamaño y falta de movilidad propia hace que necesiten de medios con mezcla frecuente (Reynolds 1984). En el presente ESTUDIO, se ha observado su predominancia (junto con las crisofíceas) en los lagos de tipo 1. Debemos reseñar, que aunque son además típicas de sistemas eutróficos, su dominancia inusual en medios oligotróficos está bien documentada (Catalán et al. 1992; De Hoyos 1996).

Las cianofíceas (*Cyanophyta*), por su parte, dominan en los lagos del tipo 11 (Lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta) y del tipo 13 (lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos). La bibliografía general relaciona la densidad de cianofíceas con la eutrofización, aunque se han documentado numerosas excepciones.

En cuanto a las diatomeas (Bacillariophyceae) y los criptófitos (Cryptophyta) no parecen ser predominantes en los lagos muestreados en el 2006 durante la época de estudio (julio para lagos alpinos de tipo 1 y septiembre para los restantes), lo que parece concordar con algunos estudios de variación estacional de comunidades fitoplanctónicas (Vidal 1973 citado en MARGALEF 1983, pag. 314), que sitúan los picos de diatomeas entre febrero y junio y los mínimos de criptófitos entre junio y septiembre.

Seguidamente, con el fin de obtener una imagen o marco general de las comunidades de fitoplancton, su distribución por tipos de lagos, 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 y Smilauer, 1998).

Los datos de densidad celular fueron transformados logarítmicamente para centrar el interés en la composición taxonómica de la comunidad más que en los datos de abundancia. Se partió de una matriz de 197 táxones, 18 lagos y 14 variables ambientales estandarizadas.

Los ejes canónicos proporcionaron una buena solución a la ordenación global de las especies de fitoplancton en función de las variables ambientales consideradas, con un 32,1% de varianza explicada. De las variables ambientales consideradas, las principales variables explicativas fueron la transparencia (profundidad del disco de Secchi, DS), el oxígeno disuelto, la alcalinidad, la temperatura, y las formas nitrogenadas (nitratos, nitritos y amonio).

La ordenación de los cuerpos de agua muestreados (**Figura 15**) muestra una clara separación de los tipos estudiados. Por un lado, ocupando los valores negativos del primer eje del CCA, encontramos los lagos de tipo 1, esto es, “Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, de aguas ácidas”. Su diferenciación del resto de los tipos es patente. La ordenación de las especies (**Figura 16**) en el CCA permite observar al conjunto de taxones propios de estos sistemas, ocupando las mismas posiciones relativas en el plano de los dos ejes CCA-1 y CCA-2.

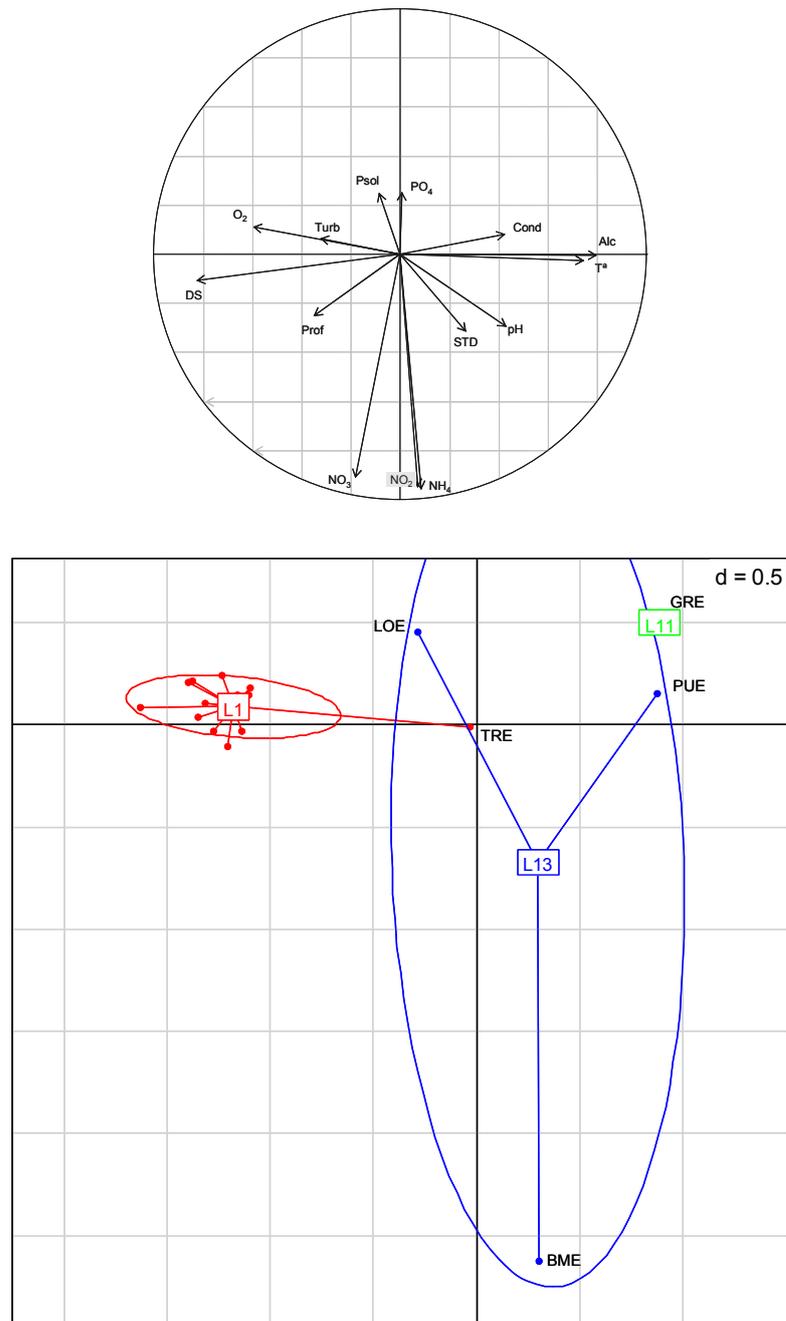


Figura 15. Proyección de las variables ambientales y de los lagos en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2 del análisis de especies fitoplanctónicas. Los lagos aparecen agrupados por tipos mediante vectores y elipses de probabilidad que unen los puntos del mismo tipo a su etiqueta, situada en el centroide. Las variables explicativas se muestran como vectores en el círculo de correlaciones. Tipología L1: Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, aguas ácidas; L11: Lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta; L13: lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos.

Entre estos táxones, aparecen, por citar algunos como ejemplo, *Dinobryon divergens*, *Scenedesmus denticulatus*, *Diatoma mesodon*, *Cyclotella* sp. "grande", *Dinobryon* sp. (ciste), *Pediastrum simplex*, *Staurastrum* sp., *Willea irregularis* o *Kephyrion planctonicum* (**Figura 16**). Estas comunidades se caracterizarían por aparecer en sistemas lacustres con aguas de mineralización muy débil, bien oxigenadas, de carácter ácido y de bajas temperaturas (ver círculo de correlaciones en **Figura 15**).

Por otro lado, ocupando valores más altos en el primer eje del CCA, encontramos los otros lagos, de tipo 11 ("lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta") y tipo 13 ("lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos"), junto con uno de los lagos de tipo 1, el Ibón de Tramacastilla (TRE). Los dos lagos que ocupan posiciones más positivas en este primer eje son la Balsa del Pulguer (PUE, de tipo 13) y el Pantano de la Grajera (GRE, de tipo 11). Las condiciones físico-químicas que predominan en estos sistemas son: altas temperaturas, alcalinidad y pH elevados, y conductividades moderadas o altas. Las comunidades de fitoplancton propias de estos sitios contaron con numerosas especies cuyas posiciones relativas se pueden observar en la **Figura 16**. Como ejemplos podemos citar: *Aphanocapsa delicatissima*, *Chroococcus minutus*, *Euglena* cf. *chlamydophora*, *Pediastrum simplex* var. *echinulatum*, *Phormidium* sp. o *Trachelomonas acanthostoma*. Uno de los lagos del tipo 13, la Balsa de la Morea (BME), ocupó una posición peculiar en el espacio de ordenación (**Figura 16**). Esta laguna ocupó una posición negativa extrema en el eje 2 de ordenación, correspondiente a una alta carga de nutrientes (formas nitrogenadas). Algunos táxones situados en esta zona del plano de ordenación fueron: *Aphanothece chlathrata*, *Closterium gracile*, *Cyclotella cyclopuncta*, *Didymocystis fina*, 131, *Euglena* sp., *Kephyrion cordatum*, *Limnothrix obliqueacuminata*, *Nitzschia* cf. *palea*, *Oocystis* sp., *Phormidium* cf. *formosum* o *Pseudanabaena* sp.

Es de destacar la tendencia altitudinal que se puede observar en el primer eje (que separa los lagos de alta montaña de los demás).

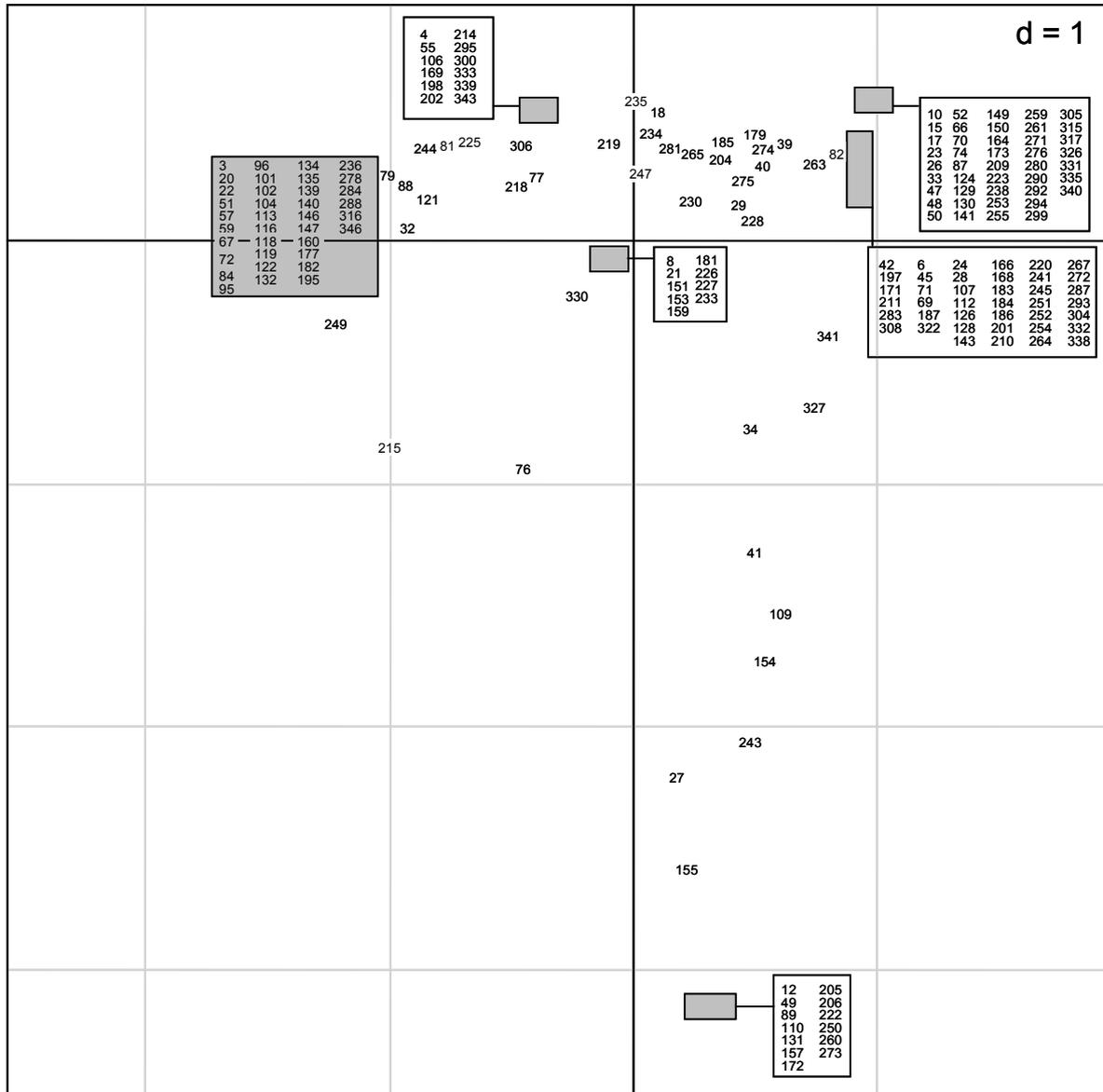


Figura 16. Proyección de las especies fitoplanctónicas de los lagos en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2. Los códigos de las especies se incluyen en la **Tabla F**. La posición de algunas etiquetas fue modificada ligeramente para facilitar la lectura, sin afectar a la interpretación general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

Taxon	Codigo	Taxon	Codigo	Taxon	Codigo
<i>Achnanthes minutissima</i>	3	<i>Cocconeis pediculus</i>	50	<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	109
<i>Actinastrum hantzschii</i>	4	<i>Cocconeis placentula</i>	51	<i>Didymocystis fina</i>	110
<i>Anabaenopsis circularis</i>	6	<i>Coelastrum astroideum</i>	52	<i>Didymogenes palatina</i>	112
<i>Anomoeoneis vitrea</i>	8	<i>Coelastrum sphaericum</i>	55	<i>Dinobryon bavaricum</i>	113
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	10	<i>Coenochloris polycocca</i>	57	<i>Dinobryon divergens</i>	116
<i>Aphanothece chlathrata</i>	12	<i>Cosmarium bioculatum</i>	59	<i>Dinobryon sociale</i>	118
<i>Aphanothece</i> sp.	13	<i>Cosmarium botrytis</i>	60	<i>Dinobryon</i> (ciste)	119
<i>Aulacoseira alpigena</i>	15	<i>Cosmarium punctulatum</i>	66	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	121
<i>Aulacoseira granulata</i>	17	<i>Cosmarium</i> sp. (pequeño)	67	<i>Euastrum</i> sp.	122
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>Angustissima</i>	18	<i>Cosmarium tinctum</i> var. <i>tumidum</i>	69	<i>Euglena</i> cf. <i>chlamydophora</i>	124
<i>Bitrichia danubiensis</i>	20	<i>Crucigenia quadrata</i>	70	<i>Euglena</i> cf. <i>geniculata</i>	126
<i>Bitrichia ochridana</i>	21	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	71	<i>Euglena clavata</i>	128
<i>Bitrichia phaseolus</i>	22	<i>Crucigeniella apiculata</i>	72	<i>Euglena ehrenbergii</i> var. <i>baculifera</i>	129
<i>Botryococcus braunii</i>	23	<i>Crucigeniella pulchra</i>	74	<i>Euglena oxyuris</i>	130
<i>Caloneis permagna</i>	24	<i>Cryptomonas erosa</i>	76	<i>Euglena</i> sp.	131
<i>Ceratium furcoides</i>	26	<i>Cryptomonas marssonii</i>	77	<i>Eunotia</i> sp.	132
<i>Ceratium hirundinella</i>	27	<i>Cryptomonas ovata</i>	79	<i>Fragilaria arcus</i>	134
<i>Chaetoceros</i> sp.	28	<i>Cryptomonas pusilla</i>	81	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>	135
<i>Chlamydomonas</i> sp.	29	<i>Cryptomonas reflexa</i>	82	<i>Fragilaria tenera</i>	139
<i>Chromulina</i> sp.	32	<i>Cyclotella antiqua</i>	84	<i>Fragilaria ulna</i>	140
<i>Chroococcus minutus</i>	33	<i>Cyclotella</i> cf. <i>praetermissa</i>	87	<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i>	141
<i>Chrysochromulina parva</i>	34	<i>Cyclotella comta</i>	88	<i>Gloeotila contorta</i>	143
<i>Clorococal</i> 3 micras	39	<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	89	<i>Gomphonema</i> sp.	146
<i>Clorococal</i> 4 micras	40	<i>Cyclotella</i> sp. grande	95	<i>Gonatozygon brebissonii</i>	147
<i>Clorococal</i> 5 micras	41	<i>Cyclotella</i> sp. pequeña	96	<i>Goniocloris mutica</i>	149
<i>Clorococal</i> 6 micras	42	<i>Cymbella</i> sp.	101	<i>Granulocytopsis coronata</i>	150
<i>Clorococal</i> 9 micras	45	<i>Denticula elegans</i>	102	<i>Gymnodinium</i> cf. <i>lantzschii</i>	151
<i>Closterium acutum</i> var. <i>linea</i>	47	<i>Diatoma mesodon</i>	104	<i>Gymnodinium helveticum</i>	153
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variable</i>	48	<i>Dictyosphaerium</i> cf. <i>Pulchellum</i>	106	<i>Gymnodinium</i> sp.	154
<i>Closterium gracile</i>	49	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	107	<i>Gymnodinium uberrimum</i>	155

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

Taxon	Código	Taxon	Código	Taxon	Código
<i>Kephyrion cordatum</i>	157	<i>Nostoc</i> sp.	214	<i>Phormidium</i> cf. <i>formosum</i>	260
<i>Kephyrion petasatum</i>	159	<i>Ochromonas</i> sp.	215	<i>Phormidium</i> sp.	261
<i>Kephyrion planctonicum</i>	160	<i>Oocystis lacustris</i>	218	<i>Plagioselmis nannoplanctonica</i>	263
<i>Lagerheimia ciliata</i>	164	<i>Oocystis marssonii</i>	219	<i>Planctonema lauterbornii</i>	264
<i>Lagerheimia quadriseta</i>	166	<i>Oocystis rhomboidea</i>	220	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	265
<i>Lagerheimia subsalsa</i>	168	<i>Oocystis</i> sp.	222	<i>Planktothrix agardhii</i>	267
<i>Lagerheimia wratislaviensis</i>	169	<i>Oocystis submarina</i>	223	<i>Pseudanabaena galeata</i>	271
<i>Lepocinclis texta</i>	171	<i>Oscillatoria aghardii</i>	225	<i>Pseudanabaena limnetica</i>	272
<i>Limnothrix obliqueacuminata</i>	172	Otras clorofitas	226	<i>Pseudanabaena</i> sp.	273
<i>Mallomonas akrokomos</i>	173	Otras crisofíceas grandes	227	<i>Pseudokephyrion entzii</i>	274
<i>Merismopedia punctata</i>	177	Otras crisofíceas pequeñas	228	<i>Pseudopedinella</i> sp.	275
<i>Merismopedia tenuissima</i>	179	Otras dinoflageladas pequeñas	230	<i>Pseudosphaerocystis lacustris</i>	276
<i>Mesotaenium endlicherianum</i>	181	<i>Pandorina morum</i>	233	<i>Rhodomonas lacustris</i>	278
<i>Micrasterias crux-melitensis</i>	182	<i>Pediastrum boryanum</i>	234	<i>Scenedesmus aculeolatus</i>	280
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	183	<i>Pediastrum duplex</i>	235	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	281
<i>Monoraphidium circinale</i>	184	<i>Pediastrum simplex</i>	236	<i>Scenedesmus armatus</i>	283
<i>Monoraphidium contortum</i>	185	<i>Pediastrum simplex</i> var. <i>echinulatum</i>	238	<i>Scenedesmus</i> cf. <i>fusififormis</i>	284
<i>Monoraphidium griffithii</i>	186	<i>Peridiniopsis borgei</i>	241	<i>Scenedesmus communis</i>	287
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	187	<i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i>	243	<i>Scenedesmus denticulatus</i>	288
<i>Navicula</i> sp.	195	<i>Peridiniopsis penardii</i>	244	<i>Scenedesmus grahneissii</i>	290
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i>	197	<i>Peridiniopsis rotunda</i>	245	<i>Scenedesmus helveticus</i>	292
<i>Nephrochlamys willeana</i>	198	<i>Peridinium cinctum</i>	247	<i>Scenedesmus intermedius</i>	293
<i>Nephroselmis olivacea</i>	201	<i>Peridinium umbonatum</i>	249	<i>Scenedesmus linearis</i>	294
<i>Nitzschia acicularis</i>	202	<i>Peridinium willei</i>	250	<i>Scenedesmus magnus</i>	295
<i>Nitzschia</i> cf. <i>gracilis</i>	204	<i>Phacus agilis</i> var. <i>inversa</i>	251	<i>Scenedesmus semipulcher</i>	299
<i>Nitzschia</i> cf. <i>palea</i>	205	<i>Phacus</i> cf. <i>acuminatus</i>	252	<i>Scenedesmus sempervirens</i>	300
<i>Nitzschia gracilis</i>	206	<i>Phacus curvicauda</i>	253	<i>Scenedesmus spinosus</i>	304
<i>Nitzschia palea</i>	209	<i>Phacus granum</i>	254	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	305
<i>Nitzschia reversa</i>	210	<i>Phacus pleuronectes</i>	255	<i>Schroederia setigera</i>	306
<i>Nitzschia</i> sp.	211	<i>Phacus tortus</i>	259	<i>Siderocelis</i> sp.	308

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

Taxon	Código
<i>Staurastrum paradoxum</i> var. <i>parvum</i>	315
<i>Staurastrum</i> sp.	316
<i>Staurastrum tetracerum</i>	317
<i>Strombomonas verrucosa</i>	322
<i>Tetrachlorella alternans</i>	326
<i>Tetrachlorella incerta</i>	327
<i>Tetraedron minimum</i>	330
<i>Tetraedron triangulare</i>	331
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	332
<i>Tetrastrum triangulare</i>	333
<i>Trachelomonas acanthostoma</i>	335
<i>Trachelomonas</i> sp.	338
<i>Trachelomonas volvocina</i>	339
<i>Trachydiscus sexangulatus</i>	340
<i>Trachydiscus</i> sp.	341
<i>Treubaria</i> sp.	343
<i>Willea irregularis</i>	346

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

4.3.2. Zooplancton

Se recogieron un total de 73 especies de zooplancton correspondientes a las muestras cuantitativas y cualitativas (tomadas mediante botella hidrográfica y redes de arrastre, respectivamente) en un total de 20 lagos. Se agruparon en tres grupos taxonómicos: Cladocera (14 especies), Copepoda (10 especies) y Rotifera (49 especies). La lista total de especies estudiadas para los lagos se muestra en la **Lista 2**.

La comunidad zooplanctónica estudiada en los diferentes cuerpos de agua fue descrita en base a las siguientes variables: densidad de organismos (individuos / litro), biomasa (μg peso seco / litro) y riqueza de especies (esta última métrica basada en muestras cuantitativas y cualitativas conjuntamente). Seguidamente se resumen los resultados obtenidos por tipologías de lagos (**Figura 19**).

La densidad media de individuos fluctuó en los lagos de 1 ind/l a 421 ind/l. Los lagos de tipo 11 y 13 presentaron densidades de zooplancton muy superiores a aquellos del tipo 1.

La biomasa fue también menor para el tipo 1, y fue mayor en los tipos 13 y 11, alcanzando en este último (Pantano de la Grajera) un valor máximo de 201 $\mu\text{g/l}$, debido principalmente a la contribución del copépodo *Acanthocyclops americanus*.

La riqueza de especies por lago se movió en el rango de 2 a 20 especies, con los tipos 11 y 13 presentando los mayores valores. En este último tipo se alcanzó un máximo de 20 especies para la Balse de la Morea.

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

Grupo	Taxon	Grupo	Taxon
Cladocera	<i>Acroperus harpae</i>	Rotifera	<i>Ascomorpha ecaudis</i>
	<i>Alona rectangula</i>		<i>Ascomorpha ovalis</i>
	<i>Bosmina longirostris</i>		<i>Ascomorpha saltans</i>
	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>		<i>Ascomorpha sp.</i>
	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>		<i>Asplanchna girodi</i>
	<i>Ceriodaphnia rigaudi</i>		<i>Asplanchna priodonta</i>
	<i>Ceriodaphnia sp.</i>		<i>Brachionus angularis</i>
	<i>Chydorus sphaericus</i>		<i>Brachionus calyciflorus</i>
	<i>Daphnia cucullata</i>		<i>Brachionus plicatilis</i>
	<i>Daphnia longispina</i>		<i>Brachionus sp.</i>
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		<i>Cephalodella cf intuta</i>
	<i>Diaphanosoma mongolianum</i>		<i>Cephalodella sp.</i>
	<i>Diaphanosoma sp.</i>		<i>Collotheca cf metabilis</i>
	<i>Moina micrura</i>		<i>Collotheca sp.</i>
Copepoda			<i>Colurella obtusa</i>
	<i>Acanthocyclops americanus</i>		<i>Conochilus sp.</i>
	<i>Acanthocyclops robustus</i>		<i>Epiphanes macrourus</i>
	<i>Cyclops abyssorum</i>		<i>Elosa cf.</i>
	<i>Cyclops bohater</i>		<i>Filinia longiseta</i>
	<i>Cyclops sp.</i>		<i>Gastropus stylifer</i>
	<i>Eudiaptomus zachariasii</i>		<i>Hexarthra fennica</i>
	<i>Mixodiaptomus kupelwieseri</i>		<i>Hexarthra mira</i>
	<i>Mixodiaptomus laciniatus</i>		<i>Kellicotia longispina longispina</i>
	<i>Paracyclops affinis</i>		<i>Keratella cochlearis</i>
	<i>Ciclópido</i>		<i>Keratella cochlearis irregularis</i>
			<i>Keratella cochlearis tecta</i>
			<i>Keratella hiemalis</i>
			<i>Keratella quadrata</i>
			<i>Lecane hamata</i>
			<i>Lecane lateralis</i>
			<i>Lecane luna</i>
			<i>Lecane lunaris perplexa</i>
			<i>Lepadella patella</i>
			<i>Macrochaetus sp.</i>
			<i>Ploesoma hudsoni</i>
			<i>Polyarthra dolichoptera</i>
			<i>Polyarthra euryptera</i>
			<i>Polyarthra longiremis</i>
			<i>Polyarthra major</i>
			<i>Polyarthra vulgaris</i>
			<i>Pompholyx sulcata</i>
			<i>Pompholyx triloba</i>
			<i>Proales fallaciosa</i>
			<i>Rotatoria rotatoria</i>
			<i>Synchaeta grandis</i>
			<i>Synchaeta kitina</i>
			<i>Synchaeta tremula</i>
			<i>Trichotria tetractis</i>
			<i>Trichocerca pusilla</i>

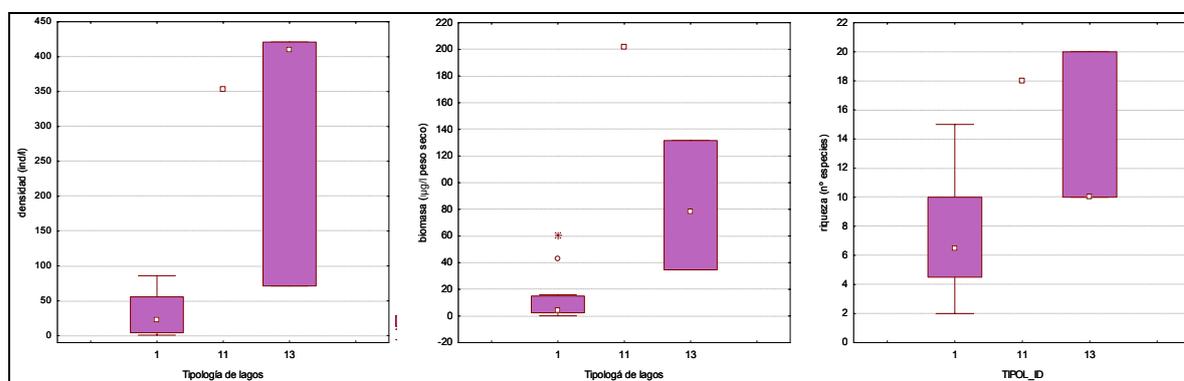
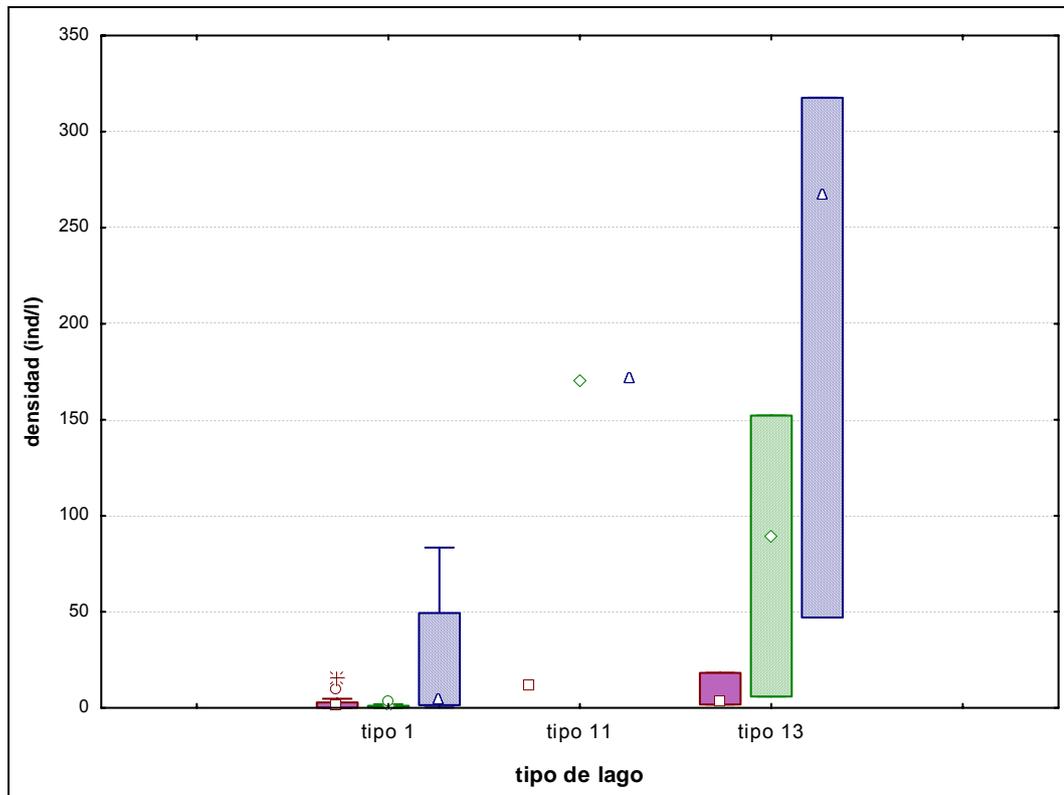


Figura 19. Variables del zooplancton para los diferentes tipos de lagos del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers) y los asteriscos son valores extremos. Tipología de lagos: 1: Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, aguas ácidas; 11: Lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta; 13: lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos.

Se muestran a continuación las distribuciones (densidades medias por tipos de lagos) de los principales grupos estudiados (**Figura 20**). Se observa una clara predominancia de los rotíferos (en cuanto a densidad o nº de individuos por litro) en la mayoría de tipologías, compartiendo importancia con los copépodos en el Pantano de la Grajera (tipo 11). Destacan las altas densidades de rotíferos y copépodos en los lagos de los Tipos 11 y 13. En el Pantano de la Grajera (único lago del tipo 11) las especies responsables fueron *Acanthocyclops americanus*, *Keratella cochlearis tecta* y *Pompholyx sulcata*. En los lagos del tipo 13 destacaron las siguientes especies en los siguientes lagos: *Acanthocyclops americanus* y *Keratella cochlearis tecta* en la Laguna de Lor y *Brachionus angularis* y *Acanthocyclops americanus* en la Balsa del Pulguer.



- Cladocera
- Copepoda
- Rotifera

Figura 20. Densidad de los principales grupos de organismos zooplanctónicos en los distintos tipos de lagos estudiados. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el cuadrado interior es la mediana, el segmento es el rango de los datos (sin contar outliers) y los asteriscos son valores extremos. Tipología de lagos: 1: Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, aguas ácidas; 11: Lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta; 13: lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos.

Al igual que en el caso del fitoplancton, se realizó un análisis de correspondencias canónicas (CCA) sobre datos de densidad media (ind/l) de organismos por lago transformados logarítmicamente.

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 = 23,4%), segregando a las especies en función de su hábitat. De las variables ambientales consideradas, las principales variables explicativas fueron: la transparencia (profundidad de Secchi, DS), la concentración de fósforo total (PO₄), la alcalinidad, la temperatura, el pH y la conductividad. Fueron, por tanto, resultados muy similares a los obtenidos en la ordenación de las especies fitoplanctónicas.

Como en el caso del fitoplancton, los tipos L1 (lagos de tipo 1), y los tipos 11 y 13 ocuparon posiciones más o menos opuestas a lo largo del gradiente ambiental definido por el primer eje de ordenación (**Figura 21**). Los lagos de tipo 1 que presentaron valores más negativos en el eje 1 fueron el Estany de San Maurici, el Estany de Colomina, el Ibón de Tramacastilla y el Estany Gento. En cuanto a la comunidad zooplanctónica característica de estos lagos mejor diferenciados (**Figura 22**), contaba con especies como: *Daphnia longispina*, *Cyclops bohater*, *Keratella cochlearis irregularis*, *Lecane luna*, *Ploesoma hudsoni*, *Proales fallaciosa*, *Synchaeta grandis* o *Synchaeta kitina*. Por otro lado, ocupando valores positivos en el primer eje, encontramos la Laguna de Lor, el Pantano de la Grajera y la Balsa del Pulguer, con numerosas especies características como: *Ceriodaphnia quadrangula*, *Diaphanosoma mongolianum*, *Moina micrura*, *Acanthocyclops americanus*, *Asplanchna girodi*, *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus plicatilis*, *Brachionus* sp., *Conochilus* sp., *Hexarthra fennica*, *Hexarthra mira*, *Keratella cochlearis tecta*, *Keratella quadrata*, *Polyarthra euryptera*, *Pompholyx sulfata* o *Trichocerca pusilla*

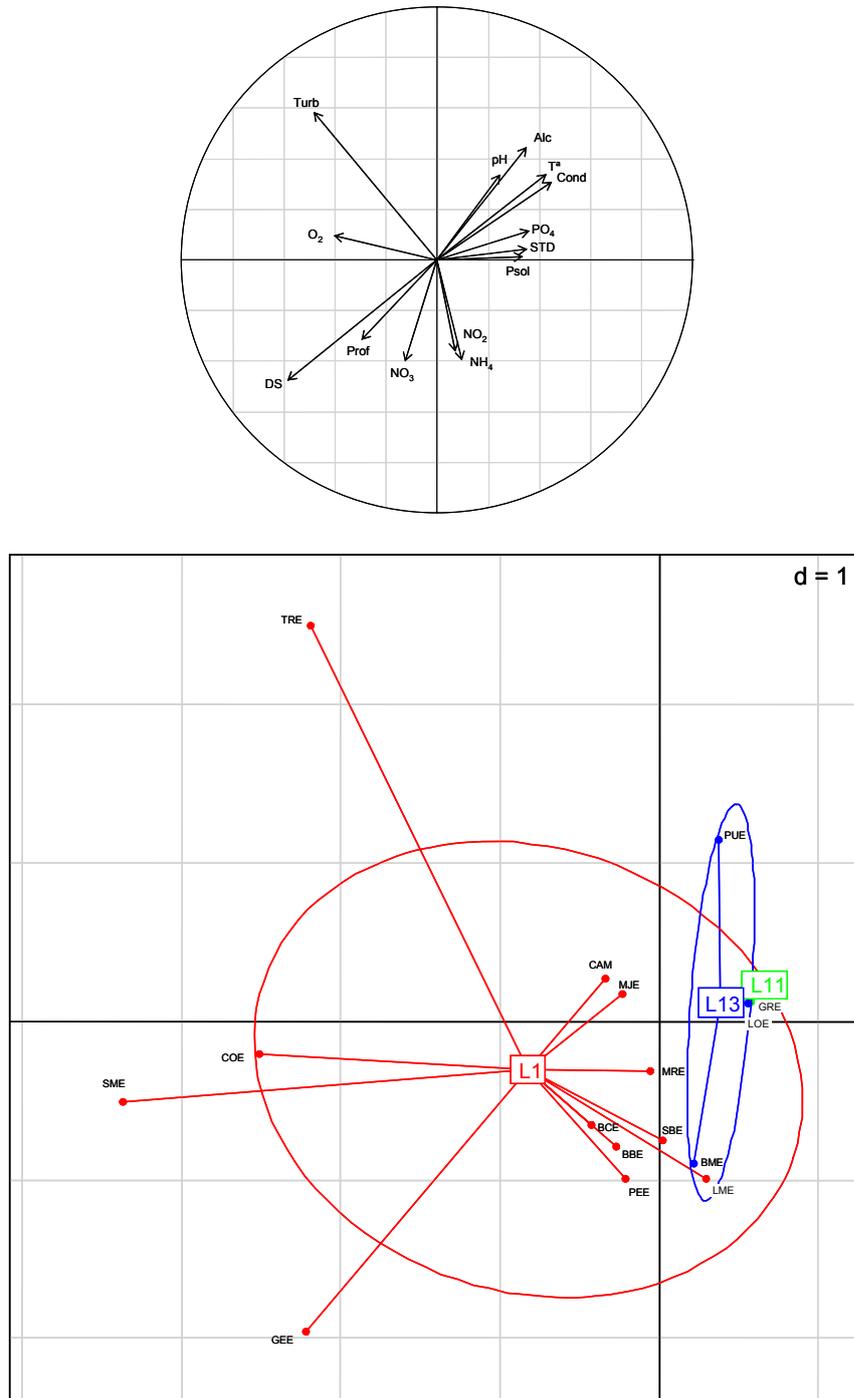


Figura 21. Proyección de las variables ambientales y de los lagos estudiados en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2 del análisis de zooplanctón. Los lagos aparecen agrupados por tipos mediante vectores y elipses de probabilidad. Las variables explicativas se muestran como vectores en el círculo de correlaciones. L1: Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, aguas ácidas; L11: Lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta; L13: lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos.

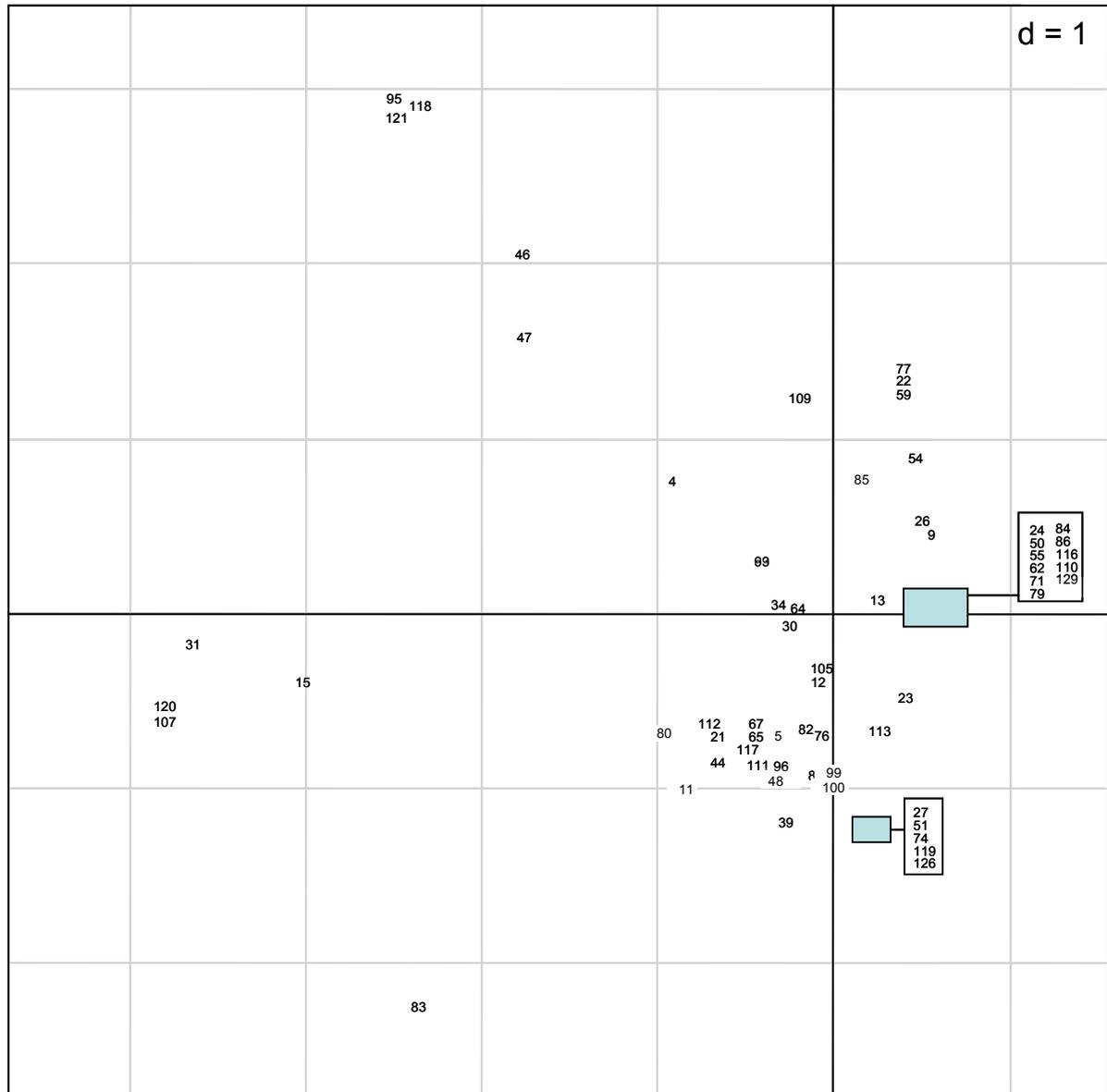


Figura 22. Proyección de las especies zooplanctónicas de los lagos estudiados en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2. Los códigos de las especies se incluyen en la **Tabla 2**. La posición de algunas etiquetas fue modificada ligeramente para facilitar la lectura, sin afectar a la interpretación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

Orden	Especie	Código	Orden	Especie	Código	Orden	Especie	Código
Clad	<i>Alona rectangula</i>	4	Rot	<i>Collotheca</i> .	67	Rot	<i>Synchaeta kitina</i>	121
Clad	<i>Bosmina longirostris</i>	5	Rot	<i>Colurella obtusa</i>	69	Rot	<i>Synchaeta tremula</i>	126
Clad	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	8	Rot	<i>Conochilus</i> .	71	Rot	<i>Trichocerca pusilla</i>	129
Clad	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	9	Rot	<i>Filinia longiseta</i>	74			
Clad	<i>Ceriodaphnia</i> .	11	Rot	<i>Gastropus stylifer</i>	76			
Clad	<i>Chydorus haericus</i>	12	Rot	<i>Hexarthra fennica</i>	77			
Clad	<i>Daphnia cucullata</i>	13	Rot	<i>Hexathra mira</i>	79			
Clad	<i>Daphnia longiina</i>	15	Rot	<i>Kellicotia longiina longiina</i>	80			
Clad	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	21	Rot	<i>Keratella cochlearis</i>	82			
Clad	<i>Diaphanosoma mongolianum</i>	22	Rot	<i>Keratella cochlearis irregularis</i>	83			
Clad	<i>Diaphanosoma</i> .	23	Rot	<i>Keratella cochlearis tecta</i>	84			
Clad	<i>Moina micrura</i>	24	Rot	<i>Keratella hiemalis</i>	85			
Cop	<i>Acanthocyclops americanus</i>	26	Rot	<i>Keratella quadrata</i>	86			
Cop	<i>Acanthocyclops robustus</i>	27	Rot	<i>Lecane hamata</i>	93			
Cop	<i>Cyclops abyssorum</i>	30	Rot	<i>Lecane luna</i>	95			
Cop	<i>Cyclops bohater</i>	31	Rot	<i>Lecane lunaris perplexa</i>	96			
Cop	<i>Cyclops</i> .	34	Rot	<i>Lecane</i> .	99			
Cop	<i>Mixodiaptomus kupelwieseri</i>	39	Rot	<i>Lepadella patella</i>	100			
Cop	Ciclópido	44	Rot	<i>Macrochaetus</i> .	105			
Rot	<i>Ascomorpha ecaudis</i>	46	Rot	<i>Ploesoma hudsoni</i>	107			
Rot	<i>Ascomorpha ovalis</i>	47	Rot	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	109			
Rot	<i>Ascomorpha saltans</i>	48	Rot	<i>Polyarthra euryptera</i>	110			
Rot	<i>Alanchna girodi</i>	50	Rot	<i>Polyarthra longiremis</i>	111			
Rot	<i>Alanchna priodonta</i>	51	Rot	<i>Polyarthra major</i>	112			
Rot	<i>Brachionus angularis</i>	54	Rot	<i>Polyarthra vulgaris</i>	113			
Rot	<i>Brachionus calyciflorus</i>	55	Rot	<i>Pompholyx sulcata</i>	116			
Rot	<i>Brachionus plicatilis</i>	59	Rot	<i>Pompholyx triloba</i>	117			
Rot	<i>Brachionus</i> .	62	Rot	<i>Proales fallaciosa</i>	118			
Rot	<i>Cephalodella</i> .	64	Rot	<i>Rotatoria rotatoria</i>	119			
Rot	<i>Collotheca cf metabilis</i>	65	Rot	<i>Synchaeta grandis</i>	120			

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

5. ESTADO TRÓFICO

5.1. Aspectos metodológicos

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

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

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

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

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

a) Concentración de nutrientes. Fósforo total

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

Hay varios índices que contemplan su concentración media anual para la catalogación trófica de los lagos:

- EPA con tres categorías tróficas y límites de 10 y 20 µg/l.
- LEE, JONES & RAST, con cinco categorías tróficas y límites de 8, 12, 28 y 40 µg/l.
- MARGALEF, con dos categorías tróficas y límite de 15 µg/l.
- OCDE, con cinco categorías tróficas y límites de 4, 10, 35 y 100 µg/l.

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

b) Fitoplancton (Clorofila a, densidad algal)

A diferencia del anterior, el fitoplancton es un indicador de reuesta 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: densidad celular (cel/ml) y concentración de clorofila a (µg/l) en la zona fótica. Los índices y límites contrastados fueron los siguientes:

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

Al contar en este ESTUDIO con sólo una campaña de muestreo y por tanto no contar con una serie temporal que nos permitiera la detección del máximo anual de clorofila, se utilizaron las clases de calidad relativas a la media anual. En cuanto a la densidad de fitoplancton, la aplicación de los límites de clase para la densidad fitoplanctónica de la CHE (CHE 2006) no resultó adecuada, dado que si aplicación daba como resultado valores extremos, es decir, una alta proporción de MAS en muy buen estado o mal estado demasiado elevadas (ultra-oligotrofia o hipertrofia), estando las clases intermedias muy poco representadas. Por ello, basamos nuestros límites de estado en la escala logarítmica basada en Margalef (1983), ya utilizada para incluir más clases de estado trófico en otros estudios. Estos resultados se ajustaban de forma más aproximada a los obtenidos mediante otras métricas estándar de la OCDE como las de P total o clorofila.

Finalmente, los índices elegidos en el presente ESTUDIO fueron los siguientes:

CUADRO 9
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CLOROFILA Y LA DENSIDAD ALGAL MEDIA DEL FITOPLANCTON

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

c) Transparencia del agua. Disco de Secchi

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

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

Al contar en este ESTUDIO con sólo una campaña de muestreo y por tanto no contar con una serie temporal que nos permitiera la detección del mínimo anual, se utilizaron las clases de calidad relativas a la media anual según criterios OCDE. (**Cuadro 10**)

CUADRO 10
 NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA TRANSPARENCIA MEDIA ANUAL

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

d) Índice de estado trófico de Carlson (TSI)

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

Su expresión según Carlson (1977) se da en la siguiente tabla:

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

Las categorías de estado trófico serían las siguientes:

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

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

5.2. Catalogación trófica final

Se han considerando la totalidad de los índices expuestos, cuyos rangos o límites de clases de calidad o estado trófico se especifican en el **Cuadro 13**.

CUADRO 13
 RESUMEN DE LOS PARÁMETROS INDICADORES DE ESTADO TRÓFICO

Parámetros Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Concentración P ($\mu\text{g/l P}$)	0-4	4-10	10-35	35-100	>100
Disco de Secchi (m)	>12	12-6	6-3	3-1,5	<1,5
Clorofila a ($\mu\text{g/l}$) en epilimnion	0-1	1-2,5	2,5-8	8,0-25	>25
TSI	<20	20-40	40-60	60-80	>80
Densidad algal (cel/ml)	<100	100-1000	1000-10000	10000-100000	>100000

Así, para cada uno de los lagos, se asignó un valor numérico (de 1 a 5) según cada clase de estado trófico:

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

La valoración del estado trófico global se calcula en base a la media de los valores anteriores, redondeada al entero más próximo. Sobre la base de esta propuesta, en el **Cuadro 14** se incluye la catalogación de las diferentes masas de agua según cada parámetro, así como la valoración del estado trófico global.

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

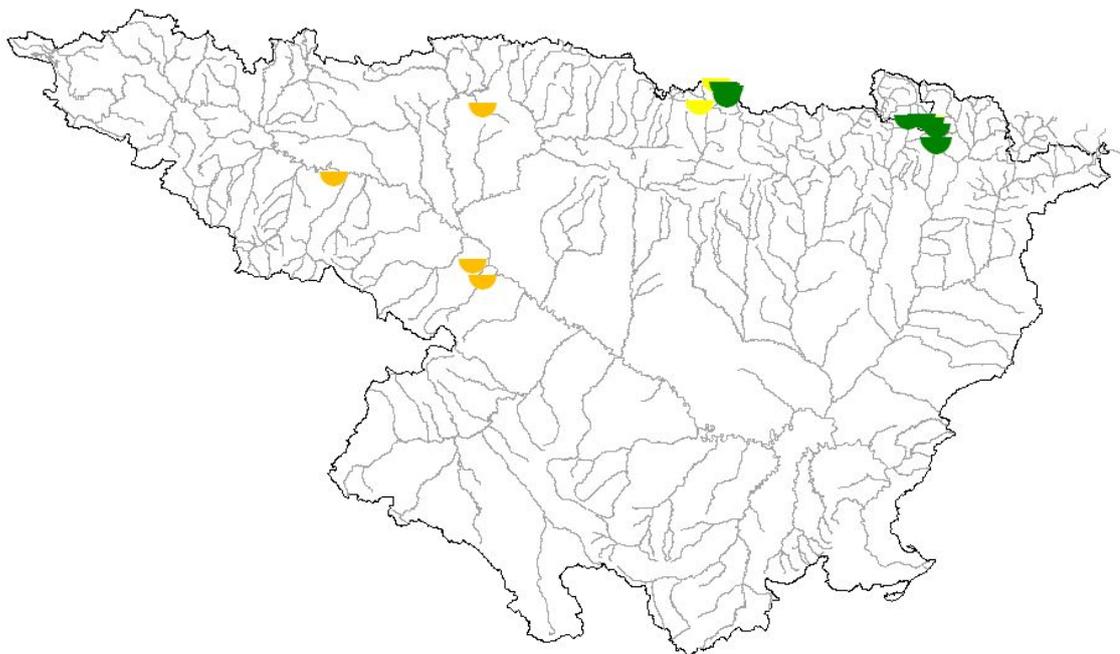


Figura 23. Clasificación de los lagos en base a su estado trófico final. Código de colores equivalente a la DMA (Azul=Ultra-Oligotrófico; Verde=Oligotrófico; Amarillo=Mesotrófico; Anaranjado=Eutrófico; Rojo=Hipereutrófico)

CUADRO 14
 DIAGNOSTICO DEL ESTADO TROFICO SEGÚN CRITERIOS EXPUESTOS

LAGO	CÓDIGO MAS	P-Total	Disco Secchi	Clorofila A	TSI	Densidad Algal	Estado Trofico Final
Balsa de la Morea	EB0001677	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico
Balsa del Pulguer	EB0001678	Eutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico
Estany de Colomina	EB0001044	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico
Estany de Gento	EB0000977	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Estany de Mar	EB0001028	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico
Estany de Tort	EB0001009	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico
Estany Major	EB0001030	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico
Estany Major de Colomer	EB0001020	Oligotrófico	-	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Estany Superior de Saboredo	EB0001004	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Ibón de Barchimaña	EB0000986	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico
Ibón de Bramatuero Alto	EB0000982	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico
Ibón de Bramatuero Bajo	EB0001013	Mesotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Ibón de Brazato	EB0001039	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Ibón de Campoplano	-	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Ibón de Tramacastilla	EB0001002	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Ibón del Pecico	EB0001000	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico

LAGO	CÓDIGO MAS	P-Total	Disco Secchi	Clorofila A	TSI	Densidad Algal	Estado Trofico Final
Lac de Mar	EB0000967	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Lago San Mauricio	EB0000996	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Laguna de Lor	EB0001035	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico
Pantano de la Grajera	EB0000993	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico

6. ESTADO ECOLÓGICO Y POTENCIAL ECOLÓGICO

6.1. Consideraciones previas

Una vez completados los trabajos de caracterización físico-química e hidromorfológica y la definición del grado trófico de los lagos, queda por definir cómo se combinan los diferentes resultados para definir el estado ecológico (para lagos naturales) o el potencial ecológico (para los altamente modificados).

El estado ecológico es, según la DMA, una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales que se aplica a las masas definidas como naturales.

Por otro lado, el potencial ecológico, según la DMA, es también una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales, pero en este caso se aplica a las masas de agua definidas como muy modificadas (HMWB).

Tanto el potencial como el estado ecológico pretenden ser un reflejo de la calidad global del lago, asociado con su estructura y funcionamiento, y tiene que sintetizar y aglutinar los distintos elementos de calidad biológicos y físico-químicos.

Por tanto la aplicación del estado ecológico o potencial ecológico se realizará tal y como se muestra en el siguiente cuadro:

Metodología	Estado Ecológico	Potencial Ecológico
Tipo de Masa de Agua donde se aplica	Naturales	Muy Modificadas
Lagos	Bajo del Pecico, Bramatuero Alto, Bramatuero Bajo, Bachimaña Alto, Tramacastilla y Campo Plano	Arriel Alto, Brazato, Respomuso, Colomina, Mar, Gento, Major, Major de Colomers, Superior de Saboredo, Tort, Lac de Mar y San Maurici.

Actualmente, se han diseñado diferentes metodologías y protocolos para cumplir estos objetivos, con resultados más o menos exitosos, para poder combinar los resultados que aportan los índices biológicos y físico-químicos. En esencia, según la DMA se deberían seguir

las siguientes fases:

- En primer lugar, clasificar la masa de agua, agrupándola en alguna de las categorías o tipologías. Esta primera fase ya se completó en uno de los primeros capítulos del presente ESTUDIO, tomando la clasificación ya completada por la CHE para los lagos. En el Cuadro 1 se incluye también si la masa de agua tiene la consideración de muy modificada.
- Para las MAS catalogadas como *naturales*: establecer los elementos de calidad, los parámetros y las condiciones de referencia propias del tipo (si es posible, basadas en estaciones de referencia o resultados ya publicados), así como los rangos de cada parámetro en cinco clases de estado ecológico (muy bueno, bueno, aceptable, deficiente y malo, expresados como ratios de estado ecológico o EQR). De forma particular, se consideran aquellos indicadores utilizados 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.

En el presente ESTUDIO, las MAS catalogadas como *naturales* pertenecen todas ellas a la categoría de lagos de tipo 1 en el esquema de clasificación de la CHE (*Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos y de aguas ácidas*). Para el establecimiento del estado ecológico de estos lagos, se utilizaron aquellos límites de clase propuestos en el estudio de la Agencia Catalana del Agua (*Agencia Catalana del Agua, 2003. Desenvolupament d'un índex integral de qualitat ecològica i regionalització ambiental dels sistemes lacustres de Catalunya*) para la categoría "Estanyes alpins d'aigües àcides (AAM)". Sólo se pudo obtener esta información para dos de los parámetros biológicos utilizados, la concentración de clorofila a y el índice de grupos algales (*Iga*). En el caso de indicadores para los que no se diuso de condiciones de referencia, se adoptaron los límites de estado trófico generales definidos en el capítulo 5 del ESTUDIO, junto con otros indicadores como el biovolumen de fitoplancton o algunas métricas del zooplancton, para las que se proponen límites de clases de calidad en base a diferentes trabajos publicados.

- Para las MAS catalogadas como *muy modificadas*: 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 lagos altamente modificados se identificaron así como masas de agua "parecidas" en su funcionamiento a lagos. Seguidamente, se trata de establecer los elementos de calidad, los máximos potenciales ecológicos (MPE) propios del tipo y los rangos de cada indicador de calidad en 5 clases de potencial ecológico (óptimo, bueno, moderado, deficiente y malo). A este

respecto, si bien la DMA no requiere el establecimiento del límite entre las clases bueno y óptimo, el Documento Guía nº 13 de la Comisión Europea sobre la Clasificación del Estado y Potencial Ecológico recomienda su utilización en informes y mapas, al menos a título explicativo. Se consideran también los indicadores utilizados normalmente para conocer el grado trófico de los lagos, ya que integran un número significativo de parámetros que definen el estado de la masa de agua. Para la mayoría de indicadores y tipos de lagos altamente modificados, no se diuso de información publicada sobre las condiciones de máximo potencial ecológico (MPE), a excepción de lo expuesto anteriormente para los lagos naturales del tipo 1. En estos casos, se adoptaron los límites de estado trófico generales definidos en el capítulo 5 del ESTUDIO, más otros indicadores como el biovolumen de fitoplancton, o algunas métricas del zooplancton.

- Se trata pues de definir el estado ecológico o el potencial ecológico como una expresión integrada de las diferencias entre los elementos de calidad biológicos, hidromorfológicos y físico-químicos recabados, frente a los valores que, para estos mismos elementos de calidad, se han definido para las condiciones de referencia o de máximo potencial ecológico, en la medida de lo posible.

6.2. Elementos de calidad para la determinación del estado ecológico

En el **Cuadro 15** se presentan los indicadores de calidad, así como los elementos y parámetros de cada uno, seleccionados a priori para la determinación del estado ecológico en los lagos muestreados en el año 2006.

CUADRO 15
 INDICADORES, ELEMENTOS Y PARÁMETROS SELECCIONADOS PARA
 LA DETERMINACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO EN LAGOS

INDICADORES	ELEMENTOS	PARÁMETROS
Biológicos	Composición, abundancia y biomasa de fitoplancton	Densidad algal (cel/ml)
		Biomasa algal: Clorofila a ($\mu\text{g/l}$)
		Biovolumen algal (mm^3/l)
		Índice de Grupos Algales (<i>Iga</i>)
		Cianofíceas tóxicas (cel/ml)
Físico-Químicos	Composición y abundancia del zooplancton	Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila a
		Ratio Cladóceros grandes / cladóceros totales
	Concentración de nutrientes	Concentración de PT ($\mu\text{g/l P}$)
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética o media (mg/l O_2)
	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi (m)
	Elemento combinado	TSI

En esta primera propuesta, se ha partido de los elementos de calidad establecidos en el estudio realizado por la CHE (2006)¹. Junto a estos indicadores, se han aplicado otras métricas que han sido probadas y utilizadas en estudios previos realizados por diferentes organismos de gestión y/o investigación.

Así, se ha incorporado el elemento de calidad biológico *biovolumen algal*, como complemento a la clorofila a y por ser un indicador más realista del estado trófico que el número de células del fitoplancton. Para el establecimiento de los rangos de calidad de este parámetro se han tomado aquellos definidos en Willen 2000. Además, se ha aplicado un índice basado en la abundancia relativa de los diferentes grupos algales del fitoplancton, denominado *Índice de Grupos Algales (Iga)*, y que viene siendo utilizado por la *Agencia Catalana del Aigua* para la clasificación del estado ecológico de los lagos de Cataluña (ACA 2003) y experimentalmente por el CEDEX (de Hoyos, com. pers.). Conviene reseñar que el estudio sobre el cual se desarrolló este índice solo incluía tipologías de lagos alpinos y carsticos, dado el ámbito geográfico para el que fue diseñado. Por ello, su aplicación en el presente ESTUDIO a otros tipos de lagos, en concreto al tipo 13 (con sólo un representante) habrá que tomarla con cierta cautela.

Asimismo se han incluido, a modo experimental, dos parámetros relacionados con las comunidades de zooplancton. Estos son: la relación entre el número de cladóceros grandes frente al total de cladóceros; y la relación o cociente entre la biomasa de zooplancton (incluyendo rotíferos) y la biomasa de fitoplancton expresada como concentración de Clorofila a. Estas métricas se propusieron y validaron en el proyecto europeo *ECOFRAME* para lagos someros europeos (Moss et al. 2003), por lo que su adecuación o modificación a sistemas leníticos más profundos, como algunos de los estudiados en este ESTUDIO, sería necesario abordar.

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 su vida 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.

¹ 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.

La composición y abundancia del fitoplancton en lagos 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 Eaña existe un conocimiento suficiente del fitoplancton, en especial para los embalses y lagos.

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

- Contaminación térmica.
- Cambios en la mineralización del agua (y en la composición de los iones mayoritarios disueltos).
- Eutrofización (concentraciones de N y P, y en ocasiones de Si o cationes como el Fe^{2+}).
- Contaminación orgánica (soluble y particulada).
- Presiones hidromorfológicas como cambios en la tasa de renovación de los lagos y variaciones de volumen / superficie que afectan al medio receptor y circundante.

- Densidad algal y Biovolumen del fitoplancton

Densidad algal

Se ha empleado la media en la columna de agua, ya que no se disponía de perfiles de clorofilas en profundidad. Estos perfiles hubieran permitido afinar más mediante el uso de medias ponderadas según la capa o zona muestreada. Para su valoración, en principio se utilizaron dos referencias: EPA, 1976 y Margalef 1983. La primera establece el límite inferior -oligotrofia- en 2000 cel/ml y la segunda establece en 5000 cel/ml el umbral que separa la eutrofia moderada de la avanzada. Se ha considerado que esta última referencia -5000 cel/ml- es indicativa de que, a lo largo de un año, no se producen proliferaciones algales significativas y se mantiene, por tanto, un óptimo estado de la calidad del agua. El estado del agua empeora por este concepto cuando se superan las 15.000 cel/ml; límite entre la mesotrofia y eutrofia establecido por la EPA (Weber, 1976).

La aplicación de los límites de clase resultantes, ya aplicados en el trabajo por la CHE de 2006 (CHE 2006), no resultó muy realista, como ya hemos señalado en el capítulo de estado trófico, obteniendo una proporción de MAS en muy buen estado o mal estado (ultra-oligotrofia o hipertrofia) demasiado elevadas y estado las clases intermedias muy poco representadas. Por ello, basamos nuestros límites de estado en una escala logarítmica, partiendo de 100 y llegando a las 100,000 cel/ml, límites basados en Margalef 1983 y ya utilizados con algunas modificaciones para incluir más clases de estado trófico en otros estudios. Estos resultados se ajustaban mucho más a los obtenidos mediante otras métricas estándar OCDE.

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

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

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

Biovolumen algal

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

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

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

- Biomasa algal: Clorofila a

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

Este parámetro se incluye en este apartado por su estrecha relación con la estructura y composición de la comunidad fitoplanctónica y por ser un indicador de eutrofia muy extendido. Para la evaluación del potencial ecológico en aquellos lagos altamente modificados (sin condiciones de MPE conocidas) en base a la concentración de clorofila a, se han considerado los rangos establecidos por el sistema de clasificación trófica de la OCDE para la media de la columna de agua integrando la capa fótica (**Cuadro 18**).

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

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

En el caso de los lagos del tipo 1 (donde se incluyen todos los catalogados como naturales), se utilizaron aquellos valores de referencia y límites de clase propuestos en el estudio de la Agencia Catalana del Agua (ACA 2003) para la categoría “Lagos Alpinos de Aguas Ácidas”, mostrados en el **Cuadro 19**.

CUADRO 19
 CLASES DE ESTADO ECOLÓGICO
 CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA A

Clase estado ecológico	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango Clorofila a (µg/l)	<2,8	2,8-3,8	3,8-5,6	5,6-11,5	>11,5
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

- Índice de grupos algales (Iga)

Se ha aplicado un índice basado en el biovolumen relativo de diferentes grupos algales del fitoplancton, denominado *Iga*, y que viene siendo utilizado por la *Agencia Catalana del Aigua* para la clasificación del estado ecológico de los lagos de montaña y cársticos de Cataluña (ACA 2003), y por el *CEDEX* (de Hoyos, com. pers.). Como se indicó anteriormente, su aplicación en el presente ESTUDIO a embalses habrá que tomarla con cierta cautela, al incluir al tipo 13 (ni alpino ni carstico).

El índice se expresa como sigue:

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

Siendo:

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

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

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

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

- Cianobacterias tóxicas

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

En este caso se han seguido las indicaciones de la OMS². Para valorar este parámetro se ha tomado el máximo anual de cianobacterias contabilizado. Así, se consideran especies con capacidad de liberar toxinas al medio acuático, las que se especifican a continuación: *Microcystis smithii*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesenbergi*; *Woronichia naegeliana*, *Woronichinia elorantae*, *Anabaena circularis*, *Aphanizomenon* sp. *Anabaena flos-aquae*, *Anabaena planctonica*, *Anabaena iroides*, *Cylindroermopsis raciborskii*, *Planktothrix agardhii*, *Oscillatoria limosa* y *Oscillatoria* sp. Los límites establecidos, a este particular, se muestran en el cuadro adjunto.

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

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

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

Se consideraron cladóceros grandes las especies de los géneros *Daphnia*, *Diaphanosoma* y *Moina*. Fueron aplicados los límites establecidos en el proyecto *ECOFRAME*. En este trabajo (Moss et al. 2003) únicamente se separaban tres clases de estado ecológico, para lagos templados y para lagos fríos (clasificación climática a nivel europeo), según cuadro adjunto.

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

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

² "Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management." Chorus, I; Bartram, J. OMS 1999

Para la adecuación de las métricas de zooplancton al esquema del ESTUDIO, basado en cinco clases de estado-potencial ecológico, se han utilizado los siguientes límites, establecidos a partir del trabajo anteriormente citado, para lagos fríos en el caso de los lagos pirenaicos de tipo 1 y para lagos templados en el caso de los demás lagos del presente ESTUDIO.

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

Métricas	R_clad	R_Zoo/Clorofila	R_clad	R_Zoo/Cl a
	lagos fríos		lagos templados	
Muy Bueno	>0,7	>90	>0,5	> 70
Bueno-	0,5-0,7	70-90	0,3-0,5	50-70
Moderado	0,2-0,5	30-69	0,1-0,3	20-50
Deficiente	0,1-0,2	20-30	0,05-0,1	10-20
Malo	<0,1	<20	<0,05	<10

6.2.2. Elementos físico-químicos

- Transparencia

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

CUADRO 24
 NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA PROFUNDIDAD DEL DISCO DE SECCHI (m)

Clase de potencial / estado ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Disco de Secchi (m)	>12	12-6	6-3	3-1,5	<1,5
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

- Condiciones de oxigenación

Representa un parámetro secundario de la reuesta 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 (principalmente) y la materia orgánica alóctona, es decir aquella que procede del exterior del sistema, incluyendo fuentes de contaminación puntuales o difusas.

Se ha evaluado estimando la reserva media de oxígeno hipolimnético en el periodo de estratificación. Las clases consideradas han sido las empleadas por otros autores para la clasificación de las condiciones de oxigenación en lagos de agua dulce en el ámbito europeo³. Además atiende a la concentración (mg/l) de O₂ en la columna de agua; parámetro vital para la vida piscícola, regulada a través del R.D. 927/1988 -transición de la Directiva 78/659/CEE- y Orden de 16 de diciembre de 1988 sobre los métodos y frecuencia de muestreo para la protección de la vida piscícola. En el cuadro adjunto se resumen los límites establecidos.

CUADRO 25
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CONCENTRACIÓN DE
OXÍGENO EN EL HIPOLIMNION

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

- Concentración de nutrientes

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

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

³ Premazzi, G. y Chiaduanni, G (1992). Ecological quality of Surface Water. Commission of the European Communities, JRC Report EUR 14563, 124 p

CUADRO 26
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CONCENTRACIÓN
DE FÓSFORO TOTAL

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

- Índice de estado trófico de Carlson (TSI)

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

Las categorías de estado trófico serían las siguientes:

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

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

6.4. Estado ecológico

6.4.1. Metodología

Para establecer el estado ecológico se ha aplicado una metodología adaptando diferentes protocolos actualmente en uso (ACA 2003, ACA 2006; CHE 2006; CIS Working Group 2A 2003).

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

1. Los indicadores de calidad, así como los elementos y parámetros seleccionados para la determinación del estado ecológico en lagos en el año 2006 son los reflejados en el **Cuadro 15**. Los valores de los indicadores se asignarán a cinco clases de calidad (dependiendo de los límites establecidos para cada uno de ellos) de tal manera que finalmente tengamos un valor del 1 (malo) al 5 (muy bueno) para cada indicador.
2. El valor de cada elemento se obtiene directamente a partir de un solo parámetro, en el caso de los parámetros físico-químicos, o realizando la media del valor de calidad asignado a dos o más parámetros en el caso de los biológicos, redondeada al entero más próximo (fitoplancton y zooplancton, **Figura 25**).
3. La valoración final del indicador biológico se obtiene asignando la calificación del elemento de menor puntuación (o peor calidad, según la metodología *one out, all out*)
4. La valoración del indicador físico-químico se obtiene realizando la media de las puntuaciones obtenidas para los distintos elementos. Si la media de los 4 elementos es igual o superior a 4, se ha considerado que se cumplen las condiciones físico-químicas propias del MPE-MB. Si se alcanzan o superan los 3 puntos, se ha considerado que las condiciones físico-químicas aseguran el funcionamiento del ecosistema.
5. Una vez valorados ambos indicadores, y en consonancia con la propuesta metodológica del Grupo de Trabajo 2A de la UE (CIS Working Group 2A 2003), se procederá a la evaluación del estado ecológico mediante el esquema de toma de decisiones esquematizado en la **Figura 26**.

6. El índice de potencial ecológico (IPE) del lago, será de esta forma el valor más bajo de los obtenidos para los indicadores biológicos, modificado de ués de aplicar los criterios de condiciones físico-químicas. El *IPE* será un número del 1 al 5, siendo 1 la clase peor y 5 la mejor.
7. Tras la obtención del *IPE*, se determina el de referencia para cada tipo de lago, tal y como se ha realizado en el punto anterior, siendo éste el que no presenta presiones dentro de su grupo. En el caso de tipos con pocos representantes o en los cuales no se estime oportuno asignar ningún lago a la categoría de referencia, se decidirá si se asigna el *IPE* de referencia de otro tipo (ecológicamente similar) o si se propone un *IPE* provisional en base a criterios de experto (hasta que se disponga de datos de referencia del tipo)
8. La asignación definitiva del nivel de calidad, ratio de calidad ecológica (EQR), se obtiene mediante la siguiente expresión: $IPE / IPE \text{ "REFERENCIA"} = EQR$
9. Para la asignación definitiva del potencial ecológico (rango del EQR) se ha aplicado la propuesta del WRC, Water Research Centre (1996).

CUADRO 28

CLASES DEL ESTADO / POTENCIAL ECOLOGICO EN FUNCION DEL EQR

CLASE	Muy Bueno / Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
EQR	1-0,9	0,9-0,7	0,7-0,5	0,5-0,3	0,3-0

En los siguientes cuadros (**Cuadro 29** y **Cuadro 30**) se muestra un ejemplo de cálculo del potencial-estado ecológico aplicando la metodología expuesta. En el cuadro 29 se muestran los límites de calidad establecidos para los parámetros para todos los tipos de lagos excepto los de tipo 1. En el Cuadro 30 aparecen los límites para los lagos de tipo 1.

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

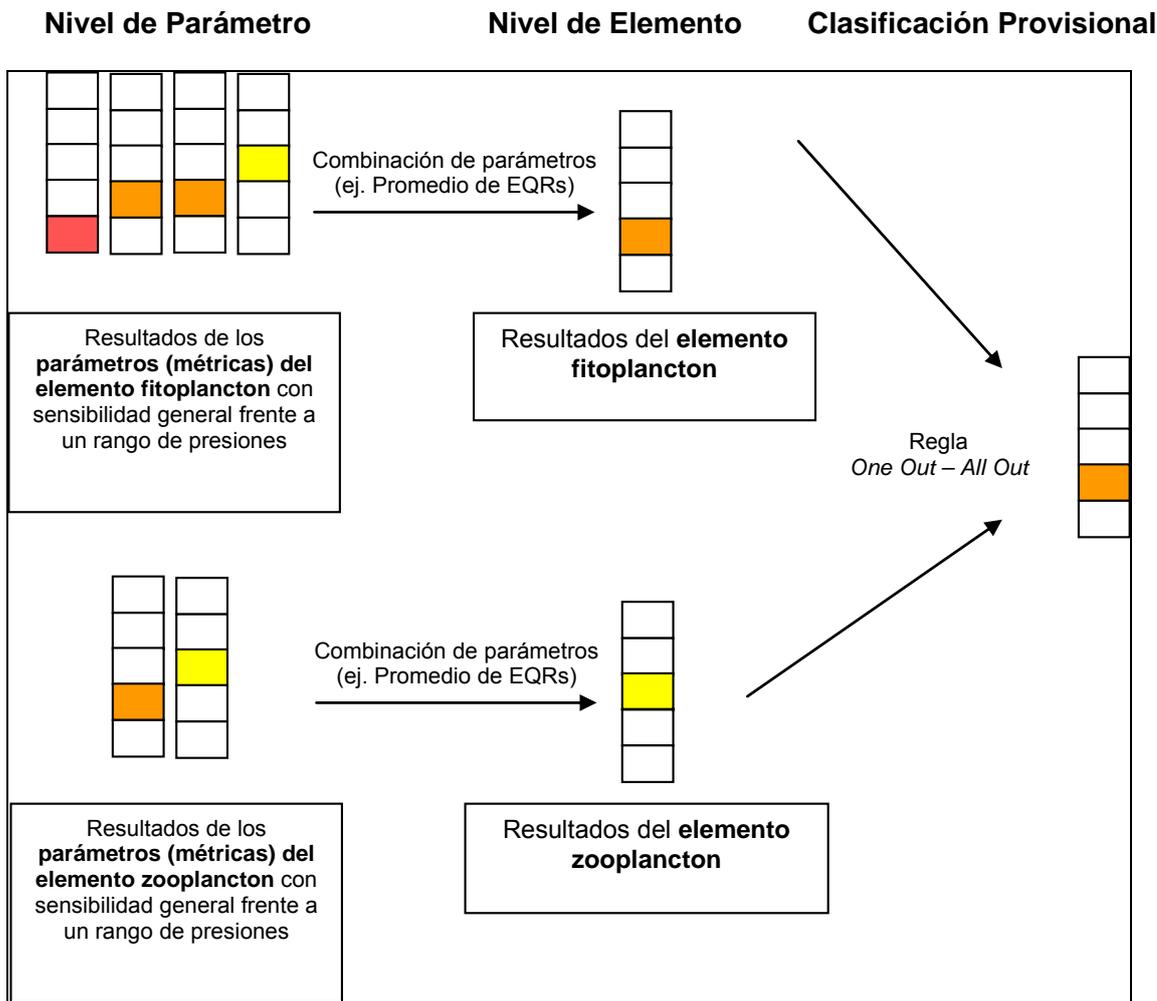


Figura 25. Diagrama de clasificación del estado/potencial ecológico provisional de acuerdo con la combinación de métricas y elementos biológicos. Una vez obtenida la clasificación provisional, esta se verá modificada o no atendiendo a los resultados del indicador físico-químico (ver **Figura 26**).

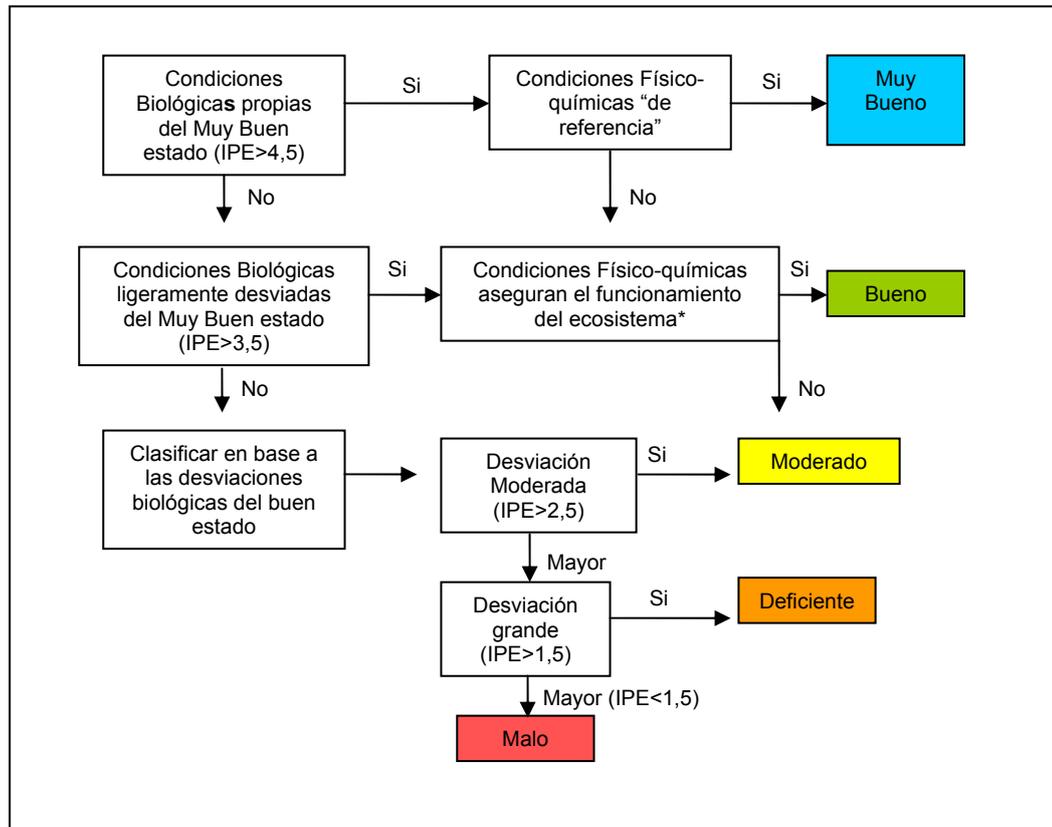


Figura 26. Diagrama de clasificación del estado-potencial ecológico final de acuerdo con las recomendaciones de la UE (CIS Working Group 2A, 2003). * Condiciones Físico-químicas propias del muy buen estado / máximo potencial ecológico (MPE): Si la media de las clases de calidad de los parámetros (números de 0 a 5) es igual o superior a 4, se considera que se cumplen las *condiciones físico-químicas propias del muy buen estado*. Si se alcanzan los 3 puntos, se considera que las condiciones físico-químicas *aseguran el funcionamiento del ecosistema*. Para lagos altamente modificados, simplemente sustituir la palabra “estado” por “potencial” y la expresión “muy bueno” por “óptimo”.

CUADRO 29

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

(TODOS LOS TIPOS DE LAGOS EXCEPTO LAGOS DE TIPO 1)

Indicador	Elementos	Parámetros	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Biológico	Composición, abundancia y biomasa de fitoplancton	Densidad algal (cel/ml)	<100	100-1000	1000-10000	10000-100000	>100000
		Biomasa algal, Clorofila a (µg/l)	0-1	1-2,5	2,5-8	8,0-25	>25
		Biovolumen algal (mm ³ /l)	<0,1	0,1-0,5	0,5-2	2-8	>8
		Índice de grupos algales (Iga)	<10	10-100	100-200	200-300	>300
		Cianofíceas tóxicas (cel/ml)	0-500	500-2000	2000-20000	20000-100000	>10 ⁵
	Composición, abundancia y biomasa de zooplancton	Ratio cladoceros grandes / totales	>0,5	0,3-0,5	0,1-0,3	0,05-0,1	<0,05
Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila a		> 70	50-70	20-50	10-20	<10	
Físico-Químico	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi (m)	>12	12-6	6-3	3-1,5	<1,5
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética O ₂ (mg/l O ₂)	>8	8-6	6-4	4-2	<2
	Concentración de nutrientes	Concentración de PT: media anual (µg/l P)	0-4	4-10	10-35	35-100	>100
	Elemento combinado	TSI	<20	20-40	40-60	60-80	>80
Valoración del parámetro			5	4	3	2	1

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

CUADRO 30

EJEMPLO DE APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA PROPUESTA PARA LA DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL/ESTADO* ECOLÓGICO

(LAGOS DE TIPO 1: DE ALTA MONTAÑA Y AGUAS ACIDAS).(* Muy Bueno para lagos naturales)

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)	<2,8	2,8-3,8	3,8-5,6	5,6-11,5	>11.5
		Biovolumen algal (mm ³ /l)	<0,1	0,1-0,5	0,5-2	2-8	>8
		Índice de grupos algales (Iga)	<10	10-100	100-200	200-300	>300
		Cianofíceas tóxicas (cel/ml)	0-500	500-2000	2000-20000	20000-100000	>10 ^b
	Composición, abundancia y biomasa de zooplancton	Ratio cladoceros grandes / totales	>0,7	0,5-0,7	0,2-0,5	0,1-0,2	<0,1
Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila a		> 90	70-90	30-70	20-30	<20	
Físico-Químico	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi (m)	>12	12-6	6-3	3-1,5	<1,5
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética O ₂ (mg/l O ₂)	>8	8-6	6-4	4-2	<2
	Concentración de nutrientes	Concentración de PT: media anual (µg/l P)	0-4	4-10	10-35	35-100	>100
	Elemento combinado	TSI	<20	20-40	40-60	60-80	>80
Valoración del parámetro			5	4	3	2	1

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

6.4.2. Resultados

6.4.2.1 Indicadores Biológicos y Fisicoquímicos

a) Biológicos

El **fitoplancton** fue el elemento del cual se incluyeron más parámetros indicadores, con un total de cinco métricas (frente a dos para el zooplancton, con una de ellas incluyendo también una medida de biomasa fitoplanctónica, la clorofila a). Los resultados obtenidos para cada una de las métricas del fitoplancton se pueden observar en la **Figura 27**.

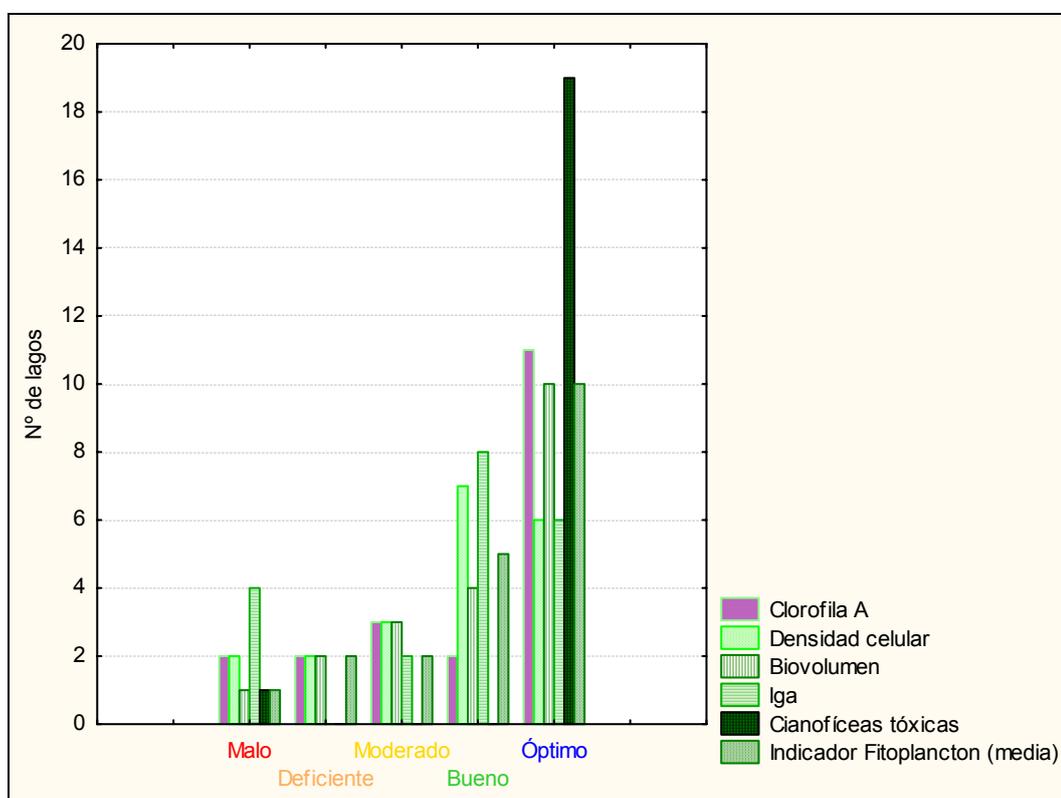


Figura 27. Evaluación de la calidad mediante los parámetros del fitoplancton.

Se puede observar mucha diaridad en los resultados obtenidos mediante las métricas del fitoplancton, aunque en general se observa una cierta predominancia de las clases de estado-potencial bueno y muy bueno. La concentración de clorofila ofreció porcentajes bajos para todas las clases de calidad, salvo para la clase óptimo. La densidad celular dio una clara predominancia a las clases bueno y óptimo. El biovolumen se comportó de forma parecida,

aunque en este caso la clase óptimo restó relevancia a las clases de peor calidad. Por su parte, según el índice de grupos algales *Iga*, las clases predominantes fueron bueno, óptimo y malo. La densidad de cianofíceas tóxicas ofreció resultados poco fiables, en cuanto que evaluó a la inmensa mayoría de lagos como en muy buen estado u óptimo potencial. Hay que destacar el hecho de que de las especies de cianobacterias encontradas en el ESTUDIO, casi todas son típicas de lugares poco eutróficos. En cualquier caso, se trata de un indicador más útil en aspectos sanitarios de la gestión del agua que para conocer el estado ecológico. No obstante, podemos observar como el elemento final fitoplancton, al ser un “compromiso” entre todas las métricas (es la media), suaviza las reuestas “extremas” de cada una de ellas, resultando en una métrica fiable del estado o calidad de los lagos.

Respecto a los parámetros de **zooplancton**, los resultados obtenidos para cada una de las métricas y del elemento zooplancton, se pueden observar en la **Figura 28**. El ratio de cladóceros grandes / total de cladóceros (Ratio Clad) resultó en evaluaciones muy restrictivas de la calidad, con la clase malo como predominante. A la vez, también destaco este parámetro a la clase óptimo, mientras que la clase bueno no estuvo representada. Además, las estimas mediante este parámetro no se correspondieron en general con el estado trófico indicado por métricas del fitoplancton o fisicoquímicas. La otra métrica de zooplancton era en realidad un ratio de biomasa zooplancton/fitoplancton y resultó en una predominancia absoluta de la clase de peor calidad, malo.

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

Por esta razón, estas variables no fueron incluidas en la evaluación del estado/potencial ecológico en el presente ESTUDIO. Un factor a tener en cuenta en la aplicación de estas clases de calidad a nuestros datos, y que probablemente sea reonsable de las tendencias observadas, es la profundidad de muchos de nuestros lagos, que distan mucho de ser de tipo somero, como los estudiados en Moss et al. 2003. De hecho, alrededor de un 40% de los lagos estudiados presentan profundidades superiores a los 15 metros. Las métricas propuestas, así como sus límites de calidad, deben ser por ello adecuadas a los tipos estudiados, mediante el estudio de

lagos de referencia o máximo potencial ecológico en cada uno de ellos. Para su inclusión, se deberán recoger más datos y modificar los límites de clases de calidad para adecuarlos a los lagos de la cuenca del Ebro estudiados. En el futuro habría que diseñar o buscar en la bibliografía más reciente otras métricas a aplicar para el indicador zooplancton, sobre todo para lagos profundos, y establecer sus valores de corte de clases de calidad.

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

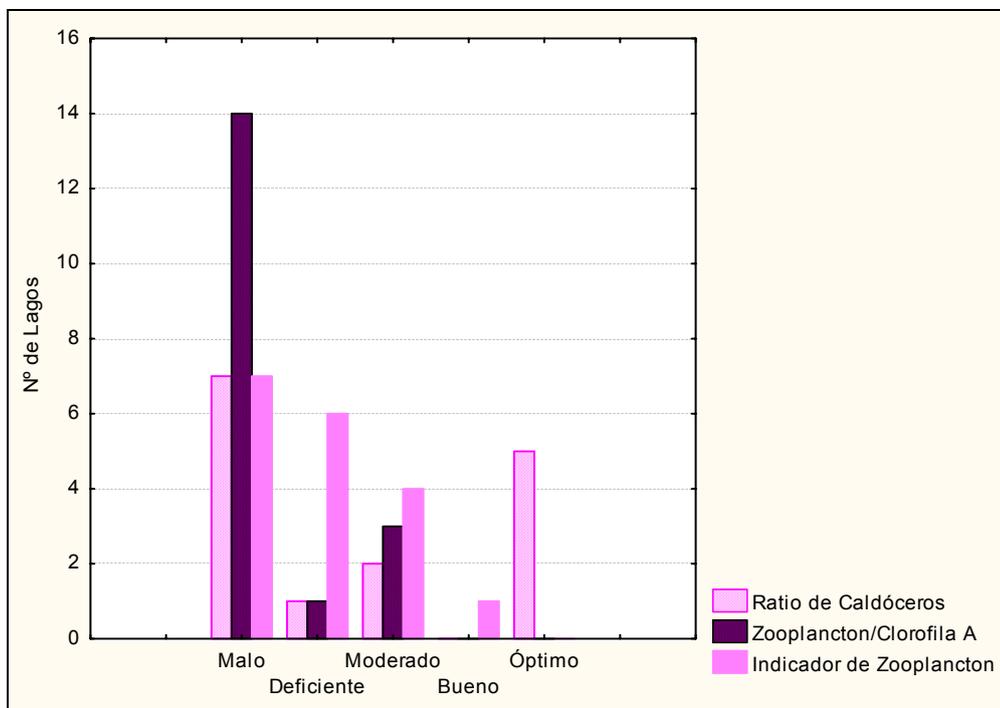


Figura 28. Evaluación de calidad mediante los parámetros del zooplancton y mediante el indicador (media).

b) Físico-Químicos

Los resultados obtenidos para cada una de las métricas o parámetros físico-químicos se pueden observar en la **Figura 29**. El fósforo total clasificó los lagos en cuatro de las cinco clases de calidad, no estando representada la clase óptimo potencial (o muy buen estado). La clase moderado se estimó en más de un 50% de lagos. La transparencia, medida como profundidad del disco de Secchi, ofreció dos clases predominantes, bueno y malo. La concentración de oxígeno hipolimnético fue el parámetro que más benévolo se mostró, siendo la clase mayoritaria óptimo. Respecto al índice trófico de Carlson (índice TSI), las clases mejor representadas fueron moderado y bueno. Finalmente, como resultado de la combinación de parámetros, el elemento fisicoquímico suavizó las reuestas “extremas” de las métricas, resultando en un indicador fiable para la evaluación del estado o calidad de los lagos según la metodología planteada.

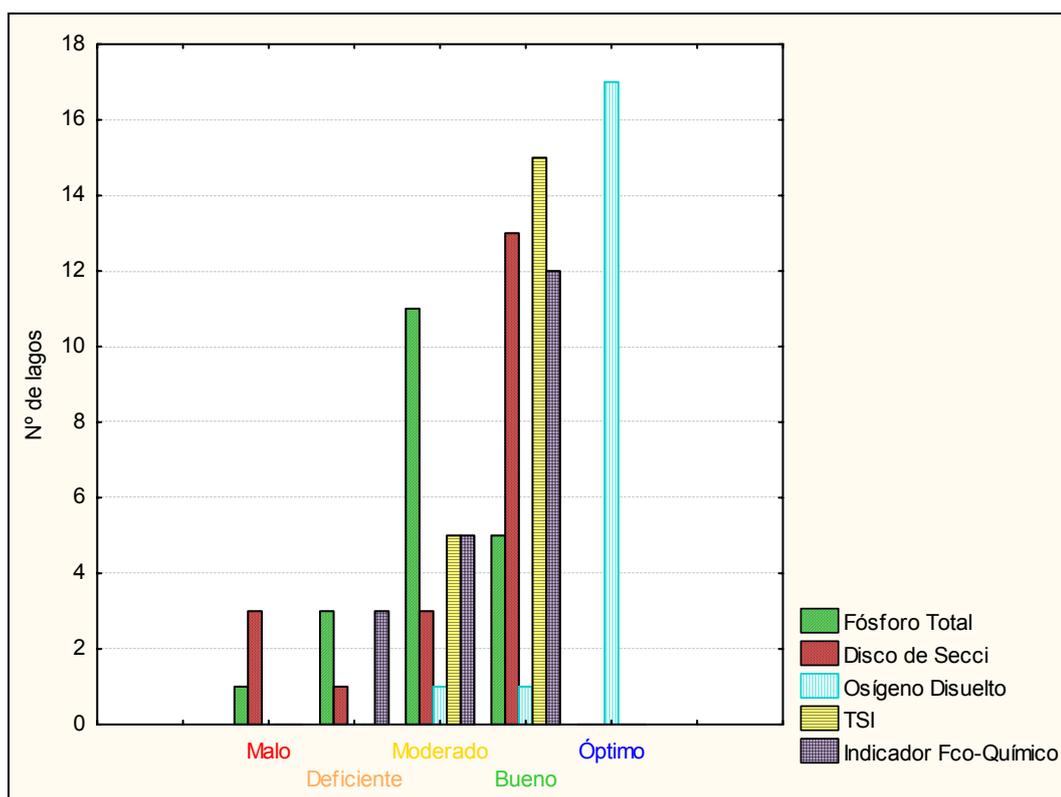


Figura 29. Evaluación de la calidad mediante los parámetros físico-químicos.

c) Relación entre indicadores Biológicos y Físico-Químicos

Para comprobar el grado de cohesión entre los dos indicadores obtenidos (el biológico y el físico-químico), la **Figura 30** muestra la relación entre ambos parámetros. Se realizó una regresión lineal de ambas series de datos y se obtuvo una regresión significativa, con una R^2 de 0.69.

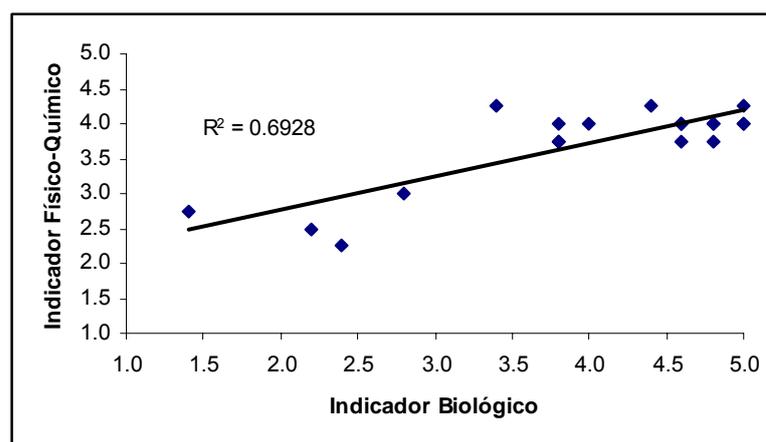


Figura 30. Relación entre el indicador biológico (fitoplancton) y el indicador físico-químico.

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

En muy pocas ocasiones resultó el indicador físico-químico inferior al umbral como para hacer descender de clase de calidad al lago (**Figura 31**). No obstante, el Estany Major pasó de óptimo potencial a buen potencial. Igualmente, un lago natural, el Ibón de Brachimaña, bajó de muy buen estado a buen estado ecológico. Estos resultados evidenciaban la correlación entre ambos tipos de indicadores (**Figura 30**).

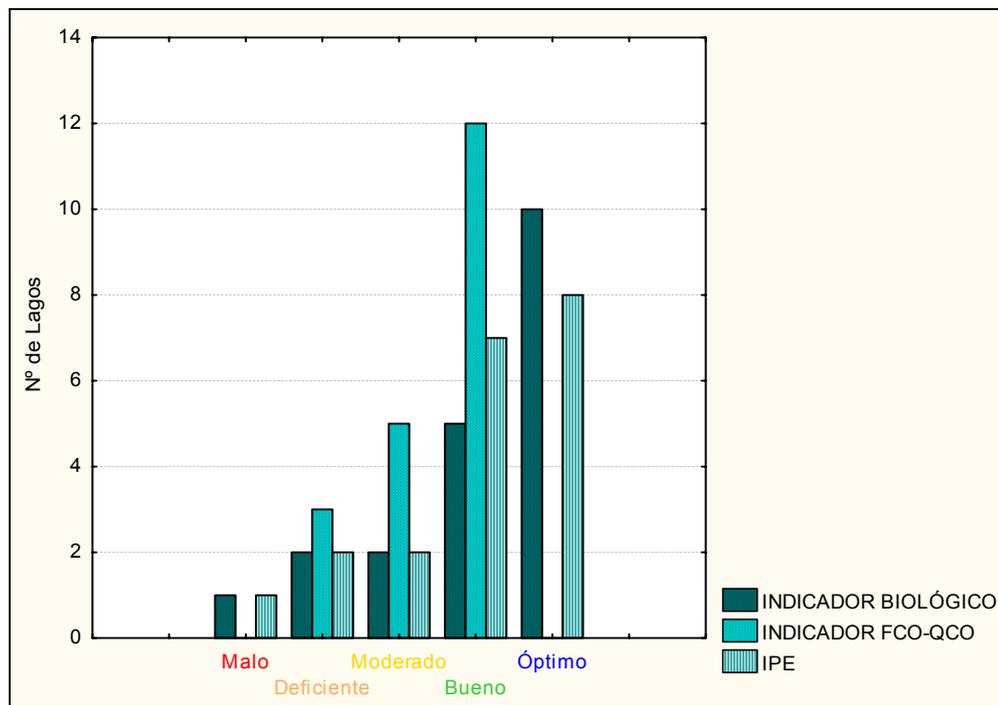


Figura 31. Evaluación de la calidad mediante el indicador biológico, el indicador fisicoquímico y el IPE

6.4.2.2 Estado Ecológico y Potencial Ecológico final

El Cuadro 31 recoge la información más relevante obtenida para cada uno de los lagos evaluados: nombre del lago, código, si es una masa natural o es altamente modificada (Nat), la tipología del lago (Tipo), el resultado de la evaluación biológica final (EE-Bio), el de la evaluación fisicoquímica (EE-FQ), el índice de potencial ecológico o IPE, el IPE máximo del tipo o IPE de referencia (IPE_{ref}), los EQR resultantes y el estado-potencial ecológico (EPE) final basado en los valores del EQR (EPE-EQR) evaluado para las 20 masas de agua siguiendo la metodología empleada. Los IPE de referencia o IPE_{ref} se obtuvieron, para cada tipo, del máximo IPE obtenido, salvo en una excepción:

- El IPE_{ref} de los lagos de tipo 11 se adaptó de los del tipo 13 ($IPE_{ref}=3$), por tener sólo un de este tipo (Pantano de La Grajera) con un IPE de 2.

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

CUADRO 31
 ESTABLECIMIENTO DEL ESTADO/POTENCIAL ECOLÓGICO
 Nat= Naturalidad (Nat =1, lagos naturales; Nat =2, muy modificadas)

	LAGO	COd	Nat	Tipo	EE- BIO	EE- FQ	IPE	IPEref	EQR	EPE-EQR	IPE (sin ref)
ESTADO ECOLÓGICO	Ibón de Bramatuero Bajo	BBE	1	L1	4	4.00	4.00	5.0	0.80	Bueno	Bueno
	Ibón de Bramatuero Alto	BAE	1	L1	5	4.00	5.00	5.0	1.00	Muy Bueno	Muy Bueno
	Ibón del Pecico	PEE	1	L1	5	4.00	5.00	5.0	1.00	Muy Bueno	Muy Bueno
	Ibón de Barchimaña	BCE	1	L1	5	3.75	4.00	5.0	0.80	Bueno	Bueno
	Ibón de Campoplano	CAE	1	L1	4	3.75	4.00	5.0	0.80	Bueno	Bueno
	Ibón de Tramacastilla	TRE	1	L1	4	3.75	4.00	5.0	0.80	Bueno	Bueno
POTENCIAL ECOLÓGICO	Ibón de Brazato	BZE	2	L1	4	4.00	4.00	5.0	0.80	Bueno	Bueno
	Estany de Colomina	COE	2	L1	5	4.00	5.00	5.0	1.00	Óptimo	Óptimo
	Estany de Gento	GEE	2	L1	5	4.00	5.00	5.0	1.00	Óptimo	Óptimo
	Lac de Mar	LME	2	L1	5	4.00	5.00	5.0	1.00	Óptimo	Óptimo
	Estany Major de Colomer	MCE	2	L1	5	4.00	5.00	5.0	1.00	Óptimo	Óptimo
	Estany de Tort	TOE	2	L1	5	4.00	5.00	5.0	1.00	Óptimo	Óptimo
	Lago San Mauricio	SME	2	L1	3	4.25	3.00	5.0	0.60	Moderado	Moderado
	Estany Superior de Saboredo	SBE	2	L1	4	4.25	4.00	5.0	0.80	Bueno	Bueno
	Estany de Mar	MRE	2	L1	5	4.25	5.00	5.0	1.00	Óptimo	Óptimo
	Estany Major	MJE	2	L1	5	3.75	4.00	5.0	0.80	Bueno	Bueno
	Pantano de la Grajera	GRE	2	L11	2	2.25	2.00	3.0	0.67	Moderado	Deficiente
	Balsa del Pulguer	PUE	2	L13	1	2.75	1.00	3.0	0.33	Deficiente	Malo
	Laguna de Lor	LOE	2	L13	2	2.50	2.00	3.0	0.67	Moderado	Deficiente
	Balsa de la Morea	BME	2	L13	3	3.00	3.00	3.0	1.00	Óptimo	Moderado

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

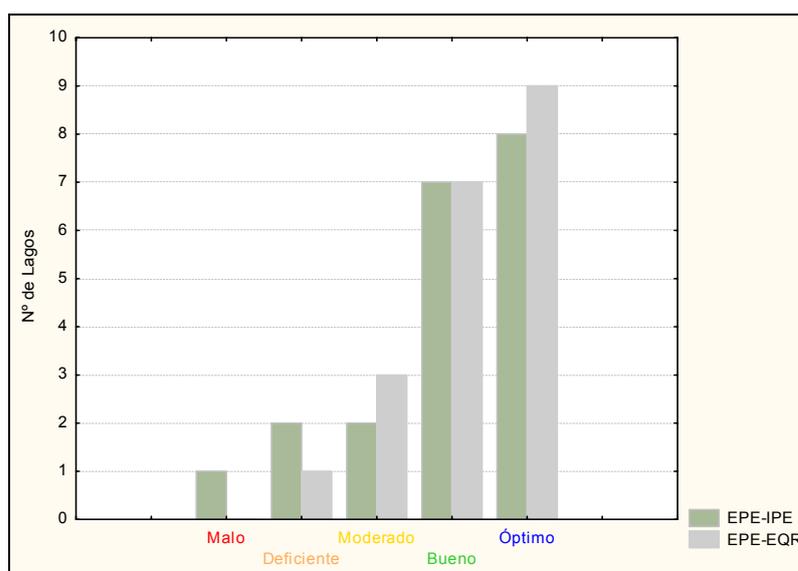


Figura 31. Clasificación del estado-potencial ecológico de los lagos en base al IPE y al EQR.

Como se observa, la utilización de los *IPeref* en los lagos estudiados implica una mejora (aunque no muy acusada) de la calidad evaluada, debido a los bajos *IPE* que deben ser tomados como de referencia en Tipos poco representados en el ESTUDIO, como es el caso del tipo 13, o en aquellos otros donde es probable que no se haya contado con lagos cuyas condiciones fueran equiparables al máximo potencial ecológico o a las condiciones de referencia.

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 referencia y de máximo potencial para cada uno de los tipos. Por ello recomendamos la no utilización de los *IPeref* hasta no disponer de datos fiables de lagos de referencia o máximo potencial ecológico. Además, la aproximación a las condiciones de referencia se debe realizar a nivel de métricas o parámetros individuales (ej. densidad algal) y no desde elementos, indicadores o clasificaciones posteriores, que no son sino un resultado de la combinación de estas métricas (como es el caso del *IPE* propuesto en la metodología de la CHE y la ACA, resultado de la combinación de 9 métricas distintas, y testado en este ESTUDIO). Se deriva de ello la necesidad de estudios previos sobre las condiciones de referencia y el máximo potencial ecológico en lagos, utilizando métricas ampliamente aceptadas, o aplicando otras a nivel experimental. Por esta razón en el presente estudio se utilizará para establecer conclusiones finales sobre el estado-potencial ecológico de las masas de agua el EPE-IPE

En la **Figura 32** se muestra el mapa de estado/potencial ecológico obtenido mediante la metodología recomendada (EPE-IPE).

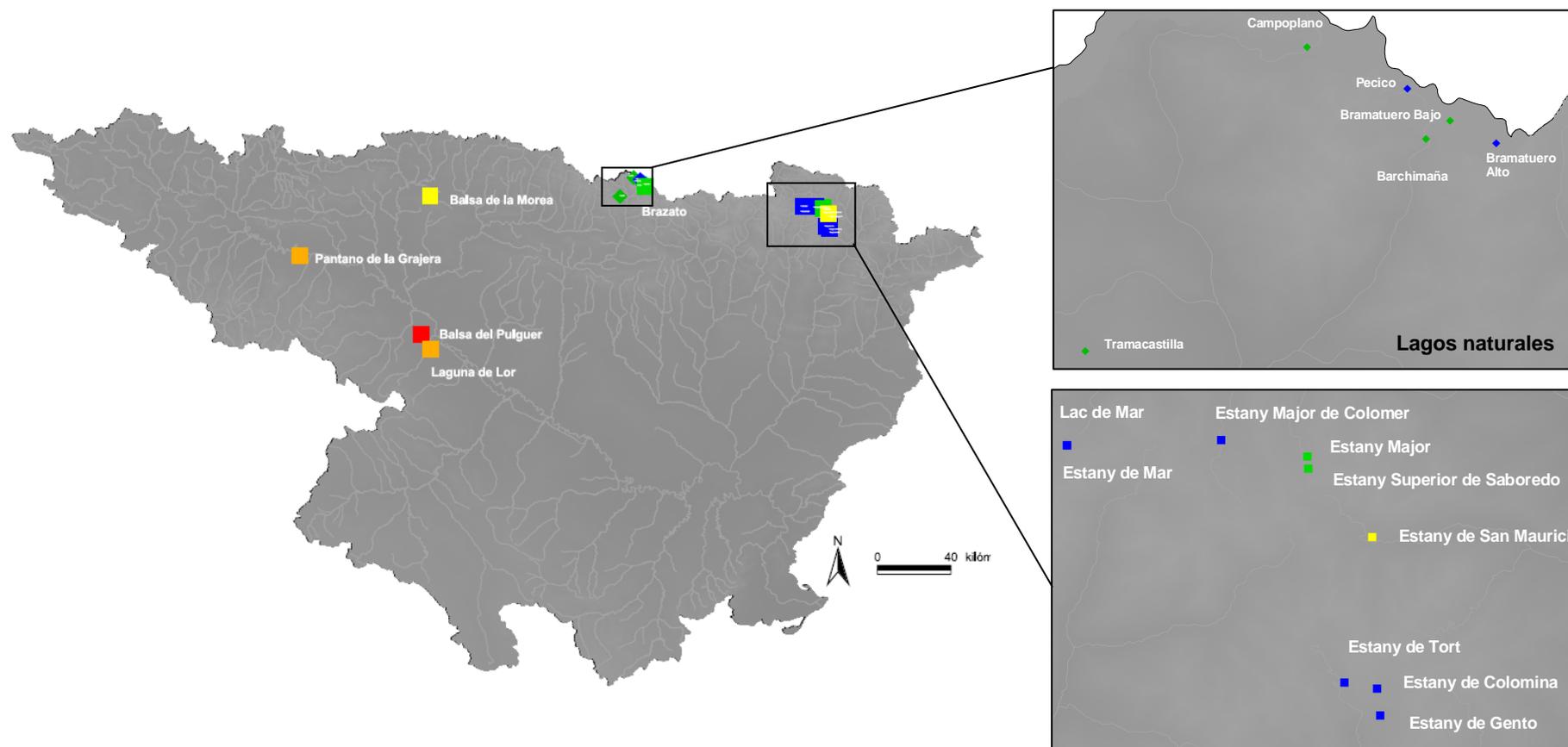


Figura 33. Mapa de clasificación del estado-potencial ecológico de los lagos en base al *IPE*. El estado ecológico se aplica a los lagos naturales (rombos). Código de colores según la DMA (Azul=Muy Bueno-Óptimo; Verde=Bueno; Amarillo=Moderado; Anaranjado=Deficiente; Rojo=Malo).

Para concluir se analizan las tendencias de **potencial ecológico por tipos de lagos**. En cuanto a los lagos de tipo 1 (lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, de aguas ácidas), con 16 representantes, presentaron potenciales óptimos (8) o buenos (7), dándose sólo un caso con potencial moderado (Estany de San Maurici). En esta categoría se incluyen los seis lagos definidos como naturales, para los cuales se obtuvo el grado de bueno (4) y muy buen estado (2). El único lago perteneciente al Tipo 11 (lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta) fue clasificado como de potencial deficiente, mientras que los tres representantes del tipo 13 (lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos.) obtuvieron calificaciones de moderado, deficiente y malo, respectivamente.

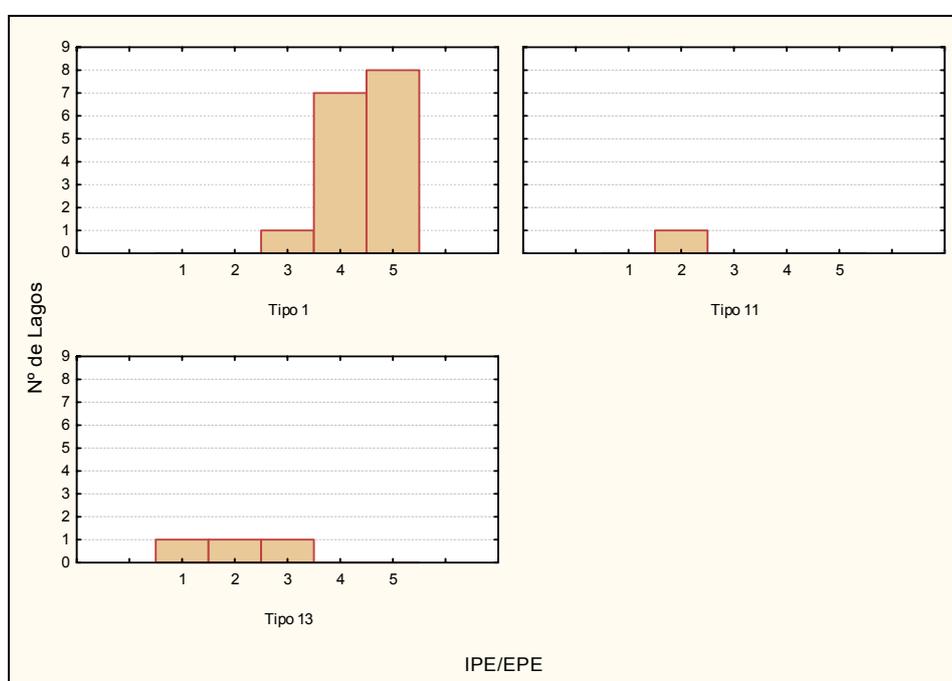


Figura 34. Clasificación del estado-potencial ecológico de los lagos en base al *IPE* por tipos. L1: Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, aguas ácidas; L11: Lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos, de aportación mixta; L13: lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos, no salinos.

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

Aragón, estuvo representada por siete lagos (incluyendo los seis catalogados como naturales) De los lagos naturales, todos ellos de tipo 1, cuatro alcanzaron el buen estado ecológico y uno el muy buen estado. El único lago de tipo 1 definido como masa altamente modificada alcanzó el buen potencial ecológico.

Cataluña fue la comunidad con mayor representación con nueve lagos muestreados (todos ellos tipificados como altamente modificados y de tipo 1, localizados en el Pirineo), seis de ellos alcanzaron el óptimo potencial ecológico, dos el buen potencial, y sólo uno presentó un potencial moderado (Estany de San Maurici).

La Rioja estuvo representada por un solo lago, el Pantano de la Grajera, de tipo 11, y que presentó un potencial ecológico deficiente.

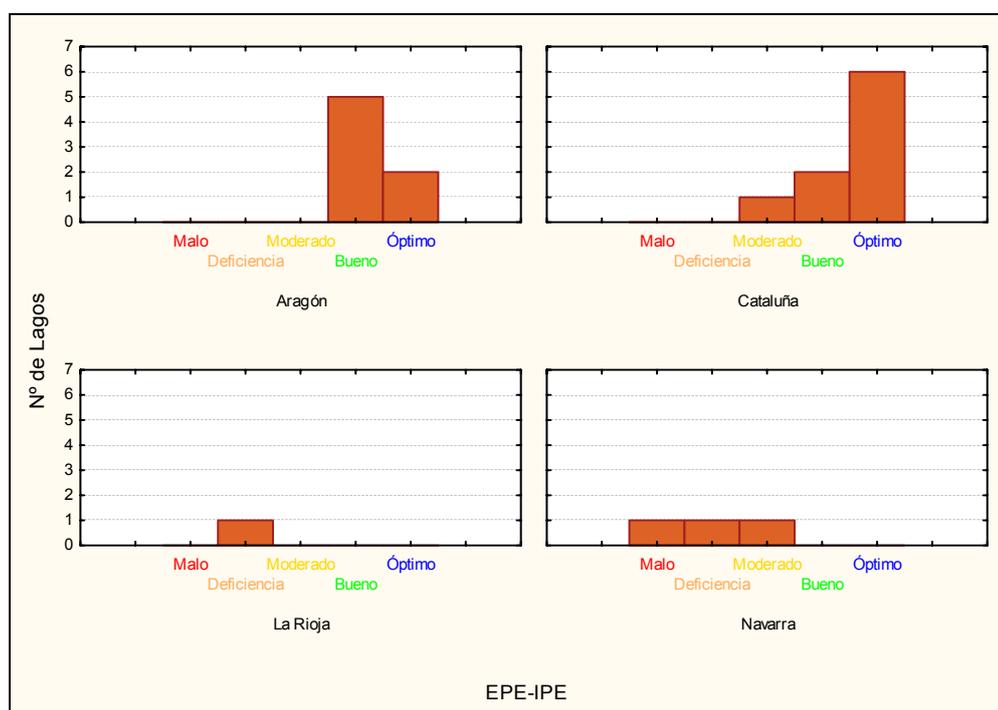


Figura 35. Clasificación del potencial-estado ecológico de los lagos en base al IPE-EPE por comunidades autónomas.

7. RESUMEN – CONCLUSIONES

- Los lagos estudiados se han clasificado en 3 tipos: Tipo 1, Lagos de alta montaña septentrional, dimícticos, de aguas ácidas; Tipo 11, Lagos interiores en cuencas de sedimentación, cársticos y de aportación mixta; y Tipo 13, Lagos interiores en cuencas de sedimentación, no cársticos, permanentes, profundos y no salinos.
- La categoría predominante es la de lagos de alta montaña (Tipo 1) con un total de 18 lagos (75%). Este tipo de lagos incluye a los seis considerados como masas de agua lagos *naturales*.
- De las 24 masas de agua muestreadas, 18 poseen un volumen total inferior a los 10 Hm³
- De las masas de agua de tipo lago para las que se han obtenido datos fisicoquímicos, presentan estratificación el 74 %.
- La calidad de las masas de agua según la oxigenación es óptima en más de un 80%. Las masas de agua con niveles bajos de oxigenación (nivel de calidad deficiente o malo) son la Balsa de la Morea y el Pantano de la Grajera.
- La comunidad fitoplanctónica estudiada (con un total de 197 taxones) está representada por ocho grandes grupos algales, entre los que destacan, por su diversidad, los clorófitos y las diatomeas.
- La concentración de clorofila *a* fue significativamente inferior en los de tipo 1. Los de tipo 11 (una sola estación) presentaron la mayor concentración. A nivel intermedio se situaron los de tipo 13, aunque con concentraciones también muy superiores a los de tipo 1
- Se obtuvieron valores muy superiores en densidad, biovolumen y riqueza de especies fitoplanctónicas para los lagos de tipo 13
- Las crisofíceas (*Chrysophyceae*) y los clorófitos ocupan un lugar predominante en los lagos del tipo 1

- Las cianofíceas (Cyanophyta), por su parte, dominan en los lagos de los tipos 11 y 13
- En cuanto a las diatomeas (Bacillariophyceae) y los criptófitos (Cryptophyta) no parecen ser predominantes en los lagos muestreados en el 2006 durante la época de estudio
- Las principales variables que explican la distribución y abundancia de las especies fitoplanctónicas fueron la transparencia, el oxígeno disuelto, la alcalinidad, la temperatura, y las formas nitrogenadas (nitratos, nitritos y amonio).
- Se recogieron un total de 73 especies de zooplancton, que se agruparon en tres grupos taxonómicos: Cladocera (14 especies), Copepoda (10 especies) y Rotifera (49 especies).
- Los lagos de tipo 11 y 13 presentaron valores de densidad, biomasa y riqueza de especies de zooplancton muy superiores a aquellos del tipo 1.
- Las principales variables que explican la distribución y abundancia de las especies zooplanctónicas fueron: la transparencia, la concentración de fósforo total, la alcalinidad, la temperatura, el pH y la conductividad.
- El estado trófico estimado fue: oligotrófico en 13 de los 20 lagos (65%), mesotrófico en 3 lagos (15%; Ibones de Campoplano y Tramacastilla y Estany Major) y eutrófico en 4 lagos (20%; Balsa de la Morea, Balsa del Pulguer, Laguna de Lor y Pantano de la Grajera)
- Las métricas del fitoplancton resultaron, en general, en estimas de estado-potencial ecológico con una cierta predominancia de las clases bueno y muy bueno-óptimo.
- El ratio de cladóceros grandes / total de cladóceros (Ratio Clad) resultó en evaluaciones muy restrictivas de la calidad. El ratio de biomasa zooplancton/fitoplancton y resultó en una predominancia absoluta de la clase malo. Ninguna de las dos métricas mostró correlación con parámetros clásicos de eutrofización como el fósforo total o la clorofila a
- Por esta razón, estas variables no fueron incluidas en la evaluación del estado/potencial ecológico en el presente ESTUDIO

- El fósforo total clasificó los lagos en cuatro de las cinco clases de calidad, no estando representada la clase óptimo potencial (o muy buen estado). La clase moderado se estimó en más de un 50% de lagos.
- La transparencia, medida como profundidad del disco de Secchi, ofreció dos clases predominantes, bueno y malo.
- La concentración de oxígeno hipolimnético fue el parámetro que más benévolo se mostró, siendo la clase mayoritaria óptimo.
- Respecto al índice trófico de Carlson (índice TSI), las clases mejor representadas fueron moderado y bueno.
- Finalmente, como resultado de la combinación de parámetros, el elemento fisicoquímico resultó un indicador fiable para la evaluación del estado de los lagos.
- La relación entre los dos indicadores obtenidos (el biológico y el fisicoquímico) fue buena, con una una regresión significativa de $R^2 = 0.69$.
- En muy pocas ocasiones resultó el indicador físico-químico inferior al umbral como para hacer descender de clase de calidad al lago.
- La utilización de los *IPeref* en los lagos estudiados implicó una mejora (aunque no muy acusada) de la calidad evaluada. Recomendamos la no utilización de los *IPeref* hasta no disponer de datos fiables de lagos de referencia o máximo potencial.
- Se deriva de ello la necesidad de estudios previos sobre las condiciones de referencia y el máximo potencial ecológico en lagos, utilizando métricas ampliamente aceptadas, o aplicando otras a nivel experimental.
- Los lagos de Tipo 1 mostraron los mejores resultados en las evaluaciones de estado-potencial ecológico. Los de los Tipos 11 y 13 no alcanzaron el buen potencial en ningún caso.
- Las CCAA de Aragón y Cataluña presentaron la inmensa mayoría de sus lagos en buen o muy buen estado-potencial ecológico, mientras que las CCAA de La Rioja y Navarra y

(con sólo 1 y 3 representantes respectivamente) no alcanzaron en ningún caso el umbral del buen potencial.

8. REFERENCIAS

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

ACA (2006) *Protocol d'avaluació de l'estat ecològic dels estanys*. Agencia Catalana del Aigua. Generalitat de Catalunya. Disponible on-line en: http://mediambient.gencat.net/aca/documents/ca/directiva_marc/manual_estanys.pdf

APHA (1998). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 20th edition.

CARLSON, R.E. (1977) A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22: 361-369

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.

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

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

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

Jeffrey, S.W., y G.F. Humphrey (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 y 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.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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