



**DISEÑO Y EXPLOTACIÓN DE LA RED DE CONTROL
BIOLÓGICO EN RIOS Y EMBALSES EN APLICACIÓN DE LA
DIRECTIVA MARCO DEL AGUA EN LA CUENCA
HIDROLÓGICA DEL EBRO. 09.834-001/0481**

**INFORME FINAL DE EMBALSES
AÑO 2009**

DOCUMENTO MEMORIA

CONSULTOR



UTE DBOS, S.L.I.C.A. S.L-ENTECSA
C/MIGUEL MENÉNDEZ BONETA, 2 Puerta 8
28460 LOS MOLINOS (MADRID)
CIF: G-84535319

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

DICIEMBRE 2009

RESUMEN

Se presentan los resultados del estudio de embalses de la cuenca del Ebro para la campaña del año 2009, dentro del proyecto *Diseño y Explotación de la Red de Control Biológico en Ríos y Embalses en Aplicación de la Directiva Marco del Agua (DMA) en la Cuenca Hidrológica del Ebro*. El objetivo principal del informe es la clasificación del *potencial ecológico* de las masas de agua consideradas, durante el periodo de estudio, en cumplimiento de la DMA.

Se muestrearon 56 embalses, de un total de 58 embalses visitados, durante los meses de junio y julio de 2009. Los indicadores utilizados fueron tanto fisicoquímicos (oxígeno, nutrientes, transparencia, temperatura, conductividad, etc.), como biológicos (fitoplancton y zooplancton). Se recopiló además información acerca de las características hidromorfológicas de los embalses como volumen almacenado y su evolución en el año hidrológico, o tiempo de residencia hidráulica.

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

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

Se presentan los resultados de dos clasificaciones del potencial ecológico: una clasificación *experimental* realizada mediante métricas biológicas (basadas en las comunidades de fitoplancton y zooplancton) y fisicoquímicas, algunas ya incluidas en informes previos y otras de nueva aplicación; y una *clasificación normativa* basada en las métricas y condiciones de referencia establecidas en la *IPH*. Se realiza un análisis comparativo de ambas aproximaciones.

Por último, se analiza y discute la respuesta de cada variable y su influencia en la clasificación del potencial ecológico. Se presentan los resultados en mapas de potencial ecológico y se analizan por comunidades autónomas y tipos de embalses.

EQUIPO CIENTÍFICO-TÉCNICO

Confederación Hidrográfica del Ebro

Concha Durán (Directora del estudio)

Miriam Pardos

Cristina Pintor

UTE Red Biológica del Ebro

Fernando Mariño	Ingeniería y Ciencia Ambiental S.L. (ICA) (Delegado del estudio)
Andrés Mellado	Ingeniería y Ciencia Ambiental S.L. (ICA) (Coordinador del estudio)
Abel Blanco	Ingeniería y Ciencia Ambiental S.L. (ICA) (Técnico de campo y gabinete)
Javier Soria	Ingeniería y Ciencia Ambiental S.L. (ICA) (Técnico de campo y gabinete)
María Martín	Ingeniería y Ciencia Ambiental S.L. (ICA) (Técnico de campo y gabinete)
Beatriz Pérez	Ingeniería y Ciencia Ambiental S.L. (ICA) (Infografía e imágenes)
Paula Fernández	Ingeniería y Ciencia Ambiental S.L. (ICA) (Técnico de campo y gabinete)
Jorge Vargas	DBO ₅ SL (Asesoría en analítica de laboratorio)
Isidoro Pérez	DBO ₅ SL (Asesoría en analítica de laboratorio)
Ana Pastor	Laboratorio de ensayos técnicos, S.A. (ENSAYA)
Pedro Tomás	Laboratorio de ensayos técnicos, S.A. (ENSAYA)
Eduardo Vicente	Universidad de Valencia (Asesoría científica y técnica)
Antonio Picazo	Universidad de Valencia (Analítica e intercalibración)
Sara Morata	Universidad de Valencia (Recuento-determinación de fitoplancton)
Loles Boronat	Universidad de Valencia (Recuento-determinación de zooplancton)
Teresa Alfonso	Universidad de Valencia (Recuento-determinación de zooplancton)
Keve Kiss	Universidad de Budapest (Validación del fitoplancton)
M ^a Rosa Miracle	Universidad de Valencia (Validación del zooplancton)

INDICE DOCUMENTO MEMORIA

	Página
1. INTRODUCCION.....	1
1.1. ANTECEDENTES	1
1.2. ORGANIZACIÓN DEL ESTUDIO	2
2 ASPECTOS METODOLOGICOS.....	3
2.1. EMBALSES ESTUDIADOS. DESIGNACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO.....	3
2.2. VARIABLES CONSIDERADAS.	9
2.3. TRABAJOS DE CAMPO	15
2.4. ANÁLISIS EN LABORATORIO	22
2.5. CONTROL DE CALIDAD.....	26
2.6. SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG).....	27
3. CLASIFICACION DE LOS EMBALSES	28
4. CARACTERISTICAS HIDROMORFOLÓGICAS, FÍSICO-QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS	34
4.1. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS	34
4.2. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS.....	42
4.3. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS.....	78
5. ESTADO TRÓFICO	120
5.1. INTRODUCCIÓN.....	120
5.2. ASPECTOS METODOLÓGICOS.....	121
5.2. CATALOGACIÓN TRÓFICA FINAL	125
6. POTENCIAL ECOLÓGICO.....	134
6.1. CONSIDERACIONES PREVIAS	134
6.2. ELEMENTOS Y PARÁMETROS PARA LA DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO	136
6.3. METODOLOGÍAS DE CÁLCULO DEL POTENCIAL ECOLÓGICO:.....	157
6.4. POTENCIAL ECOLÓGICO: RESULTADOS.....	166
7. RESUMEN - CONCLUSIONES.....	186
8. REFERENCIAS.....	198

1. INTRODUCCION

1.1. Antecedentes

Los embalses de la cuenca del Ebro vienen siendo estudiados, desde el punto de vista biológico, de forma constante desde la década de los 90 (CHE 1992, 1996, 2002, 2003, 2006, 2007, 2008, 2009).

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

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

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

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

En el presente ESTUDIO se ha tenido en cuenta la *ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica*, en adelante IPH, normativa nacional aparecida en transposición de la DMA. En esta normativa, en relación con la aplicación de la DMA a embalses, se incluyen ya algunos valores de referencia y límites bueno/moderado para algunos indicadores del elemento de calidad fitoplancton en ciertos tipos de embalses.

Estas y otras cuestiones, que se han considerado para la realización del presente ESTUDIO, se definen en el apartado 5.1. *Aguas superficiales* y subapartados de la IPH.

1.2. Organización del ESTUDIO

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

- Documento “Memoria”. Constituye el presente documento, en donde se abordan los resultados obtenidos de las caracterizaciones realizadas en los embalses estudiados en 2009. Asimismo, se realizan comparativas de los resultados del comportamiento de los indicadores biológicos y físico-químicos, con el objeto de obtener tanto la clasificación del estado trófico, situación elemental para conocer el estado general de las aguas embalsadas, como el potencial ecológico, objetivo cuyo carácter es fundamental dentro del marco del presente ESTUDIO.
- Documentos o informes individuales de embalses: por cada uno de los embalses estudiados y muestreados en 2009, se presenta un documento donde se pueden consultar, de forma individual, los resultados obtenidos para cada masa de agua. Se incluye un reportaje fotográfico.
- Documento “Fichas resumen”, donde se recogen, en forma de ficha, las características generales de cada embalse y los resultados obtenidos, con el fin de facilitar una consulta rápida y sencilla de los diferentes embalses.
- Base de datos de todos los parámetros recopilados y exigidos en el *Manual de ayuda a la carga de los datos de muestreo biológico al fichero de intercambio, FIC, de la SGGIDPH del MARM (Versión: 03 fecha: 25 de noviembre de 2009)*.

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

2 ASPECTOS METODOLÓGICOS

2.1. Embalses estudiados. Designación de las estaciones de muestreo

En el **Cuadro 1** se recoge la relación de los 58 embalses seleccionados durante el año 2009, así como su código de masa de agua superficial (MAS), provincia, río y fecha en la que se realizó la visita y el muestreo.

Dentro de cada embalse, para la selección y designación de las estaciones de muestreo, que se incluye en el **Cuadro 1**, se ha establecido una única estación de muestreo representativa en la zona de la presa correspondiente a la banda de máxima profundidad, a una distancia de la presa variable, normalmente comprendida entre 100 y 300 m, para evitar posibles perturbaciones.

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



Trabajos de muestreo en embalses durante el año 2009

En los embalses estudiados se completó una campaña de muestreo durante el verano del año 2009, durante los meses de Junio y Julio (ver fechas en el **Cuadro 1**).

De los 58 embalses seleccionados y visitados durante el año 2009, se han muestreado un total de 56 masas (**Figura 1**). A este respecto, cabe indicar que durante los muestreos completados en el año 2009, en el embalse de Balaguer no se encontró ningún acceso a la lámina de agua, aún atravesando los campos de cultivo de cereal cosechados. Los taludes eran demasiado pronunciados y con una vegetación densa, lo que no garantizó un acceso seguro.



Intento de acceso al Embalse de Balaguer en 2009.

Por su parte, en el embalse de Puentelearrá (Álava) no se pudieron tomar muestras ya que las compuertas se encontraban abiertas, discurriendo el río Ebro libremente, lo que imposibilitaba la toma de muestras de forma correcta. Las siguientes fotografías, tomadas desde el punto de acceso, muestran el estado del río durante la visita de muestreo en 2009.



Río Ebro a su paso por el Embalse de Puentelearrá en el verano de 2009

El embalse de Mequinenza, dada su gran extensión y las diferencias limnológicas existentes entre diferentes zonas, se estudió durante el año 2009 en dos estaciones, una en la propia presa (MEQ) y otra (MEQ2) en el dique de contención de la desembocadura del Guadalope, en el municipio de Caspe.

CUADRO 1
EMBALSES SELECCIONADOS PARA EL MUESTREO DE 2009.
 (LOS EMBALSES NO MUESTREADOS SE MUESTRAN SOMBREADOS)

NOMBRE DEL EMBALSE	CODIGO	CÓDIGO MAS	FECHA MUESTREO	PROVINCIA	RIO	PROPIETARIO / OBSERVACIONES
Embalse de Albiña	ALB	EB0000005	16/06/2009	Álava	Albiña	AGUAS MUNICIPALES DE VITORIA
Embalse de Alloz	ALL	EB0000027	17/06/2009	Navarra	Salado	C.H.E.
Embalse de Ardisa	ARD	EB0000055	19/06/2009	Zaragoza/Huesca	Gallego	C.H.E.
Embalse de Balaguer	BAL	EB0001049	02/07/2009	Lleida	Segre	ENDESA / NO ACCESO
Embalse de Barasona	BAR	EB0000056	22/06/2009	Huesca	Ésera	C.H.E.
Embalse de Baserca	BAS	EB0000034	23/06/2009	Huesca	Noguera-Ribagorzana	ENHER
Embalse de Búbal	BUB	EB0000025	19/07/2009	Huesca	Gallego	C.H.E.
Embalse de Calanda	CAL	EB0000082	14/07/2009	Teruel	Guadalope	C.H.E.
Embalse de Camarasa	CAM	EB0000065	02/07/2009	Lérida	Noguera-Pallaresa	FECSA
Embalse de Canelles	CAN	EB0000058	24/06/2009	Huesca-Lérida	Noguera-Ribagorzana	ENHER
Embalse de Caspe	CAS	EB0000078	13/07/2009	Zaragoza	Guadalope	C.H.E.
Embalse de Cereceda	CER	EB0000017	21/07/2009	Burgos	Ebro	IBERDROLA
Embalse de Çiurana	CIU	EB0000073	25/06/2009	Tarragona	Çiurana	C.H.E.
Embalse de El Cortijo	COR	EB0000040	04/07/2009	Álava	Ebro	IBERDROLA
Embalse de Cueva Foradada	CUE	EB0000080	04/06/2009	Teruel	Martín	C.H.E.
Embalse de El Ebro	EBR	EB0000001	15/06/2009	Santander	Ebro	C.H.E.
Embalse de Escales	ESC	EB0000043	23/06/2009	Huesca-Lérida	Noguera-Ribagorzana	ENHER
Embalse de Eugui	EUG	EB0000006	17/06/2009	Navarra	Arga	C.H.E.
Embalse de Flix	FLI	EB0000074	15/07/2009	Tarragona	Ebro	ENDESA GENERACIÓN
Embalse de Gallipuéñ	GAL	EB0000913	30/06/2009	Teruel	Guadalopillo	C.H.E.

NOMBRE DEL EMBALSE	CODIGO	CÓDIGO MAS	FECHA MUESTREO	PROVINCIA	RIO	PROPIETARIO / OBSERVACIONES
Embalse de El Grado	GRA	EB0000047	21/06/2009	Huesca	Cinca	C.H.E.
Embalse de Guiamets	GUI	EB0000079	26/06/2009	Tarragona	Asmat	C.H.E.
Embalse de Irabia	IRA	EB0000004	18/06/2009	Navarra	Irati	EHN
Embalse de Itoiz	ITO	EB0000086	18/06/2009	Navarra	Irati	C.H.E.
Embalse de Lanuza	LAN	EB0000019	17/07/2009	Huesca	Gallego	C.H.E.
Embalse de Lechago	LEC	EB0000087	02/06/2009	Teruel	Pancrudo	C.H.E. / EN CONSTRUCCIÓN
Embalse de Mansilla	MAN	EB0000061	06/06/2009	La Rioja	Najerilla	C.H.E.
Embalse de Margalef	MAR	EB0000072	25/06/2009	Tarragona	Montsant	COMUNIDAD AUTÓNOMA
Embalse de Mediano	MED	EB0000042	21/06/2009	Huesca	Cinca	C.H.E.
Embalse de Mequinenza	MEQ y MEQ2	EB0000070	14/07/2009 01/07/2009	Zaragoza	Ebro	ENHER
Embalse de Mezalocha	MEZ	EB0000071	02/06/2009	Zaragoza	Huerva	S.R. DE MEZALOCHA
Embalse de Montearagón	MOA	EB0000054	20/06/2009	Huesca	Flumen	C.H.E.
Embalse de Monteagudo de las Vicarias	MON	EB0001681	08/06/2009	Soria	Nájima	C.H.E.
Embalse de Moneva	MOV	EB0000077	03/06/2009	Zaragoza	Aguas Vivas	C.H.E.
Embalse de Oliana	OLI	EB0000053	24/06/2009	Lérida	Segre	C.H.E.
Embalse de Ortigosa	ORT	EB0000916	07/06/2009	La Rioja	Albercos	C.H.E.
Embalse de Pajares	PAJ	EB0000064	07/06/2009	La Rioja	Piqueras	C.H.E.
Embalse de Pena	PEN	EB0000912	01/07/2009	Teruel	Pena	C.H.E.
Embalse de La Peña	PEÑ	EB0000044	03/07/2009	Huesca	Gallego	S.R. DE LA PEÑA
Embalse de Puentelarrá	PUE	EB0000026	20/07/2009	Álava	Ebro	IBERDROLA
Embalse de Rialb	RIA	EB0000063	16/07/2009	Lérida	Segre	C.H.E.
Embalse de Ribarroja	RIB	EB0000949	15/07/2009	Tarragona	Ebro	ENHER
Embalse de Sabiñanigo	SAB	EB0000039	17/07/2009	Huesca	Aurín y Gallego	E.R.Z
Embalse de Santa Ana	SAN	EB0000066	24/06/2009	Huesca	Noguera-Ribagorzana	C.H.E.

NOMBRE DEL EMBALSE	CODIGO	CÓDIGO MAS	FECHA MUESTREO	PROVINCIA	RIO	PROPIETARIO / OBSERVACIONES
Embalse de San Lorenzo	SLO	EB0000067	15/07/2009	Lérida	Segre	HIDROELÉCTRICA DEL NOGUERA
Embalse de Sobrón	SOB	EB0000022	20/07/2009	Álava/Burgos	Ebro	IBERDROLA
Embalse de la Sotonera	SOT	EB0000062	03/07/2009	Huesca	Astón-Sotón	C.H.E.
Embalse de Santolea	STO	EB0000085	04/06/2009	Teruel	Guadalope	C.H.E.
Embalse de Talarn	TAL	EB0000050	16/07/2009	Lérida	Noguera-Pallaresa	FECSA
Embalse de Terradets	TER	EB0000059	02/07/2009	Lérida	Noguera-Pallaresa	FECSA
Embalse de Las Torcas	TOR	EB0000075	03/06/2009	Zaragoza	Huerva	C.H.E.
Embalse de La Tranquera	TRA	EB0000076	22/07/2009	Zaragoza	Piedra	C.H.E.
Embalse de Ullivarri-Gamboa	ULL	EB0000007	20/07/2009	Álava	Zadorra	IBERDROLA
Embalse de Urrúnuga	URR	EB0000002	16/06/2009	Álava	Santa Engracia y Urquiola	IBERDROLA
Embalse de Utchesa- Seca	UTC	EB0001679	01/07/2009	Lérida	Canal de Seros	FECSA
Embalse de Vadiello	VAD	EB0000051	20/06/2009	Huesca	Guatizalema	C.H.E.
Embalse de El Val	VAL	EB0000068	07/06/2009	Zaragoza	Val	C.H.E.
Embalse de Yesa	YES	EB0000037	19/06/2009	Navarra	Aragón	C.H.E.

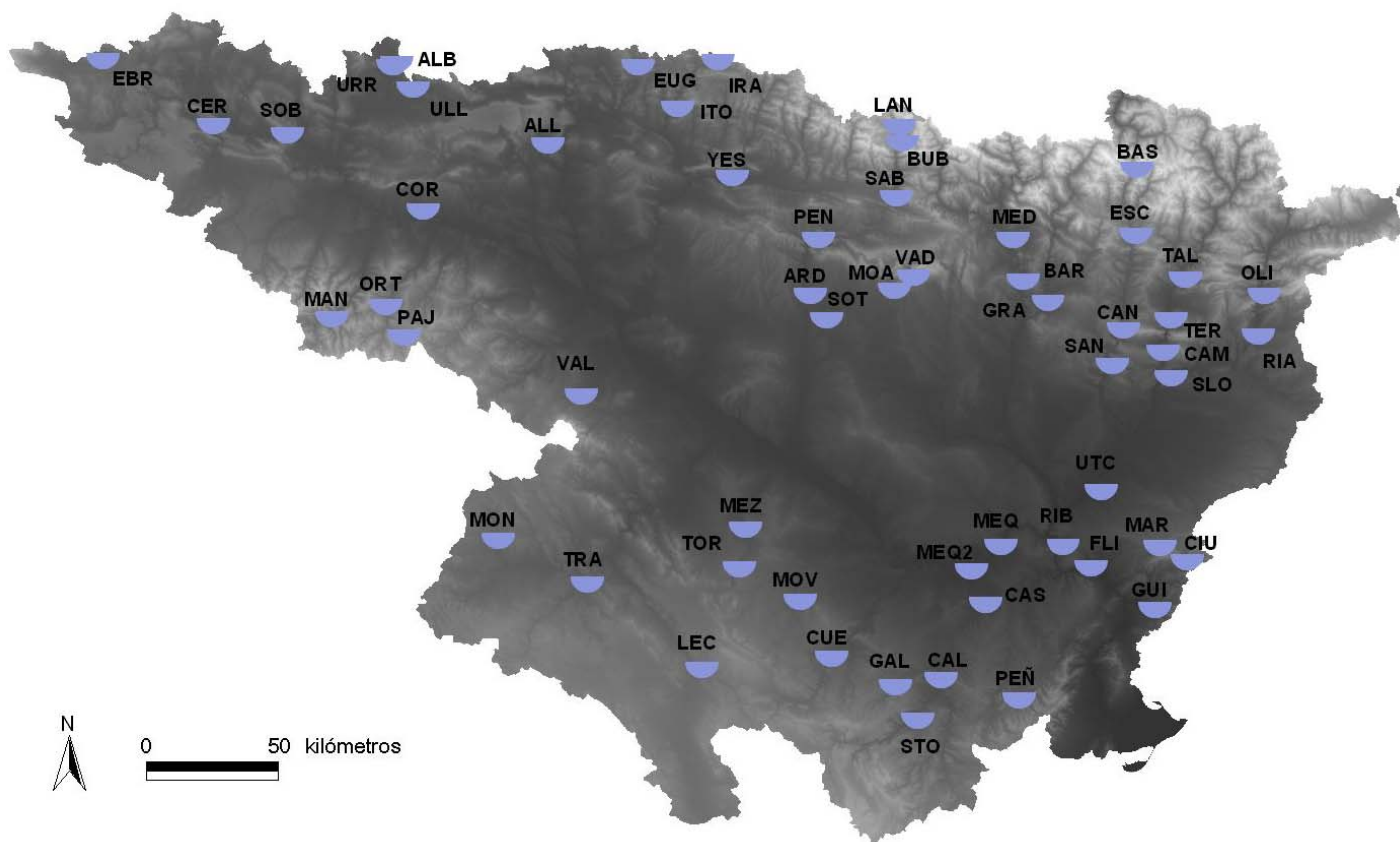


Figura 1. Localización geográfica de los embalses muestreados en 2009. Códigos según el Cuadro 1 (pags. 5-7).

2.2. Variables Consideradas.

El conjunto de variables que es necesario tener en cuenta en un estudio como el que nos ocupa, necesarias para la diagnosis del estado trófico y del potencial ecológico, incluye variables físicas, químicas y biológicas. El estudio de estas variables puede ayudar a conocer por qué un embalse se encuentra en un estado trófico determinado y a proponer las medidas oportunas para su gestión sostenible, de acuerdo a los objetivos de la DMA. Además, los embalses integran gran cantidad de información acerca de los procesos que tienen lugar en la cuenca, por lo que el estudio de estas variables nos puede servir de indicador del estado general de la cuenca.

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



Toma de datos fisicoquímicos in situ mediante sonda multiparamétrica. Embalse de Rialb, 16/07/2009.

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

No existe una conversión exacta entre el DS y los perfiles de penetración de la luz, aunque se han propuesto numerosos factores de aproximación para el cálculo de la profundidad de la zona fótica (z_f). En el presente estudio se utiliza la relación: $z_f = 2,5 \cdot DS$.

La **turbidez** de un cuerpo de agua es un determinante importante de su condición y grado de productividad o estado trófico. La turbidez del agua está causada por los materiales en suspensión o coloidales tales como arcillas, limos, materia orgánica e inorgánica finamente particulada, y organismos planctónicos u otros microorganismos. La turbidez es una expresión de las propiedades ópticas que causan la refracción y/o absorción de la luz frente a su transmisión sin cambio de dirección a través de una muestra. La correlación de la turbidez con la cantidad de partículas no es simple, ya que está condicionada por el tamaño, forma e índice de refracción de las partículas en suspensión. La importancia de la turbidez en los procesos ecológicos que tienen lugar en los lagos y embalses radica en sus efectos sobre la penetración de la luz (fuente de energía primaria para el sostenimiento de la vida) en la columna de agua.

El **pH** es una medida de la acidez (o basicidad) del sistema, esto es, del exceso de iones H^+ (acidez) u OH^- (basicidad) en el sistema. La acidificación de los ecosistemas acuáticos y sus cuencas ha sido un problema ambiental de primer orden durante las últimas décadas, y sus mecanismos y daños causados están suficientemente documentados.

La **alcalinidad** (meq/L) es una medida de la capacidad tamponadora del sistema frente a los ácidos. El equilibrio carbonato–bicarbonato–dióxido de carbono es el principal responsable de esta capacidad tamponadora, esto es, de su capacidad de recibir iones H^+ u OH^- sin cambiar el pH. Si se añaden iones H^+ al agua, estos reaccionan con el carbonato (CO_3^{2-}) para dar bicarbonato (HCO_3^-), desapareciendo así del sistema y permaneciendo estable el pH. Lo contrario ocurrirá si se añaden iones OH^- . En la mayoría de lagos y embalses, el ácido carbónico se enlaza con metales alcalinos para formar sales insolubles, lo que modifica el equilibrio. El ion calcio y el equilibrio calcio–ácido carbónico son especialmente importantes en las aguas continentales. Cuanto más calcio haya en el sistema, más ácido carbónico será secuestrado y más iones H^+ u OH^- podremos añadir sin modificar el pH. Los sistemas pobres en calcio están débilmente tamponados y son normalmente ligeramente ácidos. Tasas fotosintéticas elevadas en estos sistemas, pueden elevar el pH hasta 9 al consumir el CO_2 , e incluso hasta 11 si se trata de plantas capaces de utilizar el bicarbonato.

La capacidad tamponadora (o alcalinidad) de un embalse depende de la geología de la cuenca vertiente y de la propia cubeta. Así, los embalses y lagos en cuencas de naturaleza silicea van

a recibir pocos aportes de calcio y sus aguas estarán, por tanto, pobremente tamponadas. En estos casos, los procesos biológicos pueden provocar cambios diarios muy drásticos de pH.

Otras variables químicas de gran importancia son los nutrientes (P total, N total, y las fracciones solubles $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$, NH_4 , sílice y **SRP -fósforo reactivo soluble -**), el oxígeno disuelto (OD) o los sólidos totales disueltos (TDS o conductividad), así como el potencial de oxido-reducción.

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



*Toma de muestras de agua y filtración a bordo para análisis de SRP y otros parámetros químicos.
Embalse de Irabia, 18/06/2009.*

La forma química de P disponible directamente para los productores primarios es la de ortofosfatos, que se encuentran en la fracción inorgánica disuelta (SRP). Sus niveles en el medio suelen ser muy bajos porque son rápidamente capturados por los compartimentos celulares, aunque también existe una liberación apreciable desde las células al medio. El reciclado del SRP, es decir, el tiempo que tarda en hacer todo el ciclo biogeoquímico, se ha

estimado en alrededor de 10 minutos, por lo que es importante filtrar y conservar a bordo las muestras rápidamente.

El **nitrógeno** se presenta también en muy diversas formas, de las que se han medido en el presente ESTUDIO el amonio, nitratos, y nitritos. La diferencia fundamental del ciclo de este elemento respecto al del fósforo es que existe una entrada (por difusión gaseosa) desde la atmósfera y a través de la fijación de su forma molecular por organismos especializados (cianobacterias). Una limitación en nitrógeno disuelto confiere ventaja a estos organismos sobre el resto de productores primarios. Como forma biodisponible se utiliza el nitrógeno inorgánico total (NIT) que incluye **amonio total (NH₄)**, **nitratos (NO₃)** y **nitritos (NO₂)**. Esta fracción inorgánica, junto con el nitrógeno orgánico particulado (NOP) y el disuelto (NOD) conforma el nitrógeno total (NT).

El nitrato (NO₃) puede llegar a ser muy abundante en aguas contaminadas (en el rango de varios mg N/L) mientras que en otros casos las concentraciones están normalmente en el rango de 0,01–1 mg N/L. Muchos lagos y embalses a grandes altitudes son también deficientes en nitrato. En los sistemas de clima templado, las concentraciones de nitrato suelen exhibir patrones estacionales muy marcados, con altas concentraciones durante las épocas de circulación y bajas concentraciones epilimnéticas durante la estratificación. En el hipolimnion anóxico el nitrato es reducido a amonio. En aguas no contaminadas, las concentraciones de amonio raramente exceden de 0,15 mg N/L. Las bajas concentraciones de amonio no implican necesariamente deficiencias en este nutriente, ya que este ión es rápidamente procesado en el ecosistema.

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

Otro parámetro de suma importancia es el **oxígeno disuelto** (expresado como OD). El oxígeno disuelto en el agua es el receptor final de electrones en los procesos respiratorios de los organismos acuáticos, exceptuando ciertas formas bacterianas anaerobias. Las entradas de oxígeno al sistema se producen a través de su difusión desde la atmósfera y en los procesos fotosintetizadores que canalizan el flujo de electrones desde las moléculas de agua hacia formas moleculares energéticas empleadas en la síntesis de moléculas orgánicas. Este proceso utiliza la energía de la luz y produce oxígeno molecular como desecho final. Esa dependencia

de la radiación lumínica restringe los procesos productores primarios a las capas superficiales iluminadas de la columna de agua, mientras que por debajo dominan los procesos respiratorios y oxidativos. La compartimentación estival de la columna de agua impide la difusión de oxígeno desde las zonas productoras hacia las consumidoras de este gas y se produce, durante ese periodo, un consumo neto del mismo en las capas profundas. La magnitud del agotamiento hipolimnético del oxígeno disuelto depende, en igualdad de condiciones climatológicas globales, de la cantidad de materiales oxidables (orgánicos e inorgánicos) que fluyan desde las capas superficiales y desde los tributarios y sedimentos. Estos aportes son más altos en las aguas de mayor grado trófico. Por ello, se ha prestado especial atención al comportamiento del oxígeno disuelto en la columna de agua, que permite reconocer el grado de estrés del sistema.

El descenso brusco de oxígeno disuelto en las capas profundas de los embalses –hipolimnion-, es uno de los principales factores de riesgo que afectan a la calidad del agua embalsada. Al igual que la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto (OD) se determina a intervalos de 1-2 m llegando tan cerca como sea posible al fondo del embalse, para detectar condiciones de agotamiento de oxígeno o *anoxia*.

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

El biovolumen algal es un indicador de respuesta trófica y por lo tanto integra todas las variables causales, de modo que está influido por otros condicionantes ambientales además de estarlo por los niveles de nutrientes. Se utilizan dos parámetros como estimadores de la biomasa algal en los índices al uso: densidad celular (nº células/ml) y concentración de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) en la zona fótica.

La composición del fitoplancton de un determinado cuerpo de agua es, a menudo, un excelente indicador del estado trófico del mismo (Reynolds 1998). Por otro lado, se identifican diferentes asociaciones de especies a lo largo del año como consecuencia de las diferencias específicas en las preferencias de luz óptima, temperatura y en el mecanismo de captación de nutrientes (Reynolds, 2006). Gracias a estas características, el estudio de la comunidad algal proporciona información sobre las condiciones ambientales presentes en el medio.

Por otro lado, la potencialidad en la producción de toxinas por parte de ciertas especies del fitoplancton acentúa la necesidad de un estudio cualitativo y cuantitativo de estos organismos.

Los grupos en los que se ha descubierto la presencia de toxinas con mayor frecuencia son, fundamentalmente, cianobacterias y dinófitos. Las toxinas pueden ser causa de efectos adversos sobre la salud cuando se producen proliferaciones masivas.

El zooplancton no es mencionado en el Anexo V de la DMA, quizás debido a que las relaciones del **zooplancton** con los procesos de eutrofización no son tan directas y están mucho menos estudiadas que las relativas al fitoplancton. La dificultad de utilizar estos organismos estriba en que sus respuestas a las condiciones ambientales son muy complejas, estando mediadas por las relaciones tróficas del sistema (zooplancton-fitoplancton, zooplancton-zooplancton o zooplancton-ictiofauna, entre otras).

No obstante, se trata sin duda de un componente muy importante de la calidad del ecosistema lenítico, actuando muchas veces como especies clave que provocan cambios entre comunidades o estados del sistema muy diferentes (Moss et al. 2003). Se destaca que las comunidades zooplanctónicas no fueran incluidas en la DMA, aunque como dicha Directiva no impide la inclusión de otras variables, las métricas del zooplancton se han incluido en el esquema de clasificación, al menos como métricas candidatas a priori.

Se han utilizado en el presente ESTUDIO algunas variables como la abundancia de cladóceros grandes (tipo *Daphnia*), la relación de biomasa de zooplancton respecto a la de fitoplancton, la biomasa de rotíferos, o algunos índices bióticos, entre otras.

El tratamiento estadístico de los datos se basó en diversas técnicas univariantes y multivariantes, así como en representaciones gráficas realizadas con los paquetes estadísticos *R* (R Development Core Team, 2009) y *Statistica* (StatSoft, Inc. 2004).

2.3. Trabajos de campo

En cada uno de los embalse muestreados se fijó una única estación de muestreo en la parte más profunda, a unos 200 ó 300 m de la presa, excepto en el Embalse de Mequinenza que se fijaron dos estaciones (MEQ y MEQ2). La máxima profundidad se determinó mediante transectos con ecosonda, realizados en bandas paralelas a la presa a una distancia no menor de 100 m para evitar posibles perturbaciones. Las coordenadas del punto de muestreo y la altitud sobre el nivel del mar de cada embalse se georreferenciaron con la ayuda de un GPS en el punto de muestreo.

El muestreo se desarrolló desde embarcaciones neumáticas tipo “Zodiac” provistas de motor fuera-borda, previa obtención de los permisos de navegación pertinentes en la CHE. Debido al riesgo de dispersión de la especie invasora *Dreissena polymorpha* (mejillón cebra) en la cuenca del Ebro, las campañas fueron definidas en base a una clasificación de los embalses según si *Dreissena polymorpha* estaba presente, si era probable su presencia o si no estaba presente.

Así, con el fin de no influir en la dispersión accidental de esta especie invasora, se procedió en primer lugar al muestreo de los embalses sin mejillón cebra. Tras estos, se muestrearon los embalses sospechosos de albergar la especie; por último y utilizando una embarcación y motor fuera borda distinto, se muestrearon aquellos embalses con presencia de *D. polymorpha*.

Además, los protocolos de limpieza y desinfección de equipos de muestreo, embarcación y motor, se siguieron escrupulosamente en todos y cada uno de los embalses muestreados, independientemente de su clasificación de riesgo.

El protocolo de muestreo que se siguió en cada embalse fue el siguiente:

- Se tomó una única muestra integrada en cada embalse, representativa de la zona fótica (calculada como 2,5 veces el disco de Secchi). La obtención de la muestra integrada se llevó a cabo mediante un tubo plástico transparente que integraba toda la columna y que posteriormente se mezcló en un recipiente de PET. Este recipiente se conservaba inmediatamente en la embarcación en nevera, a una temperatura de unos 4° y oscuridad. De la muestra integrada se tomaron distintas cantidades de agua para los análisis en laboratorio de los parámetros fisicoquímicos (turbidez, alcalinidad, fósforo total, fósforo soluble, amonio, nitrato+nitrito –nitrógeno inorgánico oxidado o N/O-, nitrógeno total y sílice reactiva soluble) y biológicos (clorofila-a y fitoplancton).

- La muestra de zooplancton se tomó mediante botella hidrográfica tipo *Niskin* en la zona límite de la zona eufótica, o bien a aquella profundidad en que se apreciaba un descenso acusado de la concentración de oxígeno disuelto (en la mayoría de casos este descenso coincide con el límite de la zona fótica). Es a estas profundidades donde se dan las mayores densidades de zooplancton durante el periodo diurno (Prof Dr Eduardo Vicente, com. pers.). No se utilizó la muestra integrada para el muestreo de zooplancton dado que este tipo de fauna evita entrar por la boca del tubo de integración.
- Los parámetros fisicoquímicos medidos in situ (temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos y potencial redox) se midieron de forma continua a lo largo del perfil de profundidad.
- Igualmente, para los muestreos cualitativos de fitoplancton y zooplancton se realizaron arrastres verticales con redes de 20 μm (fitoplancton) y 50 μm (zooplancton). Las redes verticales se tomaron desde el fondo de la cubeta en embalses de profundidades menores de 25 m, y llegando a profundidades máximas de 25 metros en los embalses mas profundos, a una profundidad de 1 m con respecto al fondo para no recoger material del bentos, hasta la superficie, anotando en el envase y en el cuaderno de campo la profundidad del muestreo y, por tanto, el número de metros arrastrados.

De las distintas muestras recogidas se tomaron alícuotas para los siguientes análisis en el laboratorio:

Clorofila-a

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



Recogida de muestras para análisis de clorofila.

La extracción de pigmentos se llevó a cabo al atardecer del mismo día de la recogida de la muestra, permaneciendo el tubo con el filtro en hielo y oscuridad un máximo de 8 horas antes del comienzo de la extracción. Se añaden 6 ml de solución de acetona al 90% con dimetilsulfóxido (DMS) 1:1 según la metodología descrita por Shoaf y Lium (1976), para favorecer la extracción cuando dominan algas de paredes gruesas, evitando así tener que sonicar, y se mantiene en frío (0 – 4 °C) y en oscuridad durante la noche, de 10 a 12 horas. Se acelera la extracción mediante la agitación del filtro de dos a tres veces. Finalizada la extracción, se filtra el solvente a través de otro filtro de microfibras de vidrio resistente a acetona. Es importante trabajar rápido para evitar la evaporación de la acetona y la variación del volumen del extracto. El extracto es muy sensible a la luz por lo que este proceso, así como la lectura espectrofotométrica, se lleva a cabo con la luz de la habitación muy atenuada, y se mantienen los tubos debidamente protegidos de la luz. Se llena la cubeta del espectrofotómetro y se miden las densidades ópticas del extracto clarificado (éste debe ser completamente transparente) para las longitudes de onda requeridas en las fórmulas de cálculo de Jeffrey y Humphrey (1975) y otras. El procedimiento está basado en *Standard Methods* 10200 H (APHA, 1998).

Fitoplancton

De la muestra integrada se recoge una alícuota de 250 cm³ que se conserva en botella de vidrio opaco, se fija con 1 ml de lugol al 5%, y se mantiene al abrigo de la luz. Esta muestra irá destinada al recuento cuantitativo de fitoplancton. Por otra parte, el material retenido en la red de fitoplancton de 20 µm, se deposita en botellas de PET de 125 ml y se conserva adicionando lugol (0,5-1 ml). También se añade una pequeña cantidad de formol (0,5 ml) para contrarrestar la posible evaporación del lugol, asegurando así una conservación óptima del fitoplancton. Las muestras se examinan a diario para comprobar su estado de conservación, añadiéndose más lugol en caso necesario (muestras con mucha materia orgánica). Estas muestras cualitativas tienen interés para complementar los inventarios obtenidos con las muestras cuantitativas con las especies de mayor tamaño, que suelen ser, junto con algunas otras, las menos abundantes.



Recogida de muestras de red de fitoplancton

Zooplancton

Un volumen de 4,6 litros de agua, tomado mediante botellas hidrográficas tipo *Niskin* (2 botellas de 2,3 litros) es filtrado sobre filtros de *nytal* de 25 μm de poro. Éste filtro se conserva en un vial de vidrio de boca ancha con tapón de rosca, se añade agua y se fija con formol hasta una concentración final del 4-5%. La profundidad de recogida de la muestra de zooplancton es determinada *a priori* tratando de incorporar la zona de comienzo del declive de oxígeno, que coincide en general con el final de la zona fótica. Es esta zona la más rica en este tipo de fauna durante el día (E. Vicente, *com. pers.*). El volumen filtrado y la profundidad de recogida de la muestra se indican siempre en el envase colector y en la libreta de campo. Esta muestra sirve para el recuento cuantitativo de zooplancton.



Recogida de muestras cuantitativas de zooplancton

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

Parámetros fisicoquímicos

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

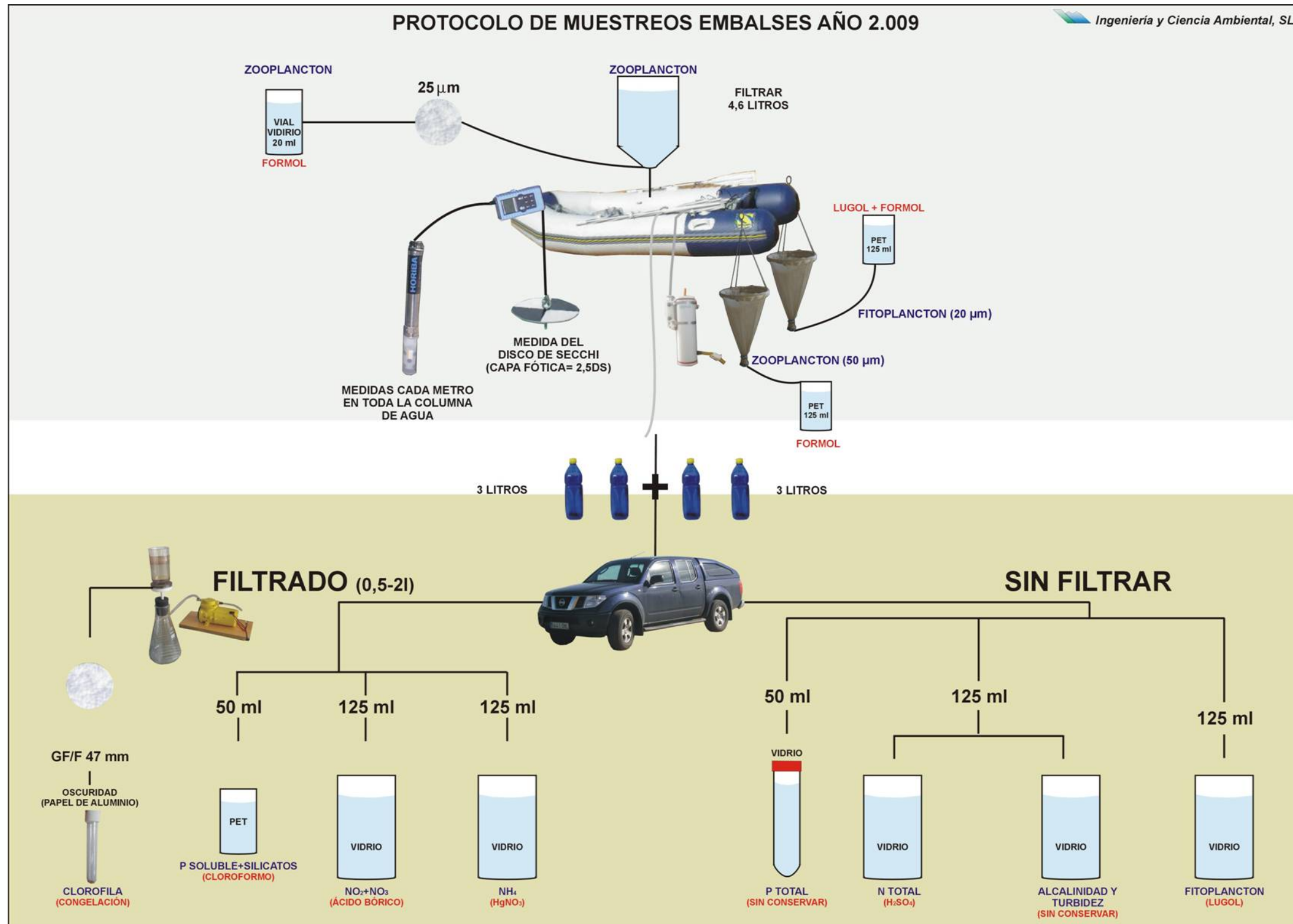
CUADRO 2
PARAMETROS QUÍMICOS, VOLUMEN MUESTRA, CONSERVACION
Y TIEMPO MÁXIMO HASTA ANÁLISIS

PARAMETRO	VOLUMEN	FILTRADO	ENVASE	CONSERVANTE	TIEMPO MÁXIMO CONSERVACIÓN
Alcalinidad	125 ml	No	Vidrio	Ninguno	7 días
Turbidez	125 ml	No	Vidrio	Ninguno	7 días
P total	50 ml	No	Vidrio	Ninguno	30 días
N total	125 ml	No	Vidrio	Ácido Sulfúrico	7 días
NH ₄	125 ml	Si	Vidrio	HgNO ₃	7 días
P soluble	50 ml	SI	PET	Cloroformo	7 días
Silicato					
NO ₃ +NO ₂	125 ml	SI	Vidrio	Ácido Bórico	< 5 días

Las muestras se conservaron refrigeradas (en torno a 4°C) y en ausencia de luz (neveras rígidas) durante su traslado al laboratorio y hasta su análisis. La adición de conservantes químicos se limitó a las muestras en cuyas determinaciones no interfiriera dicho conservante. Todas las muestras se etiquetaron convenientemente en el momento de la recogida. En el esquema adjunto se sintetiza el protocolo de toma de muestras y conservación hasta su análisis en el laboratorio.



Recogida y conservación de muestras de agua para análisis químicos



2.4. Análisis en laboratorio

A) MUESTRAS QUÍMICAS

Alcalinidad Total

La alcalinidad es el exceso de cationes sobre aniones débiles, representados en las aguas continentales por HCO_3^- , CO_3^{2-} , HO^- y, en menor grado, por boratos, fosfatos y silicatos. Para su determinación se valora la muestra con un ácido hasta el punto de viraje del indicador, en nuestro caso el indicador mixto, según el método de Wattenber (Ros et al, 1979). El límite de detección de esta técnica es de 0,1 meq/L.

Turbidez

La turbidez de las muestras integradas se determina en el laboratorio mediante el método nefelométrico. Se utilizó como blanco agua destilada filtrada (tipo *milliQ*). La recta de calibración se realizó mediante patron comercial de formazina de 4000 NTU a diferentes diluciones, midiéndose la absorbancia de la muestra a 580 nm. Posteriormente se restó la absorbancia debida al color de la muestra, una vez filtrada la misma.

Ortofosfato soluble

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

Fósforo Total

Se procede de la misma manera que para la determinación del ortofosfato soluble, previa digestión de los fosfatos. Para ello, a 25 ml de muestra sin filtrar se le añaden 0,5 ml de sulfúrico 1:1 y 0,5 g de persulfato sódico. Se agita bien la mezcla y se incuba a 120°C durante 2 horas. Se deja que atempere y se neutralizan las muestras utilizando fenoftaleina como indicador. Una vez hecho esto, se opera del mismo modo que para el fosfato soluble.

Para el P total puede añadirse el sulfúrico si no se va a hacer la digestión de inmediato y luego a la hora de digerir se añade el resto del sulfúrico requerido y el persulfato. El límite de detección del método es de 0,1 µg P/L.

Amonio total

Se basa en el método del indofenol (Verdow et al. 1978), en el cual, en un medio alcalino y en presencia de nitroprusiato de sodio como catalizador de la reacción, el ión amonio, tratado con una solución de hipoclorito sódico y de fenol, da azul de indofenol, que se determina mediante espectrofotometría en un rango de longitudes de onda en torno a 640 nm. El límite de detección del método es de 0,01 mg N/L.

Nitrógeno inorgánico oxidado (NIO: nitratos+nitritos)

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

Nitrógeno total

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

Silicato reactivo soluble

El silicato reacciona con el molibdato amónico en medio ácido, dando ácido molibdosilícico, de color amarillo, el cual puede ser reducido a óxido molibdosilícico, cuya coloración azulada resulta proporcional al silicato contenido en la muestra (Rodier, 1984). El ácido oxálico usado como reactivo destruye el ácido molibdofosfórico con lo que se evita la interferencia del ortofosfato. La determinación sigue la linealidad en el rango 0,006-8,4 mg SiO₂/L. El límite de cuantificación del método fue de 0,1 mg SiO₂/L.

CUADRO 3

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

PARÁMETRO	REFERENCIA MÉTODO	LD	LC
Turbidez	APHA 2130	0,01 NTU	0,01 NTU
Alcalinidad	APHA 2320	0,1 meq/L	0,1 meq/L
P total	APHA 4500-P B / APHA 4500-P C	0,1 µg P/L	0,1 µg P/L
P soluble	APHA 4500-P C	0,1 µg P/L	0,1 µg P/L
N total	APHA 4500-N C	0,01 mg N/L	0,01 mg N/L
NIO=NO ₃ +NO ₂	4500-NO₃ E / APHA 4500-NO₂ B	0,0003 mg N/L	0,01 mg N/L
Amonio	APHA 4500-NH₃ F	0,01 mg NH ₄ /L	0,1 mg NH ₄ /L
Silicato	APHA 4500-SiO₂ C	0,006 mg SiO ₂ /L	0,1 mg SiO ₂ /L



Preparación y etiquetado de muestras en Mediano (2009)

B) MUESTRAS BIOLÓGICAS

Fitoplancton

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

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

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

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

Zooplancton

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

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

2.5. Control de calidad

A parte de los propios ejercicios de intercalibración que ICA, SL realiza de forma rutinaria conforme a la norma UNE-EN-ISO 17020 en la que se encuentra acreditada, como parte del control de calidad, se realizó una intercalibración de carácter formativo e informativo del personal que ha llevado a cabo los trabajos de campo en embalses, contando con la participación del Prof. Dr. Eduardo Vicente, Catedrático de la Universidad de Valencia y dos miembros de su equipo, Antonio Picazo y Martha Díaz, así como con la colaboración de Cristina Pintor, de la CHE. El ejercicio se realizó el 5 de Junio de 2009 en el embalse de Santolea (Teruel).



Desarrollo del ejercicio de intercalibración de 2009 (Embalse de Santolea, 5/06/2009)

2.6. Sistema de Información Geográfica (SIG)

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

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

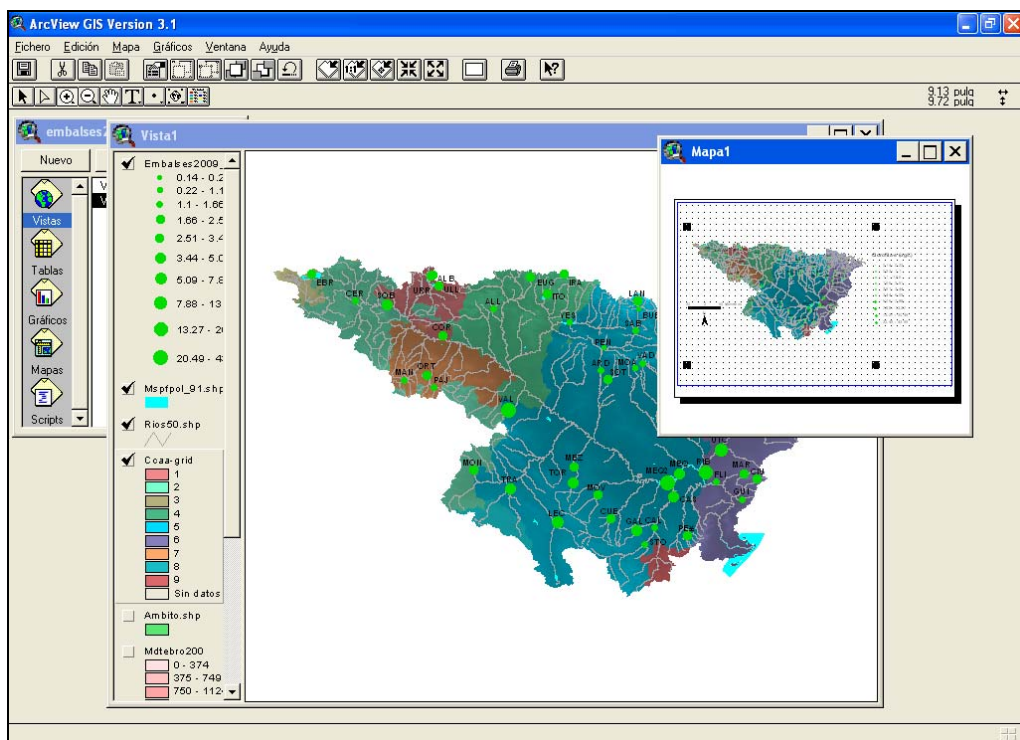


Imagen del Sistema de Información Geográfica (GIS) utilizado

3. CLASIFICACION DE LOS EMBALSES

Conforme a lo exigido en el Artículo 5 y Anexo II de la DMA, en una primera fase del ESTUDIO se procedió a la clasificación de los embalses en sus diferentes tipos, en los que posteriormente poder utilizar las mismas métricas y escalas de valoración del potencial ecológico (ya que se trata de masas de agua muy modificadas).

Para ello, se ha utilizado la clasificación de embalses incluida en la orden ARM/2656/2008 por la que se aprueba la *Instrucción de Planificación Hidrológica*. Las variables que se utilizan en esta clasificación, así como sus rangos para cada tipo, se muestran en el **Cuadro 4**. En el **Cuadro 5** se recogen los diferentes embalses estudiados, catalogados de acuerdo con esta clasificación. Su localización en la cuenca puede verse en la **Figura 2**.

CUADRO 4
ESQUEMA DE CLASIFICACIÓN DE LOS EMBALSES ESPAÑOLES

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

CUADRO 5
 CLASIFICACION DE LOS EMBALSES ESTUDIADOS EN EL AÑO 2009 SEGÚN LA ORDEN MARM/2656/2008

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

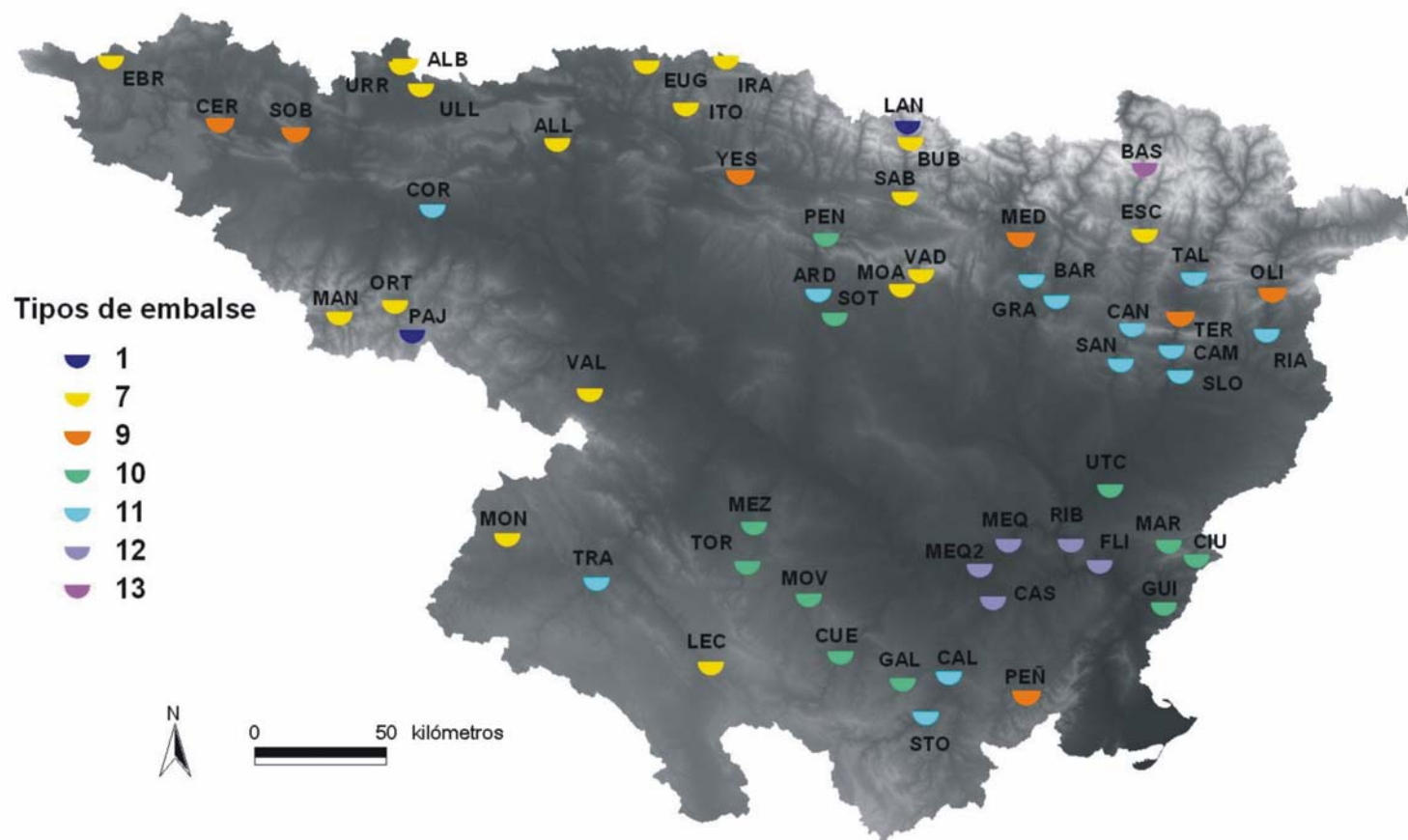


Figura 2. Localización geográfica de los tipos de embalses estudiados en 2009.

De este cuadro se destacan los siguientes aspectos:

- Las 58 MAS estudiadas y denominadas como embalses, se han clasificado en 7 categorías atendiendo a razones del régimen de mezcla, geología, climatología (humedad y temperatura), área de la cuenca de aportación y altitud.
- Las categorías que agrupan a un mayor número de embalses son la 7 y la 11, seguidas de las categorías 10, 9, 12, 1 y 13. El número de embalses y porcentaje de cada tipo se muestran en el siguiente cuadro:

Tipo 7	Tipo 11	Tipo 10	Tipo 9	Tipo 12	Tipo 1	Tipo 13
18	14	11	8	4	2	1
31.0%	24.1%	19.0%	13.8%	6.9%	3.5%	1.7%

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

Si se representa la altitud de los embalses (altitud en la zona de la presa) por los tipos establecidos (**Figura 3**), se observa que hay un claro gradiente altitudinal, partiendo del tipo 13 y 1 (cabeceras montañosas en Pirineos) al tipo 12 (embalses cerca de la desembocadura). De manera que la altitud parece ser una variable claramente decisiva en esta clasificación, que sin embargo sólo considera la altitud (explícitamente, como se verá) en última instancia. Lo que sucede es que muchas de las variables seleccionadas en la clasificación, como las climáticas (régimen de mezcla, índice de humedad *IH* y temperatura media anual) o el área de la cuenca, están correlacionadas con la altitud, de ahí la concordancia existente.

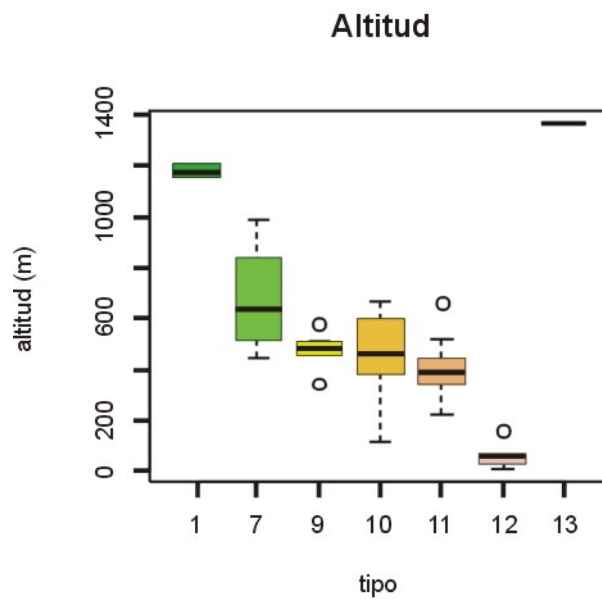


Figura 3. Altitud (metros sobre el nivel del mar) para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers, representados por círculos). Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja; 13: Dimíctico.

4. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS, FÍSICO-QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS

4.1. Características hidromorfológicas

En el **Cuadro 6** se incluyen las principales características morfométricas de los embalses muestreados (56 en total) en el año 2009, con indicación del volumen total, la superficie total de la lámina de agua, la profundidad media y la profundidad máxima registrada durante el muestreo. A continuación se describen los aspectos más relevantes en cuanto a volumen, superficie y profundidad.

A) Volumen

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

- Los embalses son de capacidad variable, con volúmenes inferiores a 30 hm³ en un 51% de los casos (**Figura 4**). Un 14% de embalses presentan volúmenes intermedios, entre 30 y 70 hm³, un 12% presentan volúmenes algo mayores, entre 70 y 150 hm³; un 9% presentan capacidades de entre 150 y 300 hm³, y finalmente, un 15% tienen capacidad de embalsar entre 300 y 1600 hm³, siendo el mayor de toda la cuenca el embalse de Mequinenza, con 1534 hm³ de capacidad máxima.

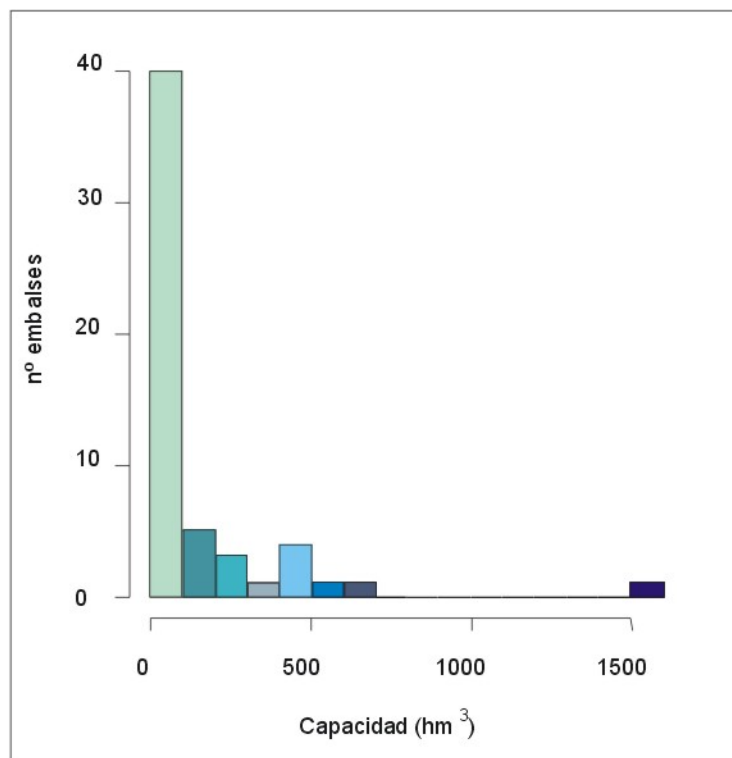


Figura 4. Distribución de la capacidad o volumen total (hm³) de los embalses estudiados en 2009.

B) Superficie

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

- Las masas de agua son de superficie muy variable, con un rango que oscila entre las 23 ha del embalse de Gallipué, hasta las 6478 ha del embalse de Mequinenza. La distribución de esta variable en el conjunto de embalses estudiados se representa en la **Figura 5**. Como se puede observar, la gran mayoría de embalses no superan las 500 ha (70% de los embalses)

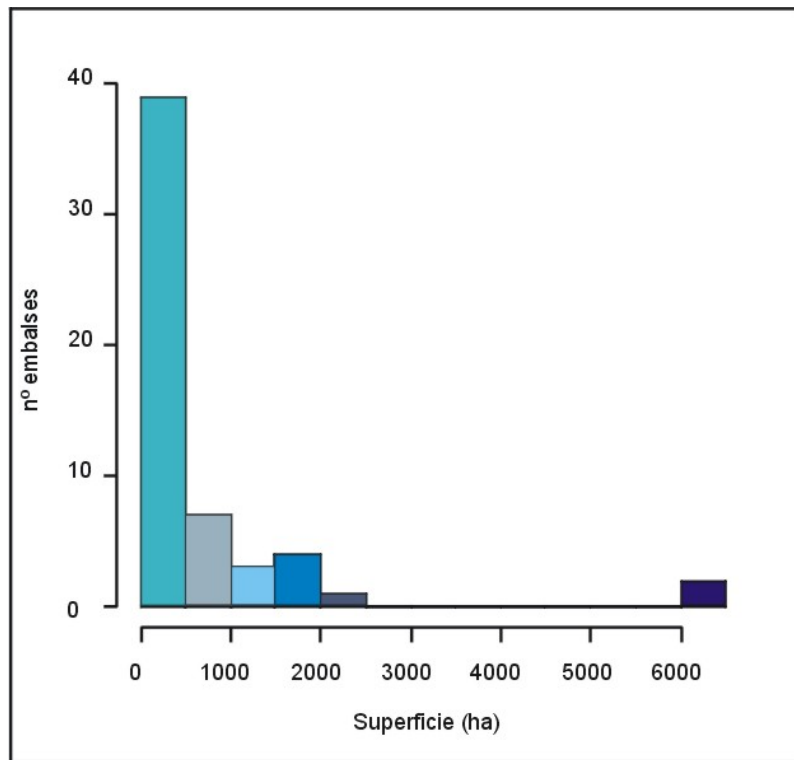


Figura 5. Superficie total (ha) de los embalses estudiados en 2009.

C) Profundidad máxima

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

- Las masas de agua tienen una profundidad máxima muy variable, con un rango de 9,5 a 115 m, valores registrados para los embalses de Terradets y Escalles respectivamente. La distribución de esta variable en el conjunto de embalses estudiados se representa en la **Figura 6**. Se pueden observar dos modas, situadas en torno a los 30 m y 70 m respectivamente.

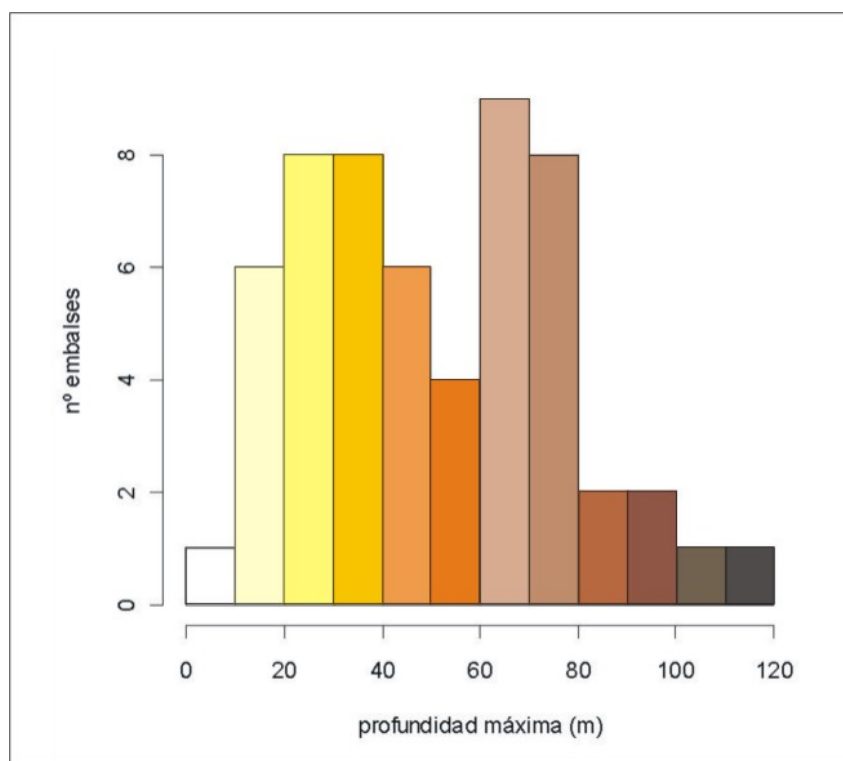


Figura 6. Profundidad máxima (m) de los embalses estudiados en 2009.

D) Área de la cuenca

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

- Los embalses estudiados durante 2009 reciben aportaciones desde cuencas vertientes con extensiones muy variables. El rango de áreas de cuenca va desde los escasos 10 km² del embalse de Albiña, hasta los más de 80000 km² de Ribarroja o Flix. La distribución de esta variable representa en la **Figura 7** en forma de histograma. Como se puede apreciar, la mayoría de embalses estudiados tienen cuencas de aportación relativamente pequeñas, con casi un 90% con menos de 10000 km². A su vez, dentro de este 90%, alrededor de un 60% tienen cuencas de menos de 1000 km², siendo esta por tanto la clase predominante.

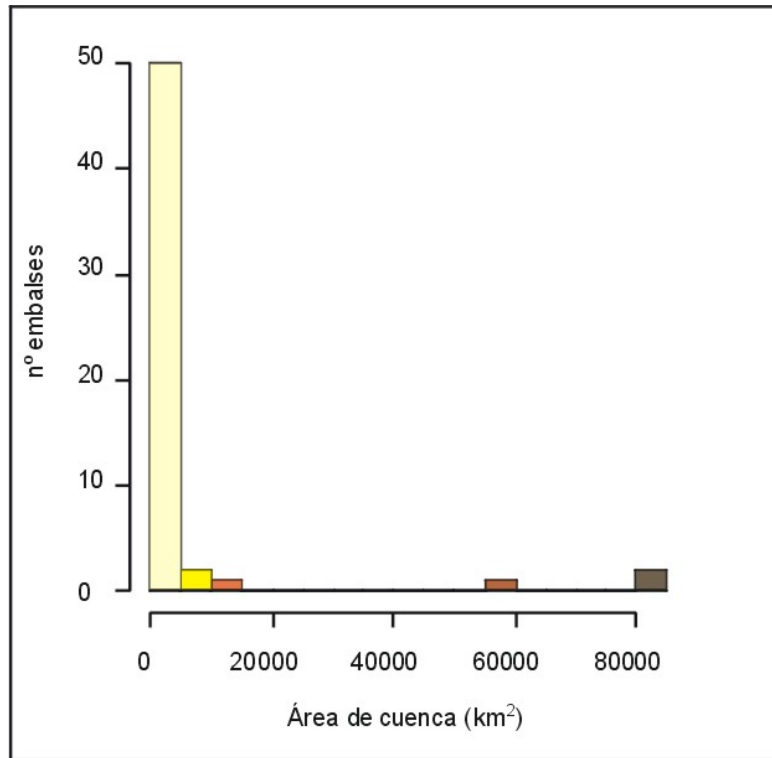


Figura 7. Extensión de la cuenca vertiente (km²) de los embalses estudiados en 2009.

CUADRO 6
 PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS HIDRO-MORFOMÉTRICAS DE LOS EMBALSES

EMBALSE	CÓDIGO ESTACIÓN	CÓDIGO MAS	VOLUMEN TOTAL (hm ³)	SUPERFICIE (ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA (m)	PROFUNDIDAD MEDIA (m)	SUPERFICIE CUENCA (km ²)	TRH* MEDIO 2008-2009 (meses)
Embalse de Albiña	ALB	EB0000005	5,67	50	25,43	12,50	10	
Embalse de Alloz	ALL	EB0000027	65,32	347	59,80	28,50	155	24,0
Embalse de Ardisa	ARD	EB0000055	5	216	31,55	5,50	2100	
Embalse de Barasona	BAR	EB0000056	92,20	693	59,90	13,30	1511	2,5
Embalse de Baserca	BAS	EB0000034	22	93	69,50	23,80	67	3,1
Embalse de Búbal	BUB	EB0000025	64,26	234	75	23,90	306	1,4
Embalse de Calanda	CAL	EB0000082	54,32	312	53	17,40	2740	7,0
Embalse de Camarasa	CAM	EB0000065	113	624	91	18,10	2811	1,7
Embalse de Canelles	CAN	EB0000058	668	1569	91	43,30	1634	12,2
Embalse de Caspe	CAS	EB0000078	81,62	638	46	12,70	3705	15,8
Embalse de Cereceda	CER	EB0000017	1,30	35	13,38	10	1942	
Embalse de Çiurana	CIU	EB0000073	12	85	30	14,10	60	3,6
Embalse de El Cortijo	COR	EB0000040	1,05	38	-	2	10365	
Embalse de Cueva Foradada	CUE	EB0000080	22,08	229	43	12,70	600	12,1
Embalse de El Ebro	EBR	EB0000001	540	6253	34	8,6	466	54,4
Embalse de Escales	ESC	EB0000043	152	400	115	38	179	5,6
Embalse de Eugui	EUG	EB0000006	21,39	123	43	17	69	2,9
Embalse de Flix	FLI	EB0000074	11	290	26,30	-	81274	

EMBALSE	CÓDIGO ESTACIÓN	CÓDIGO MAS	VOLUMEN TOTAL (hm ³)	SUPERFICIE (ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA (m)	PROFUNDIDAD MEDIA (m)	SUPERFICIE CUENCA (km ²)	TRH* MEDIO 2008-2009 (meses)
Embalse de Gallipuéen	GAL	EB0000913	3,53	32	30	11	147	
Embalse de El Grado	GRA	EB0000047	399,48	1273	85	31,10	2375	7,0
Embalse de Guiamets	GUI	EB0000079	9,70	62	34,90	16,10	75	1,8
Embalse de Irabia	IRA	EB0000004	13,81	114	69	17,50	116	
Embalse de Itoiz	ITO	EB0000086	418	1100	107	45	510	9,4
Embalse de Lanuza	LAN	EB0000019	16,86	114	69	-	116	0,9
Embalse de Lechago	LEC	EB0000087	18,16	246	70	27,60	290	
Embalse de Mansilla	MAN	EB0000061	67,70	32	72	17	94	5,6
Embalse de Margalef	MAR	EB0000072	2,98	44	72,50	25,10	2078	
Embalse de Mediano	MED	EB0000042	436,35	1711	72	20	2078	5,2
Embalse de Mequinenza	MEQ	EB0000070	1534	6478	79	10	56597	7,7
Embalse de Mezalocha	MEZ	EB0000071	3,92	75	22,80	10,10	560	
Embalse de Montearagón	MOA	EB0000054	51,10	203	75	-	144	
Embalse de Monteagudo de las Vicarias	MON	EB0001681	9,67	114	69	17,50	116	3,9
Embalse de Moneva	MOV	EB0000077	8,03	123	10,50	5	199	3,0
Embalse de Oliana	OLI	EB0000053	101,10	443	72,70	22,80	2675	1,8
Embalse de Ortigosa	ORT	EB0000916	32,90	152	53,50	21,70	40	16,0
Embalse de Pajares	PAJ	EB0000064	35,29	162	61	19	98	14,6
Embalse de Pena	PEN	EB0000912	17,88	149	31	14,70	160	19,1
Embalse de La Peña	PEÑ	EB0000044	18,16	77	31,70	9,10	456	0,2
Embalse de Rialb	RIA	EB0000063	402	1505	78	28	3320	10,1

EMBALSE	CÓDIGO ESTACIÓN	CÓDIGO MAS	VOLUMEN TOTAL (hm ³)	SUPERFICIE (ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA (m)	PROFUNDIDAD MEDIA (m)	SUPERFICIE CUENCA (km ²)	TRH* MEDIO 2008-2009 (meses)
Embalse de Ribarroja	RIB	EB0000949	210	2152	34	10,30	81045	0,3
Embalse de Sabiñanigo	SAB	EB0000039	1,16	27	13,70	2,5	598	
Embalse de Santa Ana	SAN	EB0000066	236,60	768	68,90	29,80	1758	5,7
Embalse de San Lorenzo	SLO	EB0000067	9,48	147	25	-	6845	
Embalse de Sobrón	SOB	EB0000022	20,11	282	33	7,10	4660	
Embalse de Sotonera	SOT	EB0000062	189,38	1840	30	10,30	150	33,2
Embalse de Santolea	STO	EB0000085	47,67	385	44	16	1250	10,3
Embalse de Talam	TAL	EB0000050	205	927	81	22,10	2056	2,4
Embalse de Terradets	TER	EB0000059	23	330	9,50	7	2511	0,4
Embalse de Las Torcas	TOR	EB0000075	6,66	530	41	15,80	1470	4,3
Embalse de La Tranquera	TRA	EB0000076	84,26	530	43,5	-	1470	32,2
Embalse de Ullivarri-Gamboa	ULL	EB0000007	147,20	1695	30,50	8,60	268	
Embalse de Urrúnaga	URR	EB0000002	72	869	24,50	8,20	239	
Embalse de Utchesa- Seca	UTC	EB0001679	4	74	16,55	2,50	250	
Embalse de Vadiello	VAD	EB0000051	15,50	69	68	23,30	95	6,9
Embalse de El Val	VAL	EB0000068	25	112	66	-	179	23,4
Embalse de Yesa	YES	EB0000037	447	2089	60,70	22,50	2170	5,5

*Fuente: Confederación Hidrográfica del Ebro / CEDEX.

*TRH: tiempo de residencia hidráulica. Fuente: CHE. Cálculos realizados a partir de las tablas diarias de entradas-salidas publicadas en la web.

4.2. Características físico-químicas

4.2.1. Transparencia, temperatura, pH y conductividad

A continuación se describen las variables transparencia, temperatura, pH y conductividad, para cada uno de los tipos de embalses, destacando los valores extremos y las tendencias generales de los datos. Una información más detallada puede ser consultada en los informes y fichas individuales elaborados para cada uno de los embalses. Asimismo, en el **Anexo 1**, se muestran los perfiles físicoquímicos de cada uno de los embalses, por orden alfabético.

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

- La profundidad del Disco de Secchi (DS) muestra una media de 5,40 m, siendo la segunda más elevada de todos los tipos, tras el tipo 13 (Baserca). Los valores obtenidos son de 4,00 m en el embalse de Lanuza y 6,80 m en el de Pajares.
- La temperatura media en la zona fólica de los embalses del tipo 1 es de 12,3 °C en el caso del embalse de Lanuza, y de 15,6 °C en el caso de Pajares. Ambos embalses presentan estratificación térmica, siendo en el caso del embalse de Lanuza más profunda (desde los 9 a los 30 m) y no muy brusca. El embalse de Pajares presenta una acusada termoclina bastante superficial, en torno a los 8-11 m.
- El pH en los embalses de tipo 1 desciende con la profundidad, aunque presenta máximos epilimnéticos en torno a los 3 y 8 metros, coincidiendo con los máximos epilimnéticos de oxigenación. En el embalse de Lanuza los pH son básicos en superficie (con máximos cercanos a 8,5 a los 8 metros) a circumneutrales en las zonas profundas (7,64 en el fondo, coincidiendo con el valor mínimo). En el embalse de Pajares los valores son algo inferiores, con un máximo superficial de 7,89 a los 3 m y valores inferiores a 7 en profundidad (mínimo de 6,88 a 44 m de profundidad, cerca del fondo). La geología silicea sería responsable de los valores bajos de pH de estos embalses.
- La conductividad registrada es muy baja en ambos casos y se observan ciertas tendencias ascendentes con la profundidad, oscilando desde un mínimo de 78 µS/cm y un máximo de 151 µS/cm. Al igual que en el caso del pH, La geología silicea es sin duda responsable de la débil mineralización de estos embalses.

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

- La transparencia del agua es muy variable en los embalses de tipo 7. El valor medio se sitúa en 4,36 m, siendo el valor mínimo de 0,65 (embalse de Monteagudo de las Vicarías) y el máximo de 8,30 (embalse de Búbal, con el segundo valor de 2009 tras Baserca, con 8,70). En los embalses de Montearagón, Irabia y El Val se han medido profundidades de Disco de Secchi (DS) entorno a 1,4-1,8 m. Por su parte, en los embalses del Ebro, Sabiñanigo, Alloz, Lechago, Vadiello y Albiña, los valores de DS se movieron en torno a 3,20-4,60 m. Por último, dentro de este grupo se han tomado medidas de DS superiores a los 5 m en los embalses de Eugui, Ullivarri-Gamboa, Escales, Mansilla, Ortigosa, Itoiz, Urrúnaga y Búbal.
- Los valores de la temperatura media en la zona fótica de los embalses del tipo 7 tienen de media 17,5 °C, con un mínimo de 12,6 °C en Ortigosa y un máximo de 20,8 °C en Montearagón. En el momento del muestreo presentan estratificación térmica (en mayor o menor grado) todos los embalses excepto los de Monteagudo, Sabiñanigo y El Ebro
- En general, los valores de pH de este grupo en la zona fótica son algo básicos, con una media de 8,17. Se alcanza un máximo de 8,90 en el embalse de El Val, donde se observó una proliferación algal muy importante que sin duda influyó en el pH registrado. En este embalse se observa un descenso muy brusco del pH desde el metro 6 al metro 7 de profundidad, de casi una unidad. El pH en superficie toma un valor medio de 8,30 y disminuye en profundidad en todos los embalses excepto en el de Sabiñanigo, debido a su poca profundidad.
- Asimismo, los datos de la conductividad media en la zona fótica varían de los 102 µS/cm en el embalse de Albiña, a los 1756 µS/cm del embalse de Lechago, con un valor medio para el tipo de 402 µS/cm. Los valores máximos absolutos se alcanzaron en los embalses de Alloz (3700 µS/cm, en el metro 43, profundidad máxima), Lechago (1880 µS/cm, en torno al metro 2) o Monteagudo (1330 µS/cm).

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

- La transparencia media del agua de los embalses de tipo 9 es moderada en relación al resto de tipos, siendo su media de 3,22 m. La variabilidad en este grupo es alta. El embalse de La Peña presenta la menor transparencia en el grupo (0,65 m). Por su parte, el embalse de Mediano presenta la mayor transparencia, con uno de los máximos valores para 2009: 7,25 m.
- La temperatura media en la zona fótica de los embalses de tipo 9 es moderada en comparación con los demás tipos (T^a media = 20,3 °C). Las temperaturas mínima y máxima se han medido en Terradets y Sobrón respectivamente (16,1 y 26,4 °C). La estratificación térmica es desigual en los embalses de este tipo, y en el momento de la medida los embalses de Terradets, Oliana, Cereceda y Yesa no mostraban una termoclina definida.
- El pH es en todos ligeramente básico, oscilando en la zona fótica desde los 7,96 de Oliana a los 8,41 de Sobrón.
- La conductividad registrada en este tipo presenta niveles máximos (al igual que ocurriera en 2007) en la zona anóxica del embalse Oliana, con 3380 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la zona más profunda, a unos 58 m. El embalse de La Peña presenta la media de conductividad en la zona fótica más alta, con 818 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los demás embalses se mueven desde los 257 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de Yesa y Cereceda, a los 312 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de La Peña.

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

- La transparencia del agua toma el valor máximo para este tipo de embalses en el de Las Torcas (6,30 m). Le siguen los embalses de Çiurana y Cueva Foradada (6,00 y 5,80 m, respectivamente). El valor mínimo se ha obtenido en el embalse de Utchesa-Seca (0,9 m). La media obtenida para este tipo de embalses (3,80 m) se sitúa por debajo del valor medio del total de embalses, aunque como hemos visto, la variabilidad es muy alta.
- La temperatura media en la zona fótica de los embalses del tipo 10 presenta una media de 20,3 °C, oscilando desde los 15,9 °C de Las Torcas hasta los 25,6°C de Guiamets. Los embalses de Mezalocha y Utchesa-Seca presentan un descenso progresivo de la temperatura con la profundidad, mientras que el resto se encuentran estratificados en mayor o menor grado.
- El pH de los embalses de tipo 10 es, en general, básico. Se observa aquí también la tendencia general de un descenso del pH con la profundidad, con la excepción de Utchesa-Seca, demasiado somero para observar este comportamiento. Los valores medios obtenidos para la zona fótica oscilan entre los 7,92 de Cueva Foradada y los 8,41 de de La Sotonera, con un valor medio de 8,16 para este tipo.
- La conductividad registrada en los embalses mostró poca variabilidad entre la superficie y el fondo. En los embalses de Margalef y Pena los valores se sitúan en torno a los 300-350 µS/cm, siendo los valores mínimos del tipo. Los valores máximos se han medido en el embalse de Cueva Foradada, en niveles profundos (1260 µS/cm). La misma tendencia se observó en 2007 y 2008. Las medias de la zona fótica más elevadas se dan en Cueva Foradada (1194 µS/cm) y Moneva (769 µS/cm).

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

- En los embalses de tipo 11 la transparencia (DS) es muy variable, desde los 0,40 m en el embalse de El Cortijo (mínimo absoluto en esta campaña de muestreo) o los 0,45 m de Ardisa, hasta los 7,50 m del embalse de Talarn o los 7,00 m de El Grado. La media de DS para el tipo 11 es de 3,68 m.
- La temperatura en la zona fótica de los embalses de tipo 11 presenta una media de 20,8 °C. La temperatura máxima (media zona fótica) fue medida en el embalse de Rialb, con 24,9°C. Los embalses de Barasona, Calanda, Canelles, El Grado, La Tranquera, Rialb, Santa Ana, Santolea y Talarn se encontraban estratificados en mayor o menor medida en el momento del muestreo. Por su parte, los embalses de Ardisa, San Lorenzo y El Cortijo no presentaban estratificación.
- Asimismo, los valores de pH registrados en la zona fótica presentan una media de 8,34, con un mínimo de 7,99 para El Cortijo y un máximo de 8,81 para Rialb. Todos los embalses excepto El Cortijo (muy somero) presentaron tendencias descendentes con la profundidad.
- Los valores de conductividad alcanzaron sus niveles más altos en los embalses de El Cortijo, La Tranquera y Calanda, tanto a nivel de valores medios en la capa fótica (1680 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 665 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 539 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente) como a nivel de máximos absolutos (1690 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 734 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 790 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente). Otro valor a destacar fue el 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ del embalse de Santa Ana, alcanzado a los 56 metros de profundidad. El máximo absoluto de 1690 $\mu\text{S}/\text{cm}$ del embalse de El Cortijo se dio en superficie.

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

- La transparencia del agua es baja en este tipo de embalses. La medida mínima de DS se dio en el embalse de Caspe (1,00 m), mientras que el máximo (3,20 m) se obtuvo en el embalse de Mequinenza (estación de presa).
- La temperatura de la zona fótica presentó un valor medio de 24,5 °C. El embalse de Flix presentó un mínimo de 21,4 °C. El máximo fue de 27,1 °C en el embalse de Mequinenza en Caspe (MEQ2). Presentaron estratificación la estación de muestreo de Mequinenza (MEQ2), los embalses de Caspe y Ribarroja, mientras que la estación de Mequinenza (MEQ) y el embalse de Flix no se encontraban estratificados.
- Asimismo, el pH es neutro y desciende a medida que aumenta la profundidad en todos los casos. El máximo lo presenta el embalse de Mequinenza en Caspe, con 8,53, y el mínimo el embalse de Flix, con 7,76.
- La conductividad registrada en los embalses tipo 12 presenta los valores medios más altos de todos los tipos, tanto en la zona fótica (1105 $\mu\text{S}/\text{cm}$) como en máximos absolutos en la columna (1336 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Los embalses de Caspe y Flix fueron los responsables de estos valores elevados, con medias en la zona fótica de 1508 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 1142 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los valores máximos en la columna de 1600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 1470 $\mu\text{S}/\text{cm}$, correspondieron a Caspe y Mequinenza (estación de presa), respectivamente.

F tipo 13. Embalse de Baserca. *Dimícticos*.

- La transparencia del agua en el embalse de Baserca, único de tipo 13, fue muy elevada, de 8,70 m. Se trata del máximo absoluto de transparencia en 2009.
- La temperatura media en la zona fótica del embalse de Baserca fue de 10,9 °C, la menor de todos los tipos considerados. No se observó estratificación térmica en el momento del muestreo.
- Asimismo, el pH medio de la zona fótica es el más bajo de todos los tipos, aunque con un valor de 7,86, valor ligeramente alto en zonas de geología silicea y con conductividades bajas. En 2009, el pH oscila desde 8,49 en superficie hasta descender a 7,31 en profundidad.
- La conductividad registrada es extremadamente baja, tomando el valor de 55 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La geología silicea es sin duda responsable de la poca mineralización de estos embalses.

Análisis global de resultados por tipos de embalses.

Se incluyen a continuación las distribuciones y gráficas de cada uno de los parámetros y su comportamiento para los diferentes tipos de embalses, como diagramas de cajas (**Figuras 8 a 10**).

En lo tocante al disco de Secchi, los tipos 13 y 1 son los que mayor transparencia (de media) presentan, aunque algunos embalses en los tipos 7, 9 y 11 alcanzan valores elevados (Búbal, Oliana y Talarn). El máximo absoluto correspondió a Baserca (tipo 13), con 8,70 m. Los embalses del tipo 12 presentan los valores medios de transparencia más bajos, con Mequinenza en Caspe, Caspe y Ribarroja como principales responsables. El mínimo absoluto de transparencia (0,40 m) correspondió al embalse de El Cortijo, del grupo 11. El embalse de Ardisa, también del grupo 11 presentó un valor de 0,45 m.

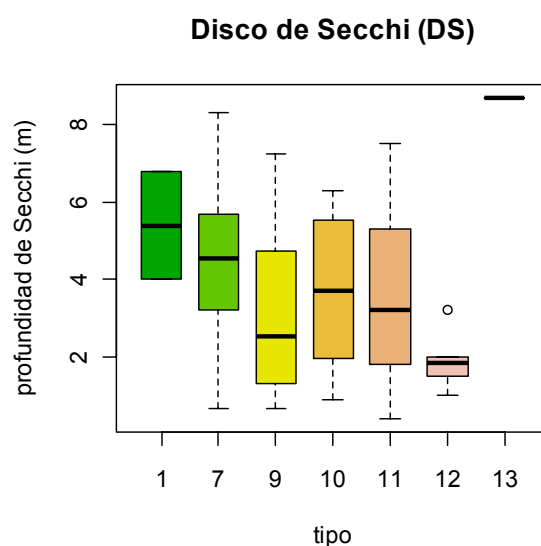


Figura 8. Transparencia (DS) para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers, representados por círculos). Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera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

En cuanto a la temperatura de los embalses, considerando la media en la zona fótica (menos influenciada por las condiciones meteorológicas inmediatas o por la hora del muestreo que la superficial), observamos las temperaturas más bajas en los embalses de tipo 1 y 13 (**Figura 9**), debido a la altitud a la que se encuentran los tres embalses, localizados en el Pirineo en altitudes entre 1200 y 1300 m. Las temperaturas más elevadas se dan en embalses del tipo 12, en las partes más bajas de la cuenca. La relación directa de la temperatura media en la zona fótica con la altitud se puede apreciar en la **Figura 10**.

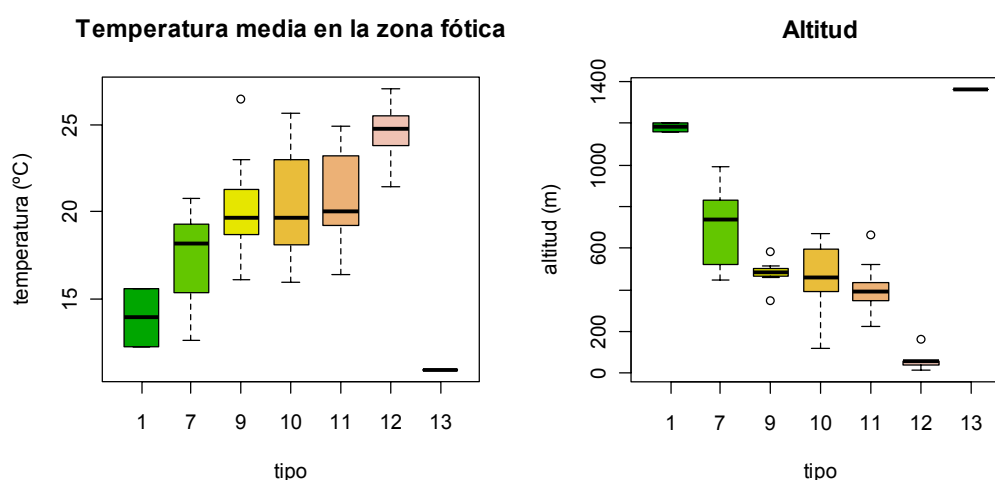


Figura 9. Valores de temperatura (media en la zona fótica) en los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers, representados por círculos). Tipos: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

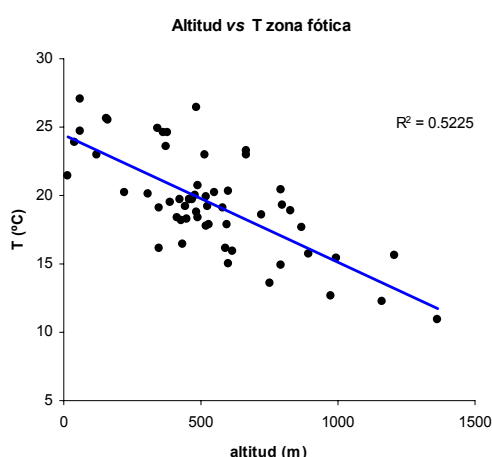


Figura 10. Regresión lineal de la temperatura (media zona fótica) frente a la altitud (pie de presa).

En la siguiente figura (**Figura 11**) se muestran dos ejemplos de perfiles térmicos, un embalse estratificado (El Val) y otro no estratificado (Yesa).

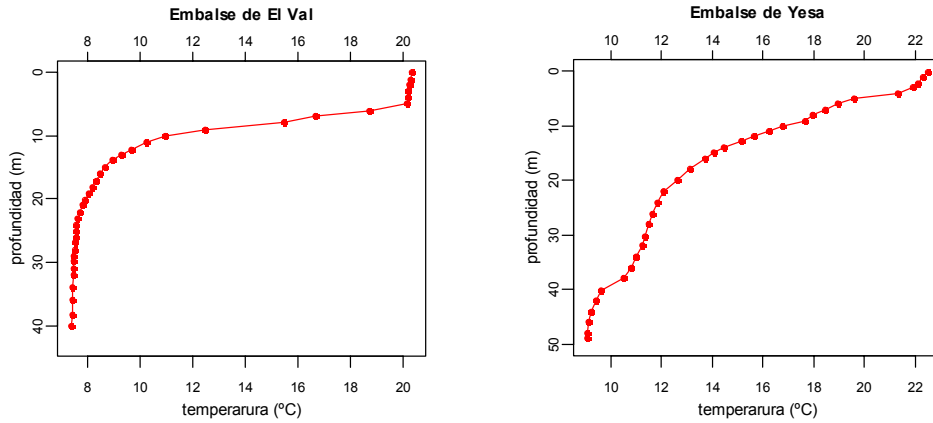


Figura 11. Perfiles en profundidad de pH para los embalses de El Val y Yesa en 2009.

Respecto al pH (media en la zona fótica), resaltan los valores de pH más bajos en los tipos 1 y 13 (**Figura 12**). Como ya señalamos antes, la geología silicea es la responsable de esta tendencia. Los demás tipos, todos en geologías calcáreas, presentan valores muy similares, con cierta tendencia a la basicidad. Destaca el alto valor de pH máximo en el embalse de Talam (tipo 11), con 9,18 alcanzado en el metro 7, coincidiendo con un máximo epilimnético de oxígeno muy acentuado. También destaca el valor máximo del embalse de El Val (al igual que ya ocurriese en 2008), del grupo 7, con un pH de 8,94 debido, posiblemente, a la gran proliferación algal que se observó en el momento del muestreo.

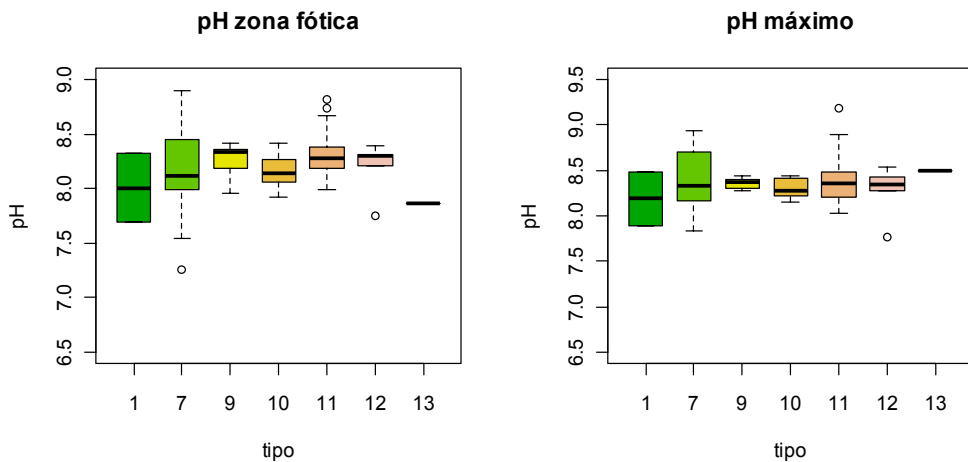


Figura 12. Valores de pH (media de la zona fótica) en los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers, representados por círculos). Tipos: 1: Siliceo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

La tendencia general observada sería un descenso con la profundidad con un máximo epilimnético coincidente con la zona de máxima oxigenación (ver ejemplos en la **Figura 13**).

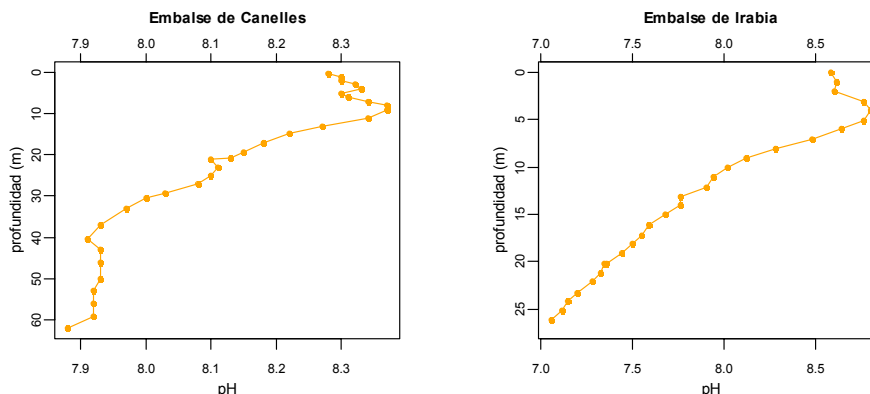


Figura 13. Perfiles en profundidad de pH para los embalses de Canelles e Irabia en 2009.

Respecto a la conductividad media en la zona fótica (**Figura 14**), los valores más elevados se dan en el tipo 12. Destacan dos datos extremos u *outliers* en el tipo 7, con valores superiores a 1300 $\mu\text{S/cm}$ (Monteagudo y Lechago). En el tipo 10 destaca el outlier del embalse de Cueva Foradada, con 1194 $\mu\text{S/cm}$. Asimismo, el embalse del Cortijo, con 1680 $\mu\text{S/cm}$ destaca como valor extremo en el tipo 11. Cabe resaltar también las bajas conductividades de los tipos 1 y 13, en el Pirineo, típicas de zonas silíceas. Las conductividades máximas y en profundidad presentan patrones similares, con datos extremos como los 3380 $\mu\text{S/cm}$ de Oliana o los 3700 $\mu\text{S/cm}$ de Alloz.

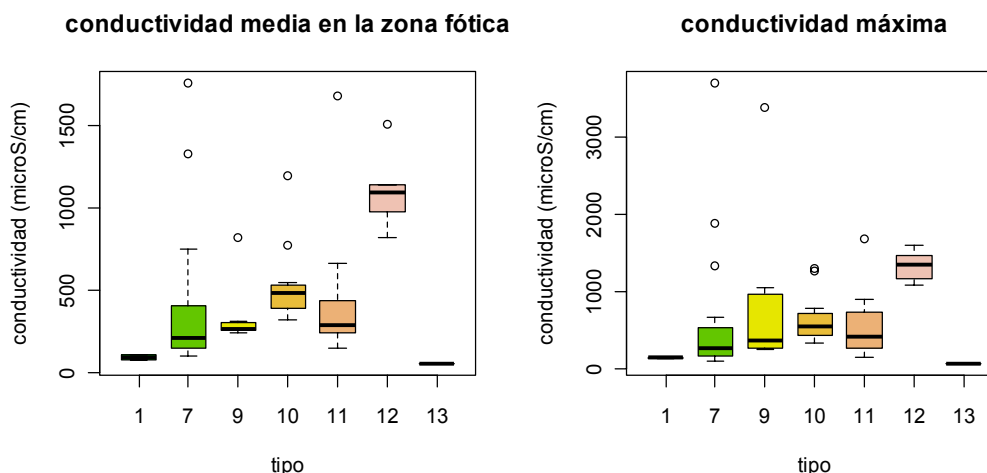


Figura 14. Valores de conductividad media (zona fótica) y máxima para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO (para los tipos, ver pie de figura anterior). La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers, representados por círculos)

La tendencia general observada (en los casos de alta variabilidad de la conductividad en profundidad) es un aumento paulatino de conductividad (ej. Embalse de Alloz), con valores máximos a las máximas profundidades. Sólo en los embalses de Ullivarri-Gamboa y Sobrón se alcanzan máximos de conductividad a profundidades intermedias de 20 y 17 m respectivamente. En los demás embalses las variaciones son poco relevantes (ej. Albiña; ver ejemplos en **Figura 15**)

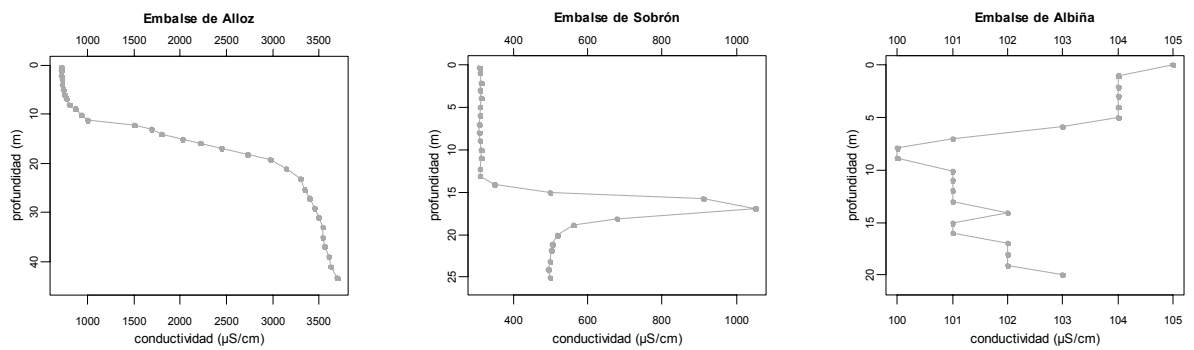


Figura 15. Perfiles de conductividad para los embalses de Alloz, Sobrón y Albiña en 2009.

4.2.2. Alcalinidad

Las tendencias observadas en relación a la alcalinidad medida en la zona fótica (muestra integrada) se muestran en la **Figura 16**. Los tipos 13 y 1 muestran los valores más bajos de alcalinidad, como corresponde a la geología silíceo de sus cubetas. Los embalses de tipo 10 (calcáreo / no húmedo / en cabecera) y algunos datos extremos del tipo 7 (Lechago: 5,7 meq/L) y del tipo 11 (Santolea: 4,8 meq/L) muestran las alcalinidades más elevadas.

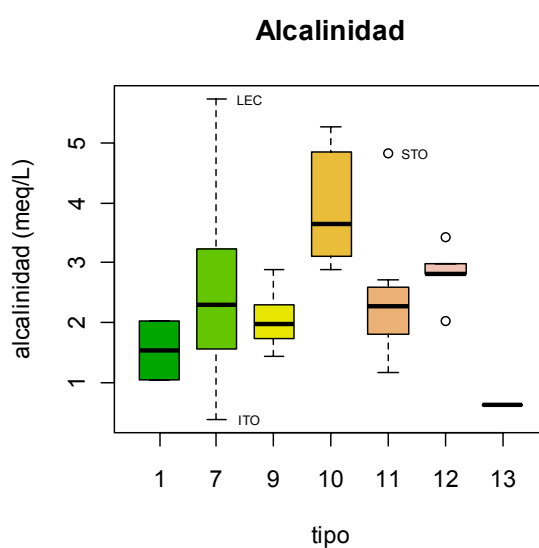


Figura 16. Valores de alcalinidad para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers, representados por círculos) Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja; 13: Dimóctico

4.2.3. Turbidez

La turbidez fue baja en casi todos los tipos de embalses (**Figura 17**), aunque los tipos 13 y 1 muestran los valores más bajos. Los embalses de tipo 9, 10 y 12, junto con algunos datos extremos del tipo 7 (Monteagudo: 29,7 NTU) y del tipo 11 (Ardisa y El Cortijo, con 24,2 y 16,8 NTU respectivamente) muestran los valores más elevados de turbidez.

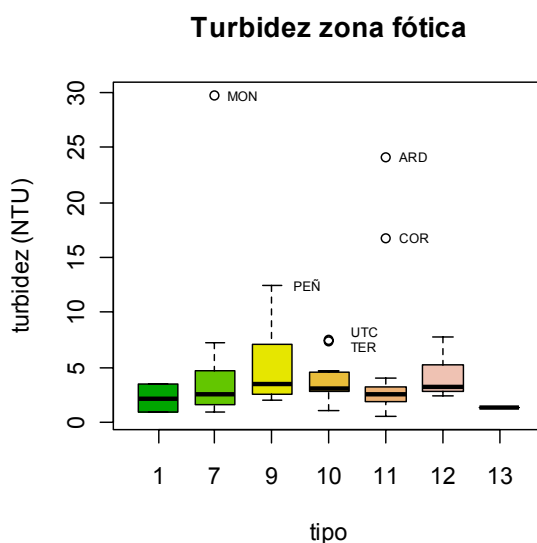


Figura 17. Valores de turbidez (NTU) para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers, representados por círculos) Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja; 13: Dimóctico

Los embalses de Ardisa, en el río Gállego, y El Cortijo en el Ebro, son cuerpos de agua muy someros (11 y 6 metros de máxima profundidad, respectivamente) con altas tasas de renovación, es decir podríamos decir que tienen un comportamiento similar a tramos fluviales bajos, por lo que el transporte de sólidos en suspensión cobraría mayor importancia frente a la sedimentación propia de otros embalses. Por su parte, el embalse de Monteagudo es también muy somero (unos 4 metros en la zona más profunda) y se muestreó en condiciones de viento fuerte y oleaje que propiciaron la remoción del sedimento de la cubeta.

Las medidas observadas en relación a la turbidez en la zona fótica (muestra integrada analizada en laboratorio) muestran una relación de tipo potencial significativa con la transparencia medida en campo (disco de Secchi, DS). Dicha relación se muestra en la **Figura 18**. Así, los embalses de Monteagudo de las Vicarías, La Peña, Utchesa-Seca, El Cortijo y Ardisa, con valores de transparencia muy bajos (DS < 1m), mostraron también los mayores valores de turbidez en el laboratorio. La tendencia opuesta también se observó.

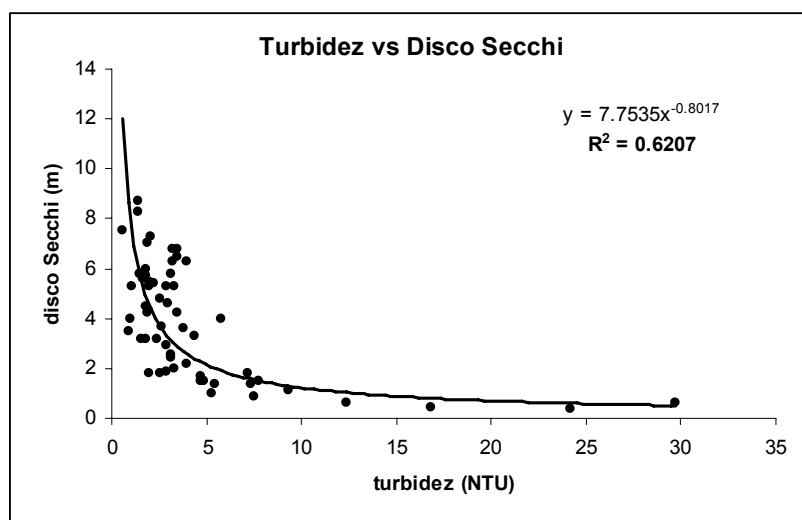


Figura 18. Relación entre la turbidez en la zona fótica (NTU) y la transparencia (disco de Secchi (m))
Se incluye la curva y la ecuación de regresión, así como el valor de R^2

4.2.3. Condiciones de oxigenación

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

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

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

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

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

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

En el **Cuadro 7** y la **Figura 19**, se resumen los resultados obtenidos.

CUADRO 7

CONDICIONES DE OXIGENACION EN LA COLUMNA DE AGUA Y CLASES DE CALIDAD

EMBALSE	CÓDIGO MAS	FECHA	OXIGENO EPILIMNION O MEDIA EN LA COLUMNA (mg O ₂ /L)	OXIGENO HIPOLIMNION (mg O ₂ /L)	CLASE CALIDAD
Albiña	EB0000005	16/06/2009	10.45	2.39	Deficiente
Alloz	EB0000027	17/06/2009	11.34	4.52	Moderado
Ardisa	EB0000055	19/06/2009	10.60	no estratificado	Óptimo
Barasona	EB0000056	22/06/2009	12.17	11.62	Óptimo
Baserca	EB0000034	23/06/2009	11.26	no estratificado	Óptimo
Búbal	EB0000025	19/07/2009	10.63	10.21	Óptimo
Calanda	EB0000082	14/07/2009	9.80	4.33	Moderado
Camarasa	EB0000065	02/07/2009	13.56	7.31	Bueno
Canelles	EB0000058	24/06/2009	12.48	11.71	Óptimo
Caspe	EB0000078	13/07/2009	11.42	0.27	Malo
Cereceda	EB0000017	21/07/2009	9.14	no estratificado	Óptimo
Ciurana	EB0000073	25/06/2009	11.44	5.10	Moderado
Cueva Foradada	EB0000080	04/06/2009	11.89	1.91	Malo
El Cortijo	EB0000040	04/07/2009	6.99	no estratificado	Bueno
El Ebro	EB0000001	15/06/2009	8.23	no estratificado	Óptimo
El Grado	EB0000047	21/06/2009	13.56	10.00	Óptimo
El Val	EB0000068	07/06/2009	19.44	1.14	Malo
Escales	EB0000043	23/06/2009	13.63	11.33	Óptimo
Eugui	EB0000006	17/06/2009	11.79	8.03	Óptimo
Flix	EB0000074	15/07/2009	4.24	no estratificado	Moderado
Gallipué	EB00000913	30/06/2009	12.63	0.79	Malo
Guiamets	EB0000079	26/06/2009	14.08	1.13	Malo
Irabria	EB0000004	18/06/2009	11.77	6.25	Bueno
Itoiz	EB0000086	18/06/2009	12.63	8.64	Óptimo
La Peña	EB0000044	03/07/2009	10.92	6.15	Bueno
Lanuza	EB0000019	17/07/2009	10.84	7.70	Bueno
Las Torcas	EB0000075	03/06/2009	11.49	7.95	Bueno
Lechago	EB0000087	02/06/2009	6.98	0.00	Bueno
Mansilla	EB0000061	06/06/2009	10.71	8.62	Óptimo
Margalef	EB0000072	25/06/2009	12.68	0.12	Malo
Mediano	EB0000042	21/06/2009	12.16	11.30	Óptimo
Mequinenza (MEQ)	EB0000070	14/07/2009	3.89	no estratificado	Deficiente
Mequinenza (MEQ2)	EB0000070	01/07/2009	18.69	3.95	Deficiente
Mezalocha	EB0000071	02/06/2009	8.92	no estratificado	Óptimo
Moneva	EB0000077	03/06/2009	11.09	0.03	Malo

EMBALSE	CÓDIGO MAS	FECHA	OXIGENO EPILIMNION O MEDIA EN LA COLUMNA (mg O ₂ /L)	OXIGENO HIPOLIMNION (mg O ₂ /L)	CLASE CALIDAD
Monteagudo	EB0001681	08/06/2009	9.18	no estratificado	Óptimo
Montearagón	EB0000054	20/06/2009	12.09	4.61	Moderado
Oliana	EB0000053	24/06/2009	8.12	no estratificado	Óptimo
Ortigosa	EB0000916	07/06/2009	11.67	8.39	Óptimo
Pajares	EB0000064	07/06/2009	11.01	9.30	Óptimo
Pena	EB0000912	01/07/2009	10.66	7.39	Bueno
Rialb	EB0000063	16/07/2009	12.09	3.98	Deficiente
Ribarroja	EB0000949	15/07/2009	9.58	2.95	Deficiente
Sabiñánigo	EB0000039	17/07/2009	12.45	no estratificado	Óptimo
San Lorenzo	EB0000067	15/07/2009	10.54	no estratificado	Óptimo
Santa Ana	EB0000066	24/06/2009	13.10	11.57	Óptimo
Santolea	EB0000085	04/06/2009	11.89	11.75	Óptimo
Sobrón	EB0000022	20/07/2009	10.46	0.00	Óptimo
Sotonera	EB0000062	03/07/2009	7.72	1.81	Malo
Talarn	EB0000050	16/07/2009	10.78	9.22	Óptimo
Terradets	EB0000059	02/07/2009	9.38	no estratificado	Óptimo
Tranquera	EB0000076	22/07/2009	13.46	6.66	Bueno
Ullivarri-Gamboa	EB0000007	20/07/2009	10.85	0.15	Malo
Urrúnaga	EB0000002	16/06/2009	10.98	1.33	Malo
Utchesa Seca	EB0001679	01/07/2009	12.16	no estratificado	Óptimo
Vadiello	EB0000051	20/06/2009	11.54	9.85	Óptimo
Yesa	EB0000037	19/06/2009	10.03	no estratificado	Óptimo

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

- De las masas estudiadas, presentaron estratificación el 73,7 %.
- La calidad de las masas de agua según la oxigenación es óptima en un 48% de los embalses, como se refleja en la **Figura 19**.
- Las masas de agua con niveles bajos de oxigenación (nivel de calidad deficiente o mala, un 27%) coinciden con masas de agua estratificadas que presentan un hipolimnion poco oxigenado, con la excepción del embalse de Mequinenza (estación de presa), que no presenta estratificación y cuya media en la columna es de 3,89 mg O₂/L.

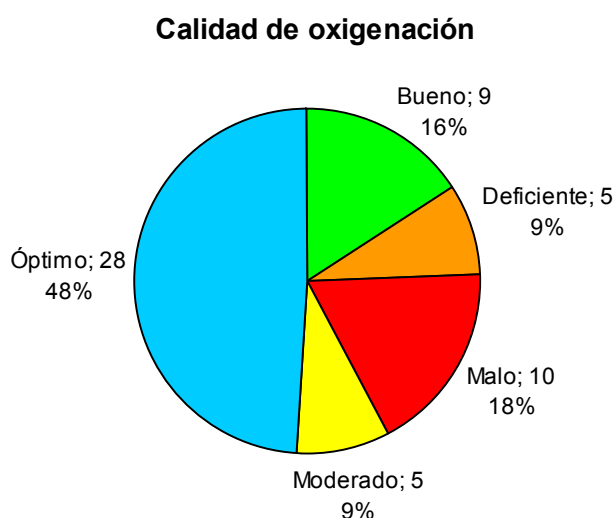


Figura 19. Estimaciones de la calidad de los embalses según el grado de oxigenación en 2009.

Considerando las concentraciones medias de oxígeno en el epilimnion (o en la columna en caso de no estar estratificados) e hipolimnion para los diferentes embalses, se observa como, en general, los embalses estudiados presentan una buena oxigenación del epilimnion, siendo los valores mayores para los tipos 11 y 10 (**Figura 20**). Se destacan valores bajos de oxigenación (inferiores a 5 mg O₂/L) en algunos embalses del tipo 12 (Mequinenza -estación de presa- y Flix). Los máximos de oxigenación se sitúan en torno a los 12 mg O₂/L y se alcanzan normalmente a profundidades comprendidas entre los 3 y los 7 metros. El máximo de oxígeno en Baserca (tipo 13) se sitúa en profundidad, a unos 25 m. Los valores más bajos para el oxígeno hipolimnético se dan en los tipos 12 y 10, aunque los tipos 7 y 9 también presentan numerosos embalses con hipolimnion anóxico.

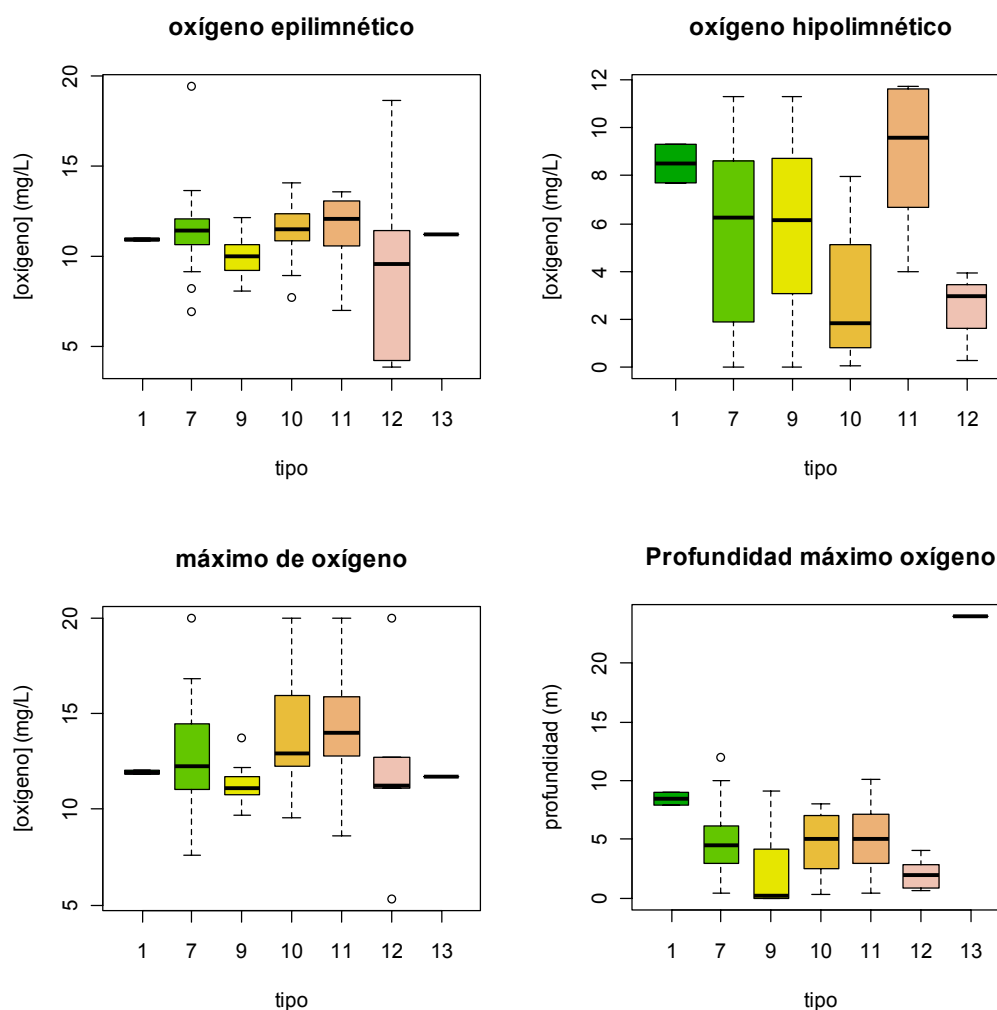


Figura 20. Concentraciones de oxígeno disuelto (epi- e hipolimnético y máximo absoluto) y profundidad del máximo de oxígeno para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers). Tipología de embalses: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13 Dimícticos.

4.2.4. Concentración de nutrientes.

La concentración de los diferentes nutrientes -analizados en las muestras integradas (zona fótica)- de cada uno de los embalses muestreados durante el verano de 2009, se puede consultar en la siguiente tabla (**Tabla 1**). Tras ello se describen los resultados por tipos de embalses, destacando aquellos datos o tendencias más relevantes en cada uno de ellos.

TABLA 1
 CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES EN LOS EMBALSES ESTUDIADOS EN 2009

Código embalse	N total (mg N/L)	NO ₃ (mg N/L)	N-NH ₄ (mg N/L)	N orgánico (mg N/L)	% N orgánico	P total (µg P/L)	P soluble (µg P/L)	P orgánico (µg P/L)	% P orgánico	Sílice mg SiO ₂ /L
ALB	0.45	0.22	0.01	0.22	49	18.9	0.5	18.3	97	0.2
ALL	1.89	1.44	0.00	0.45	24	10.3	1.9	8.4	81	0.9
ARD	0.67	0.31	0.01	0.35	52	26.3	6.3	20.1	76	2.3
BAR	0.41	0.36	0.03	0.01	3	7.9	5.7	2.2	28	3.5
BAS	0.35	0.22	0.09	0.04	13	9.2	7.0	2.2	23	2.1
BUB	0.58	0.31	0.09	0.18	32	20.3	3.4	16.9	83	3.3
CAL	0.93	0.71	0.01	0.21	22	7.6	4.1	3.5	46	1.2
CAM	0.31	0.22	0.02	0.07	23	9.9	8.2	1.6	17	2.8
CAN	1.14	0.73	0.04	0.38	33	8.4	3.6	4.8	58	3.6
CAS	0.65	0.17	0.01	0.46	71	14.2	4.0	10.2	72	2.5
CER	0.67	0.39	0.03	0.25	38	16.8	13.1	3.8	23	2.3
CIU	0.23	0.05	0.03	0.14	61	12.8	8.9	3.8	30	7.3
COR	1.68	1.36	0.03	0.29	17	72.8	25.6	47.2	65	4.3
CUE	1.03	0.73	0.01	0.29	28	16.1	2.2	13.8	86	1.0
EBR	0.74	0.22	0.02	0.50	68	11.7	1.8	9.9	85	3.0
ESC	0.37	0.15	0.07	0.15	40	13.8	1.1	12.7	92	2.4
EUG	0.47	0.32	0.00	0.15	31	17.2	2.8	14.4	84	4.1
FLI	2.16	1.84	0.06	0.26	12	41.4	30.2	11.2	27	4.8
GAL	0.30	0.19	0.00	0.12	38	13.8	4.8	8.9	65	0.9
GRA	0.32	0.27	0.00	0.05	15	17.0	16.1	0.9	5	2.9
GUI	0.32	0.05	0.03	0.24	75	12.7	6.4	6.3	49	0.5
IRA	1.24	0.15	0.08	1.01	81	18.3	1.2	17.1	93	1.4
ITO	0.39	0.23	0.02	0.14	37	16.5	3.3	13.2	80	1.5
LAN	0.33	0.15	0.01	0.18	52	9.2	6.2	3.0	33	2.3
LEC	0.94	0.19	0.23	0.52	56	43.4	1.9	41.5	96	1.4
MAN	0.37	0.12	0.01	0.24	64	4.5	0.4	4.0	90	2.2
MAR	0.64	0.35	0.02	0.27	42	19.8	4.8	15.0	76	4.0
MED	0.43	0.27	0.06	0.09	22	5.0	3.6	1.3	27	5.1
MEQ	1.93	1.60	0.04	0.29	15	12.5	3.6	8.9	71	1.1
MEQ2	1.21	0.98	0.02	0.21	18	57.5	8.2	49.3	86	4.9
MEZ	4.18	3.45	0.01	0.72	17	16.4	0.7	15.6	95	2.1
MOA	0.62	0.27	0.02	0.34	54	12.6	8.0	4.6	36	7.5
MON	1.33	0.42	0.16	0.75	57	15.4	1.5	13.9	90	3.6
MOV	0.57	0.27	0.01	0.29	50	11.7	0.4	11.2	96	3.4
OLI	0.64	0.39	0.00	0.25	38	22.5	7.7	14.9	66	4.6
ORT	0.35	0.18	0.00	0.17	48	8.7	2.7	6.1	69	7.5

Código embalse	N total (mg N/L)	NO ₃ (mg N/L)	N-NH ₄ (mg N/L)	N orgánico (mg N/L)	% N orgánico	P total (µg P/L)	P soluble (µg P/L)	P orgánico (µg P/L)	% P orgánico	Sílice mg SiO ₂ /L
PAJ	0.18	0.12	0.00	0.05	30	3.3	1.9	1.4	42	4.3
PEN	0.04	0.01	0.02	0.01	28	7.1	4.2	2.8	40	1.9
PEÑ	0.35	0.23	0.01	0.11	31	13.1	8.9	4.2	32	3.4
RIA	0.84	0.19	0.02	0.63	75	9.5	1.8	7.7	81	0.8
RIB	2.50	1.38	0.01	1.10	44	46.2	5.9	40.3	87	4.8
SAB	0.27	0.17	0.03	0.07	27	13.6	8.4	5.2	38	2.8
SAN	0.56	0.22	0.03	0.32	56	12.5	3.4	9.1	73	3.1
SLO	0.47	0.35	0.06	0.07	14	12.1	10.7	1.4	12	3.9
SOB	0.76	0.31	0.03	0.42	55	21.4	3.9	17.5	82	3.4
SOT	0.51	0.42	0.01	0.08	16	9.6	5.9	3.7	39	2.9
STO	0.61	0.52	0.02	0.06	10	13.3	1.8	11.5	87	3.2
TAL	0.38	0.09	0.03	0.26	69	19.0	4.1	14.9	78	3.1
TER	0.41	0.27	0.00	0.14	33	12.5	8.4	4.1	33	4.3
TOR	1.80	1.48	0.02	0.31	17	18.5	3.0	15.5	84	2.5
TRA	2.19	1.92	0.16	0.12	5	8.9	6.3	2.6	29	3.7
ULL	1.07	0.82	0.03	0.21	20	3.7	1.2	2.5	67	5.3
URR	0.95	0.63	0.03	0.29	30	18.0	2.5	15.5	86	2.2
UTC	2.04	1.69	0.03	0.32	15	92.4	13.8	78.6	85	6.2
VAD	0.39	0.30	0.03	0.07	17	9.5	3.9	5.6	59	3.0
VAL	1.27	0.78	0.01	0.48	38	60.9	5.9	55.0	90	11.0
YES	0.53	0.36	0.03	0.14	27	19.6	1.1	18.5	95	3.5

A Tipo 1. Lanuza y Pajares.

- El fósforo total presenta en esta tipología de embalses las concentraciones medias más bajas, con una concentración media de 6,3 µg P/L, oscilando entre los 3,3 µg P/L del embalse de Pajares, a los 9,2 µg P/L del embalse de Lanuza. Los valores de P soluble son también bajos, de 1,9 µg P/L en Pajares y 6,2 µg P/L en Lanuza. El P orgánico representó, por tanto, el 42% en Pajares y el 33% en Lanuza.
- En los embalses del tipo 1, la concentración media de nitrógeno inorgánico oxidado o NIO (nitratos + nitritos) en la zona fótica fue de 0,13 mg N/L, siendo la media más baja de todos los tipos. El mayor valor (0,15 mg N/L) se dio en el embalse de Lanuza. La muestra del embalse de Pajares presenta una concentración de NIO de 0,12 mg N/L.
- El amonio presenta valores muy bajos, por debajo del límite de detección en ambos embalses (0,01 mg N-NH₄/L).
- El nitrógeno total presentó valores muy bajos, siendo la concentración en el embalse de Pajares de 0,18 mg N/L y de 0,33 mg N/L en el embalse de Lanuza. La media fue la menor de todos los tipos. El N orgánico representó entre el 30% y el 52% del N total.
- La sílice soluble presenta en estos embalses valores moderados, en comparación con el conjunto de embalses estudiados. El embalse de Pajares, con 4,3 mg SiO₂/L, tiene más concentración que el de Lanuza, con 2,3 mg SiO₂/L. En ambos casos se superaría el nivel crítico para el desarrollo algal, estimado en 1 mg/ SiO₂/L.

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

- El fósforo total en los embalses de tipo 7 presenta una media de 17,6 µg P/L, valor moderado en comparación con el total de embalses. El rango de variación oscila entre los 3,7 µg P/L del embalse de Ullivarri hasta los 60,9 µg P/L del embalse de El Val. Destaca también la alta concentración (43,5 µg P/L) en el embalse de Lechago. La concentración de P soluble es, a nivel global, la más baja del estudio, con una media de 2,9 µg P/L. Se encontraron los valores más elevados en los embalses de Sabiñanigo y Montearagón, con valores algo superiores a 8 µg P/L. Por tanto, el porcentaje de P orgánico en los embalses de tipo 7 fue muy elevado, en torno al 80%, con la excepción de Montearagón y Sabiñanigo, donde no superó el 40%.
- En cuanto al contenido en NIO, la mediana es de 0,25 mg N/L, valor de moderado a bajo en el conjunto del estudio. Destaca el embalse de Alloz, con una concentración de 1,44 mg N/L (un 77% del N total), seguido de los embalses de Ullivarri y el Val, con concentraciones cercanas a 1 mg N/L. Los valores mínimos corresponden a los embalses de Mansilla, Escales e Irabia, con 0,12 mg N/L, 0,15 mg N/L y 0,15 mg N/L, respectivamente.
- En los embalses de tipo 7 el amonio se encuentra por debajo de los límites de cuantificación (<0,01mg N-NH₄/L) o a niveles no superiores a 0,1 mg N-NH₄/L, salvo en los embalses de Lechago y Monteagudo de las Vicarías, con 0,16 y 0,23 mg NH₄/L respectivamente.
- El nitrógeno total (NT) presentó un valor medio de 0,76 mg N/L y una mediana de 0,60 mg N/L. Se trata de niveles moderados en relación al total de embalses. El rango de variación fue desde los 0,27 mg N/L del embalse de Sabiñanigo, hasta los 1,89 mg N/L de Alloz. La fracción orgánica cobra especial importancia en Irabia, donde supone más del 80% del N total. En los demás, este porcentaje se movió entre el 30% y el 60% de N total.
- La máxima concentración de sílice de este tipo se presenta en el embalse de El Val, con 11,0 mg SiO₂/L. También destacan Montearagón y Ortigosa, que superan los 7 mg

SiO₂/L. Se obtienen mínimos por debajo de 1 mg SiO₂/L en las muestras de Albiña (0,2 mg SiO₂/L) y Alloz (0,94 mg SiO₂/L). La mediana del tipo es de 2,9 mg SiO₂/L

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

- El fósforo total en las muestras de los embalses de tipo 9 presenta un valor medio de 15,9 µg P/L, lo que se sitúa por debajo de la media del total de embalses muestreados en 2009, de 18,9 µg P/L. El rango de variación oscila entre los 4,9 µg P/L en el embalse de Mediano, hasta los 22,6 µg P/L del embalse de Oliana. No se encuentran, por tanto, valores extremos de PT dentro de este grupo de embalses. Los valores de P soluble son un tanto elevados en este tipo de embalses, con una mediana de 7,7 µg P/L y un valor de 13,1 µg P/L en el embalse de Cereceda. El porcentaje de P orgánico destaca en los embalses de Yesa, con un 95% del P total, y en Sobrón, donde representa un 82% del P total.
- El NIO en las muestras de los embalses de tipo 9 presenta bajas concentraciones, con un valor medio de 0,32 mg N/L y oscilando entre los 0,23 de La Peña y los 0,39 mg N/L de Oliana y Cereceda. Esta fracción representa del 40 al 60% del N total en estos embalses.
- En los embalses de tipo 9 el amonio se encuentra por debajo de 0,06 mg N-NH₄/L
- El NT presentó un valor medio de moderado a bajo, (0,54 mg N/L). El rango de variación fue estrecho, desde los 0,35 mg N/L del embalse de La Peña, hasta los 0,76 mg N/L de Sobrón. La aportación de la fracción orgánica al N total fue moderada y muy constante entre embalses, moviéndose en torno al 30%.
- El contenido en sílice presenta una media en los embalses del tipo 9 de 3,8 mg SiO₂/L. La concentración mínima es 2,3 mg SiO₂/L (embalse de Cereceda) y la máxima es 5,1 mg SiO₂/L en el embalse de Mediano.

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

- El fósforo total en las muestras integradas de los embalses de tipo 10 presenta un valor medio de 21,0 µg P/L, aunque el valor de la mediana es bastante inferior, de 13,8 µg P/L. Esto es debido al valor extremo del embalse de Utchesa-Seca, de 92,4 µg P/L (máximo absoluto de esta variable para el conjunto de embalses). El rango de variación sin contar el valor de Utchesa, oscilaría entre los 7,1 µg P/L en el embalse de Pena hasta los 19,8 µg P/L del embalse de Margalef. Los valores de P soluble son moderados en este tipo de embalses, con una mediana de 4,8 µg P/L. Destaca el valor de 13,8 µg P/L en el embalse de Utchesa-Seca. El porcentaje de P orgánico es en general elevado, y destacan los embalses de Çiurana, La Sotonera y Pena, donde no se supera el 40% del P total.

- En cuanto al contenido en NIO, con un valor medio de 0,79 mg N/L, los valores oscilan entre los 0,01 mg N/L del embalse de Pena y un máximo extremo de 3,45 mg N/L en el embalse de Mezalocha (el valor de la mediana es de 0,34 mg N/L). Destacan también los valores de 1,69 y 1,48 mg N/L obtenidos en los embalses de Utchesa Seca y Las Torcas. El resto de muestras tienen un contenido en nitratos + nitritos entre 0,05 y 0,63 mg N/L. En relación al porcentaje de N total representado por esta fracción inorgánica, la Sotonera, Las Torcas, Utchesa-Seca y Mezalocha presentan porcentajes superiores al 80%, mientras que en Guiamets no se alcanza el 20% de N total.

- El amonio presenta en todos los embalses del tipo 10 concentraciones por debajo de 0,03 mg N-NH₄/L

- El NT presentó un valor medio elevado, de 1,05 mg N/L, aunque achacable al dato extremo de Mezalocha (la mediana fue de sólo 0,57 mg N/L). El rango de variación fue desde los 0,04 mg N/L del embalse de Pena, hasta los 4,18 mg N/L de Mezalocha. También destacan las altas concentraciones en Utchesa-Seca (2,04 mg N/L) y Las Torcas (1,80 mg N/L). La fracción orgánica representa un porcentaje bastante variable, del 15 al 50%. Destaca el embalse de Guiamets, con un 75% de N orgánico.

- Los valores medios de sílice por embalse se sitúan entre los 0,5 mg SiO₂/L del embalse de Guiamets y los 7,3 mg SiO₂/L de Çiurana, con una mediana de 2,5 mg SiO₂/L. También se alcanzan valores altos en el embalse de: Utchesa-Seca (6.2 mg SiO₂/L).

Destaca por su poca concentración, como hemos dicho, Guiamets, debido probablemente a la proliferación de diatomeas que habrían agotado este nutriente.

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

- El fósforo total en las muestras de los embalses de tipo 11 presenta un valor medio de 17,3 µg P/L y un valor de la mediana de 12,1 µg P/L. El embalse de El Cortijo destaca por su elevada concentración de PT, de 72,8 µg P/L. El rango de variación (sin contar con El Cortijo) oscilaría entre los 7,6 µg P/L en el embalse de Calanda hasta los 26,4 µg P/L del embalse de Ardisa. Los valores de P soluble son moderados en este tipo de embalses, con una mediana de 5,7 µg P/L. Destacan dos valores extremos: 16,1 µg P/L en el embalse de El Grado, y 25,6 µg P/L en el embalse de El Cortijo. El porcentaje de P orgánico es en general moderado, destacando el embalse de El Grado, donde representa el 5% del P total, o los de San Lorenzo y Camarasa, donde el P orgánico no llega al 20%.
- El contenido en NIO presenta un valor medio de 0,56 mg N/L, mientras que la mediana es de 0,34 mg N/L. Esto se debe al valor extremo observado en La Tranquera, de 1,92 mg N/L. También destaca la elevada concentración en El Cortijo, de 1,36 mg N/L. Esta fracción supone más del 80% del N total en los embalses de El Grado, Barasona, Santolea, El Cortijo y La Tranquera. En contraste, en los embalses de Rialb y Talarn, el NIO sólo representa el 22 y el 25% del N total respectivamente.
- En los embalses de tipo 11 el amonio se encuentra por debajo de los límites de cuantificación (<0,01mg N-NH₄/L) o a niveles no superiores a 0,06 mg N-NH₄/L, salvo en el embalse de La Tranquera, con 0,16 mg N-NH₄/L.
- El NT presentó un valor medio de 0,81 mg N/L. El rango de variación fue desde los 0,31 mg N/L del embalse de Camarasa, hasta los 2,19 mg N/L de La Tranquera. El Cortijo, con 1,68 mg N/L, también presentó un valor algo elevado de NT. El porcentaje en N orgánico fue muy variable, con una mediana de 28% y un intervalo intercuartílico del 28% al 50%. Destacaron los embalses de Rialb y Talarn, con un 75% y un 69% de N orgánico, y en el otro extremo, Barasona (3% de N orgánico), La Tranquera (5%) y Santolea (10%).

- La sílice presenta concentraciones moderadas en los embalses de tipo 11, con una mediana de 3,1 mg SiO₂/L. Destacan los bajos niveles de Rialb, con 0,8 mg SiO₂/L, o Calanda, con 1,2 mg SiO₂/L

F Tipo 12 Embalse Caspe, Flix, Mequinenza y Ribarroja

- El fósforo total en los embalses de tipo 12 alcanza los valores más elevados, con una concentración media de 34,4 µg P/L. El máximo valor en este tipo se ha detectado en el embalse de Mequinenza en Caspe (57,6 µg P/L), probablemente debido a que el punto de muestreo está próximo a la zona de descarga de las aguas residuales provenientes del río Guadalope. Por el contrario, los valores mínimos se localizaron en los embalses de Mequinenza en la presa, donde la concentración fue de 12,5 µg P/L, y Caspe, con 14,3 µg P/L. Flix y Ribarroja presentaron concentraciones elevadas, en torno a los 45 µg P/L. Los valores de P soluble son moderados en este tipo de embalses, con una mediana de 5,9 µg P/L. Destaca el valor de 30,2 µg P/L en el embalse de Flix, donde la fracción orgánica no llega al 30% del P total (este porcentaje es elevado en los demás embalses del tipo 12, oscilando entre el 71% y el 87%)
- El NIO (nitratos + nitritos) presenta una media de 1,20 mg N/L y una mediana superior, de 1,38 mg N/L. Se trata, por tanto, del tipo de embalses más rico en esta fracción de N. Es de destacar la baja concentración detectada en el embalse de Caspe, con sólo 0,17 mg N/L (representando sólo el 27% del N total en este embalse). En los embalses de Mequinenza (estación de presa) (ambas estaciones) y Flix, el NIO supone más del 80% del N total, mientras que en Ribarroja representa el 55% del N.
- El amonio presenta en todos los embalses del tipo 12 concentraciones por debajo de 0,1 mg N-NH₄/L.
- El NT presentó el valor medio más alto de todos los tipos, de 1,69 mg N/L. El rango de variación fue desde los 0,65 mg N/L del embalse de Caspe, hasta los 2,50 mg N/L de Ribarroja. Flix y Mequinenza (estación de presa) presentaron concentraciones de 2,16 y 1,93 mg N/L respectivamente. La fracción orgánica representa un porcentaje bastante variable, del 12% de Flix al 71% de Caspe, con una mediana del 44%.

- En cuanto al contenido en sílice, los embalses del tipo 12 presentan, de media, una concentración de 3,6 mg SiO₂/L. Las concentraciones mínima y máxima, son 1,1 y 4,9 mg SiO₂/L, y corresponden a los embalses de Mequinenza (estación de presa) y Caspe, respectivamente.

G Tipo 13 Embalse de Baserca:

- El fósforo total en la muestra tomada en el embalse de Baserca alcanza una concentración de 9,2 µg P/L. La fracción soluble inorgánica, con 7,1 µg P/L, supone un 77% del P total.
- El NIO presenta una baja concentración, de 0,22 mg N/L en el embalse de Baserca. Esto supone un 60% del N total.
- El amonio presenta en este embalse una concentración de 0,09 mg N-NH₄/L.
- El nitrógeno total (NT) presentó en Baserca la tercera concentración más baja de todos los embalses, con 0,35 mg N/L. El N orgánico representa el 13% del N total.
- El contenido en sílice de la muestra es moderado a bajo, de 2,1 mg SiO₂/L.

Análisis global de nutrientes por tipos de embalses

Se incluyen a continuación las distribuciones y gráficas de cada uno de los nutrientes y su comportamiento para los diferentes tipos de embalses, como diagramas de cajas (**Figuras 21, 22 y 23**). Para ilustrar las distribuciones globales de cada una de estas variables en 2009, se construyeron *diagramas de densidad de Kernel*, que ofrecen una idea visual gráfica directa de las mismas, siendo más efectivas en este sentido que los histogramas clásicos (**Figuras 24 y 25**).

Las tendencias observadas en relación al N total en la zona fótica (**Figura 21**), el tipo 12 muestra los valores más elevados en general, como cabría esperar debido tanto a los usos de suelo, primordialmente agrícolas en estas partes bajas del territorio, como al hecho de tratarse de tramos de orden superior que reciben la carga de nutrientes de la cuenca de aguas arriba. Además esta parte de la cuenca recibe la mayor cantidad de efluentes urbanos e industriales de núcleos urbanos como Logroño, Zaragoza o Lérida. El máximo absoluto de N total se registra en el embalse de Mezalocha, del tipo 10, con una concentración de 4,18 mg N/L. Los valores mínimos se dan en los tipos de montaña (tipo 1 y tipo 13), aunque el mínimo absoluto se registra en el embalse de Pena, de tipo 10, con una concentración de 0,04 mg N/L.

Como se observa en la **Figura 21**, las tendencias para el NIO ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3$) son muy parecidas a las del N total, lo que indica que es la variabilidad en la concentración de las formas inorgánicas la que marca las tendencias en el N total, especialmente el nitrato. El máximo de NIO se registra en el Embalse de Mezalocha, con una concentración de 3,45 mg/L. Por el contrario, el mínimo se detecta en el embalse de Pena, con una concentración de 0,01 mg/L.

En cuanto al amonio, encontramos valores un tanto elevados en los embalses de Monteagudo y Lechago, del tipo 7 (con concentraciones de 0,16 y 0,23 mg N-NH₄/L, respectivamente), y en el embalse de La Tranquera, de tipo 11, con concentraciones de 0,16 mg N-NH₄/L. El mínimo se registra en el embalse de Terradets, de tipo 9, con una concentración de 0,003 mg N-NH₄/L.

En cuanto a la fracción porcentual del N orgánico (**Figura 23**), este domina claramente en los embalses de Irabia, Guiamets, Rialb y Caspe. A nivel general, esta fracción representa alrededor del 20-40 %.

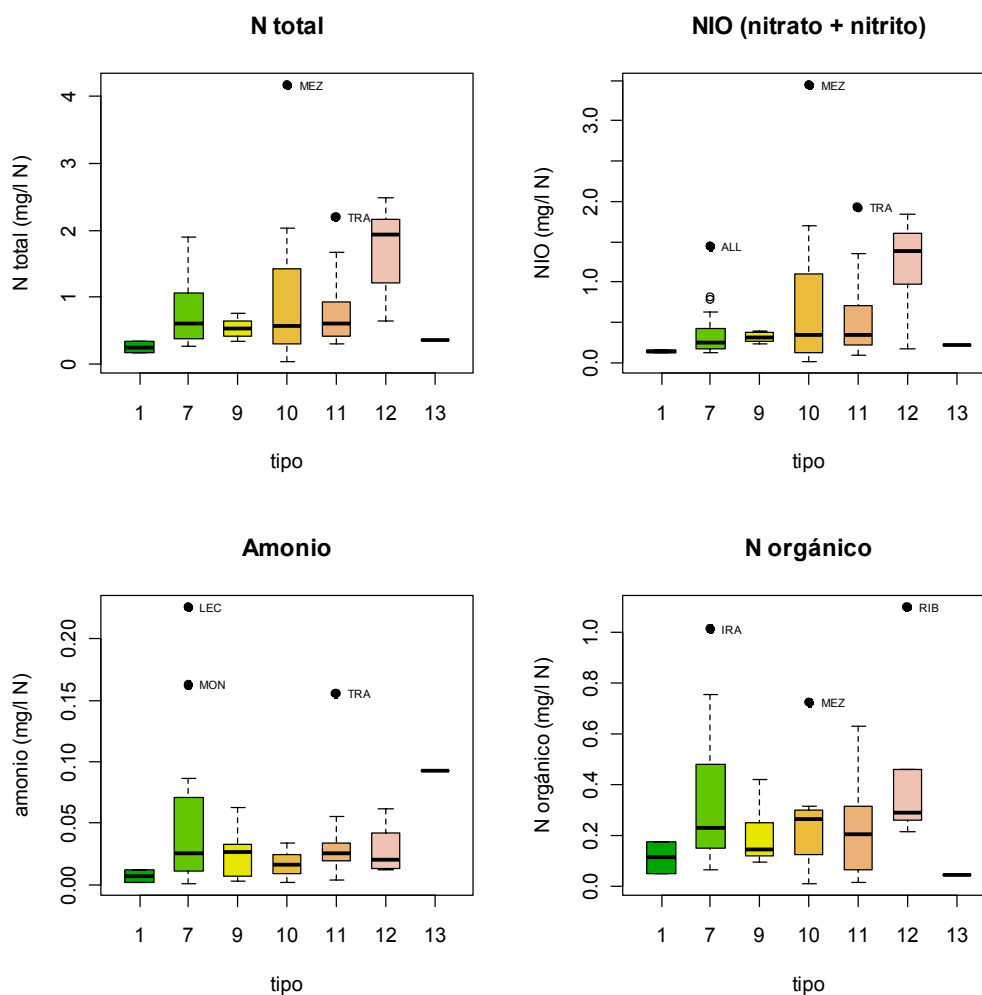


Figura 21. Concentraciones de N total, N inorgánico oxidado (NIO), amonio y N orgánico para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO en 2009. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers) y los asteriscos son valores extremos. Se ha incluido el código de las muestras a las que corresponden ciertos valores extremos a tener en cuenta. Tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13 Dimícticos.

Las tendencias observadas en relación al P total en la zona fótica (**Figura 22**), el tipo 12 muestra los valores más elevados otra vez, debido, al igual que en el caso del N total, tanto a los usos de suelo agrícolas, como al hecho de tratarse de tramos de orden superior que reciben la carga de nutrientes desde aguas arriba, con los núcleos urbanos más importantes de la cuenca. Algunos datos extremos del tipo 7 (El Val y Lechago), del tipo 10 (Utchesa-Seca, con el máximo absoluto de 2009, cercano a los 80 µg P/L) y del tipo 11 (El Cortijo) muestran también concentraciones superiores a los 40 µg P/L. Los valores mínimos se dan en los tipos 1 y tipo 13, concretamente en los embalses de Pajares y Ullivarri-Gamboa, con concentraciones de 3,34 y 3,72 µg P/L.

Como se observa en la **Figura 22**, las tendencias para el P orgánico son muy parecidas a las del P total, lo que indica que es la variabilidad en la concentración de la fracción orgánica la que marca las tendencias en el P total. La fracción de P soluble presenta concentraciones máximas en Flix (tipo 12) y El Cortijo (tipo 11), con 30,22 y 25,57 µg P/L, respectivamente. Por el contrario, las concentraciones mínimas se registran en los embalses de Mansilla (tipo 7) y Moneva (tipo 10), con 0,44 µg P/L en ambos casos.

En cuanto a la fracción porcentual del P orgánico (**Figura 23**), este domina claramente en los embalses de tipo 7 (con la excepción de Montearagón) y 12 (con la excepción de Flix). En contraste, en los tipos 1 y 13 domina la fracción inorgánica, al igual que en las excepciones citadas anteriormente (Flix y Montearagón) y en El Grado, donde ésta fracción inorgánica soluble supone más del 60% del P total.

Por último, las concentraciones de sílice (SiO₂) se sitúan generalmente en el rango 2-4 mg SiO₂/L (**Figura 22**), con las excepciones de El Val (tipo 7), con una concentración superior a 10 mg SiO₂/L, y los embalses de Albiña (tipo 7) y Guiamets (tipo 10), con concentraciones bastante por debajo de 1 mg SiO₂/L.

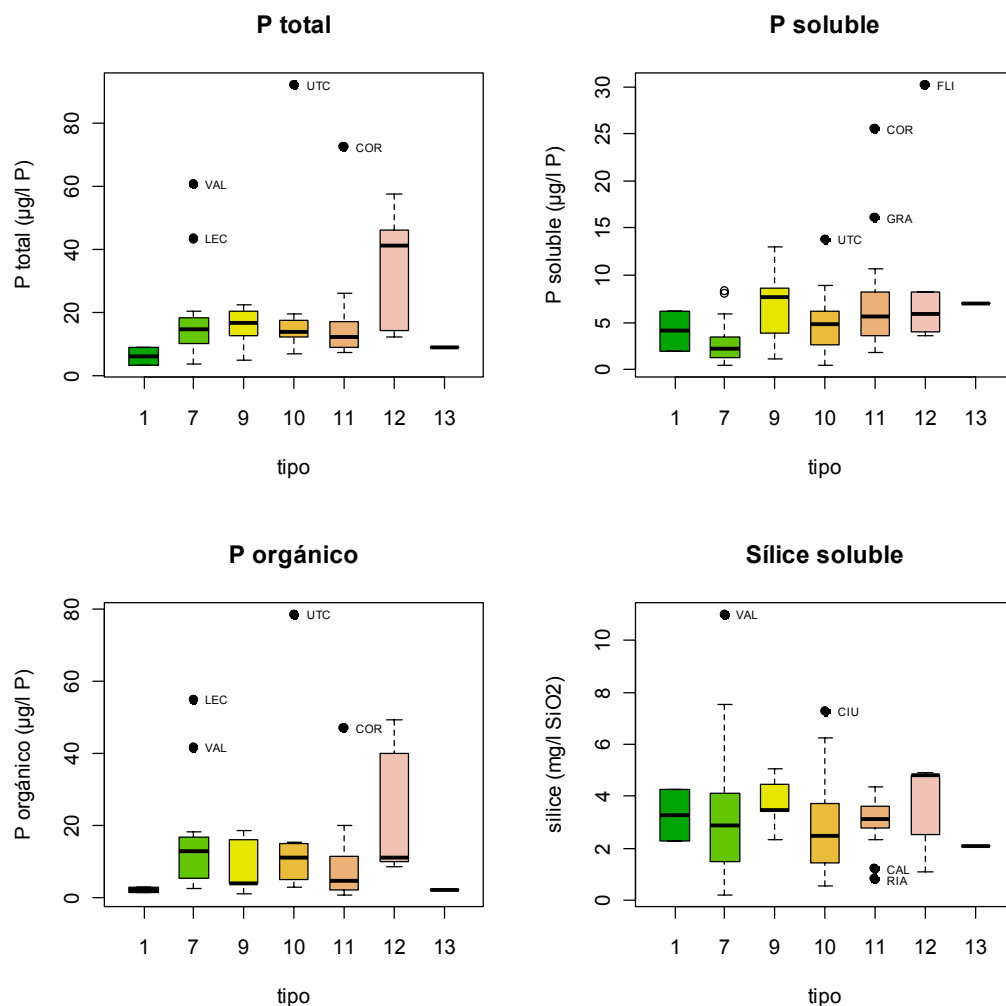


Figura 22. Concentraciones de P total, P soluble, P orgánico y sílice soluble para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO en 2009. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers) y los asteriscos son valores extremos. Se ha incluido el código de las muestras a las que corresponden ciertos valores extremos a tener en cuenta. Tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13 Dimícticos.

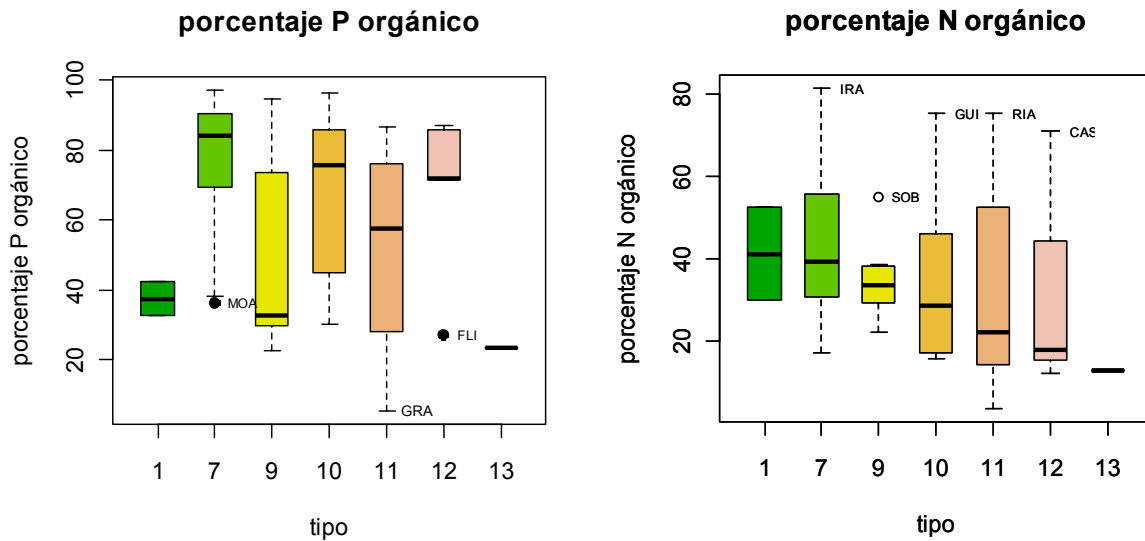


Figura 23. Contribución de las fracciones orgánicas a los totales de fósforo y nitrógeno en los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO en 2009. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers) y los asteriscos son valores extremos. Se ha incluido el código de las muestras a las que corresponden ciertos valores extremos a tener en cuenta. Tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13 Dimícticos.

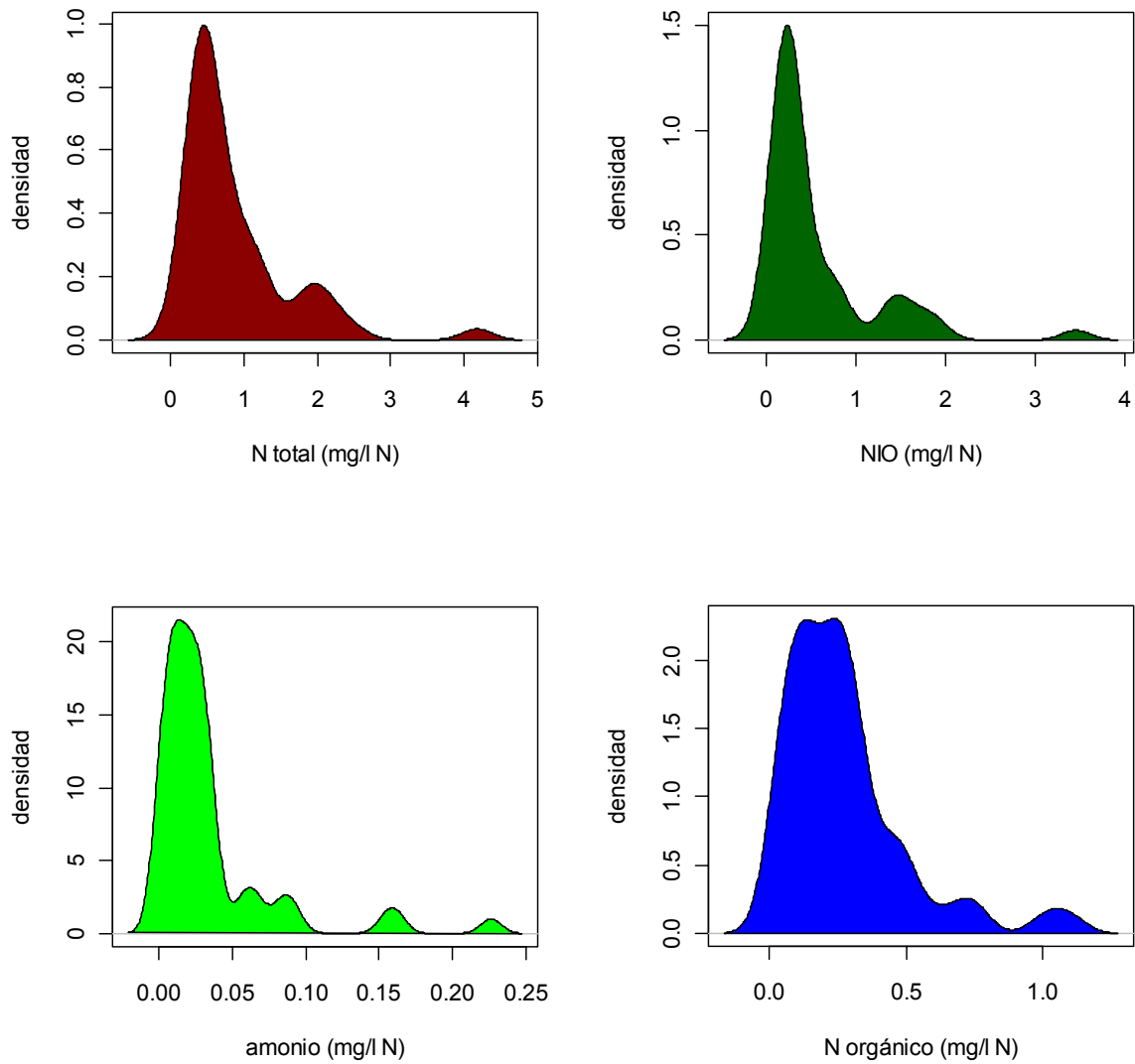


Figura 24. Diagramas de densidad de Kernel para las diferentes formas de N analizadas durante 2009. Se muestran las densidades de probabilidad (la escala es arbitraria) para cada una de los valores que toman estas variables.

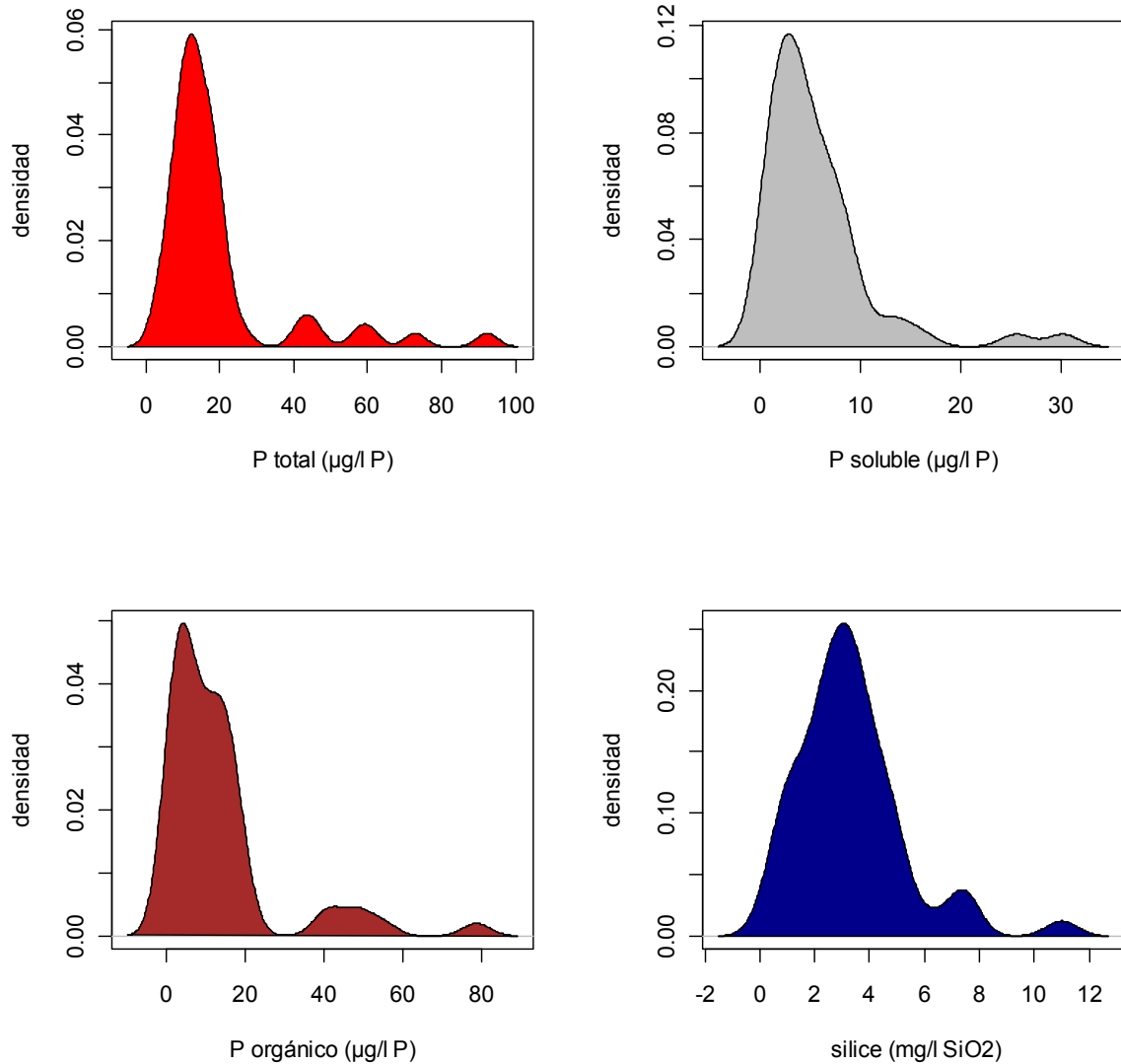


Figura 25. Diagramas de densidad de Kernel para las diferentes formas de P y SiO₂ analizadas durante 2009. Se muestran las densidades de probabilidad (la escala es arbitraria) para cada una de los valores que toman estas variables.

4.3. Características Biológicas

4.3.1. Fitoplancton

La comunidad fitoplanctónica estudiada (un total de 257 taxones en 57 embalses) está representada por nueve grandes grupos algales, entre los que destacan, por su diversidad, los clorófitos (Chlorophyta) y las diatomeas (Bacillariophyceae). El cuadro siguiente resume la composición taxonómica global del fitoplancton en los embalses estudiados.

Grupo	nº especies
Chlorophyta	78
Bacillariophyceae	75
Chrysophyceae	27
Cyanobacteria	19
Dinophyta	17
Euglenophyta	15
Conjugatophyceae	13
Cryptophyta	11
Xantophyta	2

La comunidad fitoplanctónica estudiada en los diferentes tipos de embalses, fue descrita a partir de las siguientes variables: densidad celular (cel/ml), biovolumen celular (mm³/L), concentración de clorofila-a y riqueza (nº de especies). Los resultados obtenidos para los diferentes tipos de embalses se resumen a continuación.

La densidad celular fue más alta en los embalses de tipo 12 (**Figura 26**), con un valor mediano de 12.262 cel/ml). Destaca el máximo absoluto de densidad fitoplanctónica en el embalse de Mequinenza (estación de presa), con 41.426 cel/ml. El rango intercuartílico va de las 2.000 cel/ml a las 12.000 cel/ml. El embalse de Flix, por el contrario, presenta una densidad muy baja dentro de su tipo, con 441 cel/ml. Los tipos 7, 9 y 13, con medianas en torno a las 500 cel/ml, presentaron las densidades más bajas, aunque destaca el embalse del Val (tal como ocurriera en 2008), del tipo 7, con un valor extremo de 26.956 cel/ml. Los otros tipos presentaron densidades moderadas, en torno a las 1.000-1.500 cel/ml, destacando en el tipo 10 Utchesa-Seca y Guiamets con 8.916 y 6.606 cel/ml respectivamente, y en el tipo 11 Rialb, con 10.042 cel/ml.

El comportamiento de la variable biovolumen celular de fitoplancton (**Figura 26**) fue similar al de la variable densidad, con los embalses del tipo 12 presentando valores mucho más elevados en general, con una mediana de 4,5 mm³/L y sin que se observara para esta variable un valor extremo en Mequinenza (estación de presa), tal y como ocurrió con la densidad. Dentro del tipo 12 son llamativos los bajos valores de biovolumen en Caspe y Flix (0,14 y 0,25 mm³/L). Destaca con mucho el valor extremo del embalse de El Val, de tipo 7, con 11,84 mm³/L (máximo absoluto en 2009). También cabe señalar los embalses de Guiamets y Utchesa-Seca, del tipo 10, con 3,01 y 2,30 mm³/L respectivamente, y el embalse de Rialb, de tipo 11 y con 3,92 mm³/L.

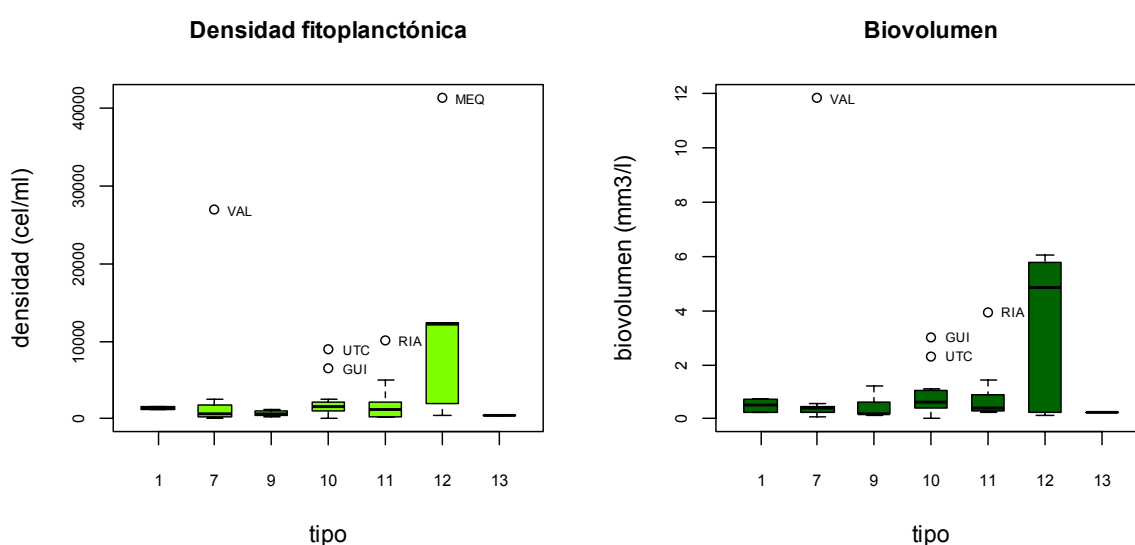


Figura 26. Densidad celular y biovolumen de fitoplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers) y los círculos son valores extremos. Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimórficos fríos a gran altitud.

Las concentraciones de clorofila (**Figura 27**) presentaron medianas en torno a los 1,1-2,5 µg/L en todos los tipos, con la excepción del tipo 12, con una mediana de 4,5 µg/L y valores elevados en el embalse de Mequinenza en Caspe (34,7 µg/L) y en Ribarroja (20,5 µg/L). El tipo 7 presentó la mayor concentración absoluta (al igual que en 2008), con un valor de 44 µg/L en el embalse de El Val. En el tipo 10 destacó otra vez Utchesa-Seca, con 13,3 µg/L. Los tipos 1, 9, 11 y 13 no presentaron ningún embalse con concentraciones de clorofila superiores a 10 µg/L.

La riqueza media de especies de fitoplancton en los diferentes tipos (**Figura 27**) se movió en torno a las 17-35 especies por embalse. El tipo 12 destacó, al igual que en 2008, por el gran número de especies, con una media de 35 especies. El máximo absoluto se registró en el embalse de Utchesa-Seca, de tipo 10, con 62 especies. Le siguieron: Ribarroja (tipo 12), con 50 especies; y Cereceda (tipo 9), con 46 especies.

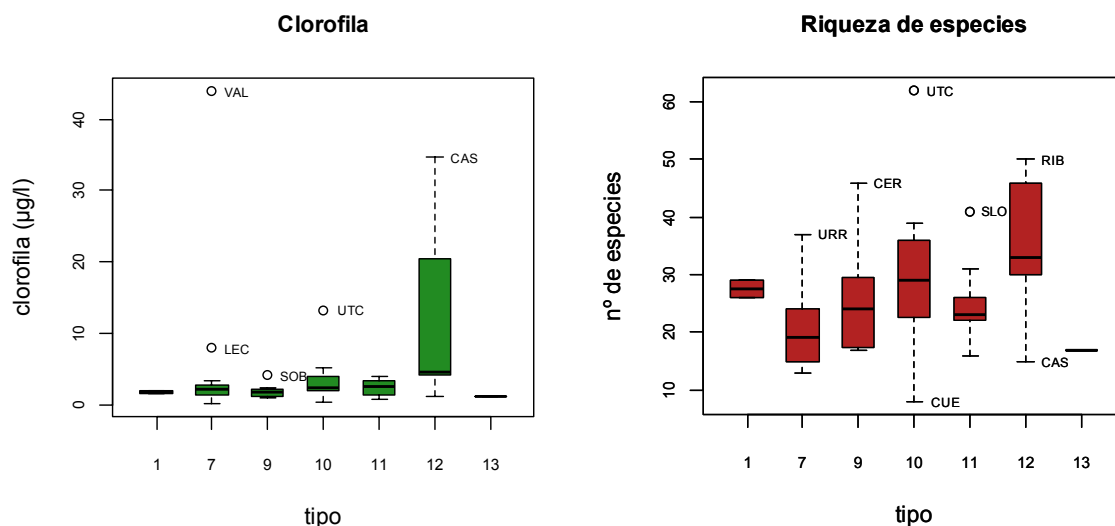


Figura 27. Concentración de clorofila y riqueza de especies fitoplanctónicas para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar outliers) y los círculos son valores extremos. Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimórficos fríos a gran altitud.

Con el fin de hacer una descripción más detallada de las comunidades algales planctónicas de los embalses estudiados, en las **Figuras 28 y 29** se muestran las densidades y biovolúmenes relativos de los principales grupos algales en cada embalse.

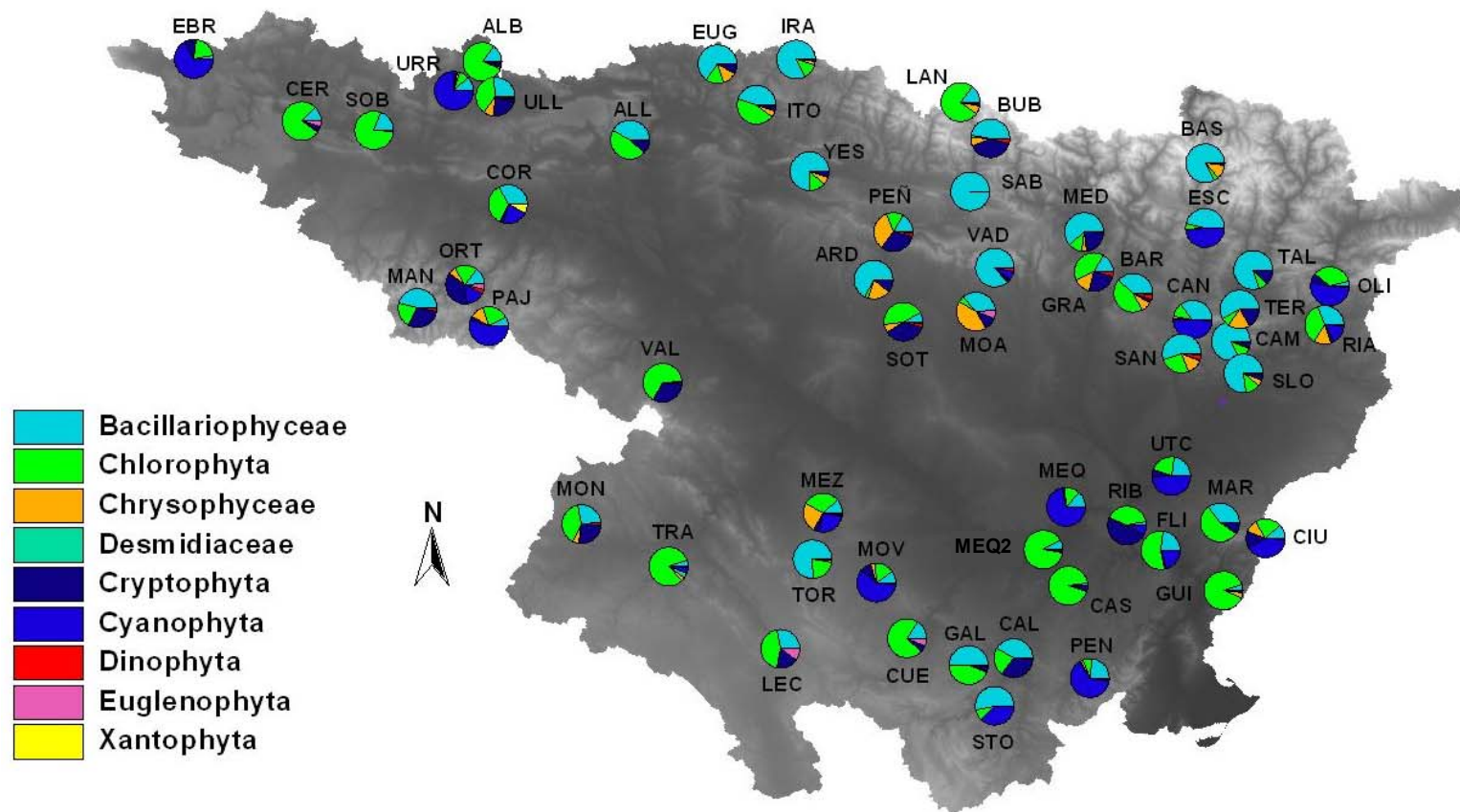


Figura 28 Densidad relativa de los principales grupos algales en los embalses estudiados en 2009.

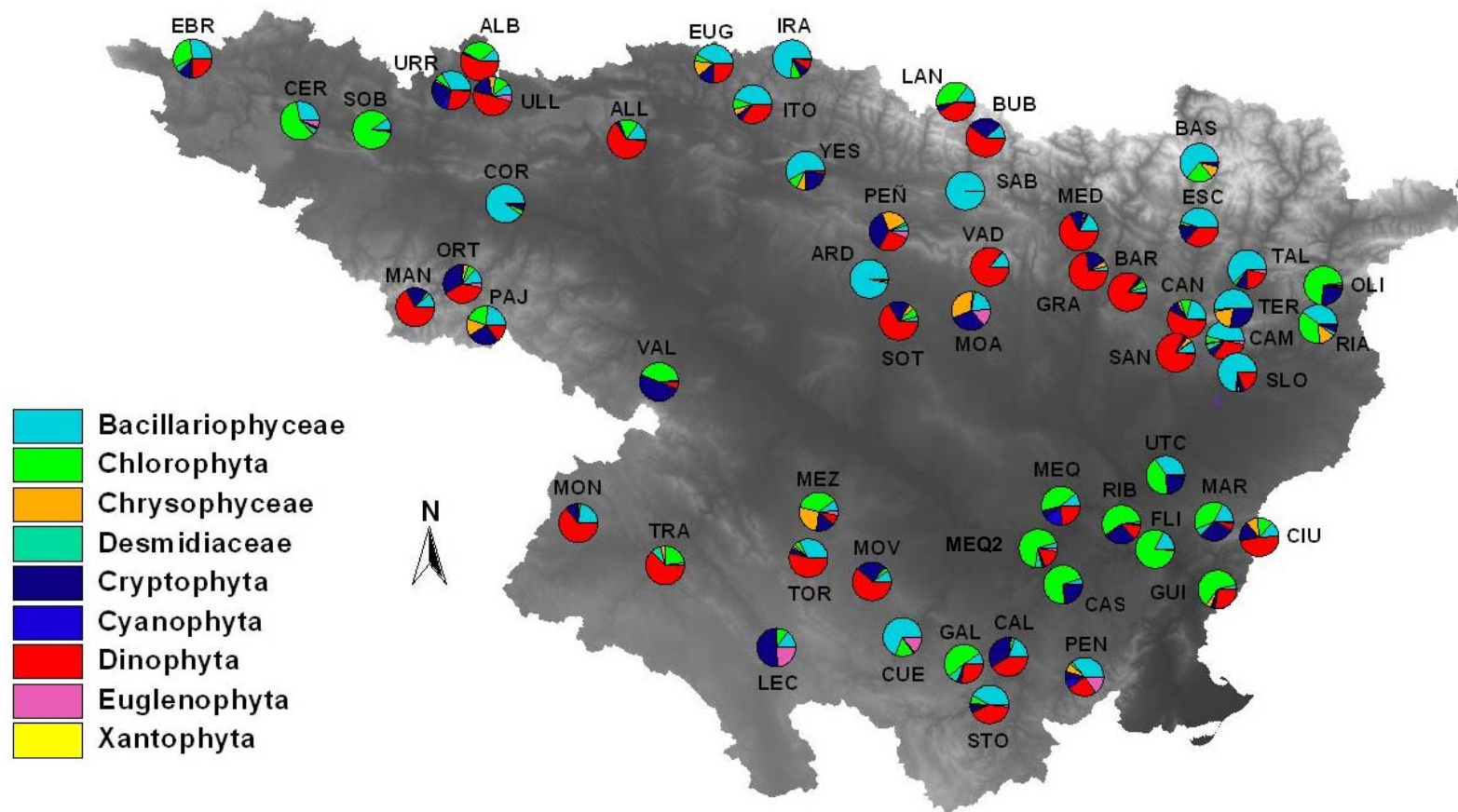


Figura 29 Biovolumen relativo de los principales grupos algales en los embalses estudiados en 2009.

De igual forma, se presentan los resultados por tipos de embalse en las **Figuras 30, 31, 32 y 33**.

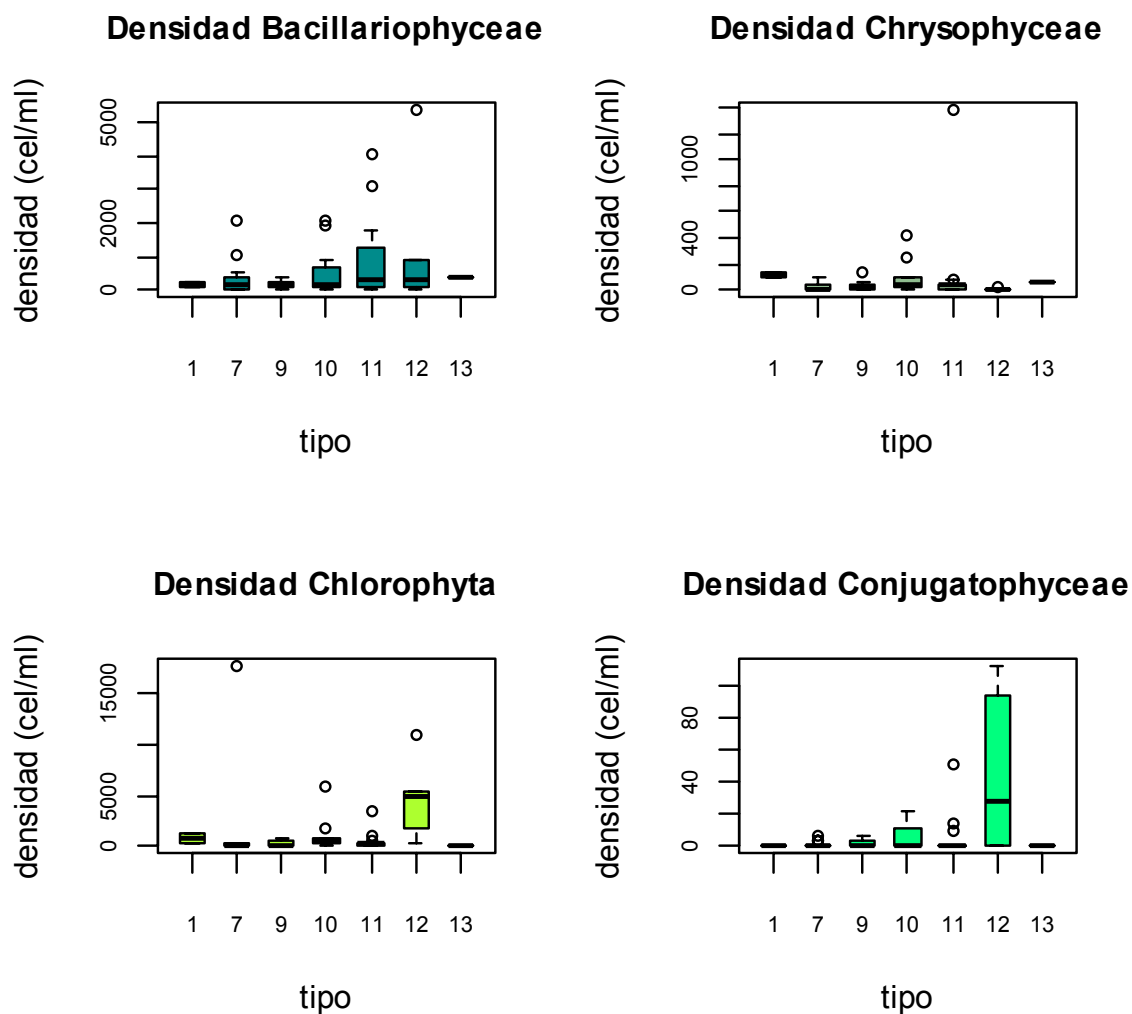


Figura 30. Densidad celular de los principales grupos de algas fitoplanctónicas por tipos de embalses. Tipos: 1: silíceo/ húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos fríos a gran altitud.

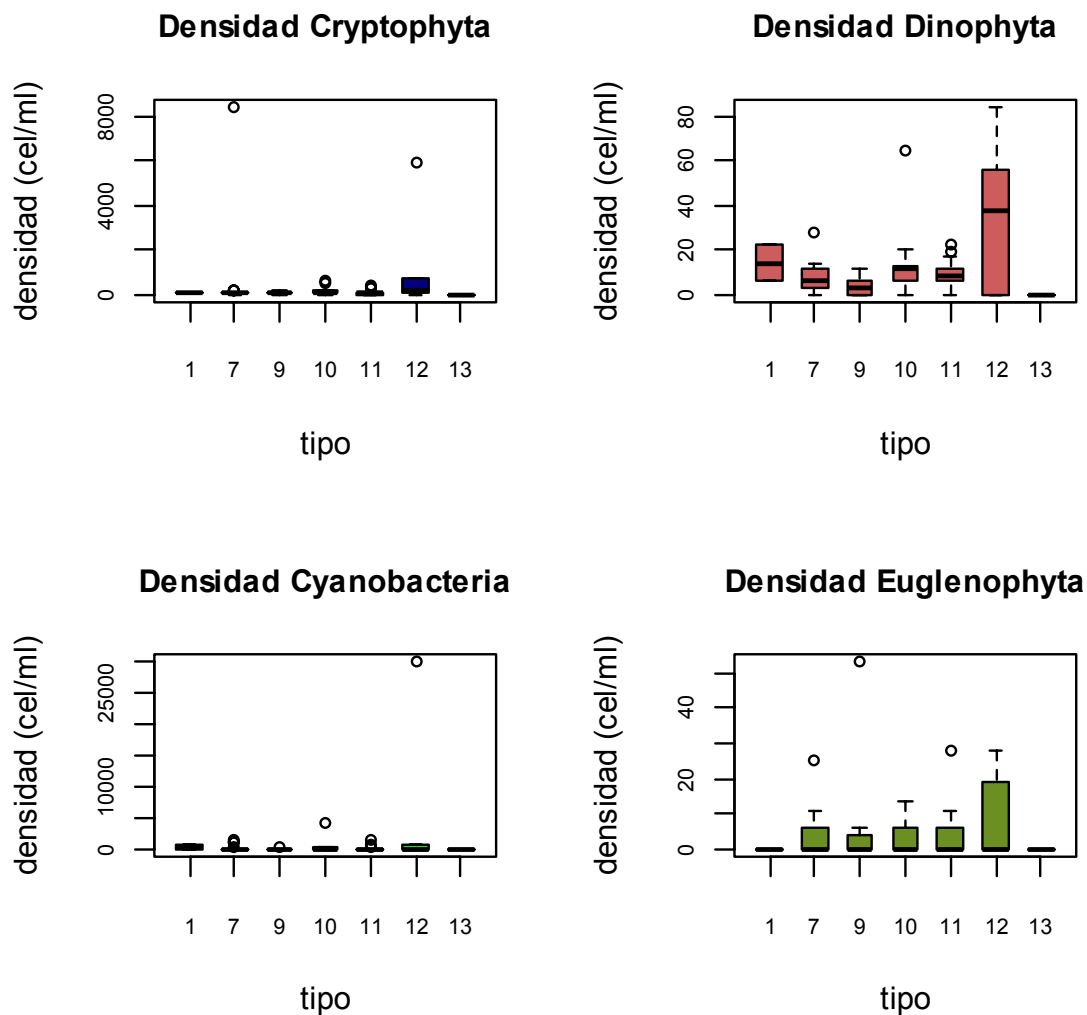


Figura 31. Densidad celular de los principales grupos de algas fitoplanctónicas por tipos de embalses. Tipos: 1: silíceo/ húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos fríos a gran altitud.

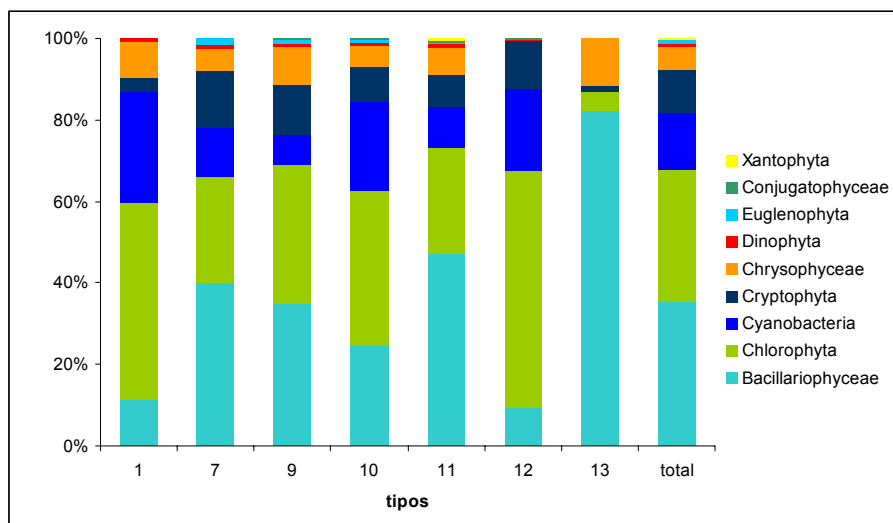


Figura 32. Densidad celular media (en porcentaje) de los principales grupos de algas fitoplanctónicas en los tipos de embalses del ESTUDIO. Tipos: 1: silíceo/ húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos fríos a gran altitud.

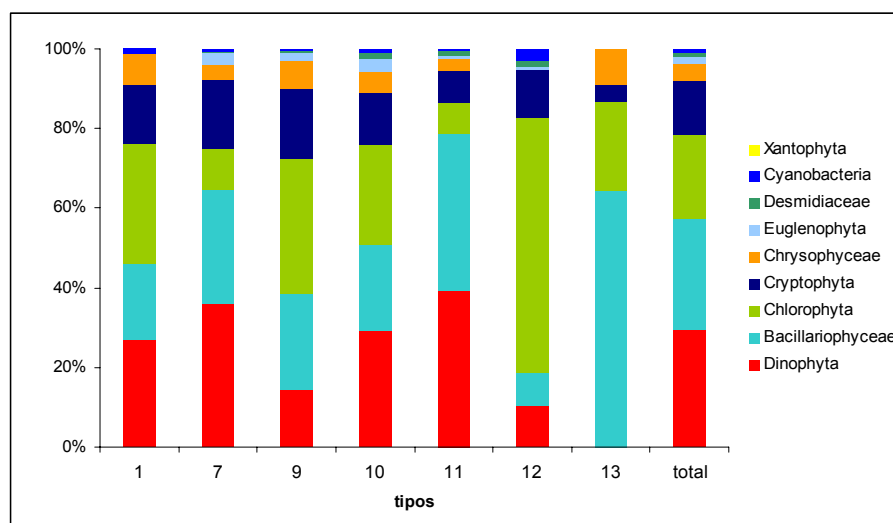


Figura 33. Biovolumen celular medio (en porcentaje) de los principales grupos de algas fitoplanctónicas en los tipos de embalses del ESTUDIO. Tipos: 1: silíceo/ húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos fríos a gran altitud.

En cuanto a densidades relativas (**Figura 32**), las diatomeas (Bacillariophyceae) y los clorófitos (Chlorophyta) suponen en conjunto más del 60% de la comunidad en todos los tipos. Las diatomeas muestran predominancia en los embalses de tipo 7, 11 y 13, donde representan porcentajes medios del 40 %, 47 % y 83%, respectivamente. Los embalses con mayores densidades relativas de diatomeas en 2009 fueron: Sabiñánigo (100%), Vadiello (86%),

Baserca (83%), Irabia (82%), Camarasa (81%), Talam (80%), Las Torcas (76%), San Lorenzo (76%) y Yesa (74%).

A su vez, los clorófitos dominan en los tipos 1 y 12, con el 48% y el 58% de la densidad, respectivamente (**Figura 32**). En los tipos 9 y 10 estos dos grupos presentan densidades relativas similares, en torno al 30%. Los embalses con mayores densidades relativas de clorófitos fueron: Caspe (93%), Mequinenza en Caspe (90%), Guiamets (89%), La Tranquera (83%), Sobrón (80%), Albiña (79%), Cereceda (78%), Lanuza (75%) y Cueva Foradada (72%).

Los siguientes grupos en importancia de densidad serían las cianofitas o cianobacterias (Cyanobacteria), los criptófitos (Cryptophyta) y las crisofíceas (Chrysophyceae).

Las cianofíceas, por su parte, presentan el mayor porcentaje de densidad en los embalses del tipo 1 (27%). Además, representan medias de más del 20% de densidad en los tipos 10 y 12. La bibliografía general (Oliver y Ganf 2002; Reynolds 2006) relaciona la densidad de cianofíceas formadoras de blooms con la eutrofización, aunque se han documentado numerosas excepciones. Los embalses de Urrúnaga, Mequinenza (estación de presa), El Ebro, Pena, Moneva, Pajares u Oliana, muestran altos porcentajes de cianobacterias (del 52 al 75% de la densidad total)., La aportación a la biomasa fitoplanctónica de las cianobacterias es casi siempre despreciable (**Figuras 29 y 33**).

Los criptófitos (Cryptophyta) están presentes en todos los tipos de embalses, en porcentajes medios moderados, en torno al 10%, excepto en los tipos 1 y 13, donde los porcentajes no superan el 4%. El embalses de Ribarroja, con un 48%, es el único que muestra dominancia de criptófitos, debido a la abundancia de *Rhodomonas (=Plagioselmis) lacustris* Pascher & Rutter. Otros embalses con densidades relativas importantes (25-39%) serían: Búbal, La Sotonera, Calanda, La Peña, Ortigosa, Malsilla, El Val o El Grado.

Las crisofíceas (Chrysophyceae), algas típicas de aguas oligotróficas, ligeramente ácidas, poco mineralizadas y con valores bajos de alcalinidad, cobran relativa importancia (en porcentaje de densidad) en el embalse de Baserca, único de tipo 13 (dimícticos / fríos / elevada altitud), aunque aparecen representadas en todos los tipos excepto el 12. Los embalses con mayor proporción de crisofíceas son: Montearagón (42%), La Peña (33%) y Mezalocha (25%). Las especies más comunes son de los géneros *Dynobryon* y *Kephyrion*.

Los dinófitos o dinoflagelados (Dinophyta) no presentan densidades relativas importantes en ninguno de los embalses, aunque debido al gran tamaño celular, en términos de biomasa o biovolumen son un grupo muy importante en casi todos los tipos (**Figuras 29 y 33**), representando un 30-40% de biomasa, con la excepción del tipo 11 (14%) 12 (10%) y del embalse de Baserca, de tipo 13, sin dinófitos. Los embalses con mayores porcentajes de biovolumen de Dynophyta son: Vadiello (86%), Barasona (85%), Santa Ana (81%) y El Grado (73%).

Los euglenófitos (Euglenophyta), las xantofíceas (Xantophyta) y las desmidiáceas o conjugadas (Conjugatophyceae) son siempre grupos minoritarios en densidad y biovolumen, con la excepción del embalse de Lechago, con un 10% de densidad (24% de biovolumen) de Euglenophyta.

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

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

Las especies raras (aquellas que aparecían en menos del 5% de los embalses, un total de 92) fueron eliminadas del análisis para evitar que pesaran mucho en la ordenación, ya que suelen ser un inconveniente en la detección de gradientes más generales (Ter Braak y Prentice 1988). El análisis se realizó sobre una matriz total de 57 embalses y 165 especies, y un conjunto de 11 variables ambientales (se eliminaron variables correlacionadas como la altitud o la temperatura). Las densidades celulares fueron transformadas logarítmicamente para centrar el interés en la composición taxonómica de la comunidad más que en los datos brutos de abundancia. Los análisis fueron realizados en el entorno estadístico R (R Development Core Team, 2009) usando el paquete ADE-4 (Dray & Doufour 2007).

Los dos primeros ejes canónicos proporcionaron una buena ordenación global de las densidades de fitoplancton en función de las variables ambientales consideradas (inercia o varianza explicada: 34%). El test de montecarlo para la inercia explicada por el análisis (1000 repeticiones) ofreció resultados significativos ($p= 0,001$).

Las principales variables explicativas sobre el primer eje (CCA1), con un 19 % de inercia, fueron, por orden de correlación decreciente: clorofila-a, P total conductividad, y N total (con correlaciones positivas) y la profundidad de Secchi (con correlación negativa). Asimismo, el segundo eje (de ordenadas, CCA2), con un 15 % de inercia explicada, mostró correlaciones altas con el P total y la turbidez, en sentido positivo, y con la profundidad y el disco de Secchi en sentido inverso (**Tabla 2; Figura 34**).

TABLA 2
CORRELACIONES DE LAS VARIABLES AMBIENTALES CON LOS EJES CCA1 Y CCA2
DEL ANÁLISIS CCA DE ESPECIES FITOPLANCTÓNICAS.

Variabes	Código	CCA1	CCA2
Clorofila-a (zona fótica)	clor.a	0.81	-0.05
Fósforo total	PT	0.66	0.55
Conductividad (zona fótica)	cond	0.60	-0.03
Nitrógeno total	NT	0.52	0.02
Oxígeno disuelto (zona fótica)	do	0.30	-0.21
Sílice	sílice	0.30	0.28
Alcalinidad	alc	0.22	-0.11
Turbidez	turb	0.07	0.46
pH	ph	-0.30	0.08
Profundidad	prof	-0.34	-0.67
Disco de Secchi	ds	-0.53	-0.40

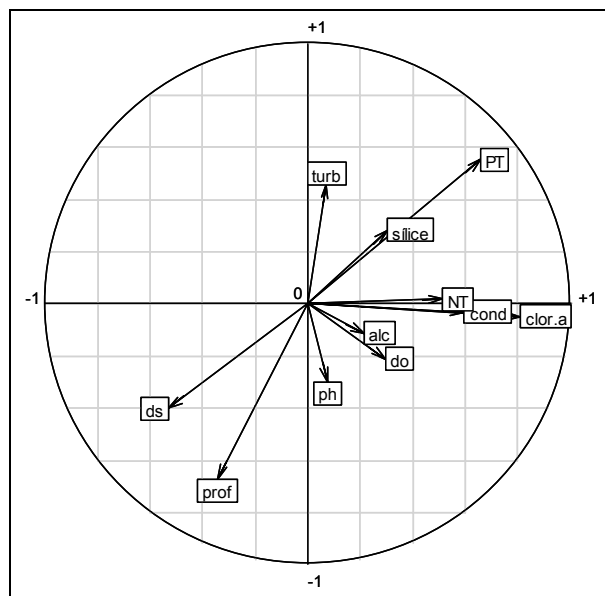


Figura 34. Círculo de correlaciones de las variables ambientales con los ejes canónicos CCA1 y CCA2 del análisis de especies fitoplanctónicas. La proyección de los vectores (variables ambientales) sobre los ejes es igual a su correlación con los mismos. Ver códigos de las variables en la tabla anterior.

La ordenación de los embalses muestreados en 2009 (**Figura 35**) muestra una relativa discriminación de los tipos predefinidos en la clasificación en el plano CCA1-CCA2. Como principal tendencia, ocupando los valores más negativos del primer eje CCA1, se localizaron los embalses del tipo 13 (dimícticos pirenaicos; embalse de Baserca) y de tipo 1 (silíceos / húmedos / en cabecera / fríos; embalses de Pajares y La Lanuza), junto con algunos embalses de los tipos 7 (Monteagudo, Ortigosa y Búbal), 9 (Mediano) y 11 (Grado, Ardisa o Canelles).

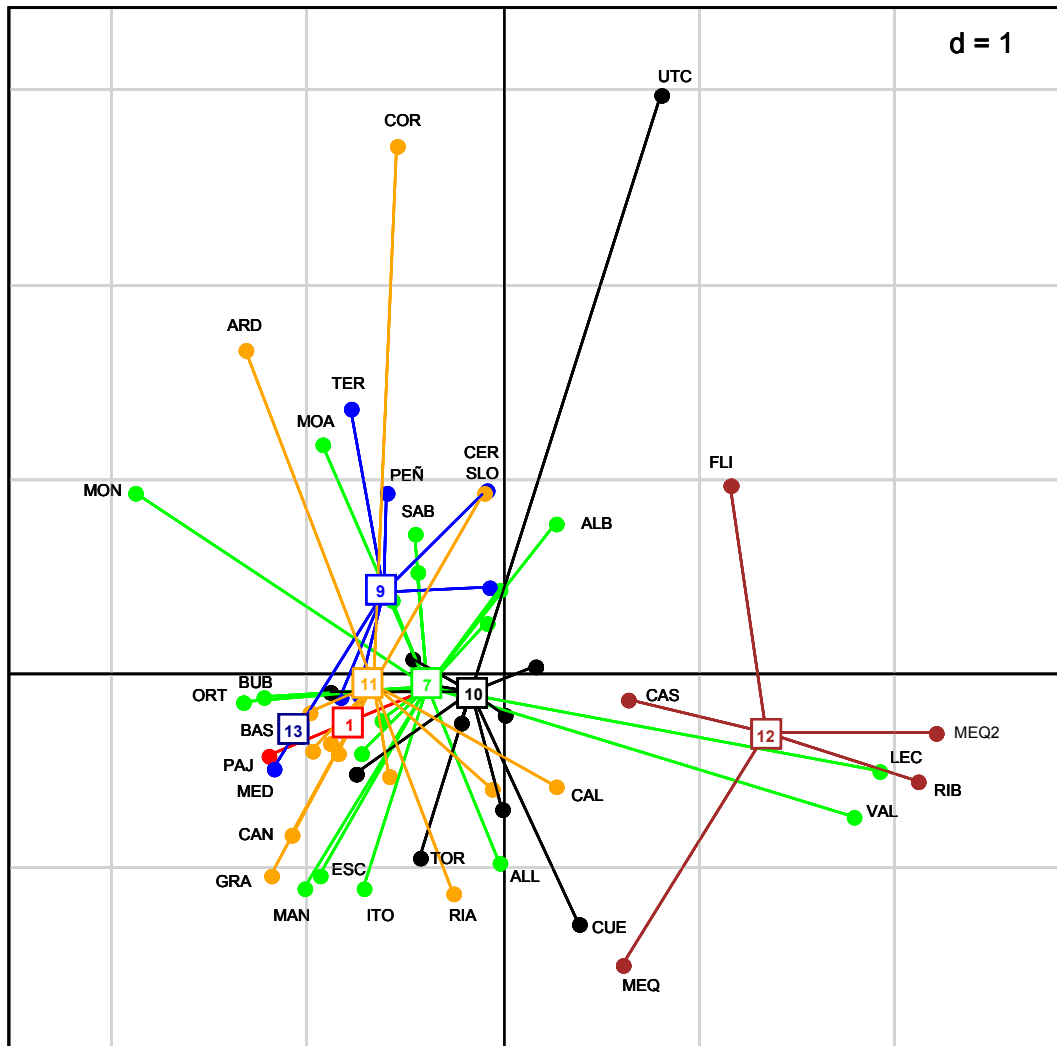


Figura 35. Proyección de los embalses en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2 del análisis de especies fitoplanctónicas. Los embalses aparecen agrupados por tipos mediante vectores que unen los puntos del mismo tipo a su etiqueta, situada en el centroide. Tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja; 13: dimícticos fríos a gran altitud.

Las condiciones físico-químicas que predominan en este sector de la ordenación serían las propias de sistemas oligotróficos de montaña: bajo contenido en fósforo, nitrógeno y clorofila y alta transparencia, bajas temperaturas, baja conductividad y alcalinidad moderada.

Entre las especies que caracterizarían estos sistemas (**Figura 36**, ver abreviaturas en el **Cuadro 8**) encontraríamos la mayoría de crisofíceas (coloniales y no coloniales), como *Dinobryon cylindricum*, *Dinobryon sertularia*, *Dinobryon bavaricum*, *Dinobryon divergens*, *Mallomonas caudata*, *Kephyrion ovale*, *Mallomopsis oviformis*, *Mallomonas tonsurata*, *Kephyrion rubri-claustri* o *Mallomonas akrokomos*. También aparecen numerosas diatomeas como: *Fragilaria capucina*, *F. ulna*, *F. ulna* var. *acus*, *F. construens*, *Gomphoneis olivacea*, *Navicula radiosa*, *Cyclotella planktonica* o *C. comta*. Las dinófitas *Peridiniopsis elpatiewskyi*, *Gymnodinium fuscum*, *Woloszynskia coronata* y *Katodinium stigmaticum* también son propios de esta zona del gradiente trófico. Además, diversas especies de clorófitas (*Pedinomonas* sp., *Chlamydomonas globosa*, *Dictyosphaerium ehrenbergianum*), euglenófitas (*Trachelomonas rugulosa*, *T. volvocina*), criptófitas (*Cryptomonas ovata*), cianobacterias (*Aphanocapsa* sp.) o xantofitas (*Trachydiscus sexangulatus*).

Los embalses del tipo 10 ocuparon, en su gran mayoría, posiciones centrales en el gradiente marcado por el eje CCA1. También en esta zona central se localizaron numerosos embalses de los tipos 7, 11 y 9. Estos embalses presentarían características ambientales intermedias entre los dos extremos definidos por el eje CCA1. (**Figura 35**)

En el extremo opuesto de este gradiente, es decir, ocupando las posiciones positivas del eje CCA1, encontraríamos los cuatro embalses del tipo 12, Caspe, Ribarroja, Flix y Mequinzenza (estación de presa) (12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja.), concordando con las siguientes características físico-químicas, propias de sistemas eutróficos: elevadas concentraciones de clorofila-a, P total y N total, baja transparencia y altas conductividades. Junto a ellos, encontramos también dos embalses del tipo 7 (Lechago y El Val) y uno de tipo 10 (Utchesa Seca).

La comunidad característica de este sector de la ordenación está dominada por clorófitos (clorococales coloniales y no coloniales), con especies tales como: *Pediastrum boryanum*, *P. simplex*, *Scenedesmus disciformis*, *S. Magnus*, *S. acuminatus*, *S. sempervirens*, *Planctonema lauterbornii*, *Actinastrum hantzschii*, *Monoraphidium contortum*, *Kirchneriella cornuta*, *Lagerheimia quadriseta* o *Tetraedron triangulare*. (**Figura 36**). La cianobacteria *Pseudanabaena* sp., la criptófito *Cryptomonas pusilla* y la desmidiacea *Cosmarium bioculatum* (Bréb.) también ocuparían posiciones extremas en este gradiente de estado trófico.

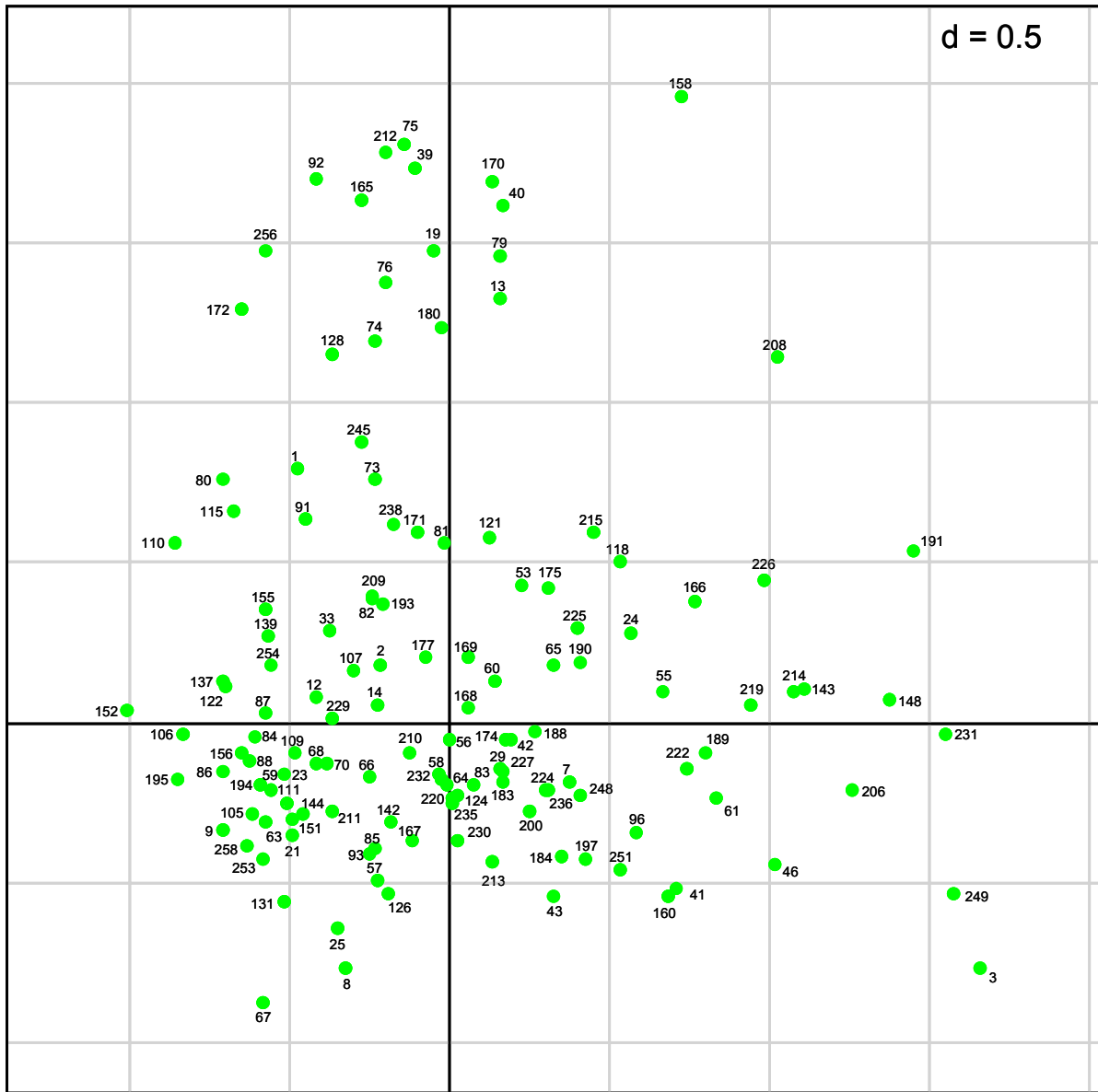


Figura 36. Proyección de las especies fitoplanctónicas en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2. Los códigos de las especies se incluyen en el **Cuadro 8** (página 98).

En cuanto a la posición relativa de embalses y especies en el gradiente de profundidad-turbidez, establecido a lo largo del segundo eje de ordenación (CCA2, 15 % de varianza explicada), destacar, en la zona positiva del eje, correspondiente a sistemas someros con elevada turbidez, el grupo formado por los embalses de Utchesa-Seca, El Cortijo, Ardisa, Terradets, Montearagón y Monteagudo de las Vicarías (**Figura 35**). La comunidad está dominada aquí por diatomeas como *Aulacoseira granulata*, *Melosira varians*, *Gyrosigma acuminatum*, *Cymbella minuta*, *Nitzschia vermicularis*, *Navicula radiosa*, *Denticula elegans*, *Diatoma vulgare*, *Caloneis permagma*, *Cocconeis placentula*, *Cocconeis pediculus*, *Diploneis puella*, *Rhoicosphenia curvata* o *Cymbella* sp. (**Figura 36**). Muchas de estas especies no son propiamente planctónicas, sino que son formas bentónicas del epipelon (sedimentos blandos del embalse fácilmente resuspendidos con el viento y las olas) o formas epifitas o epilíticas que viven sobre el sustrato. Otras son propias de hábitats lóticos (potamoplancton). Junto a estas aparecen otras especies como los clorófitos *Monoraphidium arcuatum* y *M. Monoraphidium tortil*, la cianobacteria *Pseudanabaena* sp. o el xantófito *Trachydiscus sexangulatus*.

Tomando valores negativos en este segundo eje CCA2, encontramos embalses profundos y de aguas transparentes, como los de Mequinenza (estación de presa), Cueva Foradada, Rialb, Mansilla, Itoiz, Escales, El Grado o Alloz. La comunidad fitoplanctónica en esta zona de la ordenación se compone de numerosas especies de clorófitos (*Actinastrum hantzchii*, *Coelastrum reticulatum*, *Coelastrum astroideum*, *Tetrastrum komarekii*, *Chlorella vulgaris*, *Tetraedron triangulare*), dos dinófitos (*Katodinium stigmaticum* y *Gymnodinium wawriake*), dos cianobacterias (*Aphanizomenon* sp. y *Merismopedia punctata*) y un criptófito (*Cryptomonas erosa* var. *reflexa*), entre las especies más extremas del gradiente de profundidad-turbidez.

En la página 98, el **Cuadro 8** muestra la relación de las especies de fitoplancton incluidas en el ESTUDIO. El código hace referencia a las etiquetas utilizadas en la **Figura 36**.

Por otra parte, para ofrecer una interpretación taxonómica y funcional de distribución de las comunidades fitoplanctónicas en los embalses estudiados, las especies se clasificaron de dos formas diferentes:

a) *Clasificación taxonómica-funcional.*

Las especies se clasificaron en los grupos algales definidos en el Índice de Grupos Algales o IGA (ACA 2003a; ver pág. 140) y otros grupos taxonómicos no incluidos en el mismo, como los euglenófitos o las desmidiáceas (**Tabla 3**). La **Figura 37** muestra la ordenación de las especies

en el CCA clasificadas en dichos grupos.

TABLA 3
GRUPOS ALGALES UTILIZADOS EN LA CLASIFICACIÓN TAXONÓMICA-FUNCIONAL.
SE INCLUYEN LOS CÓDIGOS UTILIZADOS EN LA FIGURA H

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

Los resultados (**Figura 36**) muestran cómo las desmidiáceas, la mayoría de clorófitos coloniales (junto con algunos no coloniales), algunas cianobacterias (incluidas aquellas con cepas *potencialmente tóxicas*) y volvocales coloniales ocupan, a nivel general, posiciones positivas en el primer eje del CCA, es decir, se sitúan en las zonas de eutrofia del gradiente trófico. Por su parte, las crisófitas (tanto coloniales como no coloniales) ocupan los valores más negativos en este eje, correspondientes a sistemas más oligotróficos, junto con numerosas especies de diatomeas (sobre todo no coloniales), algunas euglenófitas, xantoficeas y varios dinoflagelados. Volvocales y criptófitos junto con representantes de casi todos los demás grupos ocupan posiciones intermedias de este gradiente de estado trófico. Por otro lado, las diatomeas dominan casi exclusivamente la zona del gradiente de profundidad-turbidez correspondiente a los embalses someros y de aguas turbias, en la zona positiva del segundo eje de ordenación CCA2. En contraste, los valores negativos en este segundo eje corresponden a especies de diferentes grupos taxonómicos, como cianobacterias, dinófitos, alguna diatomea y varios clorófitos.

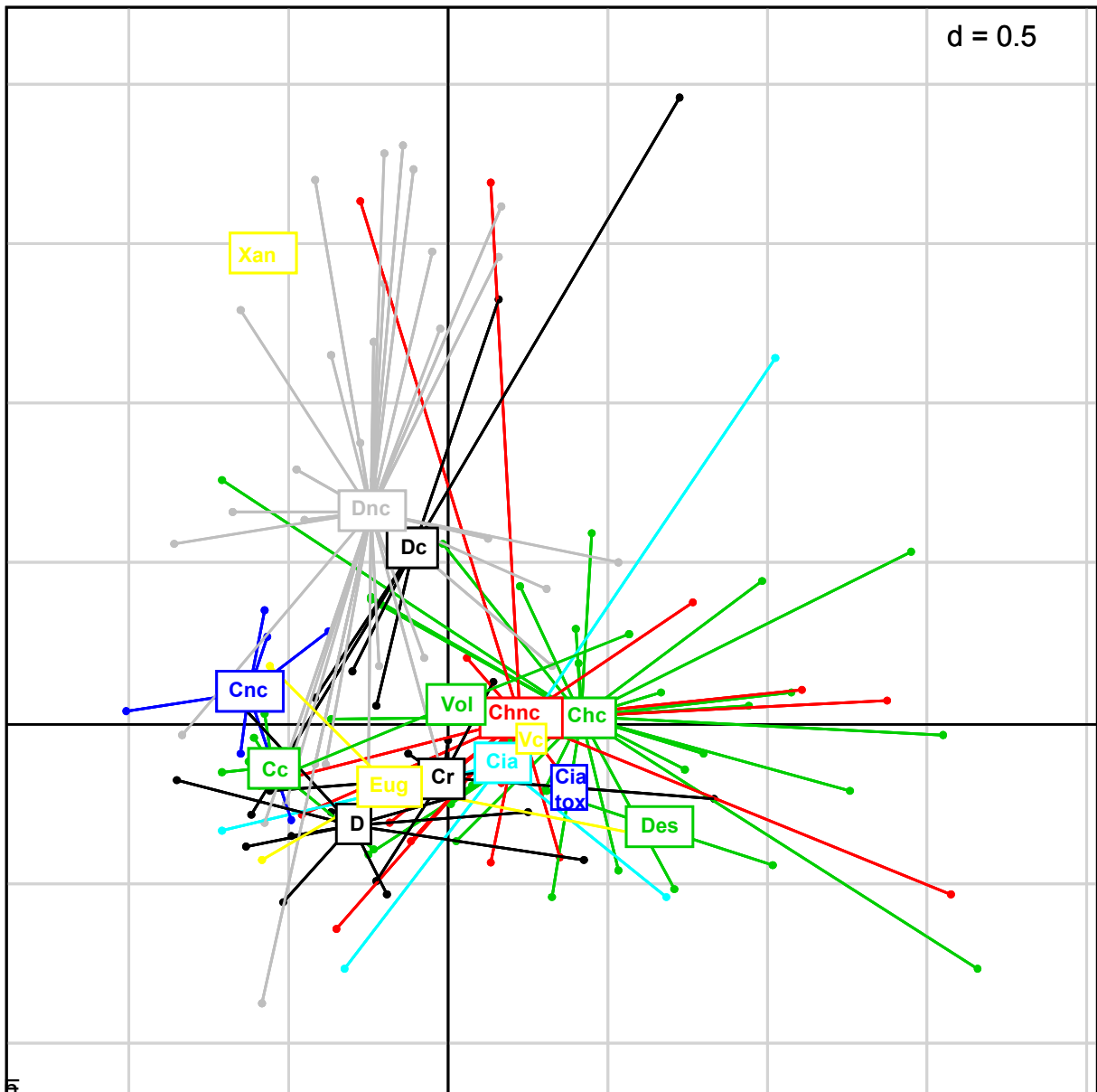


Figura 36. Clasificación taxonómica-funcional (*grupos IGA*) de las especies fitoplanctónicas en el plano definido por los ejes de ordenación canónica CCA1 y CCA2. Los códigos de los grupos algales se incluyen en la **Tabla 3** (pág. 94).

b) Clasificación funcional.

Las especies se clasificaron en los grupos funcionales o codones, definidos por Reynolds et al. (2002) y Padisak et al. (2009) en base a las preferencias de hábitat y otras características ecológicas. En la **Tabla 4** se incluye una descripción de los codones utilizados en esta clasificación.

TABLA 4

GRUPOS FUNCIONALES O CODONES CON ESPECIES REPRESENTADAS EN LAS MUESTRAS DE 2009.

CODON	Descripción
A	Lagos pobres en bases, profundos y claros, con especies sensibles a los incrementos de pH.
B	Lagos mesotróficos pequeños o medianos o grandes y someros con especies sensibles a la estratificación.
C	Pequeños o medianos lagos eutróficos con especies sensibles a la estratificación.
D	Aguas turbias y someras, incluyendo ríos
E	Pequeños y someros lagos pobres en bases o charcas heterotróficas.
F	Lagos meso-eutróficos claros y bien mezclados en profundidad
G	Columnas de agua estancadas en condiciones de enriquecimiento. Pequeños lagos eutróficos y fases muy estables en embalses de grandes ríos.
H1	Lagos eutróficos, estratificados o someros, con bajo contenido en nitrógeno.
J	Sistemas altamente enriquecidos, someros, bien mezclados, incluyendo ríos de baja pendiente
K	Cuerpos de agua someros ricos en nutrientes
Lo	Lagos medianos a grandes, oligo a eutróficos y someros o profundos
M	Sistemas medianos o pequeños, eutróficos o hipertróficos.
MP	Diatomeas litorales que derivan al plancton. Ocurrencias esporádicas de <i>Navicula</i> spp., <i>Gomphonema</i> spp., <i>Epithemia</i> spp., <i>Cymbella</i> spp., independientemente del tipo de lago.
N	Capas de mezcla de 2-3 m, continuas o semi-continuas. Esta asociación puede aparecer en sistemas someros así como en el epilimnion de lagos estratificados cuando el criterio de mezcla se satisface.
P	Similar al codón N pero en estados tróficos más altos.
Q	Pequeños lagos ácidos-húmicos
S1	Ambientes turbios mezclados. Sólo incluye cianobacterias bien adaptadas a la falta de luz.
T	Capas de mezcla persistentes en las cuales la luz es el factor limitante. También capas ópticamente profundas incluyendo epilimnion claro de lagos profundos en verano.
TB	Hábitats lóticos. Especies típicas del potamoplankton.
W1	Charcas, incluso temporales, ricas en materia orgánica procedente de vertidos o labores agrícolas o ganaderas.
W2	Charcas meso-eutróficas. Lagunas someras temporales.
X1	Ambientes someros eu-hipertróficos
X2	Ambientes someros meso-hipertróficos
X3	Ambientes someros oligotróficos con buena mezcla
Xph	Pequeños lagos alcalinos ricos en calcio, bien iluminados, incluso temporales
Y	Grandes cryptomonadas y pequeños dinoflagelados. Incluye un rango amplio de hábitats, lo que refleja la habilidad de sus representantes para vivir en casi cualquier sistema lenfítico con baja presión de herbivoría.
Z	Metalimnion o hipolimnion superior de lagos oligotróficos.

La asignación de las especies a los diferentes codones, de acuerdo con Padisak (2009), puede verse en el **Cuadro 8**. La **Figura 38** muestra la ordenación de las especies en el CCA clasificadas en dichos grupos funcionales.

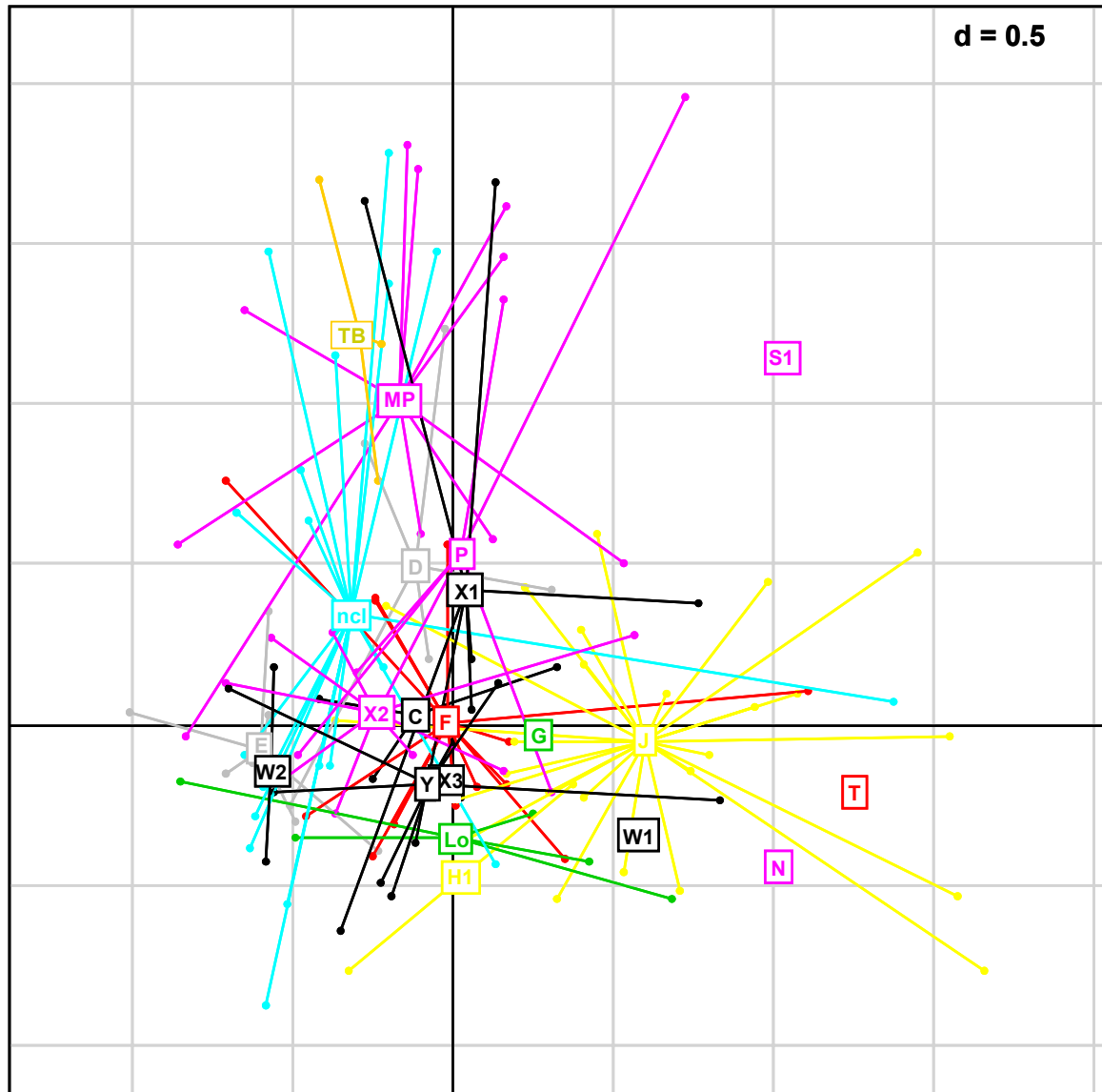


Figura 38. Clasificación funcional de las especies fitoplanctónicas en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2. Los códigos de los grupos funcionales o codones se incluyen en la **Tabla 4** (pág. 96). "ncl", centroide y especies no recogidas en la clasificación funcional de Padisak (2009).

Como se observa en la **Figura 38**, el grado de solapamiento de los grupos funcionales o codones es considerable. No obstante, algunos de estos aparecen bien delimitados y posicionados en sectores específicos de la ordenación. Por ejemplo, los codones E, W2, y en menor medida el X2, aparecen ocupando valores negativos del eje 1, mientras que las especies

en los codones T, N, S1, W1 y en especial J, ocupan valores positivos del mismo. En el segundo eje también se observa discriminación de codones, con MP, TB y S1 en las partes más positivas, es decir, aquellas correspondientes a sistemas someros de turbidez elevada.

CUADRO 8

Relación de las especies de fitoplancton identificadas en las muestras cuantitativas de 2009. El código hace referencia a la Figura 36. Las especies cuyo código aparece en negrita fueron utilizadas en el análisis de correspondencias canónicas (presentes en un 5% de embalses o más). Se incluye el grupo taxonómico, los grupos algales (GA) y el codón para el índice Q (Padisak 2006).

Código	Especie	Grupo taxonómico	GA	Codón
1	<i>Achnanthes lanceolata</i> var. <i>dubia</i> (Grunow) Lange-Bertalot	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
2	<i>Achnanthes minutissima</i> Kütz.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
3	<i>Actinastrum hantzchii</i> Lagerh.	Chlorophyta	Chc	J
4	<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory) Hustedt	Bacillariophyceae-centrales	Dnc	D
5	<i>Amphora ovalis</i> Kütz.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
6	<i>Amphora pediculus</i> Kütz.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
7	<i>Anabaena circularis</i> (G.S. West) Müller	Cyanobacteria	Cia_tox	H1
8	<i>Aphanizomenon</i> sp.	Cyanobacteria	Cia	H1
9	<i>Aphanocapsa</i> sp.	Cyanobacteria	Cia	K
10	<i>Aphanothece</i> sp.	Cyanobacteria	Cia	K
11	<i>Arthodesmus mucronatans</i> Nordst.	Conjugatophyceae	Des	ncl
12	<i>Asterionella formosa</i> Hassal	Bacillariophyceae-pennales	Dc	C
13	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Ralfs	Bacillariophyceae-centrales	Dc	P
14	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> Müller	Bacillariophyceae-centrales	Dc	P
15	<i>Aulacoseira italica</i> (Ehr.) Simonsen	Bacillariophyceae-centrales	Dc	B
16	<i>Bitrichia chodatii</i> (Reverdin) Chodat	Chrysophyceae	Cnc	ncl
17	<i>Bitrichia phaseolus</i> (Fott) Bourelly	Chrysophyceae	Cnc	ncl
18	<i>Calcymonas van-goorii</i> (Conrad) Lund	Chrysophyceae	Cnc	ncl
19	<i>Caloneis permagma</i> (Bailey) Cleve	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
20	<i>Carteria</i> sp.	Chlorophyta	Vol	G
21	<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F. Müller) Dujardin	Dinophyta	D	Lo
22	<i>Chilomonas</i> sp.	Chlorophyta	Vol	ncl
23	<i>Chlamydomonas globosa</i> Snow	Chlorophyta	Vol	X2
24	<i>Chlamydomonas</i> sp.	Chlorophyta	Vol	X2
25	<i>Chlorella vulgaris</i> Beij.	Chlorophyta	Chnc	X1
26	<i>Chromulina</i> sp.	Chrysophyceae	Cnc	X3
27	<i>Chroococcus giganteus</i> W.West	Cyanobacteria	Cia	Lo
28	<i>Chroococcus</i> sp.	Cyanobacteria	Cia	Lo
29	<i>Chroomonas acuta</i> Utermöhl	Cryptophyta	Cr	X2
30	<i>Chroomonas gracilis</i> Skuja	Cryptophyta	Cr	X2
31	<i>Chroomonas rostratiformis</i> Skuja	Cryptophyta	Cr	X2
32	<i>Chrysococcus</i> sp.	Chrysophyceae	Cnc	X3
33	<i>Chrysolykos planctonicus</i> Mack	Chrysophyceae	Cnc	X2
34	<i>Closterium acerosum</i> var. <i>elongatum</i> Bréb.	Conjugatophyceae	Des	P
35	<i>Closterium aciculare</i> T. West	Conjugatophyceae	Des	P
36	<i>Closterium acutum</i> Bréb.	Conjugatophyceae	Des	P
37	<i>Closterium monoliferum</i> (Bory) Ehr. ex Ralfs	Conjugatophyceae	Des	P

Código	Especie	Grupo taxonómico	GA	Codón
38	<i>Cocconeis disculus</i> Schumann	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	D
39	<i>Cocconeis pediculus</i> Ehr.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	MP
40	<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	MP
41	<i>Coelastrum astroideum</i> De-Not	Chlorophyta	Chc	J
42	<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	Chlorophyta	Chc	J
43	<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dang.) Senn	Chlorophyta	Chc	J
44	<i>Coelosphaerium minutissimum</i> Lemmermann	Cyanobacteria	Cia	Lo
45	<i>Coenochloris hindakii</i> Komárek	Chlorophyta	Chc	ncl
46	<i>Cosmarium bioculatum</i> (Bréb.) ex Ralfs	Conjugatophyceae	Des	N
47	<i>Cosmarium depressum</i> (Näg.) Lundell	Conjugatophyceae	Des	N
48	<i>Cosmarium laeve</i> Rabenhorst	Conjugatophyceae	Des	N
49	<i>Cosmarium obtusatum</i> Schmidle	Conjugatophyceae	Des	N
50	<i>Cosmarium orthodes</i> Nordst.	Conjugatophyceae	Des	N
51	<i>Cosmarium punctulatum</i> Bréb.	Conjugatophyceae	Des	N
52	<i>Crucigenia quadrata</i> Morr	Chlorophyta	Chc	J
53	<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchin.) W. & G.S. West	Chlorophyta	Chc	J
54	<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemm.) Komárek	Chlorophyta	Chc	ncl
55	<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Näg.) Komárek	Chlorophyta	Chc	J
56	<i>Cryptomonas erosa</i> Ehr.	Cryptophyta	Cr	Y
57	<i>Cryptomonas erosa</i> var. <i>reflexa</i> Marsson	Cryptophyta	Cr	Y
58	<i>Cryptomonas marsonii</i> Skuja	Cryptophyta	Cr	Y
59	<i>Cryptomonas ovata</i> Ehr.	Cryptophyta	Cr	Y
60	<i>Cryptomonas phaseolus</i> Skuja	Cryptophyta	Cr	Y
61	<i>Cryptomonas pusilla</i> Bachmann	Cryptophyta	Cr	Y
62	<i>Cyclotella comensis</i> Grunow	Bacillariophyceae-centrales	Dnc	A
63	<i>Cyclotella comta</i> (Ehr.) Kütz.	Bacillariophyceae-centrales	Dnc	B
64	<i>Cyclotella cyclopuncta</i> Håkansson & Carter	Bacillariophyceae-centrales	Dnc	A
65	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	Bacillariophyceae-centrales	Dnc	C
66	<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	Bacillariophyceae-centrales	Dnc	C
67	<i>Cyclotella planktonica</i> Brunnthaler	Bacillariophyceae-centrales	Dnc	ncl
68	<i>Cyclotella radiosa</i> Grunow	Bacillariophyceae-centrales	Dnc	ncl
69	<i>Cyclotella</i> sp. media	Bacillariophyceae-centrales	Dnc	ncl
70	<i>Cyclotella</i> sp. pequeña	Bacillariophyceae-centrales	Dnc	ncl
71	<i>Cymatopleura elliptica</i> (de Brebisson) W. Smith	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
72	<i>Cymatopleura solea</i> (de Brebisson) W. Smith	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
73	<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	TB
74	<i>Cymbella minuta</i> Hilse ex Rabh.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	TB
75	<i>Cymbella</i> sp.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	MP
76	<i>Denticula elegans</i> Kütz.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
77	<i>Diatoma elongatum</i> (Lyngbye) Agardh	Bacillariophyceae-pennales	Dc	MP
78	<i>Diatoma moniliformis</i> Kütz.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	MP
79	<i>Diatoma vulgare</i> Bory	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	MP
80	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Näg.	Chlorophyta	Chc	F
81	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	Chlorophyta	Chc	F
82	<i>Didymocystis comasii</i> Komárek	Chlorophyta	Chc	F
83	<i>Didymocystis planctonica</i> Korš.	Chlorophyta	Chc	F
84	<i>Dinobryon bavarium</i> Imhof	Chrysophyceae	Cc	E
85	<i>Dinobryon crenulatum</i> W. et G.S. West	Chrysophyceae	Cc	E

Código	Especie	Grupo taxonómico	GA	Codón
86	<i>Dinobryon cylindricum</i> Imhof.	Chrysophyceae	Cc	E
87	<i>Dinobryon divergens</i> Imhof	Chrysophyceae	Cc	E
88	<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.	Chrysophyceae	Cc	E
89	<i>Dinobryon sociale</i> Ehr.	Chrysophyceae	Cc	E
90	<i>Diphochloris lunata</i> (Fott) Fott	Chlorophyta	Chnc	ncl
91	<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
92	<i>Diploneis puella</i> (Schumann) Cleve	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	TB
93	<i>Elakathothrix gelatinosa</i> Wille	Chlorophyta	Chc	F
94	<i>Ephitemia argus</i> Kütz	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
95	<i>Epithemia zebra</i> (Ehr.) Kütz.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
96	<i>Euglena acus</i> Ehr.	Euglenophyta	Eug	W1
97	<i>Euglena agilis</i> Carter	Euglenophyta	Eug	W1
98	<i>Euglena ehrenbergii</i> Klebs	Euglenophyta	Eug	W1
99	<i>Euglena limnophila</i> Lemmermann	Euglenophyta	Eug	W1
100	<i>Euglena lucens</i> Günt.	Euglenophyta	Eug	W1
101	<i>Euglena oblonga</i> Schmitz	Euglenophyta	Eug	W1
102	<i>Euglena retronata</i> Johnson	Euglenophyta	Eug	W1
103	<i>Euglena viridis</i> Ehr.	Euglenophyta	Eug	W1
104	<i>Eunotia arcus</i> Ehr.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	TB
105	<i>Fragilaria capucina</i> Demazières	Bacillariophyceae-pennales	Dc	ncl
106	<i>Fragilaria construens</i> (Ehr.) Grunow	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	MP
107	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	Bacillariophyceae-pennales	Dc	P
108	<i>Fragilaria pinnata</i> Ehr.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	P
109	<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	P
110	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	MP
111	<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kütz.) Large-Bertalot	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	D
112	<i>Franceia amphitricha</i> (Lagerh.) Hegew.	Chlorophyta	Chnc	ncl
113	<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) de Toni	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
114	<i>Frustulia</i> sp.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	TB
115	<i>Gomphonema olivacea</i> (Lyngbye) Dawson	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
116	<i>Gomphonema acuminatum</i> var. <i>brebissonii</i> (Kütz.) Cleve	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
117	<i>Gomphonema angustatum</i> var. <i>producta</i> Grunow	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	MP
118	<i>Gomphonema augur</i> Ehr.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	MP
119	<i>Gomphonema constrictum</i> var. <i>capitata</i> (Ehr.) Cleve	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	MP
120	<i>Gomphonema lanceolatum</i> Ehr.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	MP
121	<i>Gomphonema truncatum</i> Ehr.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	MP
122	<i>Gymnodinium fuscum</i> (Levand.) Kofoid et. Swezy	Dinophyta	D	Y
123	<i>Gymnodinium helveticum</i> Penard	Dinophyta	D	Lo
124	<i>Gymnodinium lacustre</i> Schiller	Dinophyta	D	Y
125	<i>Gymnodinium lantzschii</i> Utermöhl	Dinophyta	D	Y
126	<i>Gymnodinium wawrikan</i> Schiller	Dinophyta	D	Y
127	<i>Gyromitus</i> sp.	Chlorophyta	Vol	ncl
128	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabh.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
129	<i>Gyrosigma spencerii</i> (W. Smith) Cleve	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	TB
130	<i>Hemidinium ochraceum</i> Levander	Dinophyta	D	ncl
131	<i>Katodinium stigmaticum</i> (Linderman) Loeblich III	Dinophyta	D	ncl
132	<i>Kephyrion densatum</i> (Schmid) Bourelly	Chrysophyceae	Cnc	X2
133	<i>Kephyrion elegans</i> (Hilliard) Starmach	Chrysophyceae	Cnc	X2
134	<i>Kephyrion limneticum</i> (Hilliard) Starmach	Chrysophyceae	Cnc	X2

Código	Especie	Grupo taxonómico	GA	Codón
135	<i>Kephyrion litorale</i> Lund	Chrysophyceae	Cnc	X2
136	<i>Kephyrion moniliferum</i> (Schmid) Bourrelly	Chrysophyceae	Cnc	X2
137	<i>Kephyrion ovale</i> Lackey	Chrysophyceae	Cnc	X2
138	<i>Kephyrion planctonicum</i> Hilliard	Chrysophyceae	Cnc	X2
139	<i>Kephyrion rubri-claustri</i> Conrad	Chrysophyceae	Cnc	X2
141	<i>Kirchneriella arcuata</i> G.M. Smith	Chlorophyta	Chnc	F
142	<i>Kirchneriella capricornutum</i> Printz	Chlorophyta	Chnc	F
143	<i>Kirchneriella cornuta</i> Korš.	Chlorophyta	Chnc	F
144	<i>Kirchneriella obesa</i> (W.West) Schmidle	Chlorophyta	Chnc	F
145	<i>Kirchneriella subcapitata</i> Korš.	Chlorophyta	Chnc	F
146	<i>Koliella longiseta</i> (Kirchner) Hindák	Chlorophyta	Chnc	X3
147	<i>Lagerheimia balatonica</i> (Scherff. in Kol) Hindák	Chlorophyta	Chnc	ncl
148	<i>Lagerheimia quadriseta</i> (Lemm.) G.H. Smith	Chlorophyta	Chnc	ncl
149	<i>Lagerheimia wratislaviensis</i> Schröd.	Chlorophyta	Chnc	J
150	<i>Lepocinclis texta</i> (Dujardin) Lemmermann	Euglenophyta	Eug	W1
151	<i>Mallomonas akrokomos</i> Ruttner	Chrysophyceae	Cnc	E
152	<i>Mallomonas caudata</i> Ivanov em. Krieger	Chrysophyceae	Cnc	E
153	<i>Mallomonas helvetica</i> Pascher	Chrysophyceae	Cnc	E
154	<i>Mallomonas tenuis</i> Conrad	Chrysophyceae	Cnc	E
155	<i>Mallomonas tonsurata</i> Teiling	Chrysophyceae	Cnc	E
156	<i>Mallomopsis oviformis</i> (Nygaard) Kristiansen	Chrysophyceae	Cnc	ncl
157	<i>Mastogloia smithii</i> Thwaites	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
158	<i>Melosira varians</i> Agardh	Bacillariophyceae-centrales	Dc	P
159	<i>Merismopedia minima</i> Beck	Cyanobacteria	Cia	Lo
160	<i>Merismopedia punctata</i> Meyen	Cyanobacteria	Cia	Lo
161	<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	Cyanobacteria	Cia	Lo
162	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz.	Cyanobacteria	Cia_tox	M
163	<i>Microcystis flos-aquae</i> (Wittrock) Kirchner	Cyanobacteria	Cia_tox	M
164	<i>Microcystis smithii</i> Komárek et Anagnostidis	Cyanobacteria	Cia_tox	M
165	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korš.) Hindák	Chlorophyta	Chnc	X1
166	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Komárková-Legnerová	Chlorophyta	Chnc	X1
167	<i>Monoraphidium dybowskii</i> (Wolosz.) Hindák & Komárková-Legnerová	Chlorophyta	Chnc	X1
168	<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nygaard	Chlorophyta	Chnc	X1
169	<i>Monoraphidium minutum</i> (Näg.) Komárková-Legnerová	Chlorophyta	Chnc	X1
170	<i>Monoraphidium tortile</i> (W. & G.S. West) Komárková-Legnerová	Chlorophyta	Chnc	X1
171	<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	MP
172	<i>Navicula radiosa</i> Kütz.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	MP
173	<i>Neidium dubium</i> (Ehr.) Cleve	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
174	<i>Nephrochlamys subsolitaria</i> (G.S. West) Korš.	Chlorophyta	Chnc	F
175	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Smith	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	D
176	<i>Nitzschia denticula</i> Grunow	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	TB
177	<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	D
178	<i>Nitzschia stagnorum</i> Rabh.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	D
179	<i>Nitzschia tryblionella</i> Hantzsch	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	TB
180	<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kütz.) Grunow	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	D
181	<i>Ochromonas</i> sp.	Chrysophyceae	Cnc	X3
182	<i>Oocystis borgei</i> Snow	Chlorophyta	Chnc	F
183	<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	Chlorophyta	Chnc	F

Código	Especie	Grupo taxonómico	GA	Codón
184	<i>Oocystis marssonii</i> Lemmermann	Chlorophyta	Chnc	F
185	<i>Oocystis rhomboidea</i> Fott	Chlorophyta	Chnc	F
186	<i>Oscillatoria</i> cf. <i>limosa</i> Agardh	Cyanobacteria	Cia_tox	S1
187	<i>Oscillatoria</i> sp.	Cyanobacteria	Cia_tox	S1
188	<i>Pandorina morum</i> (Müller) Bory	Chlorophyta	Vc	G
189	<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	Chlorophyta	Chc	J
190	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	Chlorophyta	Chc	J
191	<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	Chlorophyta	Chc	J
192	<i>Pediastrum simplex</i> var. <i>biwaense</i> Fukush	Chlorophyta	Chc	J
193	<i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs	Chlorophyta	Chc	J
194	<i>Pedinomonas</i> sp.	Chlorophyta	Chnc	ncl
195	<i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i> (Ostenfeld) Bourelly	Dinophyta	D	Lo
196	<i>Peridiniopsis penardii</i> (Lemm.) Bourrelly	Dinophyta	D	Lo
197	<i>Peridinium cinctum</i> (Müller) Ehr.	Dinophyta	D	Lo
198	<i>Peridinium inconspicuum</i> Lemmermann	Dinophyta	D	Lo
199	<i>Peridinium lomnicki</i> Woloszyska	Dinophyta	D	Lo
200	<i>Peridinium umbonatum</i> Stein	Dinophyta	D	Lo
201	<i>Peridinium umbonatum</i> var. <i>deflandrei</i> (Lefèvre) Popovský & Pfeister	Dinophyta	D	Lo
202	<i>Peridinium willei</i> Huitfeld-Kaas	Dinophyta	D	Lo
203	<i>Phacus caudatus</i> Hübn.	Euglenophyta	Eug	W2
204	<i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Dujardin	Euglenophyta	Eug	W1
205	<i>Pinnularia</i> sp.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
206	<i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle	Chlorophyta	Chc	T
207	<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemm.) Anagnostidis et Komárek	Cyanobacteria	Cia	S1
208	<i>Pseudanabaena</i> sp.	Cyanobacteria	Cia	S1
209	<i>Radiococcus nimbatu</i> (De-Wildem.) Schmidle	Chlorophyta	Chc	F
210	<i>Rhodomonas</i> (= <i>Plagioselmis</i>) <i>lacustris</i> Pascher & Rutter	Cryptophyta	Cr	X2
211	<i>Rhodomonas</i> (= <i>Plagioselmis</i>) <i>minuta</i> Skuja	Cryptophyta	Cr	X2
212	<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kütz.) Grunow	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	ncl
213	<i>Saturnella cortiola</i> (Skuja) Fott	Chlorophyta	Chnc	ncl
214	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagh.) Chodat	Chlorophyta	Chc	J
215	<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen	Chlorophyta	Chc	J
216	<i>Scenedesmus armatus</i> Chodat	Chlorophyta	Chc	J
217	<i>Scenedesmus balatonicus</i> Hortob.	Chlorophyta	Chc	J
218	<i>Scenedesmus bicaudatus</i> Dedus.	Chlorophyta	Chc	J
219	<i>Scenedesmus disciformis</i> (Chodat) Fott & Komárek	Chlorophyta	Chc	J
220	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehr.) Chodat	Chlorophyta	Chc	J
221	<i>Scenedesmus granulatus</i> W. & G.S. West	Chlorophyta	Chc	J
222	<i>Scenedesmus hystrix</i> Lagerh.	Chlorophyta	Chc	J
223	<i>Scenedesmus intermedius</i> Chodat	Chlorophyta	Chc	J
224	<i>Scenedesmus lefevrii</i> Defl.	Chlorophyta	Chc	J
225	<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek	Chlorophyta	Chc	J
226	<i>Scenedesmus magnus</i> Meyen	Chlorophyta	Chc	J
227	<i>Scenedesmus opoliensis</i> P. Richt.	Chlorophyta	Chc	J
228	<i>Scenedesmus praetervisus</i> Chodat	Chlorophyta	Chc	J
229	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Bréb.	Chlorophyta	Chc	J
230	<i>Scenedesmus semipulcher</i> Hortob.	Chlorophyta	Chc	J
231	<i>Scenedesmus sempervirens</i> Chodat	Chlorophyta	Chc	J

Código	Especie	Grupo taxonómico	GA	Codón
232	<i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) Lemmermann	Chlorophyta	Chnc	X3
233	<i>Skeletonema subsalsum</i> (Cleve-Euler) Bethge	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	D
234	<i>Snowella litoralis</i> (Häyrén) Komárek et Hindák	Cyanobacteria	Cia	Lo
235	<i>Sphaerocystis planctonica</i> (Korš.) Bourrelly	Chlorophyta	Chc	F
236	<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen	Conjugatophyceae	Des	P
237	<i>Staurastrum</i> sp. pequeño	Conjugatophyceae	Des	P
238	<i>Stephanodiscus neoastraea</i> Håkansson & Kling	Bacillariophyceae-centrales	Dnc	B
239	<i>Strombomonas fluviatilis</i> (Lemm.) Defl.	Euglenophyta	Eug	W2
240	<i>Surirella biseriata</i> de Brebisson	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	TB
241	<i>Surirella ovalis</i> de Brebisson	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	TB
242	<i>Surirella robusta</i> Ehr.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	MP
243	<i>Synechococcus</i> sp.	Cyanobacteria	Cia	Z
244	<i>Synedra capitata</i> Ehr.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	D
245	<i>Synedra ulna</i> (Nitzsche) Ehr.	Bacillariophyceae-pennales	Dnc	D
246	<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lygnbye) Kütz.	Bacillariophyceae-pennales	Dc	N
247	<i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansg.	Chlorophyta	Chnc	J
248	<i>Tetraedron minimum</i> (A. Br.) Hansg.	Chlorophyta	Chnc	J
249	<i>Tetraedron triangulare</i> Korš.	Chlorophyta	Chnc	J
250	<i>Tetrastrum hortobagyi</i> Hajdu	Chlorophyta	Chc	J
251	<i>Tetrastrum komarekii</i> Hindák	Chlorophyta	Chc	J
252	<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann	Euglenophyta	Eug	W2
253	<i>Trachelomonas rugulosa</i> Stein	Euglenophyta	Eug	W2
254	<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.	Euglenophyta	Eug	W2
255	<i>Trachydiscus lenticularis</i> Ettl	Xantophyta	Xan	ncl
256	<i>Trachydiscus sexangulatus</i> Ettl	Xantophyta	Xan	ncl
257	<i>Willea irregularis</i> (Wille) Schmidle	Chlorophyta	Chc	F
258	<i>Woloszynskia coronata</i> Thompson	Dinophyta	D	ncl

4.3.2. Zooplancton

En las muestras cuantitativas (2 botellas x 2,6 L), se recogieron 127 especies de zooplancton en un total de 55 embalses (la muestra de Guiamets se perdió por accidente durante el procesado del zooplancton), agrupadas en tres grupos taxonómicos principales, el orden Cladocera (28 especies), la subclase Copepoda (16 especies) y el phylum Rotifera (82 especies). También se contabilizaron, entre estas 127 especies “principales”, las fases larvarias de *Dreissena polymorpha* (Mollusca, Bivalbivia)

Además se contabilizaron otros táxones “secundarios”, como ciliados (Cillioophora), un gasterópodo (Mollusca, Gastropoda), mosquitos fantasma o *Chaoborus* sp (Diptera, Chaoboridae), larvas de ácaros acuáticos (Arachnida, Hydrachnidia), un decápodo (Crustacea, Decapoda), una efemera (Insecta, Ephemeroptera), tecamebas (Amoebozoa, Thecamoebidae), quironómidos (Diptera, Chironomidae), turbelarios (Plathyhelminthes, Turbellaria), tricópteros (Insecta, Trichoptera) o nematodos (Nematoda).

En las muestras de arrastre de redes verticales, la proporción entre grupos fue parecida, aunque recogiendo un total de 135 especies “principales” (ver tabla adjunta) y 14 táxones “secundarios”, entre los que se sumaron a la lista anterior: ostrácodos (Crustacea, Ostracoda), oligoquetos (Annelida, Oligochaeta), naididos (Oligochaeta, Naididae), tardígrados (Tardigrada) y otras amebas (Amoebozoa).

	Cuantitativas		Redes	
Rotifera	82	59,4 %	81	54,4 %
Cladocera	28	20,3 %	35	23,5 %
Copepoda	16	11,6 %	18	12,1 %
Bivalvia	1	0,7 %	1	0,7 %
Otros táxones	11	8,7 %	14	9,4 %
Total	138		149	

La comunidad zoopláctónica estudiada en los diferentes cuerpos de agua fue descrita según las siguientes variables: densidad (individuos por litro, o ind/L), biomasa (μg peso seco/litro, o $\mu\text{g/L}$) y riqueza de especies, a partir de las muestras cuantitativas. Seguidamente se resumen los resultados obtenidos por tipologías de embalses (**Figura 39**)

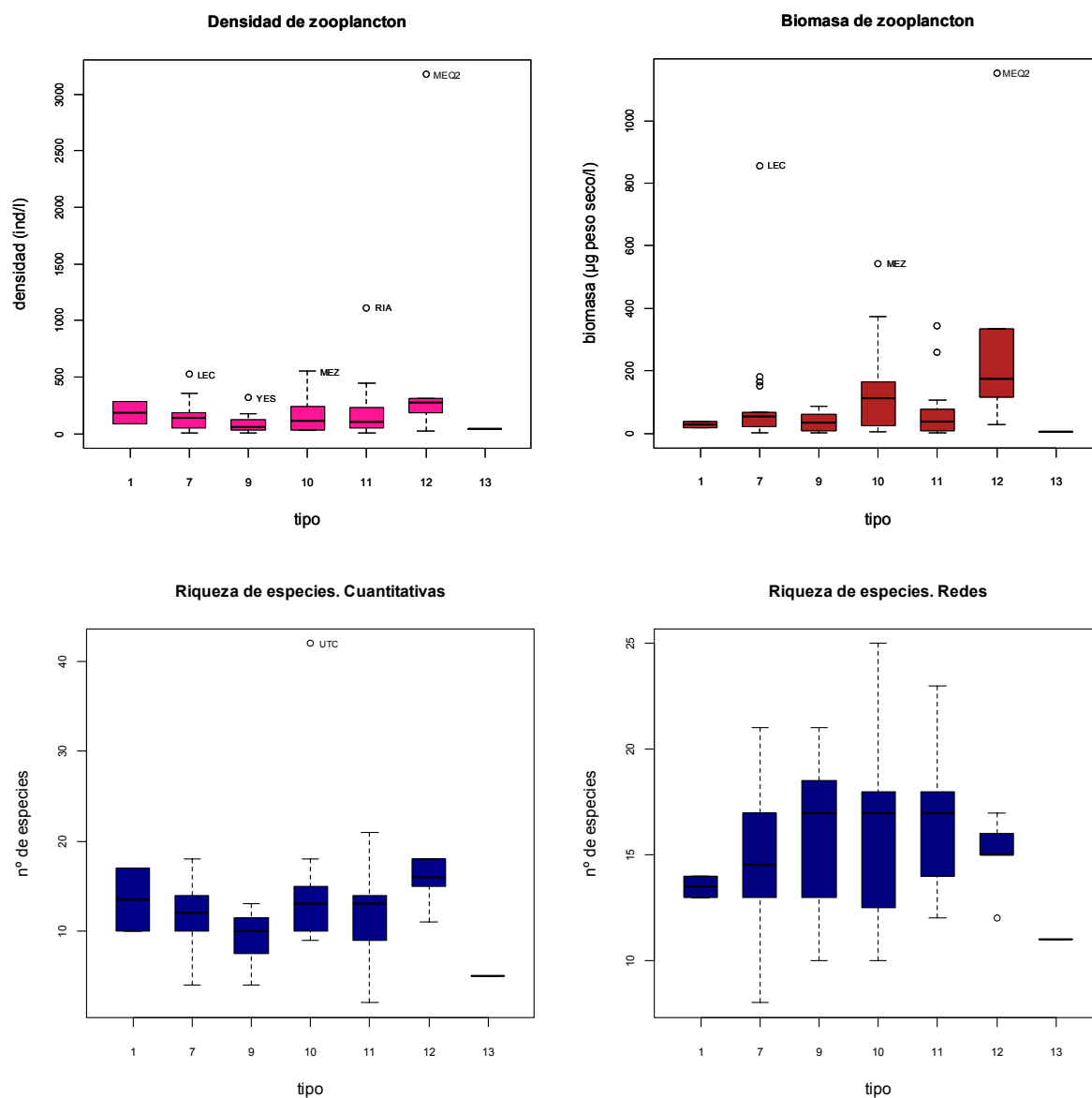


Figura 39. Variables del zooplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar valores extremos o *outliers*) y los asteriscos son *outliers*. Tipología de embalses: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja.

La densidad de individuos (mediana) fluctuó entre los 38 ind/L del embalse de Baserca (tipo 13), hasta los 277 ind/L del tipo 12 según el tipo, con valores extremos en los siguientes embalses: Lechago (tipo 7, 524 ind/L); Yesa (tipo 9, con 317 ind/L); Mezalocha (tipo 10, con 550 ind/L) y Mequinenza en Caspe (tipo 12, con 3175 ind/L)

La biomasa mediana fue mayor en el tipo 12, con 173 µg/L (peso seco). El máximo absoluto se alcanzó en el embalse de Mequinenza en Caspe, con 1152 µg/L. debido sobre todo a los cladóceros *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia quadrangula* y *Moina micrura*. Otros valores extremos se dieron en un embalses del tipo 7 (Lechago, con 857 µg/L, debido en gran medida al cladócero *Ceriodaphnia laticaudata*), un embalse de tipo 10 (Mezalocha, con 543 µg/L, en su mayor parte debidos al cladócero *Bosmina longirostris*) y dos embalses de tipo 11 (Rialb y La Tranquera, con 258 y 343 µg/L, respectivamente).

La riqueza de especies se movió en torno a las 12 especies por embalse (valores de la mediana), con los tipos 10 y 12 presentando los mayores valores (18 especies) y el tipo 13 presentando el valor más bajo entre todos los tipos (5 especies). Valores destacados de riqueza zooplanctónica se dieron en los siguientes embalses: Utchesa-Seca, con 42 especies (31 de ellas rotíferos) fue el máximo absoluto. Le siguieron: Camarasa, con 21 especies y Canelles, con 19 especies.

Se muestran a continuación las densidades medias, en porcentaje, de los principales grupos zooplanctónicos (**Figura 40**). La **Figura 41** muestra el mismo gráfico para los porcentajes de biomasa. También se incluye esta información individualizada y cartografiada para cada embalse (**Figuras 42 y 43**).

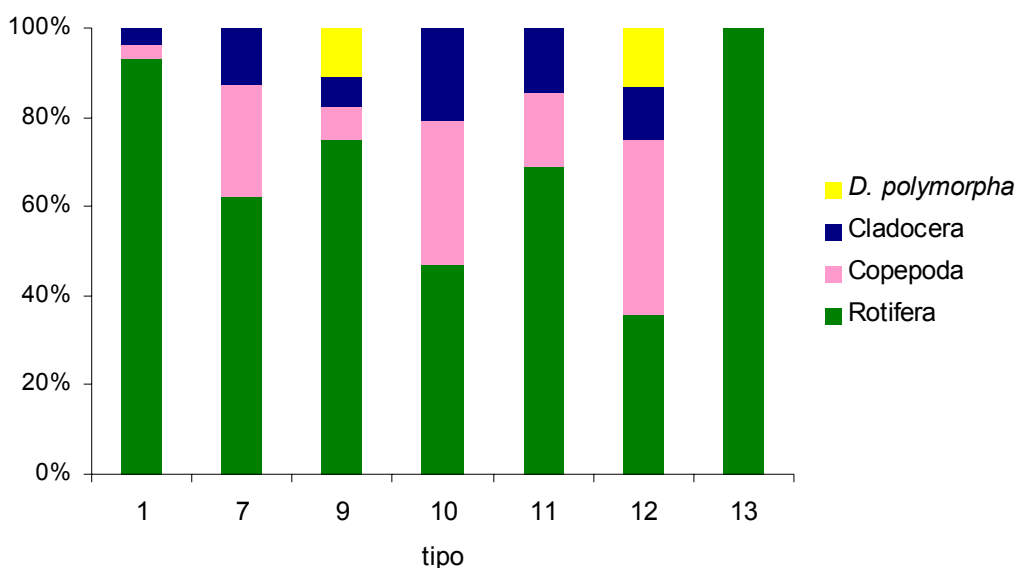


Figura 40. Porcentajes de densidad de los principales grupos zooplanctónicos en los distintos tipos de embalses estudiados en 2009.

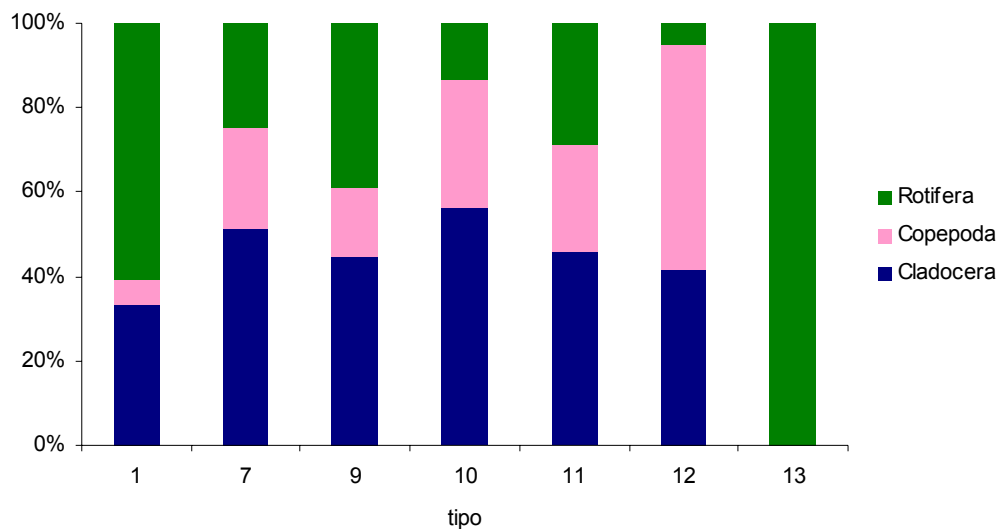


Figura 41. Porcentajes de biomasa de los principales grupos zooplanctónicos en los distintos tipos de embalses estudiados en 2009.

Se observa una clara predominancia de los rotíferos (en cuanto a densidad), representando más del 60% de las densidades zooplanctónicas en la mayoría de tipos (llegando al 100% en el caso de Baserca, de tipo 13), a excepción de los tipos 10 (47% de densidad) y 12 (con sólo un 36%). Las excepciones más llamativas a esta regla general, con predominancia de copépodos y/o cladóceros, o de larvas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) son:

Embalses	COD	tipo	% Copepoda	% Cladocera	% Rotifera	% <i>D. polymorpha</i>
La Tranquera	TRA	11	77.6	19.0	3.4	0.0
Ebro	EBR	7	5.7	85.3	9.0	0.0
Monteagudo	MON	7	59.6	39.5	0.9	0.0
Cueva Foradada	CUE	10	13.2	85.0	1.8	0.0
Lechago	LEC	7	52.0	43.2	4.8	0.0
Sobrón	SOB	9	7.2	6.8	11.2	74.8
Mequinenza	MEQ	12	25.0	44.4	14.7	16.0
Las Torcas	TOR	10	30.5	51.0	18.5	0.0
Calanda	CAL	11	31.1	48.3	20.6	0.0

En cuanto a la biomasa, cladóceros y copépodos dominan en la mayoría de embalses. En los tipos 7, 9 y 11, estos dos grupos suman porcentajes de biomasa de entre el 60% y el 75%. En los tipos 10 y 12 este porcentaje es aun mayor, sobrepasando el 80%. En contraste, la biomasa de rotíferos es claramente dominante en los tipos 1 y 13 (llegando al 100% en el caso de Baserca, de tipo 13, donde sólo se capturaron rotíferos).

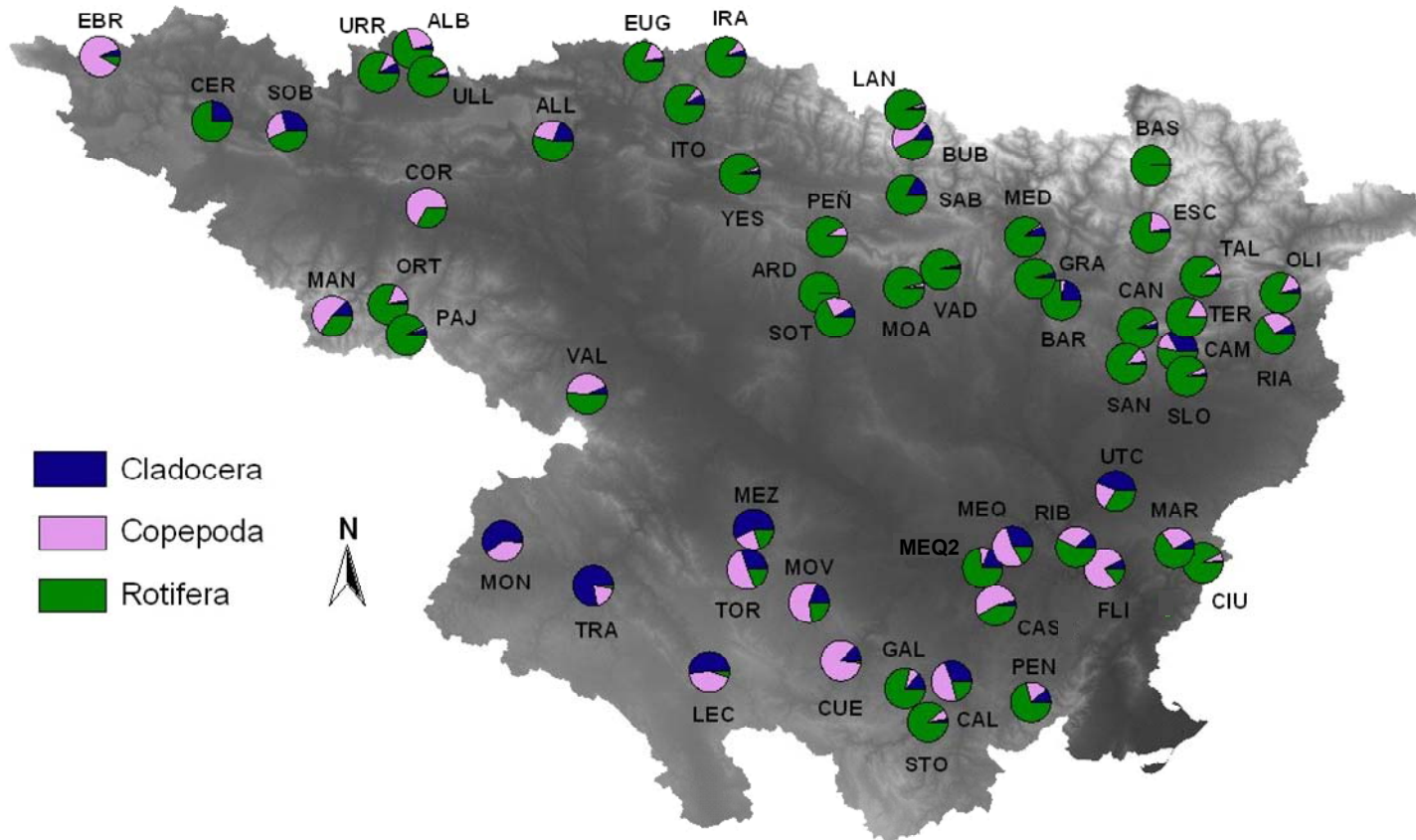


Figura 42 Porcentajes de densidad de los principales grupos zooplanctónicos en los embalses estudiados en 2009.

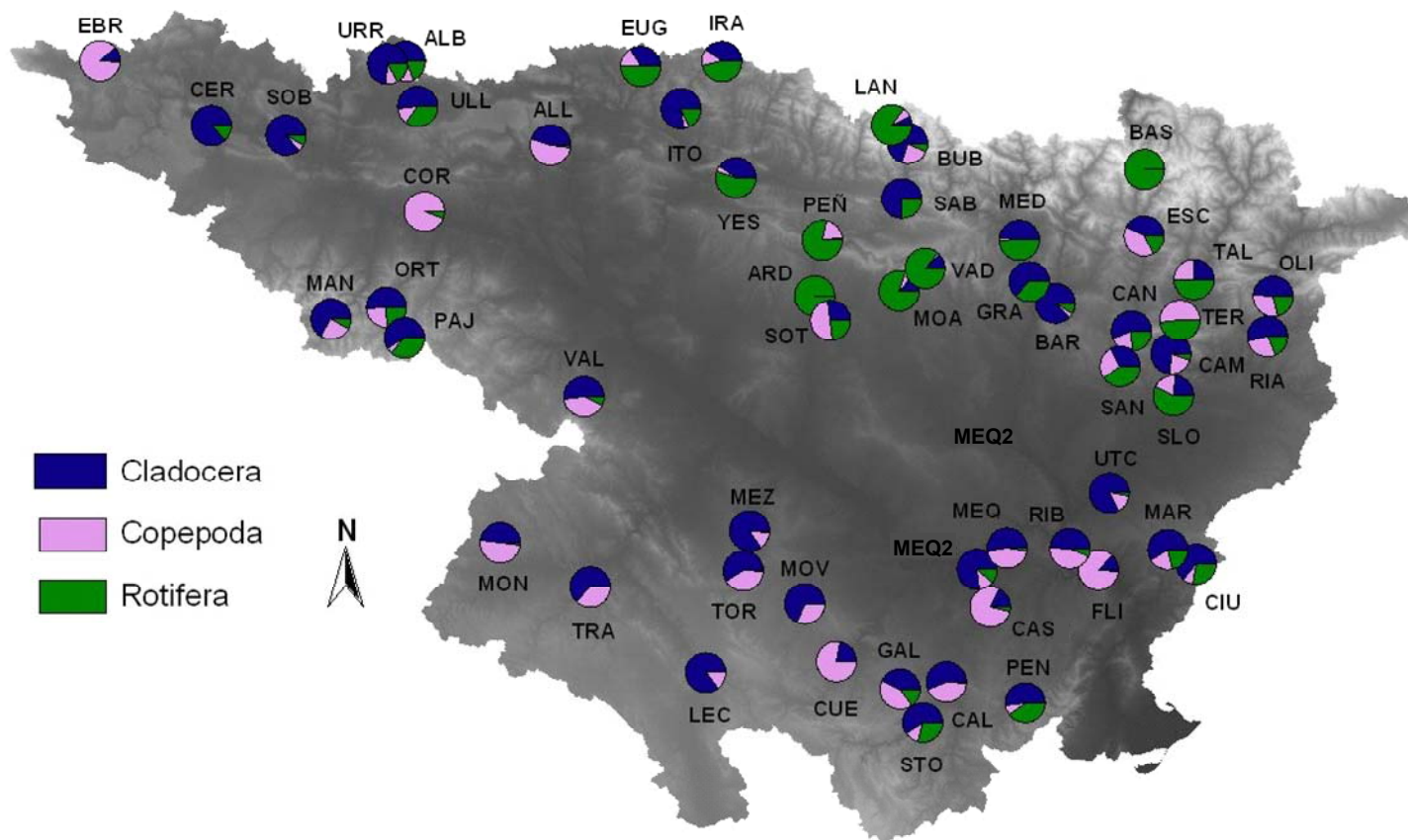


Figura 43 Porcentajes de biomasa de los principales grupos zooplanctónicos en los embalses estudiados en 2009.

En 2009 se capturaron larvas de mejillón cebrá (*Dreissena polymorpha*) en los embalses de Sobrón, Mequinenza, Ribarroja, Flix, El Cortijo y Utchesa-Seca. La densidad de larvas en el embalse de Mequinenza en Caspe fue la más alta (con 251 ind/L y representando un 16% de la comunidad zooplanctónica), aunque porcentualmente destacó el embalse de Sobrón, con un 75% de la densidad total correspondiente a *D. polymorpha*. En los embalses de Flix y El Cortijo no se observaron individuos en la muestra cuantitativa, aunque sí se recogieron en las muestras de red.

Embalse	Código	<i>D. polymorpha</i> (ind/L)	<i>D. polymorpha</i> % biomasa	<i>D. polymorpha</i> (ind/red)
Mequinenza (Caspé)	MEQ2	251,09	22%	35
Sobrón	SOB	180,43	75%	635
Mequinenza (presa)	MEQ	58,91	19%	257
Ribarroja	RIB	99,13	43%	82
Utchesa	UTC	1,74	1%	0
Flix	FLI	4,30	18%	161
El Cortijo	COR	0,00		51

Los porcentajes de biomasa total correspondientes a esta especie oscilaron entre el 1,4% de Utchesa-Seca y el 75,1% de Sobrón.

Se observaron adultos en las zonas litorales de acceso en los embalses de Ribarroja y Sobrón, en ambas ocasiones sobre restos de madera flotantes, lo que hace pensar en mecanismos de dispersión de los adultos ligados a estos sustratos.



Conchas y ejemplares de *Dreissena polymorpha* en los embalses de Sobrón y Ribarroja.

Al igual que para el caso del fitoplancton, se realizó un análisis de correspondencias canónicas (CCA) sobre datos de densidad de individuos (ind/L) por embalse, transformados logarítmicamente. Se partió, en este caso, de una matriz de 126 táxones (incluyendo a *Dreissena polymorpha*, **Cuadro 9**), 56 embalses y 11 variables ambientales. 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 = 41%), segregando a las especies en función de las características de su hábitat. El test de Montecarlo para la inercia explicada por el análisis ofreció resultados significativos ($p= 0,001$).

De las variables ambientales consideradas, las más explicativas fueron, sobre el primer eje (CCA1, 24 % de inercia explicada): en sentido positivo, conductividad, clorofila-a y P total (las tres referidas a la zona fótica) y con correlaciones superiores a 0,60 (**Tabla 5, Figura 44**); y en sentido inverso, la profundidad, el oxígeno disuelto en la zona fótica y en menor medida, la transparencia o profundidad de Secchi (DS).

TABLA 5
CORRELACIONES ENTRE LAS VARIABLES AMBIENTALES Y LOS EJES DE ORDENACIÓN. DEL
CCA DE ZOOPLANCTON

Variable	Abrev.	CCA1	CCA2
Conductividad	cond	0.76	0.17
clorofila-a	clor.a	0.63	0.68
P total	PT	0.60	0.52
Alcalinidad	alc	0.51	-0.07
Turbidez	turb	0.45	0.29
N total	NT	0.44	0.43
silice	silice	-0.12	0.48
pH	ph	-0.34	0.34
Disco Secchi	ds	-0.38	-0.56
Oxígeno disuelto	do	-0.41	0.73
Profundidad	prof	-0.58	-0.17

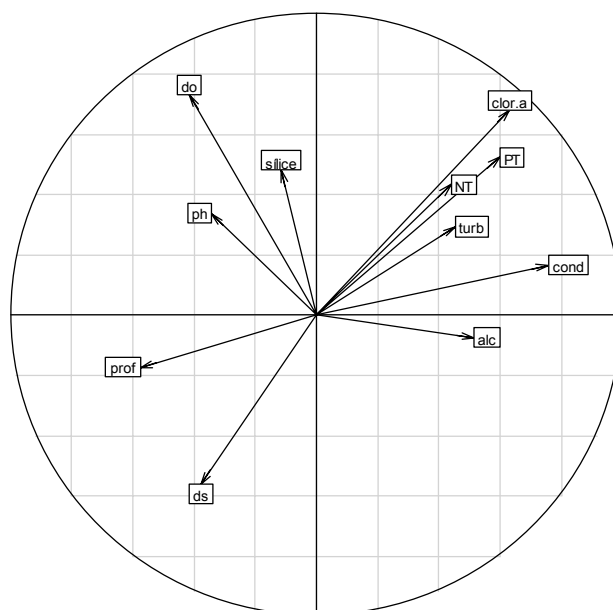


Figura 44. Círculo de correlaciones de las variables ambientales con los ejes canónicos CCA1 y CCA2 del análisis de especies zooplanctónicas. La proyección de los vectores (variables ambientales) sobre los ejes es igual a su correlación con los mismos. Ver códigos de las variables en la tabla anterior.

Fueron, por tanto, resultados similares a los obtenidos en la ordenación de las especies fitoplanctónicas. Es decir, se trataría de un eje de estado trófico-profundidad que marca un gradiente de enriquecimiento en sentido positivo, ligado a sistemas más someros y de aguas turbias, alcalinas y ricas en sólidos totales disueltos (alta conductividad). El segundo eje de ordenación, CCA2, también presenta altas correlaciones positivas con la clorofila-a y el P total (y por tanto podría ser interpretado de manera similar al CCA1), aunque son el oxígeno disuelto en la zona fótica (en sentido positivo) y la transparencia o disco de Secchi (en sentido negativo) las variables más correlacionadas con éste segundo eje.

La ordenación establece así un gradiente en sentido SO-NE (diagonal del tercer al primer cuadrante, **Figura 45**), desde aquellos embalses oligotróficos, pobres en solutos y más profundos (Baserca, Búbal, Mediano, El Grado, Canelles, Yesa o Mansilla) a aquellos embalses más eutróficos, más o menos someros, y de salinidad más elevada (Mequinenza en Caspe, Ribarroja, Utchesa-Seca y El Val). El embalse de Lechago, debido a su bajo nivel de oxígeno (presentó anoxia ya en segundo metro), se situó en el cuarto cuadrante, aislado del resto de embalses eutróficos y de elevada conductividad. El grado de oxigenación de la zona fótica estaría ligado en cierta manera a los máximos de producción fitoplanctónica epilimnética en algunos embalses eutróficos-hipertróficos.

Los distintos tipos de embalses presentaron una separación moderada a lo largo del primer eje de ordenación, aunque el tipo 10, y sobre todo el 12, mostraron sus centroides en las partes positivas del mismo (**Figura 45**), mientras que los valores negativos correspondieron a los tipos 12 y 1.

Los embalses con valores más elevados en este primer eje fueron Lechago (tipo 7), Ribarroja, Flix y Mequinenza en Caspe (del tipo 12), Cueva Foradada (tipo 10) y El Cortijo (tipo 11). En esta parte positiva, encontraríamos dos grupos de especies. Por un lado aquellas características del embalse de Lechago, en el cuarto cuadrante (*Ceriodaphnia laticaudata*, *Ceriodaphnia reticulata*, *Daphnia curvirostris*, *Simocephalus vetulus*, *Eucyclops speratus*, *Megacyclops viridis* y *Tropocyclops prasinus*) y por otro, aquellas más propias del extremo de eutrofia del gradiente (primer cuadrante), como: *Bosmina longirostris*, *Daphnia rosea*, *Holopedium gibberum*, *Ascomorpha saltans*, *Brachionus calyciflorus anuraeiformis*, *Keratella tropica*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca pusilla*, *Pleuroxus aduncus*, *P. denticulatus*, *Anuraeopsis navicula*, *Brachionus calyciflorus amphicerus*, *B. quadridentatus brevispinus*, *B. quadridentatus cluniorbicularis*, *Cephalodella catellina*, *Lecane candida*, *L. luwdigi*, *L. margalefi*, *L. nana*, *L. niothis*, *L. quadridentata*, *Monommata diaphora* o *Mytilina ventralis* (**Figura 46**).

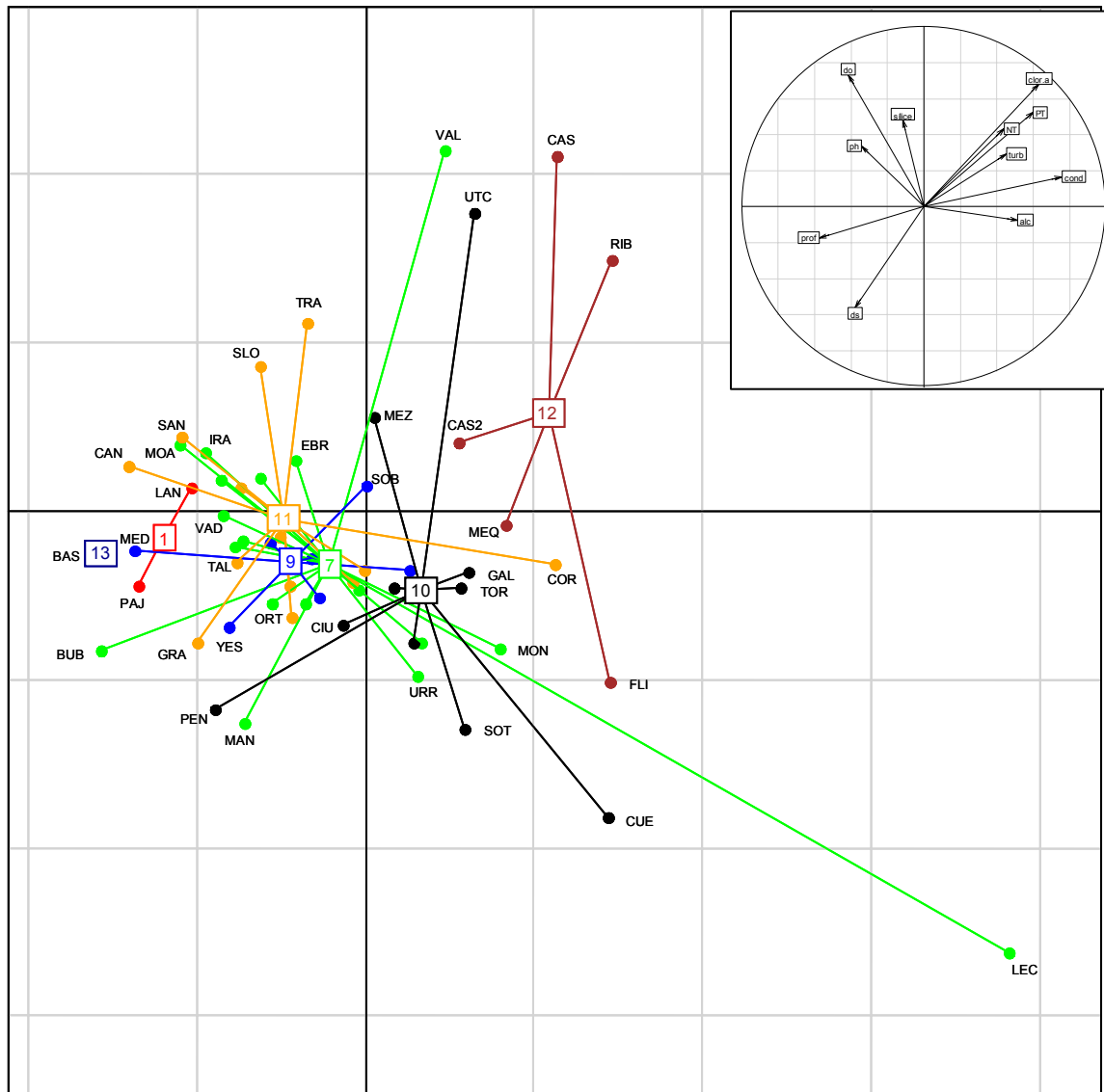


Figura 45. Proyección de las variables ambientales y de los embalses en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2 del análisis de zooplancton. Los embalses aparecen agrupados por tipos mediante vectores. En el recuadro se muestra el círculo de correlaciones de los ejes con las variables ambientales.

A su vez, los valores negativos más extremos en este primer eje correspondieron a los embalses de Baserca, Búbal, Pajares, Lanuza, Mediano, El Grado, Canelles, Yesa o Mansilla (**Figura 45**). La parte negativa (sector oligotrófico del gradiente) está dominada por rotíferos entre los que encontramos especies tales como: *Ascomorpha saltans*, *Cephalodella gibba*, *Cephalodella sp.*, *Colurella uncinata*, *Filinia terminalis*, *Gastropus stylifer*, *Kellicotia longispina longispina*, *Lepadella patella*, *Platyas quadricornis*, *Ploesoma truncatum*, *Synchaeta grandis*, *Testudinella patina*, *Trichocerca tigris* o *Trichotria tetractis*, junto con el copépodo *Eucyclops sp* (**Figura 46**).

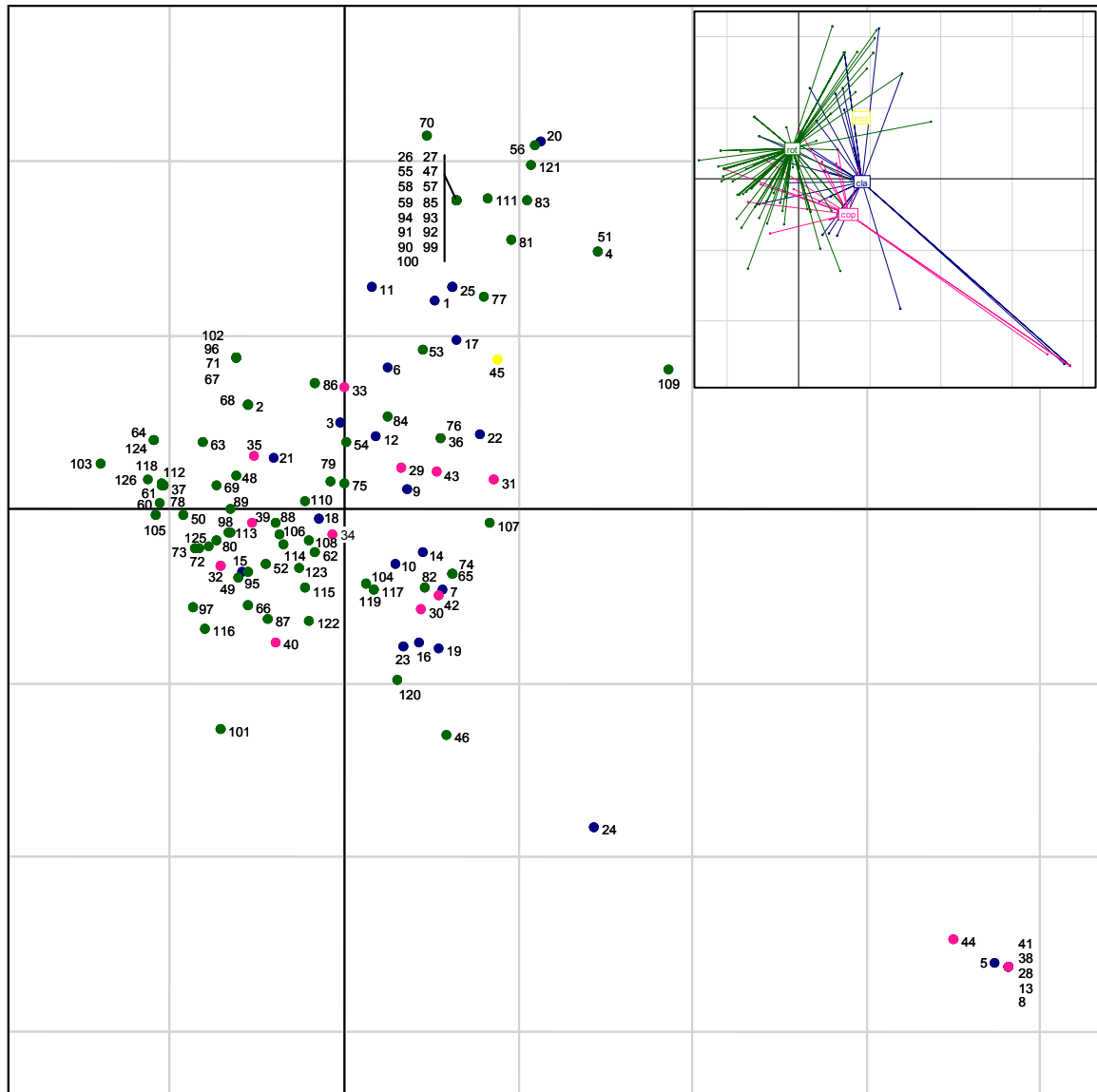


Figura 46. Proyección de las especies zooplánctónicas de los embalses en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2. Los códigos de las especies se incluyen en la **Cuadro 9** (página siguiente). En el recuadro se muestran las especies agrupadas por grupos taxonómicos.

En las siguientes páginas, el **Cuadro 9** muestra la relación de especies de zooplancton. Se incluye el grupo taxonómico al que pertenecen las especies. El código hace referencia a las etiquetas utilizadas en la **Figura 46**.

CUADRO 9

Especies de zooplancton recogidas en 2009. El código hace referencia a las etiquetas en la **Figura 46**.

Grupo	Código	Especie
Cladocera	1	<i>Alona quadrangularis</i>
Cladocera	2	<i>Alona rectangula</i>
Cladocera	3	<i>Bosmina longirostris</i>
Cladocera	4	<i>Ceriodaphnia cf quadrangula n sp</i>
Cladocera	5	<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>
Cladocera	6	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>
Cladocera	7	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>
Cladocera	8	<i>Ceriodaphnia reticulata</i>
Cladocera	9	<i>Ceriodaphnia sp</i>
Cladocera	10	<i>Ceriodaphnia dubia</i>
Cladocera	11	<i>Chydorus sphaericus</i>
Cladocera	12	<i>Daphnia cucullata</i>
Cladocera	13	<i>Daphnia curvirostris</i>
Cladocera	14	<i>Daphnia galeata</i>
Cladocera	15	<i>Daphnia longispina</i>
Cladocera	16	<i>Daphnia magna</i>
Cladocera	17	<i>Daphnia parvula</i>
Cladocera	18	<i>Daphnia pulicaria</i>
Cladocera	19	<i>Daphnia rosea</i>
Cladocera	20	<i>Daphnia sp</i>
Cladocera	21	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>
Cladocera	22	<i>Diaphanosoma mongolianum</i>
Cladocera	23	<i>Holopedium gibberum</i>
Cladocera	24	<i>Leydigia leydigii</i>
Cladocera	25	<i>Moina micrura</i>
Cladocera	26	<i>Pleuroxus aduncus</i>
Cladocera	27	<i>Pleuroxus denticulatus</i>
Cladocera	28	<i>Simocephalus vetulus</i>
Copepoda	29	<i>Acanthocyclops americanus</i>
Copepoda	30	Ciclópido
Copepoda	31	<i>Copidodiaptomus numidicus</i>
Copepoda	32	<i>Cyclops abyssorum</i>
Copepoda	33	<i>Cyclops sp.</i>
Copepoda	34	<i>Cyclops vicinus</i>
Copepoda	35	Diaptómido
Copepoda	36	<i>Ergasilus sieboldi</i>
Copepoda	37	<i>Eucyclops sp</i>
Copepoda	38	<i>Eucyclops speratus</i>
Copepoda	39	<i>Eudiaptomus vulgaris</i>
Copepoda	40	<i>Macrocyclops albidus</i>
Copepoda	41	<i>Megacyclops viridis</i>

Grupo	Código	Especie
Copepoda	42	<i>Neolovenula alluaudi</i>
Copepoda	43	<i>Thermocyclops dybowskii</i>
Copepoda	44	<i>Tropocyclops prasinus</i>
Mollusca	45	<i>Dreissena polymorpha</i>
Rotifera	46	<i>Anuraeopsis fissa</i>
Rotifera	47	<i>Anuraeopsis navicula</i>
Rotifera	48	<i>Ascomorpha ecaudis</i>
Rotifera	49	<i>Ascomorpha ovalis</i>
Rotifera	50	<i>Ascomorpha saltans</i>
Rotifera	51	<i>Asplanchna girodi</i>
Rotifera	52	<i>Asplanchna priodonta</i>
Rotifera	53	<i>Asplanchna sieboldi</i>
Rotifera	54	<i>Bdelloide</i>
Rotifera	55	<i>Brachionus calyciflorus amphiceros</i>
Rotifera	56	<i>Brachionus calyciflorus anuraeiformis</i>
Rotifera	57	<i>Brachionus quadridentatus brevispinus</i>
Rotifera	58	<i>Brachionus quadridentatus cluniorbicularis</i>
Rotifera	59	<i>Cephalodella catellina</i>
Rotifera	60	<i>Cephalodella gibba</i>
Rotifera	61	<i>Cephalodella sp.</i>
Rotifera	62	<i>Collotheca sp.</i>
Rotifera	63	<i>Colurella adriatica</i>
Rotifera	64	<i>Colurella uncinata</i>
Rotifera	65	<i>Conochilus sp</i>
Rotifera	66	<i>Conochilus unicornis</i>
Rotifera	67	<i>Eosphora anthadis</i>
Rotifera	68	<i>Euchlanis dilatata</i>
Rotifera	69	<i>Euchlanis meneta</i>
Rotifera	70	<i>Filinia hofmanni</i>
Rotifera	71	<i>Filinia longiseta</i>
Rotifera	72	<i>Filinia terminalis</i>
Rotifera	73	<i>Gastropus stylifer</i>
Rotifera	74	<i>Hexarthra fennica</i>
Rotifera	75	<i>Hexarthra intermedia</i>
Rotifera	76	<i>Hexarthra oxyuris</i>
Rotifera	77	<i>Hexathra mira</i>
Rotifera	78	<i>Kellicotia longispina longispina</i>
Rotifera	79	<i>Keratella cochlearis</i>
Rotifera	80	<i>Keratella cochlearis irregularis</i>
Rotifera	81	<i>Keratella cochlearis tecta</i>
Rotifera	82	<i>Keratella quadrata</i>
Rotifera	83	<i>Keratella tropica</i>
Rotifera	84	<i>Lecane bulla</i>
Rotifera	85	<i>Lecane candida</i>

Grupo	Código	Especie
Rotifera	86	<i>Lecane closteroerca</i>
Rotifera	87	<i>Lecane flexilis</i>
Rotifera	88	<i>Lecane luna</i>
Rotifera	89	<i>Lecane lunaris</i>
Rotifera	90	<i>Lecane luwdigi</i>
Rotifera	91	<i>Lecane margalefi</i>
Rotifera	92	<i>Lecane nana</i>
Rotifera	93	<i>Lecane niotthis</i>
Rotifera	94	<i>Lecane quadridentata</i>
Rotifera	95	<i>Lecane stichaea</i>
Rotifera	96	<i>Lepadella cf quadricarinata</i>
Rotifera	97	<i>Lepadella patella</i>
Rotifera	98	<i>Lindia torulosa</i>
Rotifera	99	<i>Monommata diaphora</i>
Rotifera	100	<i>Mytilina ventralis</i>
Rotifera	101	<i>Notholca acuminata</i>
Rotifera	102	<i>Notommata cf pseudocerberus</i>
Rotifera	103	<i>Platyas quadricornis</i>
Rotifera	104	<i>Ploesoma hudsoni</i>
Rotifera	105	<i>Ploesoma truncatum</i>
Rotifera	106	<i>Polyarthra dolichoptera</i>
Rotifera	107	<i>Polyarthra euryptera</i>
Rotifera	108	<i>Polyarthra major</i>
Rotifera	109	<i>Polyarthra vulgaris</i>
Rotifera	110	<i>Polyarthra luminosa</i>
Rotifera	111	<i>Pompholyx sulcata</i>
Rotifera	112	<i>Synchaeta grandis</i>
Rotifera	113	<i>Synchaeta kitina</i>
Rotifera	114	<i>Synchaeta oblonga</i>
Rotifera	115	<i>Synchaeta pectinata</i>
Rotifera	116	<i>Synchaeta stylata</i>
Rotifera	117	<i>Synchaeta tremula</i>
Rotifera	118	<i>Testudinella patina</i>
Rotifera	119	<i>Trichocerca cf tenuior</i>
Rotifera	120	<i>Trichocerca inermis</i>
Rotifera	121	<i>Trichocerca pusilla</i>
Rotifera	122	<i>Trichocerca similis</i>
Rotifera	123	<i>Trichocerca sp</i>
Rotifera	124	<i>Trichocerca tigris</i>
Rotifera	125	<i>Trichocerca weberi</i>
Rotifera	126	<i>Trichotria tetractis</i>

5. ESTADO TRÓFICO

5.1. Introducción

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

Padisak (2004) describe la eutrofización como el enriquecimiento del agua con nutrientes, principalmente fósforo y nitrógeno, que conduce al aumento del crecimiento vegetal, produciendo blooms algales, desarrollo de macrófitos flotantes o sumergidos, o incremento de las poblaciones algales del bentos. Con la descomposición de este material sobreviene el agotamiento del oxígeno, que conduce a problemas secundarios como mortandad de peces, liberación de gases corrosivos y otras sustancias tóxicas o indeseables. Todos estos factores amenazan seriamente cualquier uso del agua del sistema (Vollenweider 1989).

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.

En realidad, tal y como señala Reynolds (1998), el espectro trófico no debe ser entendido en una sola dimensión o achacado a un solo factor, sino como un compendio de factores interrelacionados que co-varían en respuesta a las demandas de la productividad sobre la totalidad de los recursos.

5.2. Aspectos metodológicos

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

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

a) Concentración de nutrientes. Fósforo total (P)

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

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

De entre éstos índice, se ha adoptado en el presente ESTUDIO el utilizado por la **OCDE** (**Cuadro 10**), ya que es el que mejor refleja el grado trófico real en los casos estudiados y además es el de más amplio uso a nivel mundial y en particular en la UE, España y la CHE. Ortiz-Casas y Peña (1984) ya mostraron que los criterios de la OCDE, que relacionan la carga de nutrientes con las respuestas de eutrofización, eran válidos para los embalses españoles.

CUADRO 10
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CONCENTRACIÓN
DE FÓSFORO TOTAL

Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Concentración de P (µg P/L) OCDE	0-4	4-10	10-35	35-100	>100

b) Fitoplancton (Clorofila-a, densidad algal)

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

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

Los índices contrastados fueron los siguientes:

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

Al contar en este ESTUDIO con sólo una campaña de muestreo y por tanto no contar con una serie temporal que nos permitiera la detección del máximo anual, se utilizaron las clases de calidad relativas a la media anual (**OCDE, Cuadro 11**). La utilización de los límites de calidad relativos a la media anual de clorofila se basó en el hecho de que los muestreos fueron realizados durante la estación de verano. Según la bibliografía limnológica general, el verano coincidiría con un descenso de la producción primaria motivado por el agotamiento de nutrientes tras el pico de producción típico de finales de primavera (Russel-Hunter 1970). Por ello, la utilización de los límites o rangos relativos al máximo anual resultaría inadecuada.

En cuanto a la densidad algal fitoplanctónica, la aplicación de los límites de clase del estudio de embalses de 2006 (CHE 2007), no resultó adecuada, obteniendo una proporción de MAS en muy buen estado-potencial o mal estado-potencial (ultra-oligotrofia o hipertrofia) demasiado elevadas y estando las clases intermedias muy poco representadas. Por ello, a partir del año 2007 se han basado los límites en la escala logarítmica propuesta por **Margalef (1983)**, ya

utilizada para incluir más clases de estado trófico en otros estudios (**Cuadro 11**). 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. Estos límites se han aplicado igualmente para los años 2007 y 2008. En el presente ESTUDIO, los índices elegidos son los siguientes:

CUADRO 11
 NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CLOROFILA Y LA DENSIDAD ALGAL DEL FITOPLANCTON

Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) OCDE	0-1	1-2,5	2,5-8	8,0-25	>25
Densidad (cel/ml) Margalef (1983)	<100	100-1000	1000-10000	10000-100000	>100000



Embalses de El Val y Búbal, con la máxima y mínima concentración de clorofila en 2009



Embalses de Mequenza y Cueva Foradada, con la máxima y mínima densidad de fitoplancton en 2009

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

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

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

Se utilizaron las clases de calidad relativas al mínimo anual de transparencia según criterios **OCDE**. Se utilizaron en este caso los rangos relativos al mínimo anual (**Cuadro 12**) debido a varios factores: por un lado, la transparencia en embalses es generalmente menor que en lagos; por otro lado, en verano se producen resuspensiones de sedimentos como consecuencia de los desembalses para regadío, por último, la mayoría de embalses muestreados son de aguas carbonatadas, con lo que la profundidad de secchi subestimaría también la transparencia.

CUADRO 12
 NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA TRANSPARENCIA

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



Embalses de Baserca y El Cortijo, con la máxima (8,70 m) y mínima (0,40 m) transparencia del estudio

5.2. Catalogación trófica final

Se han considerado la totalidad de los índices expuestos, que se especifican en el **Cuadro 13**, estableciéndose el estado trófico global de los embalses estudiados según la metodología descrita a continuación.

CUADRO 13
 RESUMEN DE LOS PARÁMETROS INDICADORES DE ESTADO TRÓFICO

Parámetros Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Concentración P (µg P/L) OCDE	0-4	4-10	10-35	35-100	>100
Clorofila-a (µg/L) en epilimnion OCDE	0-1	1-2,5	2,5-8	8,0-25	>25
Densidad algal (cel/ml) Margalef (1983)	<100	100-1000	1000-10000	10000-100000	>100000
Disco de Secchi (m) OCDE	>6	6-3	3-1,5	1,5-0,7	<0,7

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

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

La valoración del estado trófico global final se calculó mediante la media de los valores anteriores, re-escalada a cinco rangos de estado trófico (es decir, el intervalo 1-5, de 4 unidades, dividido en 5 rangos de 0,8 unidades de amplitud). En el **Cuadro 14** se incluye también la catalogación de las diferentes masas de agua según la valoración de este estado trófico final.

La **Figura 47** muestra (en los códigos de colores de la DMA) los estados tróficos estimados con cada una de las variables consideradas, así como de la combinación de todas ellas en el estado trófico final.

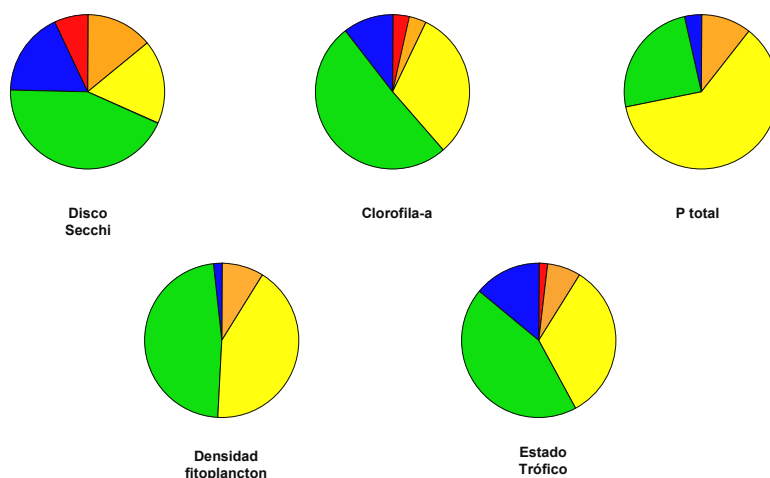


Figura 47. Clasificación trófica de los embalses mediante las diferentes variables y al estado trófico global final. Código colores: azul: ultraoligotrófico; verde: oligotrófico; amarillo: mesotrófico; naranja: eutrófico; rojo: hipereutrófico.

La variable más restrictiva a la hora de clasificar el estado trófico fue (al igual que en años anteriores) el P total, que clasificó sólo un 29 % de embalses como oligo-ultraoligotróficos. Las otras variables clasificaron en torno a un 50-60 % de embalses como oligo-ultraoligotróficos. La catalogación trófica final resultó un compromiso entre métricas, muy parecida en proporciones a las clasificaciones según la transparencia. Las clases mayoritarias fueron oligotrófico o mesotrófico, con el 44% y el 33% de los embalses respectivamente.

En **Figura 48** se muestra la localización geográfica de los embalses clasificados por su estado trófico global o final.

CUADRO 14
 DIAGNOSTICO DEL ESTADO TRÓFICO EN 2009

Embalse	CÓDIGO	Disco Secchi	Clorofila-a	P total	Densidad	ESTADO TRÓFICO
Albiña	ALB	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Alloz	ALL	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Ardisa	ARD	Hipereutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Barasona	BAR	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Baserca	BAS	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Búbal	BUB	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Calanda	CAL	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Camarasa	CAM	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Canelles	CAN	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Caspe	CAS	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Cereceda	CER	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Ciurana	CIU	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
El Cortijo	COR	Hipereutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Eutrófico
Cueva Foradada	CUE	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico
Ebro	EBR	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Escales	ESC	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Eugui	EUG	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Flix	FLI	Mesotrófico	Oligotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Gallipuéñ	GAL	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
El Grado	GRA	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Guiamets	GUI	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico

Embalse	CÓDIGO	Disco Secchi	Clorofila-a	P total	Densidad	ESTADO TRÓFICO
Irabia	IRA	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Itoiz	ITO	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Lanuzá	LAN	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Lechago	LEC	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Mansilla	MAN	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Margalef	MAR	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Mediano	MED	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Mequinenza	MEQ	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico
Mezalocha	MEZ	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Montearagón	MOA	Eutrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Monteagudo	MON	Hipereutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Moneva	MOV	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Oliana	OLI	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Ortigosa	ORT	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Pajares	PAJ	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Ultraoligotrófico
Pena	PEN	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
La Peña	PEÑ	Hipereutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Rialb	RIA	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Eutrófico	Mesotrófico
Ribarroja	RIB	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Sabiñánigo	SAB	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Santa Ana	SAN	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
San Lorenzo	SLO	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Sobrón	SOB	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
La Sotenera	SOT	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico

Embalse	CÓDIGO	Disco Secchi	Clorofila-a	P total	Densidad	ESTADO TRÓFICO
Santolea	STO	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Talarn	TAL	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Terradets	TER	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Las Torcas	TOR	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
La Tranquera	TRA	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Ullivarri-Gamboa	ULL	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Urrúnaga	URR	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Utchesa Seca	UTC	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Vadiello	VAD	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
El Val	VAL	Mesotrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Yesa	YES	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico

CUADRO 15
 DIAGNOSTICO DEL ESTADO TRÓFICO EN LOS AÑOS 2006-2007-2008-2009

Embalse	CÓDIGO	ESTADO TRÓFICO 2006	ESTADO TRÓFICO 2007	ESTADO TRÓFICO 2008	ESTADO TRÓFICO 2009
Albiña	ALB	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Alloz	ALL	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Ardisa	ARD	Eutrófico	Estado trófico no estimado por falta de parámetros	Mesotrófico	Mesotrófico
Barasona	BAR	*	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Baserca	BAS	*	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Búbal	BUB	*	*	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Calanda	CAL	*	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Camarasa	CAM	*	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Canelles	CAN	*	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico
Caspe	CAS	*	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico
Cereceda	CER	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Cienfuens	CIE1	Mesotrófico	*	*	*
Ciurana	CIU	*	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico
El Cortijo	COR	Hipereutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Cueva Foradada	CUE	*	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Ebro	EBR	*	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Escales	ESC	*	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Eugui	EUG	*	Oligotrófico	Eutrófico	Oligotrófico
Flix	FLI	*	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Gallipuéñ	GAL	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
El Grado	GRA	*	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico

Embalse	CÓDIGO	ESTADO TRÓFICO 2006	ESTADO TRÓFICO 2007	ESTADO TRÓFICO 2008	ESTADO TRÓFICO 2009
Guara	GUE1	Oligotrófico	*	*	*
Guiamets	GUI	*	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Irabia	IRA	*	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Itoiz	ITO	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Lanuzá	LAN	*	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Lechago	LEC	*	En construcción	En construcción	Mesotrófico
Maidevera	MAE1	Mesotrófico	*	*	*
Mansilla	MAN	*	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Margalef	MAR	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Mediano	MED	*	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Mequinenza	MEQ	*	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Mezalocha	MEZ	Hipereutrófico	Mesotrófico (*)	Mesotrófico	Mesotrófico
Montearagón	MOA	*	En construcción	Mesotrófico	Oligotrófico
Monteagudo	MON	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Moneva	MOV	*	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Moros	MOE1	Eutrófico	*	*	*
Noguera Ribagorzana	NRE1	Mesotrófico	*	*	*
Oliana	OLI	*	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Ortigosa	ORT	*	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Pajares	PAJ	Eutrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Pena	PEN	*	Mesotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
La Peña	PEÑ	*	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Pignatelli	PGE1	Eutrófico	*	*	*
Pina	PIE1	Hipereutrófico	*	*	*

Embalse	CÓDIGO	ESTADO TRÓFICO 2006	ESTADO TRÓFICO 2007	ESTADO TRÓFICO 2008	ESTADO TRÓFICO 2009
Puentelarrá	PUE	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	*
Rialb	RIA	*	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Ribarroja	RIB	*	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Sabiñánigo	SAB	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Santa Ana	SAN	*	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
San Lorenzo	SLO	*	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Sobrón	SOB	*	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
La Sotenera	SOT	*	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Santolea	STO	*	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Talarn	TAL	*	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Terradets	TER	*	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Las Torcas	TOR	*	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
La Tranquera	TRA	*	Oligotrófico (*)	Mesotrófico	Oligotrófico
Ullivarri-Gamboa	ULL	*	Mesotrófico	Mesotrófico	Ultraoligotrófico
Urdalur	URE1	Mesotrófico	*	*	*
Urrúnaga	URR	*	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Utchesa Seca	UTC	Hipereutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Vadiello	VAD	*	*	Oligotrófico	Oligotrófico
El Val	VAL	*	Eutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico
Valdabra	VAE1	Eutrófico	*	*	*
Yesa	YES	*	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico

*: Embalses no muestreados en ese año. El Estado Trófico que se ofrece en este cuadro para los cuatro años del estudio se ha calculado sobre la base de los mismos parámetros (clorofila a, disco de Secchi, fósforo total (P total) y densidad algal) y los mismos límites de clase de grado trófico para cada uno y su conjunto que se explican en la presente memoria. En el año 2007, para los embalses de Mezalocha y La Tranquera no se ha tenido en cuenta el valor del P total para el cálculo del Estado Trófico.

6. POTENCIAL ECOLÓGICO

6.1. Consideraciones previas

Tradicionalmente, la evaluación de la calidad o monitoring en lagos y embalses se ha centrado en parámetros fisicoquímicos (nutrientes, perfiles de oxígeno, etc.) y en la biomasa de fitoplancton expresada en términos de clorofila-a, para los cuales existen numerosos esquemas de clasificación (ej. OCDE, 1982; Carlson, 1977). Solo recientemente y siguiendo los nuevos requerimientos de la DMA para evaluar el estado-potencial ecológico, los países europeos han incluido algunos otros elementos de calidad en sus programas de control rutinario, como el fitoplancton, los macrófitos, el fitobentos, los invertebrados o los peces.

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

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

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

- En primer lugar, el primer paso para definir el potencial ecológico de una masa de agua muy modificada, es establecer la categoría de masa (río, lago, de transición o costera) que más se asemeja a su estado actual. Los embalses en cursos fluviales se identifican así como masas de agua asimilables a lagos.
- A continuación, clasificar la masa de agua, agrupándola en alguna de las categorías o tipologías. Esta primera fase ya se completó en el capítulo 3 del presente ESTUDIO, tomando como referencia la clasificación de masas de agua muy modificadas y artificiales asimilables a lagos, propuesta originalmente por el CEDEX e incluida en la IPH.

- Seguidamente, se trata de establecer los elementos de calidad, los máximos potenciales ecológicos (MPE) propios del tipo y los rangos de cada indicador de calidad en 5 clases de potencial ecológico (óptimo, bueno, moderado, deficiente y malo). A este respecto, si bien la DMA no requiere el establecimiento del límite entre las clases bueno y óptimo, el *Documento Guía nº 13 de la Comisión Europea sobre la Clasificación del Estado y Potencial Ecológico* recomienda su utilización en informes y mapas, al menos a título explicativo. Se consideran también los indicadores utilizados normalmente para conocer el grado trófico de los lagos, ya que integran un número significativo de parámetros que definen el estado de la masa de agua. Se adoptaron los indicadores de estado trófico generales utilizados en el capítulo 5 del ESTUDIO, más otros como el biovolumen de fitoplancton, algunos índices de fitoplancton, o algunas métricas del zooplancton.

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

- En cumplimiento de la IPH, estableceremos el potencial ecológico de los embalses mediante el uso de las condiciones de máximo potencial definidas en esta instrucción. En dicho documento se especifican los valores de referencia y los límites entre los estados bueno/moderado (así como los ratios de calidad ecológica o *RCE*) para cuatro parámetros del fitoplancton: concentración de clorofila, biovolumen, índice de grupos algales o índice de Catalán (IGA) y porcentaje de cianobacterias. A este respecto, señalar que los embalses de los tipos 12 y 13 no podrán ser evaluados debido a que sus condiciones de referencia no están todavía desarrolladas en dicha instrucción. Llamaremos a esta segunda propuesta de clasificación “propuesta normativa”.

6.2. Elementos y parámetros para la determinación del potencial ecológico

En la “propuesta experimental”, se ha partido de los elementos de calidad establecidos en estudios previos realizado por la CHE (2007,2008, 2009), y que fueron justificados de forma amplia para el caso de los embalses en esta cuenca. Junto a estos indicadores, se han aplicado otras métricas que han sido utilizadas en estudios previos realizados por diferentes organismos de gestión y/o investigación, algunas de las cuales fueron ya testadas en los estudios de potencial ecológico de embalses de 2006 y 2007 (CHE 2007; CHE 2008). Otras métricas son de nueva utilización, como los índices bióticos *PTI*, *MedPTI*, *TI* o *PRTI*.

Así, dentro del indicador fitoplancton, además de la concentración de clorofila, la densidad celular, el biovolumen algal, el IGA o la densidad de cianobacterias tóxicas, se han testado otros índices de composición taxonómica y/o funcional como son el *assemblage index* (Padisak et al. 2006) o el *Indice Planctonique* (Barbe 2003). Respecto a la proporción de cianobacterias, incluida en la orden de planificación hidrológica, se hace una propuesta de límites de clases de calidad. Como novedad se han incluido en el presente estudio 4 nuevos índices bióticos (basados en el concepto de especies indicadoras), uno de ellos, el *PRTI*, diseñado específicamente para este estudio. Los otros han sido desarrollados en otras regiones geográficas (Cerdeña, países nórdicos, sur de los Alpes) y se comprueba su posible utilización en los embalses de la cuenca del Ebro.

Asimismo se han incluido dos parámetros relacionados con las comunidades de zooplancton, ya utilizados en los estudio de 2006 y 2007, aunque con resultados poco concluyentes, lo que impidió su utilización en la clasificación del potencial (CHE 2007 y CHE 2008). Se trata de la relación entre el número de cladóceros de gran tamaño frente al total de cladóceros (*Rcla*) y la relación o cociente entre la biomasa de zooplancton y la biomasa de fitoplancton expresada como concentración de Clorofila-a (*Rzoo-chla*). Estas métricas se propusieron y validaron en el proyecto europeo *ECOFRAME* para lagos someros europeos (Moss et al. 2003), por lo que su adecuación o modificación a sistemas leníticos más profundos sería necesaria en un futuro (CHE 2007; CHE 2008). Otra métrica que ya se propuso en el estudio de embalses de 2007 (CHE 2008) fue un índice biótico denominado *wetland zooplankton index* (*WZI*, Loughheed y Chow-Fraser 2002), desarrollado en EEUU para la evaluación de la calidad en humedales (lagunas, ríos, lagos, etc). Utiliza valores de tolerancia y óptimos para diferentes géneros y especies de zooplancton. El hecho de ser un índice que funciona con un nivel taxonómico genérico (en su mayor parte) y que es aplicable a diversos hábitats, determina su aplicabilidad en otras zonas geográficas y en sistemas como los embalses estudiados. Además, el *WZI* es

una métrica con cinco clases de calidad delimitadas, por lo que su adecuación al ámbito de la DMA resulta inmediata. No obstante, tampoco esta métrica dio resultados satisfactorios, ya que hacía descender mucho la calidad o potencial final, lo que también impidió su utilización en la clasificación del potencial (CHE 2008). Como novedad se ha incluido en el presente estudio un nuevo índice biótico (basados en el concepto de especie indicadora) el *ZRTI*, diseñado específicamente para este estudio.

En el **Cuadro 16** se presentan los indicadores de calidad, así como los elementos y parámetros de cada uno seleccionados a priori para la determinación del potencial ecológico (PE) en los embalses muestreados en el año 2009, según la propuesta experimental.

CUADRO 16
 PARÁMETROS CANDIDATOS PARA LA DETERMINACIÓN DEL
 POTENCIAL ECOLÓGICO: PROPUESTA EXPERIMENTAL

INDICADOR	ELEMENTOS	PARÁMETROS CANDIDATOS
Biológico	Composición, abundancia y biomasa del FITOPLANCTON	Densidad algal
		Biomasa algal: Clorofila-a
		Biovolumen algal
		Densidad cianobacterias tóxicas
		Porcentaje de cianobacterias
		Índice de Grupos Algales (IGA)
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>
		<i>Indice Planctonique (I_{PL})</i>
		<i>Phytoplankton Trophic Index (PTI)</i>
		<i>Mediterranean PTI (MedPTI)</i>
		<i>Trophic Index (TI)</i>
	<i>Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI)</i>	
	Composición, abundancia y biomasa del ZOOPLANCTON	Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila-a
		Ratio Cladóceros grandes / cladóceros totales
<i>Wetland Zooplankton Index (WZI)</i>		
<i>rotifer inferred Trophic Level Index (riTLI)</i>		
	<i>Zooplankton Reservoir Trophic Index (ZRTI)</i>	
Fisicoquímico	Concentración de nutrientes	P total (µg P/L)
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética o media
	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi

NOTA: En color azul, parámetros nuevos utilizados en 2009

En las siguientes secciones se describen y justifican los parámetros elegidos a priori como métricas candidatas para la evaluación del PE.

6.2.1. Indicadores biológicos

A continuación se describen cada una de las métricas seleccionadas a priori como candidatas para la evaluación del potencial ecológico, así como los límites de clases de calidad o potencial ecológico establecidos para cada una de ellas.

1) Densidad algal

Para su valoración, en principio se utilizaron dos referencias: EPA, 1976 y Margalef 1983. La primera establece el límite inferior -oligotrofia- en 2.000 cel/ml y la segunda establece en 5.000 cel/ml el umbral que separa la eutrofia moderada de la avanzada. Se ha considerado que esta última referencia -5.000 cel/ml- es indicativa de que, a lo largo de un año, no se producen proliferaciones algales significativas y se mantiene, por tanto, un óptimo estado de la calidad del agua. El estado del agua empeora por este concepto cuando se superan las 15.000 cel/ml; límite entre la mesotrofia y eutrofia establecido por la EPA (Weber, 1976).

La aplicación de los límites de clase resultantes, ya aplicados en el trabajo por la CHE de 2006 (CHE 2007) no resultó muy realista, como ya se ha indicado en el capítulo de estado trófico, obteniendo una proporción de MAS en muy buen estado o mal estado (ultra-oligotrofia o hipertrofia) demasiado elevadas. Por ello, basamos nuestros límites de estado en una escala logarítmica, partiendo de 100 y llegando a las 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 mejor a los obtenidos mediante métricas estándar (OCDE). Los rangos finales establecidos en su valoración se presentan en el **Cuadro 17**.

CUADRO 17

CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO. DENSIDAD ALGAL DEL FITOPLANCTON

Clase de potencial	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Densidad algal (cel/ml) Margalef (1983)	<100	100-1.000	1.000-10.000	10.000-100.000	>100.000
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

2) Biovolumen algal

El biovolumen es una medida mucho más precisa de la biomasa algal, por tener en cuenta el tamaño o volumen celular de cada especie, además del número de células. Se aplicaron los criterios definidos por **Willen (2000)**, quedando la clasificación del potencial ecológico de acuerdo al biovolumen de fitoplancton como se indica en el **Cuadro 18**.

CUADRO 18
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
 BIOVOLUMEN ALGAL DEL FITOPLANCTON

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Biovolumen algal (mm ³ /L) Willen (2000)	<0,1	0,1-0,5	0,5-2	2-8	>8
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

3) Concentración de clorofila-a

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

Este parámetro se incluye en este apartado por su estrecha relación con la estructura y composición de la comunidad fitoplanctónica y por ser un indicador de eutrofia de uso muy extendido. Para la evaluación del potencial ecológico en embalses de acuerdo con la concentración de clorofila-a (sin condiciones de MPE conocidas), se han considerado los rangos establecidos por el sistema de clasificación trófica de la OCDE para medias anuales de clorofila (ver pág. 122 para una justificación de este criterio) para la media de la columna de agua integrando la capa fótica (**Cuadro 19**).

CUADRO 19
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
 CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA

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

4) Índice de grupos algales (IGA)

Se ha aplicado un índice basado en el biovolumen relativo de diferentes grupos algales del fitoplancton, denominado IGA, y que viene siendo utilizado por la *Agencia Catalana del Aigua* para la clasificación del estado ecológico de los lagos de montaña y cársticos de Cataluña (**ACA 2003a**). En la actualidad forma parte de las métricas para el cálculo del potencial ecológico en embalses de la IPH.

El índice IGA se expresa:

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

Siendo,

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

En cuanto al IGA, se han considerado los rangos de calidad establecidos en el **Cuadro 20**.

CUADRO 20
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
 ÍNDICE DE GRUPOS ALGALES (IGA)

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango IGA ACA 2003a	<1	1-10	10-100	100-200	>200
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

5) Densidad de cianobacterias potencialmente tóxicas

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

En este caso se han seguido las indicaciones de la **OMS (Chorus y Bartram, 1999)**. Para valorar este parámetro se ha tomado el número de cianobacterias contabilizado en el muestreo. Así, se consideran especies/cepas con capacidad de liberar toxinas al medio acuático, las que se especifican a continuación: *Microcystis smithii*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis flos-aquae*, *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 21**.

CUADRO 21
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
 DENSIDAD DE CIANOFÍCEAS TÓXICAS

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Cianofíceas tóxicas (cel/ml) OMS (Chorus y Bartram, 1999)	0-500	500-2000	2000-20000	20,000-100,000	>100,000
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

6) Porcentaje de cianobacterias

El aumento de la densidad relativa de cianobacterias se ha relacionado en numerosas ocasiones con procesos de eutrofización, aunque también se documentan numerosas excepciones a esta relación. La **IPH** incluye entre las métricas a considerar para el establecimiento del potencial ecológico en embalses, la densidad relativa de cianobacterias en la comunidad fitoplanctónica. El valor de referencia se establece en el 0% de cianobacterias, mientras que los límites de clase de potencial establecidos en esta orden, sólo especifican el valor 28,5% como límite entre las clases bueno y moderado (9,2% para los de tipo 1). Por ello, y asumiendo el mismo desfase o diferencia entre una división equitativa en 5 clases de calidad (según la cual este límite se encontraría en el 40%, es decir, una diferencia de 11,5 puntos porcentuales; 30,8 puntos para el tipo 1), se definieron los restantes límites de clase, que se muestran en el **Cuadro 22**.

CUADRO 22
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
 DENSIDAD RELATIVA DE CIANOBACTERIAS

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
% cianobacterias (tipo 1) IPH	0	0,1-9,2	9,2-29,2	29,2-49,2	>49,2
% cianobacterias (tipos 7, 9, 10, 11, 12 y 13) IPH	<8,5	8,5-28,5	28,5-28,5	48,5-68,5	>68,5
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

7) Índice biótico de Barbe et al. 2003: *Indice Planctonique I_{PL}*

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

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

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

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

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

El índice toma valores de 0 a 100, siendo las clases de potencial las definidas en el **Cuadro 23**.

CUADRO 23
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
 INDICE FITOPLANCTONIQUE I_{PL}

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
<i>Indice Planctonique I_{PL}</i> Barbe et al. 2003	0-20	20-40	40-60	60-80	>80
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

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

El cálculo de este índice se basa en la biomasa relativa de diferentes grupos funcionales o codones ($p_i = n_i/N$, donde n_i es la biomasa del codón i y N es la biomasa total). Estos grupos funcionales fueron originalmente definidos por Reynolds et al. 2002 y matizados y completados por Padisak et al. 2006. Estos grupos ya han sido definidos y comentados en la sección 4.3.1 relativa al fitoplancton (análisis multivariante, pag. 78). A cada uno de estos codones le corresponde un coeficiente o factor F_i según su grado de tolerancia al enriquecimiento del sistema (que varía según los tipos de lagos). En este estudio se asignaron los valores del tipo 1 de Padisak et al. 2006 debido a que era el que más se asemejaba al conjunto de nuestros embalses. Los valores de F_i se indican en el cuadro siguiente:

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

El índice Q tomaría la forma:

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

El índice toma valores de 0 a 5, siendo las clases de potencial las definidas en el **Cuadro 24**.

CUADRO 24
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO. ASSEMBLAGE INDEX Q

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
<i>Assemblage Index (Q)</i> Padisak et al. 2006	>4	3-4	2-3	1-2	<1
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

9) Índice trófico de fitoplancton (*PTI*, Salmaso et al. 2006)

El *PTI*, del inglés *Phytoplankton Trophic Index*, es un índice biótico basado en fitoplancton, para la evaluación del estado trófico en lagos profundos subalpinos (Salmaso et al. 2006). Se basa en el biovolumen relativo de 39 taxones predominantes. Para el cálculo de este índice, a cada taxon (especie, o género en muchos casos) se le asigna un “valor trófico” o *trophic weight* (w_i) de 1 a 5 calculado en base a un gradiente trófico establecido mediante métodos multivariantes (CCA).

El índice *PTI* se calcula según la expresión matemática:

$$PTI = \frac{\sum w_i \cdot b_i}{\sum b_i}$$

Siendo: b_i el biovolumen de la especie i y w_i el valor trófico de la especie.

En total, 76 especies de fitoplancton pudieron ser asignadas a los táxones indicadores del *PTI*, para el cálculo del índice.

En cuanto al *PTI*, se han considerado los rangos de calidad establecidos en el **Cuadro 25**, resultantes de hacer 5 clases equitativas del rango 1-5.

CUADRO 25
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO. ÍNDICE *PTI*

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>PTI</i> Salmaso et al. 2006	>4,2	3,4-4,2	2,6-3,4	1,8-2,6	<1,8
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

10) Índice trófico de fitoplancton mediterráneo (*MedPTI*, Marchetto et al. 2009)

El *MedPTI* (del inglés *Mediterranean Phytoplankton Trophic Index*) es un índice biótico basado en fitoplancton, para la evaluación del potencial ecológico de acuerdo a la DMA en cuerpos de agua artificiales (embalses) de ambientes mediterráneos (**Marchetto et al. 2009**). Se basa en el biovolumen relativo de 44 taxones (a diferentes niveles de determinación, normalmente géneros) cuyos óptimos de estado trófico y valores indicadores (en base a la concentración de P total) fueron calculados a partir de datos procedentes de embalses profundos (>15 m) de Cerdeña y validados con datos de otras localidades. Asimismo, se realizó una intercalibración con datos de otros países europeos del arco mediterráneo para establecer los límites de clases de potencial.

El índice *MedPTI* se calcula:

$$MedPTI_i = \frac{\sum_{k=1}^m B_{j,k} \cdot v_k \cdot i_k}{\sum_{k=1}^m B_{j,k} \cdot i_k}$$

Siendo: $B_{j,k}$ el biovolumen de la especie k (desde $k=1$ hasta $m=$ nº de especies del índice); v_k El valor trófico de la especie y i_k su valor indicador (o rango de tolerancia).

En total, 81 especies de fitoplancton, pertenecientes a 28 de los 44 grupos indicadores, se utilizaron para el cálculo del índice. Los valores tróficos de estos 28 grupos considerados, no fueron significativamente distintos de aquellos del total de 44 grupos del *MedPTI* (ANOVA $F=1,04$; $p=0,94$), por lo que este factor no influyó en los valores del índice. En cuanto a las clases de potencial del *MedPTI*, se han considerado los rangos de calidad originales (Marchetto et al. 2009), tal como aparecen en el **Cuadro 26**.

CUADRO 26
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO. ÍNDICE *MedPTI*

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>MedPTI</i> Marchetto et al. 2009	>2,77	2,45-2,77	2,13-2,45	1,81-2,13	<1,81
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

11) Índice Trófico (*TI*, Ptacnik et al. 2009)

Del inglés *Trophic Index*, se trata de un índice biótico basado en fitoplancton, diseñado para la evaluación del estado ecológico en lagos nórdicos (Ptacnik et al. 2009). Se basa en el biovolumen relativo de 277 táxones. Para el cálculo de este índice, a cada táxon (normalmente especie, género en algunos casos) se le asigna un óptimo de estado trófico w_i , calculado a partir de las concentraciones de P total (transformadas logarítmicamente, ln-PT) en las muestras en que aparece el táxon (método del *weighted averaging*). El índice se calcula como la suma ponderada (con la raíz cuadrada de los porcentajes de biovolumen de cada especie como factor de ponderación) de los óptimos de los táxones:

$$TI = \sum w_i \cdot b_i$$

Siendo: b_i la raíz cuadrada del biovolumen relativo de la especie i y w_i el óptimo trófico de la especie. En total, 160 especies de fitoplancton pudieron ser asignadas a los táxones indicadores del *TI*, para el cálculo del índice.

El índice *TI* es una variable que presenta un rango de 1,33 a 4,99, con lo que las clases de potencial ecológico se calcularon dividiendo este rango en 5 clases de calidad equitativas. Los rangos de calidad, se muestran en el **Cuadro 27**.

CUADRO 27
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO. ÍNDICE *TI*

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>TI</i> Ptacnik et al. 2009	<2,06	2,06-2,79	2,79-3,52	3,52-4,25	>4,25
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

12) Índice Trófico de Embalses Fitoplanctónico (PRTI)

El índice *PRTI*, del inglés *Phytoplankton Reservoir Trophic Index*, es un índice biótico basado en fitoplancton, diseñado específicamente para la evaluación del estado ecológico en los embalses de la cuenca del Ebro en el presente estudio. Se basa en la abundancia relativa de los 165 táxones algales utilizados en el análisis de correspondencias canónicas (pág. 98). Numerosos estudios han utilizado técnicas multivariantes para derivar métricas de calidad, como por ejemplo, Attayde y Bozelli (1998). Para el cálculo de este índice, a cada táxon (normalmente especie, género en algunos casos) se le asigna un valor de tolerancia a la eutrofia t_i , que oscila de 1 (tolerancia mínima) a 15 (tolerancia máxima), calculado a partir de su posición relativa en el gradiente de estado trófico definido por el primer eje de ordenación. El índice se calcula como la suma ponderada (con la densidad relativa de cada especie d_i como factor de ponderación) de los valores de tolerancia de las especies presentes en cada embalse:

$$PRTI = \sum d_i \cdot t_i$$

Siendo: d_i la densidad relativa de la especie i y t_i el valor de tolerancia de la especie. El índice *PRTI* presenta un rango de variación de 1 a 15, calculándose las clases de potencial ecológico mediante una división equitativa de este rango en 5 clases de calidad equitativas. Los rangos de calidad, se muestran en el **Cuadro 28**.

CUADRO 28
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO. ÍNDICE *PRTI*

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>PRTI</i>	<3,8	3,8-6,6	6,6-9,4	9,4-12,2	>12,2
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

El funcionamiento del índice *PRTI* fue validado mediante su aplicación a los datos de embalses del Ebro de 2008, observándose coeficientes de regresión lineal significativos con métricas de estado trófico como el *TSI* de Carlson (Carlson 1977; R^2 ajustada = 0,29; $p = 0,000013$) o el *TLI* de Burns (Burns et al. 1999); R^2 ajustada = 0,33; $p = 0,000002$).

13) Ratio Biomasa Zooplancton / Clorofila-a (índice Zoo/Chla)

Primero, recordar que esta métrica y la siguiente (índice Rcla), 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 de tipo embalse será necesaria en un futuro (CHE 2007). Para la adecuación de las métricas de zooplancton al esquema del ESTUDIO, basado en 5 clases de potencial ecológico, se han utilizado los siguientes límites para los embalses, ya utilizados en CHE 2007 y CHE 2008 (**Cuadro 29**).

CUADRO 29
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO. ÍNDICE Zoo/Chla

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango Zoo/Chla Moss et al. 2003	> 70	50-70	20-50	10-20	<10
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

14) Ratio nº cladóceros grandes / nº cladóceros totales (índice Rcla)

Al igual que la anterior métrica, fue propuesta y validada en el proyecto europeo *ECOFRAME* para lagos someros europeos (**Moss et al. 2003**). En este trabajo se consideraron como cladóceros grandes las especies de los géneros *Daphnia*, *Diaphanosoma* y *Moina*, así como las especies *Leydigia leydigii*, *Holopedium gibberum* y *Simocephalus vetulus*. Para la adecuación de las métricas de zooplancton al esquema del ESTUDIO, basado en 5 clases de potencial ecológico, se han utilizado los siguientes límites para los embalses, ya utilizados en CHE 2007 y CHE 2008. (**Cuadro 30**)

CUADRO 30
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO. ÍNDICE Rcla

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango Rcla Moss et al. 2003	>0,5	0,3-0,5	0,1-0,3	0,05-0,1	<0,05
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

15) Wetland Zooplankton Index (WZI, Lougheed y Chow-Fraser 2002)

Se trata de un índice biótico denominado *wetland zooplankton index* (WZI, Lougheed y Chow-Fraser 2002). Este índice fue desarrollado en EEUU para la evaluación de la calidad en ecosistemas acuáticos de diferente tipología (palustre, lacustre, fluvial, etc.) usando las comunidades de zooplancton. Utiliza valores de tolerancia (T_i) y óptimos (U_i) para diferentes géneros y especies de zooplancton (rotíferos y cladóceros).

La expresión matemática del índice es:

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

donde Y_i es la abundancia (ind/L) de la especie i , T_i su tolerancia (1-3) y U_i su óptimo (1-5). El índice varía por tanto de 1 (indicativo de poca calidad) a 5 (máxima calidad). Para la adecuación de las métricas de zooplancton al esquema del ESTUDIO, basado en 5 clases de potencial ecológico, se han utilizado los siguientes límites para los embalses (**Cuadro 31**):

CUADRO 31
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
 ÍNDICE DE ZOOPLANCTON WZI

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
<i>Rangos WZI</i> Lougheed y Chow-Fraser 2002	>4,2	3,4-4,2	2,6-3,4	1,8-2,6	<1,8
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

16) Índice de rotíferos: *riTLI* (*rotifer inferred Trophic Lake Index, Duggan et al. 2001*)

Se trata de un índice biótico basado en la composición relativa de la comunidad de rotíferos. Desarrollado en Nueva Zelanda (**Duggan et al. 2001**), se viene aplicando de forma rutinaria por diversas agencias regionales en este país (Ian Duggan, comunicación personal) para la caracterización trófica de diversos tipos de sistemas leníticos. Se basa en valores de óptimos (O_i) y tolerancia (T_i) para diversas especies, obtenidos de forma experimental a partir de observaciones de campo. Se ha testado en este informe (al igual que ya se hizo en 2008) su posible aplicación a los embalses estudiados. Hay que tener en cuenta las limitaciones biogeográficas y ecológicas que pudiera presentar esta métrica, tanto a nivel de especies presentes en ambas regiones, como de su respuesta (óptimos y tolerancias) al grado trófico. Por ello, se trata de una aproximación experimental cuyos resultados serán discutidos más adelante.

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

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

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

Las clases de calidad (**Cuadro 32**) son las mismas que las que aparecen en el cuadro siguiente, y fueron tomadas de las clases originales del *Trophic Level Index* o *TLI* (mediante el cual se obtuvieron los valores de óptimo y tolerancia) de Burns et al. 1999.

CUADRO 32
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
 ÍNDICE DE ROTÍFEROS *riTLI*

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
<i>riTLI</i> Duggan et al. 2001	<2	2-3	3-4	4-5	>5
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

17) Índice Trófico de Embalses Zooplanctónico (ZRTI)

El índice *ZRTI* (del inglés *Zooplankton Reservoir Trophic Index*) es un índice biótico basado en la comunidad de zooplancton, diseñado específicamente para la evaluación del estado ecológico en los embalses de la cuenca del Ebro en el presente estudio. Se basa en la abundancia relativa de las 126 especies utilizadas en el análisis de correspondencias canónicas (CCA) de la comunidad de zooplancton (pág. 117). Para el cálculo de este índice, a cada táxon (usualmente especies, algunas veces géneros) se le asigna un valor de tolerancia a la eutrofia t_i , que oscila de 1 (tolerancia mínima) a 15 (tolerancia máxima), calculado a partir de su posición relativa en el gradiente de estado trófico definido por el primer eje de ordenación. El índice se calcula, al igual que su homólogo de fitoplancton *PRTI*, como la suma ponderada (con la densidad relativa de cada especie d_i como factor de ponderación) de los valores de tolerancia de las especies presentes en cada embalse:

$$ZRTI = \sum d_i \cdot t_i$$

Siendo: d_i la densidad relativa de la especie i y t_i el valor de tolerancia de la especie. El índice *PRTI* presenta un rango de variación de 1 a 15, calculándose las clases de potencial ecológico mediante una división equitativa de este rango en 5 clases de calidad equitativas (**Cuadro 33**).

CUADRO 33
 CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO. ÍNDICE *ZRTI*

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>ZRTI</i>	<3,8	3,8-6,6	6,6-9,4	9,4-12,2	>12,2
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

El funcionamiento del índice *ZRTI*, al igual que se hizo con su homólogo de fitoplancton, fue validado mediante su aplicación a los datos de embalses del Ebro de 2008, observándose coeficientes de regresión lineal significativos con métricas de estado trófico como el *TSI* de Carlson (R^2 ajustada = 0,19; $p = 0,0005$) o el *TLI* de Burns (R^2 ajustada = 0,24; $p = 0,00007$).

Seguidamente, para comprobar las relaciones entre las diferentes métricas o parámetros biológicos con el estado trófico de cada embalse, se ha empleado el índice *TLI* (Burns, 1999), que engloba a la mayoría de métricas de estado trófico “clásicas” como la clorofila, el P total, el N total o el disco de Secchi. Con este fin, se hicieron análisis de correlaciones no paramétricas de Spearman de todas las métricas o parámetros biológicos con el índice *TLI* (Burns, 1999). El siguiente cuadro muestra los resultados de dichos análisis (**Cuadro 34**).

CUADRO 34
 CORRELACIONES (*SPEARMAN* ρ) ENTRE LOS PARÁMETROS BIOLÓGICOS Y EL
 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO *TLI* (BURNS, 1999).

(En negrita las correlaciones significativas. En rojo aquellas métricas no correlacionadas significativamente con ambos índices de estado trófico)

INDICADOR	PARÁMETRO	ρ (TLI)	Nivel de significación (p)
FITOPLANCTON	Clorofila-a	0.67	0.000
	Densidad algal	0.47	0.000
	Biovolumen algal	0.60	0.000
	IGA	0.33	0.018
	% Cianofíceas	-0.12	0.401
	cía_tox	-0.02	0.909
	Q	-0.45	0.001
	I_{PL}	0.19	0.179
	PTI	-0.62	0.000
	MedPTI	-0.23	0.103
	TI	0.46	0.001
	PRTI	0.54	0.000
ZOOPLANCTON	Rcla	-0.30	0.033
	Zoo/Chla	-0.03	0.834
	WZI	0.20	0.162
	riTLI	0.26	0.062
	ZRTI	0.69	0.000

Del análisis de resultados se desprenden las siguientes conclusiones y comentarios:

- De las diferentes métricas analizadas, las que presentan una mejor correlación (con un coeficiente de ρ mayor de 0,5 y nivel de significación próximo o igual a 0) con el índice TLI (Burns, 1999) son los parámetros clorofila-a, biovolumen algal, PRTI y ZRTI.
- En menor medida, presentan correlación positiva con el índice ρ los parámetros densidad algal, IGA y TI.
- Con valores del índice ρ inferiores o negativos y bajos niveles de significación se encuentran el resto de parámetros calculados.
- Se destaca los altos valores del índice ρ obtenido para los nuevos parámetros biológicos –tanto para el fito, como para el zooplancton- desarrollados con motivo del presente estudio, PRTI y ZRTI, lo que nos puede animar a su futuro empleo en posteriores trabajos, junto a las métricas basadas en la clorofila-a y el biovolumen algal.

6.2.2. Indicadores Físicoquímicos: elementos de calidad

1) Transparencia

La transparencia es un elemento válido para evaluar el grado trófico del embalse; tiene alta relación con la productividad biológica; y además tiene rangos establecidos fiables y de utilidad para el establecimiento de los límites de clase del potencial ecológico. Se ha evaluado a través de la profundidad de visión del disco de Secchi (DS), considerando su valor para la obtención de las distintas clases de potencial. Al igual que en el caso de la clorofila-a se han aplicado los criterios de la **OCDE**, en este caso para el mínimo anual de transparencia. Las razones de la elección de estos rangos fueron expuestas en la página 124.

CUADRO 35

NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA PROFUNDIDAD DEL DISCO DE SECCHI

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

2) Condiciones de oxigenación

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

Se ha evaluado estimando la reserva media de oxígeno hipolimnético en el periodo de muestreo, correspondiente al periodo de estratificación. En el caso de embalses no estratificados se consideró la media de oxígeno en toda la columna de agua. Las clases consideradas han sido las empleadas por otros autores para la clasificación de las condiciones de oxigenación en lagos de agua dulce en el ámbito europeo (**Premazzi y Chiaduanni, 1992**). Además atiende a la concentración de oxígeno en la columna de agua; parámetro vital para la vida piscícola, regulada a través del R.D. 927/1988 -transposición de la Directiva 78/659/CEE- y Orden de 16 de diciembre de 1988 sobre los métodos y frecuencia de muestreo para la protección de la vida piscícola. En el cuadro adjunto se resumen los límites establecidos.

CUADRO 36

NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO

Clase de potencial ecológico	Óptimo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Concentración hipolimnética (mg/L O ₂) Premazzi y Chiaduanni, 1992	>8	8-6	6-4	4-2	<2
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

3) Concentración de nutrientes

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

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

CUADRO 37
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CONCENTRACIÓN
DE FÓSFORO TOTAL

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

6.3. Metodologías de cálculo del Potencial ecológico:

a) Aproximación experimental

Para establecer el potencial ecológico se ha aplicado una metodología adaptando diferentes protocolos actualmente en uso (ACA 2003b; ACA 2006; CHE 2006, 2007, 2008; CIS Working Group 2A, 2003). Se trata básicamente de la misma técnica seguida en el estudio de embalses de 2008 (CHE 2009), en el cual ya se justificaba la no utilización de la metodología basada en los potenciales ecológicos máximos (*IPeref* o *IPEmp*)*. A continuación se describe el protocolo de actuación.

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

1. Los indicadores de calidad, así como los elementos y parámetros candidatos para la determinación del potencial ecológico en los embalses muestreados en el año 2009, son los reflejados en el **Cuadro 38a**. Los valores de los indicadores se asignarán a cinco clases de calidad (dependiendo de los límites establecidos para cada uno de ellos) de tal manera que finalmente tengamos un valor del 1 (malo) al 5 (óptimo) para cada indicador.
2. El valor de cada elemento se obtiene directamente a partir de un solo parámetro, en el caso de los parámetros físico-químicos, o realizando la media del valor de calidad asignado a dos o más parámetros en el caso de los biológicos, y re-escalando dicha media a 5 rangos de calidad (fitoplancton y zooplancton, **Figura 49**).
3. La valoración del indicador biológico se obtendría asignando la calificación del elemento de menor puntuación (fitoplancton o zooplancton) 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 tres elementos descritos anteriormente. Si la media de los 4 elementos es igual o superior a 4,2, se considera que se cumplen las condiciones

* Como ya se razonó en los informes de potencial ecológico de embalses de 2006, 2007 y 2008 (CHE 2007, 2008, 2009), la utilización de los *IPEmp* (máximos *IFE* alcanzados experimentalmente dentro de cada grupo de embalses) implicaría una mejora sustancial de la calidad evaluada, debido a los bajos *IFE* que deben ser tomados como "de referencia" en tipos poco representados en el ESTUDIO, o en aquellos otros donde es probable que no se haya contado con embalses cuyas condiciones fueran equiparables al máximo potencial ecológico. Así, encontramos más rigurosa la aplicación de rangos generales ya establecidos en la

físico-químicas *propias del MPE-MB*. Si se alcanzan o superan los 3,4 puntos, se considera que las condiciones físico-químicas *aseguran el funcionamiento del ecosistema*. Si no se alcanzan los 3,4 puntos, se considera que las condiciones físico-químicas *no aseguran el funcionamiento del ecosistema*.

5. Una vez valorados ambos indicadores, y en consonancia con la propuesta metodológica del Grupo de Trabajo 2A de la UE (CIS Working Group 2A 2003), se procede a la evaluación del potencial ecológico mediante el esquema de toma de decisiones esquematizado en la **Figura 50**.
6. El índice de potencial ecológico (IPE) del embalse, será de esta forma el valor más bajo de los obtenidos para los indicadores biológicos, modificado después de aplicar los criterios de condiciones físico-químicas. El *IPE* será un número del 1 al 5, siendo 1 la clase peor y 5 la mejor.

bibliografía y en la legislación (es decir, el método seguido hasta evaluar el *IPE*), mientras no se disponga de condiciones de máximo potencial para cada uno de los tipos.

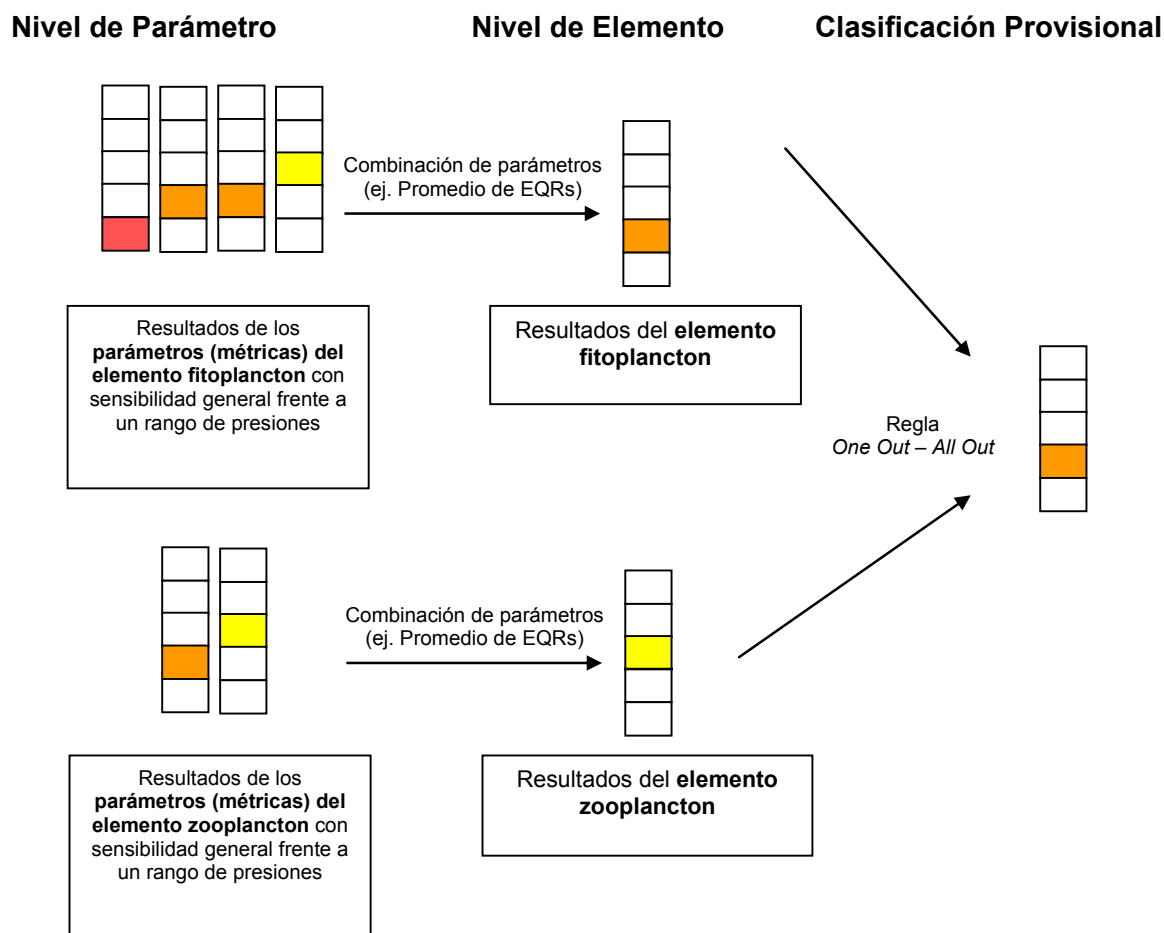


Figura 49. Aproximación experimental. Diagrama de clasificación del potencial ecológico provisional de acuerdo con la combinación de métricas y elementos biológicos. Una vez obtenida la clasificación provisional, esta se verá modificada o no atendiendo a los resultados del indicador físico-químico (ver Figura 50).

En este esquema conceptual (**Figura 50**), cuando los indicadores biológicos ofrecen un valor por debajo de bueno, la clasificación final del potencial ecológico viene dada directamente por estos. Sin embargo, cuando el potencial ecológico se estima (mediante indicadores biológicos) como bueno u óptimo, las condiciones fisicoquímicas* entran en juego, pudiendo bajar la clasificación del potencial a los niveles inferiores bueno o moderado, a la vista del resultado obtenido para el indicador fisicoquímico.

* Condiciones Físicoquímicas propias del máximo potencial ecológico (MPE): Si la media de las valoraciones de los parámetros es igual o superior a 4,2 se considera que se cumplen las *condiciones físico-químicas propias del MPE*. Si se alcanzan los 3,4 puntos, se considera que las condiciones fisicoquímicas *aseguran el funcionamiento del ecosistema*.

Un ejemplo práctico del protocolo de cálculo se muestra en los Cuadros 38a y 38b.

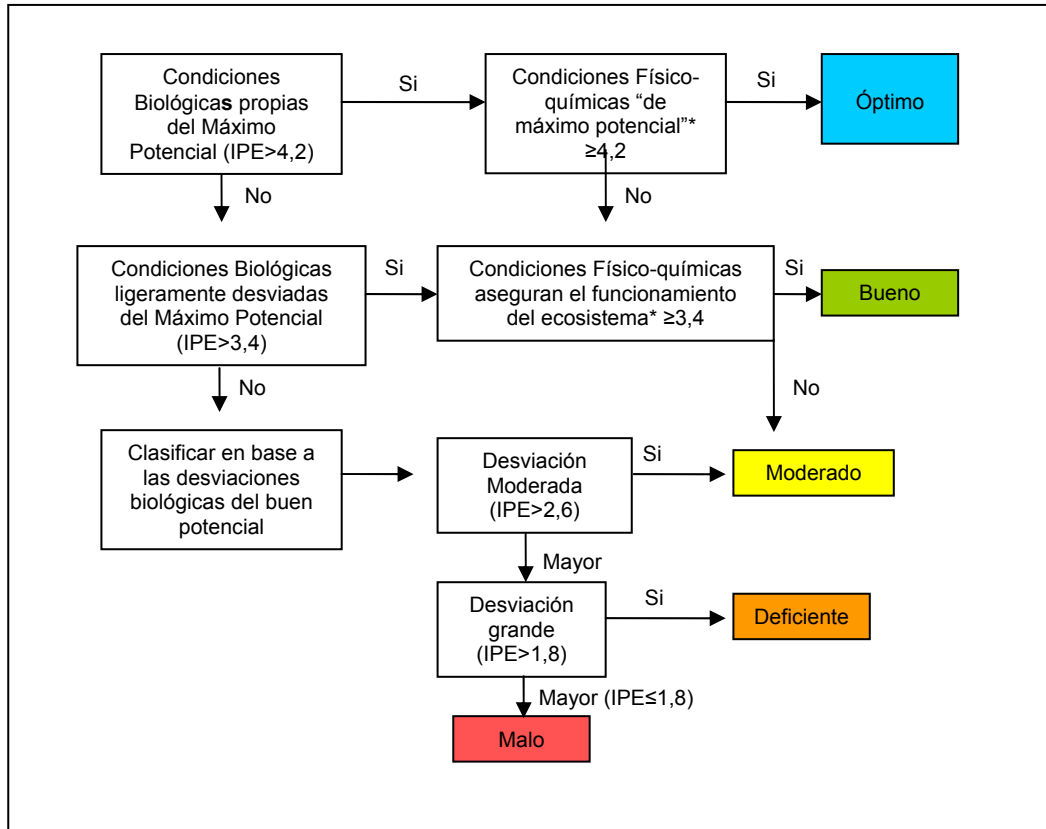


Figura 50. Diagrama de clasificación del potencial ecológico final de acuerdo con las recomendaciones de la UE (CIS Working Group 2A, 2003).

CUADRO 38a
PARÁMETROS CANDIDATOS Y LÍMITES DE CLASE

Indicador	Elementos	Parámetros	Óptimo	Buena	Moderado	Deficiente	Malo
Biológico	Composición, abundancia y biomasa de FITOPLANCTON	Densidad algal (cel/ml)	<100	100 – 1000	1000 – 10000	10000 – 100000	>100000
		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)	<1	1 – 10	10 – 100	100 – 200	>200
		% Cianofíceas	<8,5	8,5-28,5	28,5-28,5	48,5-68,5	>68,5
		Cianofíceas tóxicas (cel/ml)	<500	500 – 2000	2000 – 20000	20000 – 100000	>10 ⁵
		<i>Indice Planctonique (I_{PI})</i>	0-20	20 – 40	40 – 60	60 – 80	>80
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>	>4	3 – 4	2 – 3	1 – 2	>1
		<i>Phytoplankton Trophic Index (PTI)</i>	>4,2	3,4-4,2	2,6-3,4	1,8-2,6	<1,8
		<i>Mediterranean Phytoplankton Trophic Index (MedPTI)</i>	>2,77	2,45-2,77	2,13-2,45	1,81-2,13	<1,81
		<i>Trophic Index (TI)</i>	<2,06	2,06-2,79	2,79-3,52	3,52-4,25	>4,25
	<i>Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI)</i>	<3,8	3,8-6,6	6,6-9,4	9,4-12,2	>12,2	
	Composición, abundancia y biomasa de ZOOPLANCTON	Ratio cladóceros grandes / totales (Rcla)	>0,5	0,3 – 0,5	0,1 – 0,3	0,05 – 0,1	<0,05
		Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila-a (Zoo/Chla)	> 70	50 – 70	20 – 50	10 – 20	<10
		<i>Wetland Zooplankton Index (WZI)</i>	>4,2	3,4 – 4,2	2,6 – 3,4	1,8 – 2,6	<1,8
		<i>Rotifer inferred Trophic Lake Index (riTLI)</i>	<2	2 – 3	3 – 4	4 – 5	>5
		<i>Zooplankton Reservoir Trophic Index (ZRTI)</i>	<3,8	3,8-6,6	6,6-9,4	9,4-12,2	>12,2
Físico-Químico	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi (m)	>6	3 – 6	1,5 – 3	0,7 – 1,5	<0,7
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética O ₂ (mg/L O ₂)	>8	8 – 6	6 – 4	4 – 2	<2
	Concentración de nutrientes	Concentración de PT: media anual (µg P/L)	0-4	4 – 10	10 – 35	35 – 100	>100
Valoración del parámetro			5	4	3	2	1

CUADRO 38b
 EJEMPLO TEÓRICO DE APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA PROPUESTA

Indicador	Elementos	Parámetros	Valor Observado	Valor Parámetro	Valor Elemento	Valor del Indicador	PE
Biológico	FITOPLANCTON	Densidad algal (cel/ml)	945	4	3,42 (media)	3,40 (mínimo)	3 (Moderado)
		Biomasa algal, Clorofila-a (µg/L)	9,3	2			
		Biovolumen algal (mm ³ /L)	0,66	3			
		Índice grupos algales (IGA)	9	4			
		Cianofíceas tóxicas (cel/ml)	75	5			
		% Cianofíceas	24	4			
		<i>Indice Planctonique (I_{PL})</i>	3,5	4			
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>	65	2			
		<i>Phytoplankton Trophic Index (PTI)</i>	3,5	4			
		<i>Mediterranean Phytoplankton Trophic Index (MedPTI)</i>	2,12	2			
		<i>Trophic Index (TI)</i>	2,51	4			
	<i>Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI)</i>	8,0	3				
	ZOOPLANCTON	Ratio cladóceros grandes / totales	0,43	4	3,40 (media)	3 (media) >3	
		Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila-a	57,5	4			
		Índice de zooplancton <i>WZI</i>	2,2	2			
Índice de Rotíferos (<i>TLIrot</i>)		2,1	4				
<i>Zooplankton Reservoir Trophic Index (ZRTI)</i>		8,0	3				
Físico-Químico	Transparencia	Disco de Secchi	3,4	4	4	3 (media) >3	
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética O ₂	3,7	2	2		
	Concentración de nutrientes	Concentración de P	23	3	3		

b) Aproximación normativa

Como consecuencia de la aprobación de la IPH por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica, se incluirá en el presente ESTUDIO una segunda aproximación al potencial ecológico. Esta aproximación, a la que se denomina *normativa*, se basa en las condiciones de máximo potencial ecológico y los límites B/M establecidos para 4 métricas de fitoplancton y diversos tipos de embalses (todos los del ESTUDIO excepto el 12 y el 13). Se discutirán los pros y contras de esta clasificación y su congruencia o no con la aproximación experimental propuesta. Los valores de “referencia” (en realidad deberían haberse denominado *de máximo potencial ecológico*, ya que se trata de masas muy modificadas) y los límites de clase B/M se especifican en el **Cuadro 40**.

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

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

$$RCE_i = v_i / VR_t$$

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

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

- Tras ello, transformaremos estas categorías a escala numérica, tal que óptimo=3, bueno=2 y “no alcanza”=1. Una vez hecho esto y como indica la directiva, se hará por un lado la media de los valores correspondientes al biovolumen y a la clorofila, y por otro la media de los correspondientes al IGA y al % de cianobacterias. Se calculará entonces la media de ambas medias y ese será nuestro valor de potencial ecológico o *IPEnorm*. Esta nueva variable, cuyo rango es también de 1 a 3, se reescalará a 5 clases de calidad, siendo los nuevos límites para el potencial ecológico los que se indican en el **Cuadro 39**.
- Finalmente se tendrá en cuenta el estado fisicoquímico calculado según la metodología descrita en la sección 6.2.2 (página 154) para modificar el potencial ecológico final, según el esquema de toma de decisiones de la **Figura 50**.

CUADRO 39
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN EL INDICE DE POTENCIAL ECOLÓGICO NORMATIVO O
IPEnorm

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

CUADRO 40

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

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

6.4. Potencial Ecológico: Resultados

6.4.1 Indicadores Biológicos y Físicoquímicos

La selección de métricas o parámetros biológicos a utilizar en el cálculo final del potencial ecológico se basó en las correlaciones de estos con un indicador de estado trófico, el *TLI* de Burns et al. (1999). La correlación del *TLI* de Burns con el *TSI* de Carlson resultó altamente significativa, por lo que escogimos este índice como indicador del estado trófico debido a la inclusión en el mismo de otra variable indicadora como es el N total. En el **Cuadro 34** (pág. 153) se muestran los coeficientes de correlación de *Spearman* entre estos parámetros. Se seleccionaron, en principio, aquellas métricas cuyas correlaciones con el *TLI* (Burns, 1999) fueron significativas ($p < 0,05$).

a) Biológicos

El **fitoplancton** fue el elemento del cual se incluyeron más parámetros indicadores, con un total de 12 métricas candidatas. Las 2 métricas relativas a la comunidad de cianobacterias (porcentaje de cianobacterias y abundancia de cianobacterias potencialmente tóxicas) fueron descartadas por su falta de correlación con las métricas de estado trófico en los embalses muestreados en 2009. Por la misma razón fueron descartados para este estudio los índices *I_{PL}* y *MedPTI*. Las métricas que mostraron las correlaciones más altas ($\rho > 0,5$) con los índices de estado trófico de Carlson y Burns fueron, en orden decreciente: clorofila-a, biovolumen algal, *PTI* y *PRTI*. Los resultados obtenidos (en términos de clases de calidad) para cada una de las métricas del fitoplancton se pueden observar en la **Figura 51**.

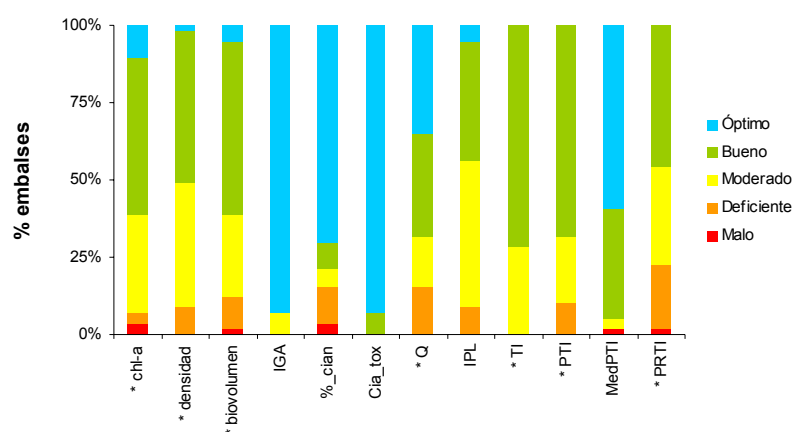


Figura 51. Evaluación de la calidad mediante los parámetros del fitoplancton.

(* Parámetros biológicos seleccionados para el cálculo final del potencial ecológico)

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

Por su parte, el porcentaje de cianobacterias, la densidad de cianobacterias tóxicas y el índice de grupos algales *IGA*, ofrecieron resultados poco fiables, en cuanto que evaluaron a la inmensa mayoría de embalses como en óptimo potencial, no estando en consonancia con las otras métricas del fitoplancton o de estado trófico. Las dos primeras métricas, como vimos anteriormente, (**Cuadro 34**) no se correlacionaron con el estado trófico (*TLI*, Burns 1999) y ya habían sido descartadas en un principio. 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, la abundancia de cianobacterias tóxicas es un indicador más útil en aspectos sanitarios de la gestión del agua que para conocer el potencial ecológico. En cuanto al índice de grupos algales (*IGA*), aunque mostró correlaciones significativas con el índice *TLI* (Burns, 1999), los resultados a nivel de clases de calidad no resultaron coherentes con las clasificaciones del estado trófico, al menos utilizando los límites de clase propuestos originalmente, como ya ocurriera en años anteriores (CHE 2007, 2008, 2009).

Los índices *I_{PL}* (Barbe 2003) y *MedPTI* (Marchetto et al. 2009) tampoco ofrecieron en 2009 correlaciones significativas con los índices de estado trófico. Además, el *MedPTI* también evaluó a la mayoría de embalses como en óptimo potencial, no estando en consonancia con las otras métricas del fitoplancton o de estado trófico. En contraste, el índice funcional de Padisak (*Q*), ya aplicado en el estudio de 2008, y tres de los índices aplicados por primera vez a los embalses del Ebro: el *PTI* (Salmaso et al. 2006), el *TI* (Ptacnik 2009), y el *PRTI* (diseñado en este ESTUDIO) presentaron altas correlaciones (**Cuadro 34**) con los indicadores de estado trófico y por tanto fueron seleccionadas para el cálculo del potencial ecológico en esta propuesta experimental.

Así pues, del indicador fitoplanctónico, siete de las métricas seleccionadas a priori: clorofila, densidad, biovolumen, y los índices *Q*, *PTI*, *TI* y *PRTI* serán utilizadas finalmente en las estimas de potencial ecológico.

En cuanto a las variables del zooplancton, 2 métricas fueron seleccionadas, quedando descartadas el ratio biomasa Zooplancton/clorofila-a (*Zoo/chla*), el índice *WZI* (wetland zooplancton index) y el índice *riTLI* (Dunggan, 2001), por no presentar correlaciones significativas con el *TLI* (Burns, 1999). El índice de zooplancton *ZRTI*, diseñado y aplicado en el presente ESTUDIO, fue la única variable con un coeficiente de correlación $\rho > 0,50$. Los resultados obtenidos para cada una de las métricas se pueden observar en la **Figura 52**. El ratio de cladóceros grandes / total de cladóceros (*Rc/a*) resultó en una predominancia relativa de la clase óptimo, seguida de las clases malo y deficiente. Las clases de calidad moderado y bueno estuvieron poco representadas.

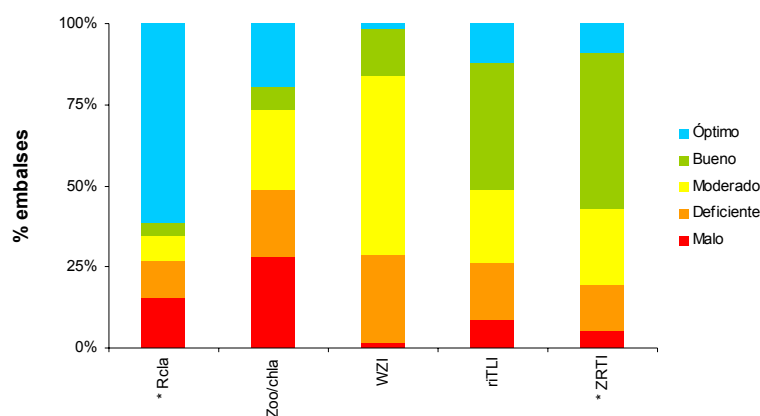


Figura 52. Evaluación de calidad mediante los parámetros del zooplancton
 (*. Parámetros biológicos seleccionados para el cálculo final del potencial ecológico)

La otra métrica de zooplancton (en realidad un ratio de biomasa zooplancton/fitoplancton) resultó en evaluaciones muy restrictivas de la calidad, con la clase malo como predominante, seguida de las clases moderado y deficiente. Estos resultados coinciden bastante con los obtenidos en 2006, 2007 y 2008. Por su parte, el índice biótico *WZI* (*Wetland Zooplancton Index*, Lougheed y Chow-Fraser 2002) ofreció en 2009 estimas de calidad restrictivas, con la clase moderado como predominante, seguida de deficiente, y con pocos casos en los potenciales bueno y óptimo (sólo 9 embalses alcanzaron estos potenciales con el *WZI*). El índice de rotíferos *riTLI* (Dunggan, 2001) y el nuevo índice de zooplancton *ZRTI*, ofrecieron estimas bastante parecidas de clases de potencial ecológico, con todas las clases apareciendo en proporciones similares y siendo las clases bueno y moderado las mayoritarias. El índice *ZRTI* mostró una correlación muy alta ($\rho=0,64$ y $\rho=0,69$) con el *TLI* (Burns, 1999). A la vista de los resultados, sólo el índice *ZRTI* se tuvo en cuenta en el establecimiento del potencial ecológico.

TABLA 6
 PARÁMETROS SELECCIONADOS PARA EL CÁLCULO FINAL DEL POTENCIAL
 ECOLÓGICO (PE Experimental y Normativo)

INDICADOR	ELEMENTOS	PARÁMETROS CANDIDATOS	PE	PE
			Experimental	Normativo
Biológico	Composición, abundancia y biomasa del FITOPLANCTON	Densidad algal	SI	NO
		Biomasa algal: Clorofila-a	SI	SI
		Biovolumen algal	SI	SI
		Densidad cianobacterias tóxicas	NO	NO
		Porcentaje de cianobacterias	NO	SI
		<i>Índice de Grupos Algales (IGA)</i>	NO	SI
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>	SI	NO
		<i>Indice Planctonique (I_{PL})</i>	NO	NO
		<i>Phytoplankton Trophic Index (PTI)</i>	SI	NO
		<i>Mediterranean PTI (MedPTI)</i>	NO	NO
		<i>Trophic Index (TI)</i>	SI	NO
	<i>Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI)</i>	SI	NO	
	Composición, abundancia y biomasa del ZOOPLANCTON	Ratio biomasa Zooplancton / Clorofila-a	NO	NO
		Ratio Cladóceros grandes / cladóceros totales	NO	NO
		<i>Wetland Zooplancton Index (WZI)</i>	NO	NO
		<i>rotifer inferred Trophic Level Index (riTLI)</i>	NO	NO
		<i>Zooplankton Reservoir Trophic Index (ZRTI)</i>	SI	NO
Fisicoquímico	Concentración de nutrientes	P total (µg P/L)	SI	SI
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética o media	SI	SI
	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi	SI	SI

b) Físico-Químicos

Los resultados obtenidos para cada una de las métricas o parámetros físico-químicos se pueden observar en la **Figura 53**.

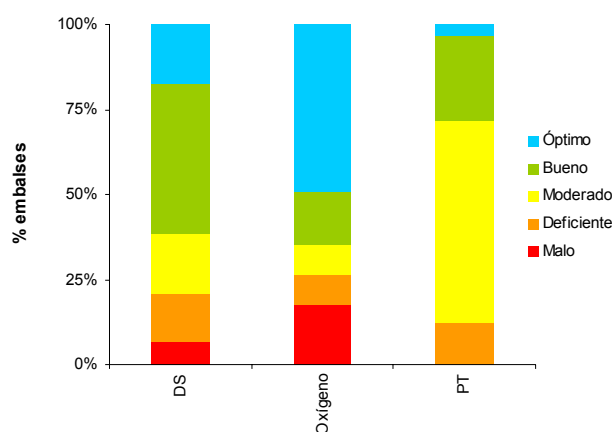


Figura 53. Evaluación de la calidad en embalses mediante los parámetros físico-químicos.

Durante el año 2009 se han utilizado los límites recogidos en la **Figura 50**, que se corresponden con condiciones físico-químicas de máximo potencial mayor o igual de 4,2.

La concentración de P total clasificó los embalses en 4 de las cinco clases de calidad. La clase moderado fue la mayoritaria, con 34 embalses, seguida por la clase bueno, con 14. La clase deficiente estuvo menos representada, en 7 de los 56 embalses. La transparencia, medida como profundidad del disco de Secchi, ofreció resultados menos restrictivos, con un total de 35 embalses en las categorías bueno y óptimo. En cuanto a la concentración de oxígeno, el potencial mayoritario fue óptimo, seguido de malo y bueno, en proporciones parecidas. Finalmente, como resultado de la combinación de parámetros, se estimó el valor global del elemento físico-químico según la metodología planteada (**Figura 54**).

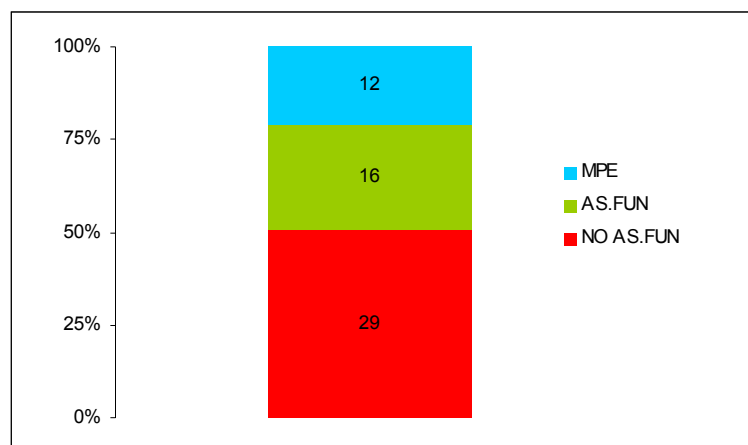


Figura 54. Evaluación mediante el indicador físico-químico. MPE: máximo potencial ecológico; AS.FUN: asegura el funcionamiento del ecosistema; NO AS.FUN: no asegura el funcionamiento del ecosistema. (Se incluye el número de embalses clasificados en cada categoría en 2009)

6.4.2 Potencial Ecológico final (*aproximación experimental*)

Una vez obtenidos los dos tipos de indicadores, y siguiendo la metodología expuesta en la **Figura 50**, se procedió a la estima del índice de potencial ecológico o *IPE*.

En 10 de los 29 embalses calificados como de potencial biológico bueno, el indicador físico-químico (inferior al umbral que suponemos asegura el funcionamiento del ecosistema) hizo descender el potencial a moderado.

La **Figura 55** muestra la proporción final de las clases de potencial ecológico en los embalses estudiados en 2009, evaluada en el presente ESTUDIO.

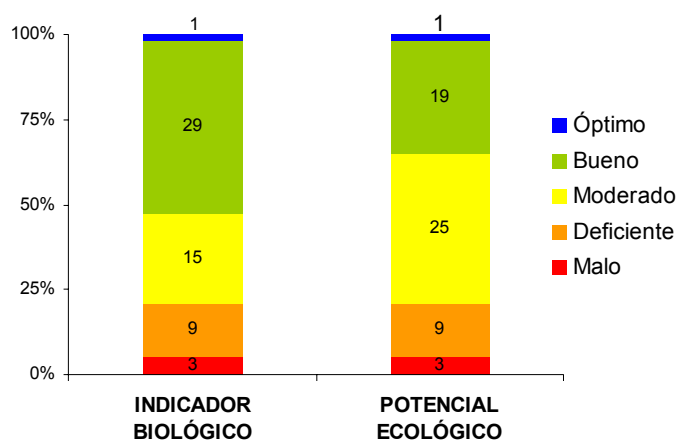


Figura 55. Proporción de clases de potencial ecológico evaluadas mediante el indicador biológico y mediante el *IPE*, tras aplicar los umbrales del indicador físico-químico, según el esquema de la Figura 50. Se indica el número de embalses clasificados en cada categoría.

El **Cuadro 41** recoge la información más relevante obtenida para cada uno de los embalses evaluados: nombre del embalse, código (COD), código MAS, la tipología del embalse (TIPO), el resultado de la evaluación biológica final (PE-BIO), el de la evaluación fisicoquímica (EST-FQ), el índice de potencial ecológico (IPE) evaluado para las masas de agua siguiendo la metodología empleada, así como la evaluación final de potencial ecológico según esta aproximación experimental (*PE_{exp}*). Asimismo, en la **Figura 56** se muestra el mapa de potencial ecológico de los embalses estudiados.

CUADRO 41
ESTABLECIMIENTO DEL POTENCIAL ECOLÓGICO
 (MPE: máximo potencial ecológico; AS.FUN: asegura el funcionamiento del ecosistema;
 NO AS.FUN: no asegura el funcionamiento del ecosistema)

EMBALSE	CODIGO	CODIGO MAS	TIPO	IPE_BIO	PE BIOLÓGICO	EST_FQ	PEexp
Albiña	ALB	EB0000005	7	4,0	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Alloz	ALL	EB0000027	7	4,0	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Ardisa	ARD	EB0000055	11	4,0	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Barasona	BAR	EB0000056	11	3,7	Bueno	MPE	Bueno
Baserca	BAS	EB0000034	13	4,0	Bueno	MPE	Bueno
Búbal	BUB	EB0000025	7	4,0	Bueno	MPE	Bueno
Calanda	CAL	EB0000082	11	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Camarasa	CAM	EB0000065	11	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado
Canelles	CAN	EB0000058	11	4,0	Bueno	MPE	Bueno
Caspe	CAS	EB0000078	12	2,0	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Cereceda	CER	EB0000017	9	2,7	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Ciurana	CIU	EB0000073	10	3,9	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
El Cortijo	COR	EB0000040	11	2,0	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Cueva Foradada	CUE	EB0000080	10	2,0	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Ebro	EBR	EB0000001	7	3,4	Bueno	AS.FUN	Bueno
Escales	ESC	EB0000043	7	3,7	Bueno	AS.FUN	Bueno
Eugui	EUG	EB0000006	7	3,9	Bueno	AS.FUN	Bueno
Flix	FLI	EB0000074	12	2,0	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Gallipuéñ	GAL	EB0000913	10	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
El Grado	GRA	EB0000047	11	4,3	Óptimo	MPE	Óptimo
Guiamets	GUI	EB0000079	10	3,3	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Irabia	IRA	EB0000004	7	3,7	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Itoiz	ITO	EB0000086	7	4,0	Bueno	AS.FUN	Bueno
Lanuzá	LAN	EB0000019	1	3,6	Bueno	AS.FUN	Bueno
Lechago	LEC	EB0000087	7	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Mansilla	MAN	EB0000061	7	4,1	Bueno	MPE	Bueno
Margalef	MAR	EB0000072	10	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Mediano	MED	EB0000042	9	4,0	Bueno	MPE	Bueno
Mequinenza	MEQ	EB0000070	12	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Mequinenza en Caspe	MEQ2	EB0000070	12	1,0	Malo	NO AS.FUN	Malo
Mezalocha	MEZ	EB0000071	10	2,0	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Montearagón	MOA	EB0000054	7	3,9	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Monteagudo	MON	EB0001681	7	2,0	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente

EMBALSE	CODIGO	CODIGO MAS	TIPO	IPE_BIO	PE BIOLÓGICO	EST_FQ	PEexp
Moneva	MOV	EB0000077	10	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Oliana	OLI	EB0000053	9	3,0	Moderado	MPE	Moderado
Ortigosa	ORT	EB0000916	7	3,7	Bueno	MPE	Bueno
Pajares	PAJ	EB0000064	1	3,0	Moderado	MPE	Moderado
Pena	PEN	EB0000912	10	4,0	Bueno	AS.FUN	Bueno
La Peña	PEÑ	EB0000044	9	3,7	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Rialb	RIA	EB0000063	11	2,9	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Ribarroja	RIB	EB0000949	12	1,0	Malo	NO AS.FUN	Malo
Sabiñánigo	SAB	EB0000039	7	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado
Santa Ana	SAN	EB0000066	11	4,1	Bueno	AS.FUN	Bueno
San Lorenzo	SLO	EB0000067	11	3,4	Bueno	AS.FUN	Bueno
Sobrón	SOB	EB0000022	9	1,0	Malo	AS.FUN	Malo
La Sotonera	SOT	EB0000062	10	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Santolea	STO	EB0000085	11	3,9	Bueno	AS.FUN	Bueno
Talarn	TAL	EB0000050	11	3,7	Bueno	MPE	Bueno
Terradets	TER	EB0000059	9	4,0	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Las Torcas	TOR	EB0000075	10	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado
La Tranquera	TRA	EB0000076	11	2,0	Deficiente	AS.FUN	Deficiente
Ullivarri-Gamboa	ULL	EB0000007	7	3,7	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Urrúnaga	URR	EB0000002	7	3,4	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Utchesa Seca	UTC	EB0001679	10	2,0	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Vadiello	VAD	EB0000051	7	4,0	Bueno	MPE	Bueno
El Val	VAL	EB0000068	7	1,9	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Yesa	YES	EB0000037	9	4,0	Bueno	AS.FUN	Bueno

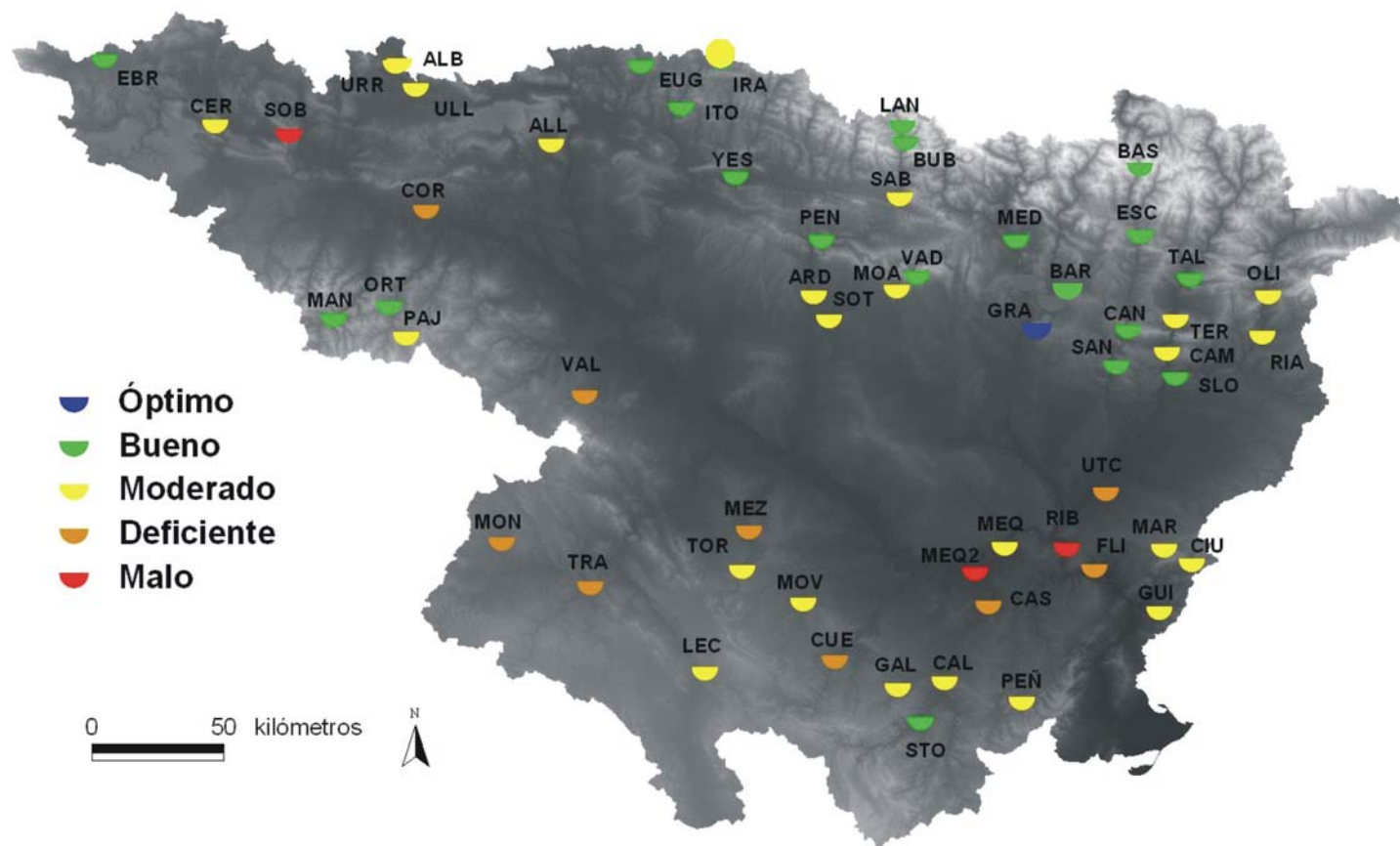


Figura 56. Mapa de clasificación del potencial ecológico (*PEexp*) de los embalses en 2009.

Para concluir se analizan las tendencias de potencial ecológico por tipos de embalse. Se obtuvieron los siguientes resultados, representados gráficamente en la **Figura 57**.

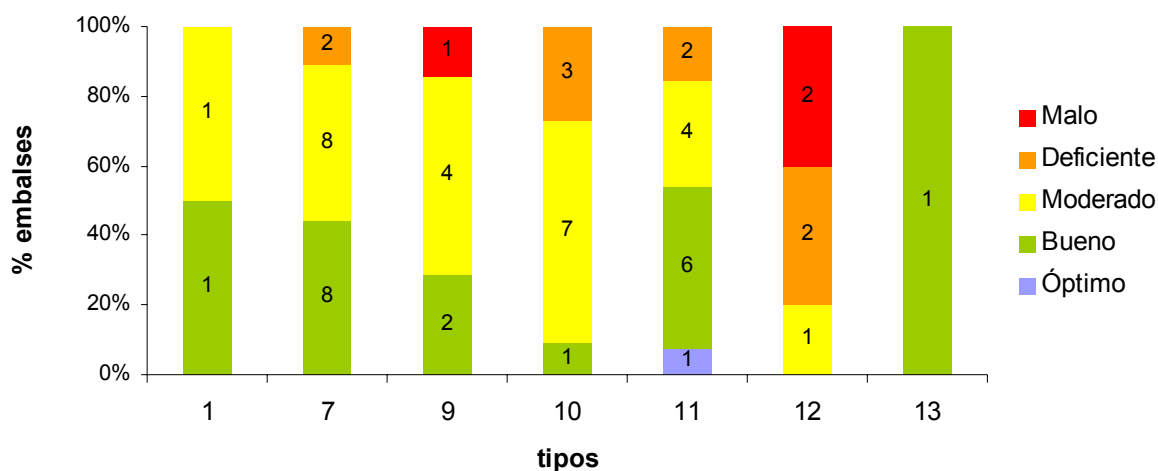


Figura 57. Clasificación del potencial ecológico de los embalses según el *PExp* por tipos

Los embalses de Tipo 1, esto es, embalse silíceos, en zonas húmedas y frías de cabecera (Lanuzá y Pajares), presentaron un potencial moderado (Pajares) o bueno (Lanuzá). En 2008 estos dos embalses fueron clasificados en buen potencial ecológico.

Los embalses de Tipo 7, calcáreos, en zonas húmedas y frías de cabecera, presentaron un potencial bueno y moderado. Solo dos embalses presentaron un potencial deficiente, Monteagudo de las Vicarías y El Val. Los siguientes embalses tampoco alcanzaron el buen potencial ecológico: Albiña, Alloz, Irabia, Lechago, Montearagón, Sabiñanigo, Ullivarri-Gamboa, Urrunaga.

En los embalses del Tipo 9, no alcanzan el buen potencial los embalses de: Oliana, Cerededa, Terradets y La Peña. Si alcanzan el buen potencial: Mediano y Yesa. El Embalse de Sobrón presentó un potencial malo.

En los embalses de tipo 10, sólo el embalse de Pena alcanza el buen potencial, mientras que no superarían la barrera todos los demás: Moneva, Guiamets, Çiurana, Cueva Foradada, Gallipué, Margalef, Mezalocha, La Sotonera, Las Torcas y Utchesa Seca. Cueva-Foradada, Mezalocha y Utchesa presentan un potencial deficiente. La situación es muy parecida a 2008.

Para el Tipo 11, la clase buen potencial es mayoritaria, con 6 de 13 embalses (recordar que en 2008 fueron 9 de 13 los que superaron el umbral del buen potencial), y 1 embalse se clasifica como de óptimo potencial: El Grado. De los otros embalses, 4 presentaron potencial moderado: Ardisa, Calanda, Camarasa y Rialb; y 2 deficiente: El Cortijo y La Tranquera

De los cuatro embalses de Tipo 12, Flix presentó potencial moderado. Para el embalse de Mequinzenza, y con el fin de compararlo con el resto de los embalses, se ha utilizado para el diagnóstico final la estación de muestreo próxima a la presa, con un valor final de malo. Por su parte, Caspe presenta un estado deficiente y Ribarroja un potencial malo. En 2008 ninguno de estos embalses llegó tampoco a alcanzar el buen potencial ecológico.

El único representante de embalses dimícticos de tipo 13 presentó un potencial ecológico bueno (fue moderado en 2008).

Respecto al análisis por comunidades autónomas, los resultados se ilustran en las **Figuras 58 y 59**. Aragón, con 29 embalses (2 compartidos con Cataluña), fue la comunidad autónoma con más masas de agua muestreadas en 2009. Le siguió Cataluña, con 14 embalses (2 compartidos con Aragón), País Vasco, con 5 embalses (uno compartido con Castilla y León), Navarra, con 5 embalses, La Rioja y Castilla y León con 3 embalses cada una, y por último Cantabria, con 1 embalse. En cuanto a la clasificación de los mismos, se muestra en las **Figuras 58 y 59**.

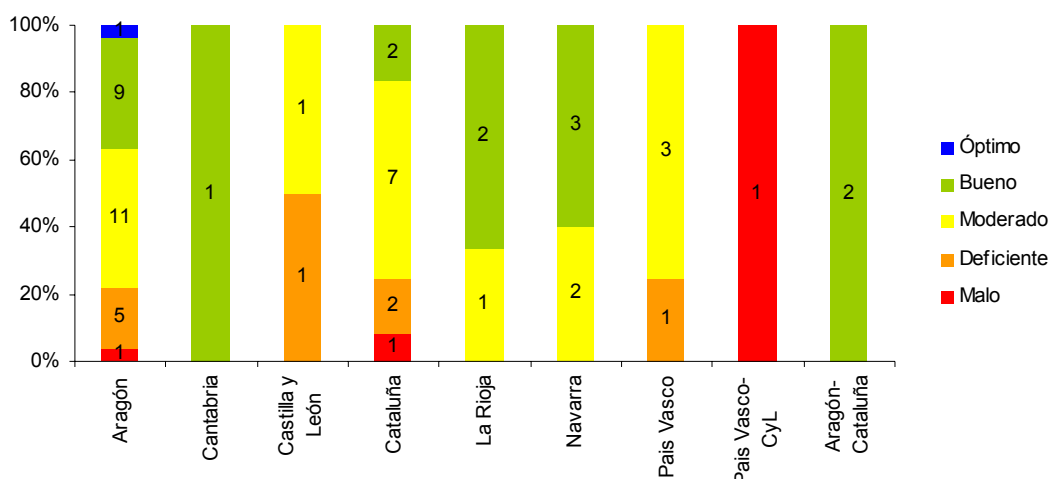


Figura 58. Clasificación del potencial ecológico (*PEexp*) de los embalses en 2009 por comunidades autónomas.

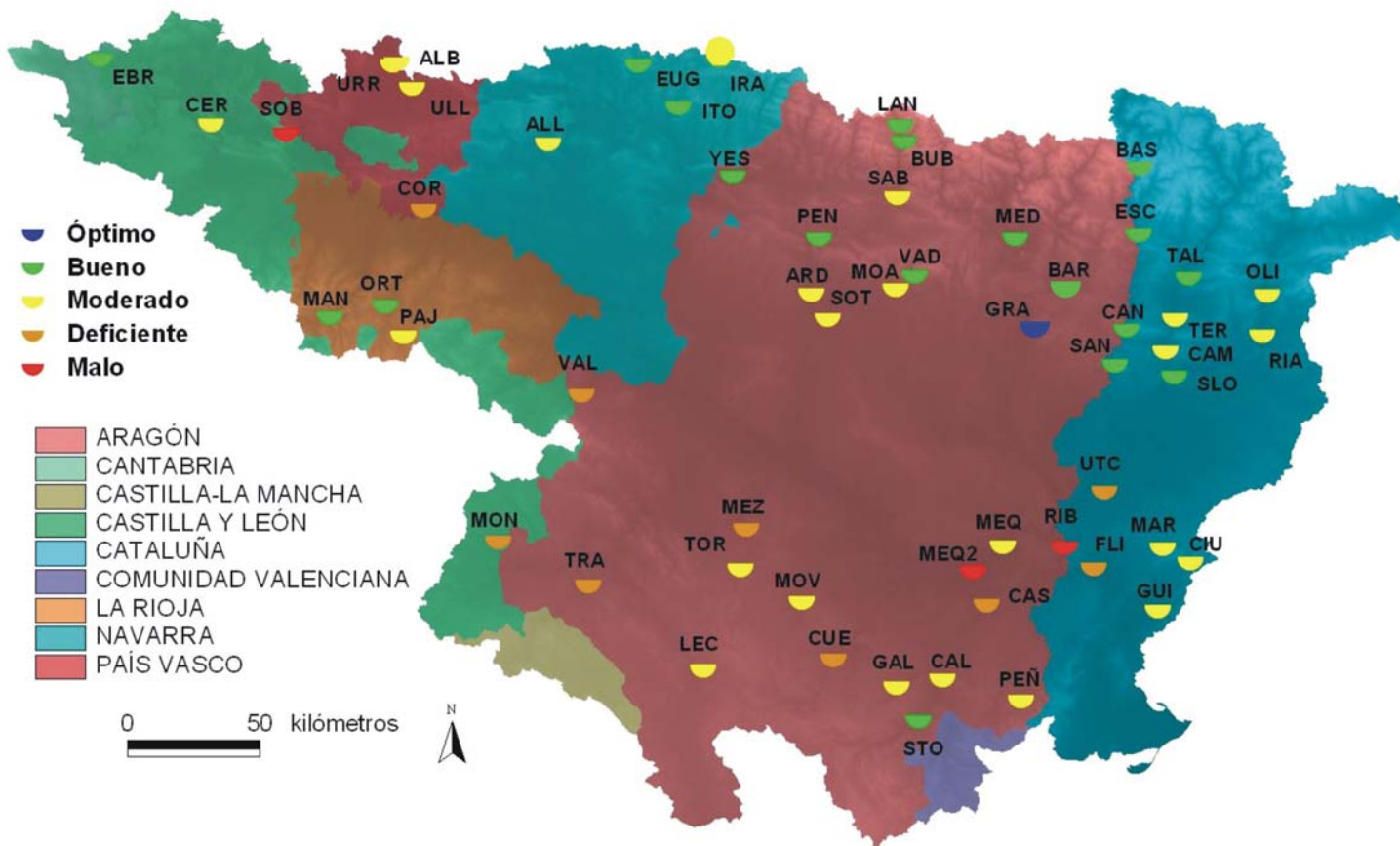


Figura 59. Mapa de clasificación del potencial ecológico (PE_{exp}) de los embalses en 2009 por comunidades autónomas.

6.4.3 Potencial Ecológico final (*aproximación normativa*)

La aplicación de la metodología de las condiciones de referencia en base a los datos publicados en la orden ARM 2656, dio como resultado la clasificación de los embalses estudiados (excepto los de los tipos 12 y 13, sin datos en dicha orden) que se expone en el **Cuadro 42**. El potencial ecológico final tiene en cuenta el estado fisicoquímico del embalse, modificándose éste según la misma metodología descrita para la aproximación normativa.

CUADRO 42

Resultado de la aplicación de las condiciones de referencia mediante la “aproximación normativa” al potencial ecológico. Se incluyen los RCE de las cuatro métricas del fitoplancton y sus respectivas evaluaciones de potencial (PE). En la última columna aparece el potencial ecológico final o *PE_{norm}* ya modificado por las condiciones fisicoquímicas (*FQ*)

COD	CODIGO MAS	TIPO	RCE Chla	PE-Chla	RCE-Biovol	PE-Biovol	RCE-IGA	PE-IGA	RCE-%Ciano	PE-%Ciano	FQ	PE _{norm}
ALB	EB0000005	7	1,20	Óptimo	3,51	Óptimo	1,000	Óptimo	1,00	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
ALL	EB0000027	7	2,28	Óptimo	2,04	Óptimo	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
ARD	EB0000055	11	1,90	Óptimo	3,17	Óptimo	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
BAR	EB0000056	11	0,77	Bueno	0,87	Bueno	0,999	Bueno	1,00	Óptimo	MPE	Bueno
BUB	EB0000025	7	18,84	Óptimo	3,23	Óptimo	1,000	Bueno	1,00	Óptimo	MPE	Óptimo
CAL	EB0000082	11	2,14	Óptimo	2,41	Óptimo	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
CAM	EB0000065	11	0,70	Bueno	0,57	Bueno	1,001	Óptimo	0,97	Óptimo	AS.FUN	Bueno
CAN	EB0000058	11	2,99	Óptimo	2,94	Óptimo	0,999	Bueno	0,51	No alcanza	MPE	Bueno
CER	EB0000017	9	2,12	Óptimo	1,17	Óptimo	0,992	Bueno	1,00	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
CIU	EB0000073	10	1,30	Óptimo	1,70	Óptimo	1,001	Óptimo	0,59	No alcanza	NO AS.FUN	Moderado
COR	EB0000040	11	1,03	Óptimo	2,26	Óptimo	1,001	Óptimo	0,79	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
CUE	EB0000080	10	1,24	Óptimo	23,39	Óptimo	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
EBR	EB0000001	7	1,18	Óptimo	1,54	Óptimo	0,997	Bueno	0,33	No alcanza	AS.FUN	Bueno
ESC	EB0000043	7	0,90	Bueno	1,65	Óptimo	1,001	Óptimo	0,53	No alcanza	AS.FUN	Bueno
EUG	EB0000006	7	0,94	Bueno	2,53	Óptimo	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	AS.FUN	Bueno
GAL	EB00000913	10	0,60	Bueno	0,70	Bueno	0,998	Bueno	1,00	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
GRA	EB0000047	11	3,56	Óptimo	2,49	Óptimo	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	MPE	Óptimo
GUI	EB0000079	10	2,16	Óptimo	0,33	No alcanza	0,969	No alcanza	1,00	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
IRA	EB0000004	7	1,16	Óptimo	1,36	Óptimo	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
ITO	EB0000086	7	1,05	Óptimo	1,98	Óptimo	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	AS.FUN	Bueno

COD	CODIGO MAS	TIPO	RCE Chla	PE-Chla	RCE-Biovol	PE-Biovol	RCE-IGA	PE-IGA	RCE-%Ciano	PE-%Ciano	FQ	PEnorm
LAN	EB0000019	1	1,02	Óptimo	0,48	Bueno	0,996	Bueno	1,00	Óptimo	AS.FUN	Bueno
LEC	EB0000087	7	0,33	No alcanza	12,42	Óptimo	1,000	Óptimo	1,00	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
MAN	EB0000061	7	1,92	Óptimo	4,83	Óptimo	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	MPE	Óptimo
MAR	EB0000072	10	0,76	Bueno	1,23	Óptimo	0,996	Bueno	1,00	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
MED	EB0000042	9	2,89	Óptimo	3,75	Óptimo	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	MPE	Óptimo
MEZ	EB0000071	10	0,90	Bueno	1,23	Óptimo	0,995	Bueno	0,75	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
MOA	EB0000054	7	3,09	Óptimo	10,68	Óptimo	0,999	Bueno	1,00	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
MON	EB0001681	7	1,23	Óptimo	3,94	Óptimo	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
MOV	EB0000077	10	1,41	Óptimo	2,39	Óptimo	1,001	Óptimo	0,40	No alcanza	NO AS.FUN	Moderado
OLI	EB0000053	9	1,30	Óptimo	1,20	Óptimo	0,958	No alcanza	0,48	No alcanza	MPE	Moderado
ORT	EB0000916	7	0,78	Bueno	1,75	Óptimo	1,000	Bueno	0,84	Bueno	MPE	Bueno
PAJ	EB0000064	1	1,29	Óptimo	1,46	Óptimo	0,997	Bueno	0,46	No alcanza	MPE	Bueno
PEN	EB0000912	10	11,99	Óptimo	6,03	Óptimo	1,001	Óptimo	0,36	No alcanza	AS.FUN	Bueno
PEÑ	EB0000044	9	1,11	Óptimo	3,77	Óptimo	1,000	Óptimo	1,00	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
RIA	EB0000063	11	0,66	Bueno	0,19	No alcanza	0,997	Bueno	0,85	Bueno	NO AS.FUN	Deficiente
SAB	EB0000039	7	1,66	Óptimo	1,29	Óptimo	1,002	Óptimo	1,00	Óptimo	AS.FUN	Bueno
SAN	EB0000066	11	1,79	Óptimo	2,87	Óptimo	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	AS.FUN	Bueno
SLO	EB0000067	11	0,86	Bueno	0,54	Bueno	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	AS.FUN	Bueno
SOB	EB0000022	9	0,62	Bueno	0,63	Bueno	0,969	No alcanza	1,00	Óptimo	AS.FUN	Moderado
SOT	EB0000062	10	1,17	Óptimo	0,76	Bueno	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
STO	EB0000085	11	1,86	Óptimo	1,73	Óptimo	1,001	Óptimo	0,63	No alcanza	AS.FUN	Bueno
TAL	EB0000050	11	0,93	Bueno	1,25	Óptimo	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	MPE	Óptimo
TER	EB0000059	9	1,57	Óptimo	6,30	Óptimo	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado
TOR	EB0000075	10	0,51	Bueno	1,04	Óptimo	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	AS.FUN	Bueno
TRA	EB0000076	11	0,66	Bueno	1,86	Óptimo	0,996	Bueno	0,95	Óptimo	AS.FUN	Bueno
ULL	EB0000007	7	1,30	Óptimo	2,65	Óptimo	1,001	Óptimo	0,98	Óptimo	NO AS.FUN	Moderado

COD	CODIGO MAS	TIPO	RCE Chla	PE-Chla	RCE-Biovol	PE-Biovol	RCE-IGA	PE-IGA	RCE-%Ciano	PE-%Ciano	FQ	PEnorm
URR	EB0000002	7	1,21	Óptimo	1,68	Óptimo	0,999	Bueno	0,25	No alcanza	NO AS.FUN	Moderado
UTC	EB0001679	10	0,20	No alcanza	0,25	No alcanza	0,995	Bueno	0,51	No alcanza	NO AS.FUN	Malo
VAD	EB0000051	7	1,87	Óptimo	1,89	Óptimo	1,001	Óptimo	0,92	Óptimo	MPE	Óptimo
VAL	EB0000068	7	0,06	No alcanza	0,06	No alcanza	0,986	Bueno	0,98	Óptimo	NO AS.FUN	Deficiente
YES	EB0000037	9	2,53	Óptimo	5,91	Óptimo	1,001	Óptimo	1,00	Óptimo	AS.FUN	Bueno

En el siguiente gráfico (**Figura 60**) se resumen los resultados ofrecidos por cada una de las métricas utilizadas en el cálculo del potencial ecológico según esta aproximación normativa.

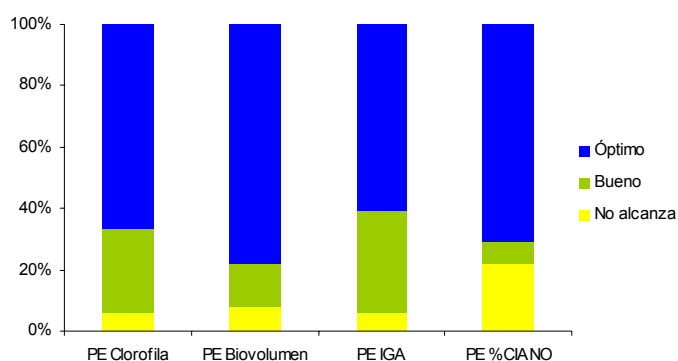


Figura 60. Clasificación del potencial ecológico según los parámetros de la aproximación normativa.

Asimismo, en la siguiente figura (**Figura 61**) se muestran los resultados finales de potencial ecológico PE_{norm} derivados de estas cuatro métricas, combinadas según la metodología expuesta anteriormente (sección 6,3,1.b), en comparación con aquellos obtenidos previamente mediante la aproximación experimental, PE_{exp} (según la metodología expuesta en la sección 6,3,1.a). Ambos resultados han sido “corregidos” o modificados teniendo en cuenta el estado fisicoquímico del embalse.

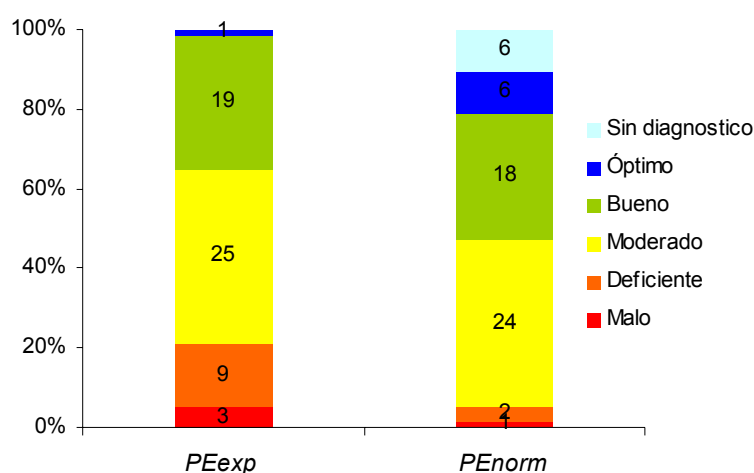


Figura 61. Clasificación del potencial ecológico final según la aproximación normativa PE_{norm} y la aproximación experimental, PE_{exp} . Para ver las metodologías de cálculo, ir a la sección 6.3 a y b.

Como se puede apreciar, la aproximación normativa da como resultado clasificaciones algo más optimistas que la experimental, con más embalses clasificados en óptimo potencial. Las clases de potencial deficiente y malo presentan en el caso del *PEnorm* menos embalses.

Las variables clorofila-a, biovolumen e *IGA* clasifican más del 90% de los embalses como en bueno-óptimo potencial. El porcentaje de cianobacterias es algo más restrictivo, clasificando alrededor de un 20% de embalses como de potencial inferior al bueno. Esto condiciona la clasificación *normativa* del potencial ecológico. En nuestra opinión, el potencial ecológico podría estar sobreestimado en muchos casos.

La **Figura 62** muestra el mapa de potencial ecológico de los embalses muestreados en 2009 clasificados conforme a la IPH, esto es, según la aproximación normativa o *PEnorm*.

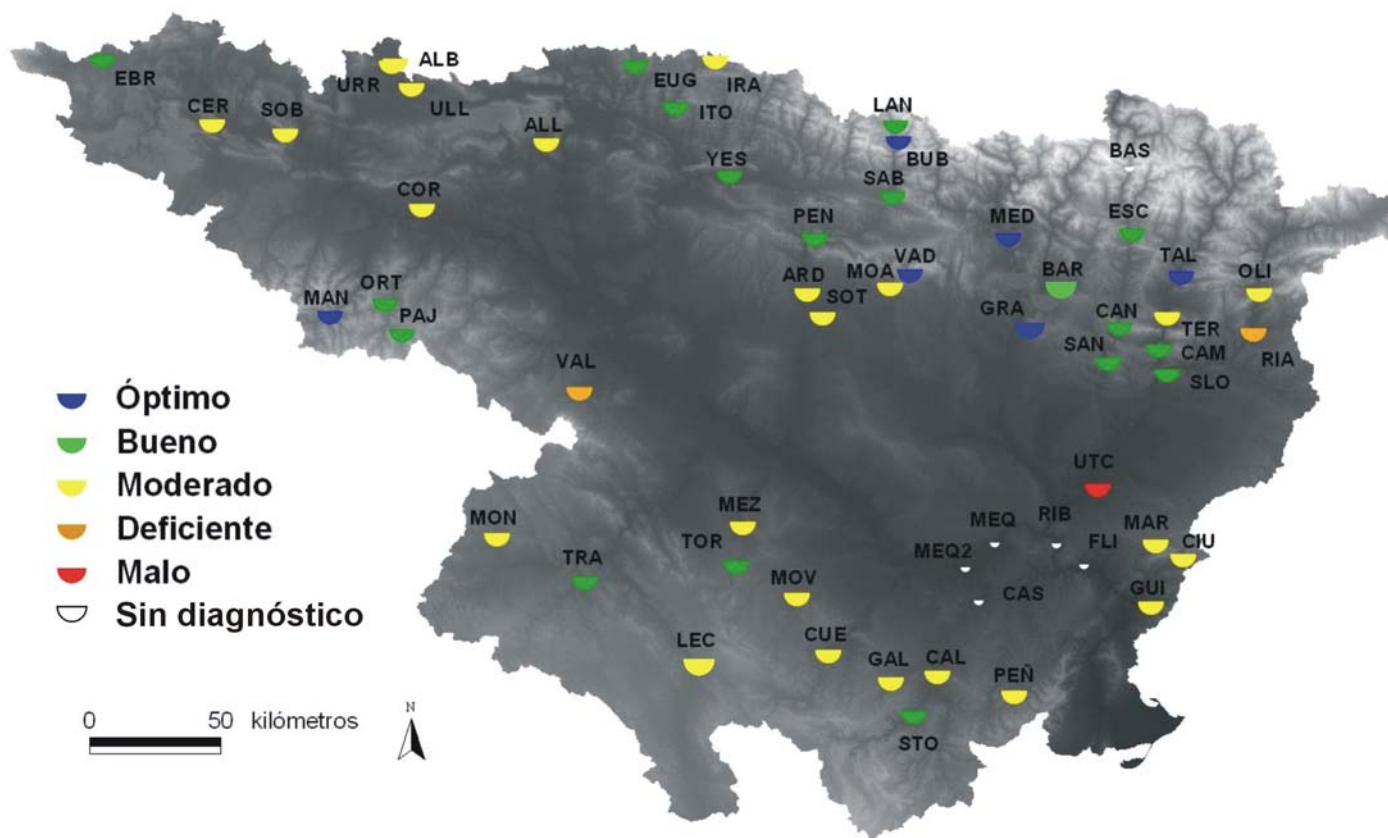


Figura 62. Mapa de clasificación del potencial ecológico (PE_{norm}) de los embalses en 2009. Los embalses de los tipos 12 y 13 (símbolos blancos pequeños), sin clasificar por no disponer de condiciones de referencia para estos tipos.

7. RESUMEN - CONCLUSIONES

Clasificación

- Los 56 embalses estudiados se han clasificado en 7 tipologías (según el esquema nacional de clasificación de la IPH) atendiendo a razones del régimen de mezcla, geología, climatología, área de la cuenca de aportación y altitud.
- El nº y porcentaje de embalses por tipos es:

Tipo 7	Tipo 11	Tipo 10	Tipo 9	Tipo 12	Tipo 1	Tipo 13
18	13	11	7	4	2	1
30.4%	23.2%	19.6%	12.5%	8.9%	3.6%	1.8%

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

Características hidromorfológicas

- Las masas de agua son de capacidad variable, con volúmenes inferiores a 30 hm³ en un 51% de los casos. Un 14% de embalses presentan volúmenes intermedios, entre 30 y 70 hm³, un 12% presentan volúmenes algo mayores, entre 70 y 150 hm³; un 9% presentan capacidades de entre 150 y 300 hm³, y finalmente, un 15% tienen capacidad de embalsar entre 300 y 1600 hm³, siendo el mayor de toda la cuenca el embalse de Mequinzenza, con 1534 hm³ de capacidad máxima.
- Las masas de agua son de superficie muy variable, con un rango que oscila entre las 23 ha del embalse de Gallipué, hasta las 6478 ha del embalse de Mequinzenza. La gran mayoría de embalses no superan las 500 ha (70% de los embalses)
- Las masas de agua son de profundidad muy variable, con un rango de 9,5 a 115 m, valores registrados para los embalses de Terradets y Escales respectivamente. Se pueden observar dos modas, situadas en torno a los 30 m y 70 m de profundidad respectivamente.
- El rango de áreas de cuenca va desde los escasos 10 km² del embalse de Albiña, hasta los más de 80000 km² de Ribarroja. La mayoría de embalses estudiados tienen cuencas de aportación relativamente pequeñas, con casi un 90% con menos de 10000 km². A su vez, dentro de este 90%, alrededor de un 60% tienen cuencas de menos de 1000 km², siendo esta por tanto la clase predominante.

Características fisicoquímicas

- En lo tocante al disco de Secchi, los tipos 13 y 1 son los que mayor transparencia (de media) presentan, aunque algunos embalses en los tipos 7, 9 y 11 alcanzan valores elevados (Búbal, Oliana y Talarn). El máximo absoluto correspondió a Baserca (tipo 13), con 8,70 m. Los embalses del tipo 12 presentan los valores medios de transparencia más bajos, con Mequinzenza (estación de Caspe), Caspe y Ribarroja como principales responsables. El mínimo absoluto de transparencia (0,40 m) correspondió al embalse de El Cortijo, del grupo 11. El embalse de Ardisa, también del grupo 11 presentó un valor de 0,45 m.
- En cuanto a la temperatura de los embalses, considerando la media en la zona fótica (menos influenciada por las condiciones meteorológicas inmediatas o por la hora del muestreo que la superficial), observamos las temperaturas más bajas en los embalses de tipo 1 y 13, debido a la altitud a la que se encuentran los tres embalses, localizados en el Pirineo en altitudes entre 1200 y 1300 m. Las temperaturas más elevadas se dan en embalses del tipo 12, en las partes más bajas de la cuenca.
- Respecto al pH en la zona fótica, resaltan los valores de pH más bajos en los tipos 1 y 13, debido a la geología silíceas. Los demás tipos, todos en geologías calcáreas, presentan valores muy similares, con cierta tendencia a la basicidad. Destaca el alto valor de pH máximo en el embalse de Talarn, con 9.18 alcanzado en el máximo epilimnético de oxígeno. También destaca el valor máximo del embalse de El Val con un pH de 8,94 debido a la gran proliferación algal observada.
- Respecto a la conductividad media en la zona fótica, los valores más elevados se dan en el tipo 12. Destacan dos datos extremos u outliers en el tipo 7, con valores superiores a 1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Monteagudo y Lechago). En el tipo 10 destaca el outlier del embalse de Cueva Foradada, con 1194 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Asimismo, el embalse del Cortijo, con 1680 $\mu\text{S}/\text{cm}$ destaca como valor extremo en el tipo 11. Cabe resaltar también las bajas conductividades de los tipos 1 y 13, en el Pirineo, típicas de zonas silíceas. Las conductividades máximas y en profundidad presentan patrones similares, con datos extremos como los 3380 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de Oliana o los 3700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de Alloz.
- Las tendencias observadas en relación a la alcalinidad en la zona fótica, los tipos 13 y 1 muestran los valores más bajos de alcalinidad, como corresponde a la geología silíceas de sus cubetas y cuencas. Los embalses de tipo 10 y algunos datos extremos del tipo 7 (Lechago: 5,7 meq/L) y del tipo 11 (Santolea: 4,8 meq/L) muestran las alcalinidades más elevadas.
- La turbidez fue baja en casi todos los tipos de embalses, aunque los tipos 13 y 1 muestran los valores más bajos. Los embalses de tipo 9, 10 y 12, junto con algunos datos extremos del tipo 7 (Monteagudo: 29,75 NTU) y del tipo 11 (Ardisa y El Cortijo, con 24,2 y 16,8 NTU respectivamente) muestran los valores más elevados de turbidez.

- En general, los embalses estudiados presentan una buena oxigenación del epilimnion, siendo los valores mayores para los tipos 11 y 10. Se destacan valores bajos de oxigenación (inferiores a 5 mg O₂/L) en algunos embalses del tipo 12 (Mequinenza - estación de presa- y Flix). Los máximos de oxigenación se sitúan en torno a los 12 mg O₂/L y se alcanzan normalmente a profundidades comprendidas entre los 3 y los 7 metros. El máximo de oxígeno en Baserca (tipo 13) se sitúa en profundidad, a unos 25 m. Los valores más bajos para el oxígeno hipolimnético se dan en los tipos 12 y 10, aunque los tipos 7 y 9 también presentan numerosos embalses con hipolimnion anóxico.
- La calidad de las masas de agua según la oxigenación es óptima en un 48% de los embalses. Las masas de agua con niveles bajos de oxigenación (nivel de calidad deficiente o mala, un 27%) coinciden con masas de agua estratificadas que presentan un hipolimnion poco oxigenado, con la excepción del embalse de Mequinenza (estación de presa), que no presenta estratificación y cuya media en la columna es de 3,89 mg O₂/L.

Concentración de nutrientes

- En cuanto al N total, el tipo 12 muestra los valores más elevados en general, como cabría esperar. Destaca el embalse de Mezalocha, con el máximo de 2009, y La Tranquera. Los valores mínimos se dan en los tipos 1 y 13.
- Es la variabilidad en la concentración de nitrato la que marca las tendencias generales en el N total. En cuanto al amonio, sólo encontramos valores destacables en los embalses de Monteagudo, La Tranquera y Lechago, con más de 0,15 mg N-NH₄/L.
- En cuanto a la fracción porcentual del N orgánico, este domina claramente en los embalses de Irabia, Guiamets, Rialb y Caspe. A nivel general, esta fracción representa alrededor del 20-40 %.
- En relación al P total, el tipo 12 muestra los valores más elevados otra vez. Algunos datos extremos del tipo 7 (El Val y Lechago), del tipo 10 (Utchesa-Seca, con el máximo absoluto de 2009, cercano a los 80 µg P/L) y del tipo 11 (El Cortijo) muestran también concentraciones superiores a los 40 µg P/L. Los valores mínimos se dan, como en el caso del N total, en los tipos de montaña (tipo 1 y tipo 13).
- Es la variabilidad en la concentración de la fracción orgánica la que marca las tendencias en el P total. La fracción de P soluble presenta concentraciones importantes en Flix y El Cortijo.
- En cuanto a la fracción porcentual del P orgánico, este domina claramente en los embalses de tipo 7 (con la excepción de Montearagón) y 12 (con la excepción de Flix). En contraste, en los tipos 1 y 13 domina la fracción inorgánica, al igual que en El Grado, donde supone más del 60% del P total.

- Las concentraciones de sílice se sitúan generalmente en el rango 2-4 mg SiO₂/L, con las excepciones de El Val, con una concentración superior a 10 mg SiO₂/L, y los embalses de Albiña y Guiamets, con concentraciones bastante por debajo de 1 mg SiO₂/L.

Características biológicas

- La comunidad fitoplanctónica estudiada (un total de 257 taxones en 56 embalses) está representada por nueve grandes grupos algales, entre los que destacan, por su diversidad, los clorófitos (Clorophyta) y las diatomeas (Bacillariophyceae).
- La densidad celular fue más alta en los embalses de tipo 12, destacando el máximo absoluto en Mequinenza (estación de presa), con 41426 cel/ml. El embalse de Flix, por el contrario, presenta una densidad muy baja dentro de su tipo, con 441 cel/ml. Los tipos 7, 9 y 13 presentaron las densidades más bajas, aunque destaca el embalse del Val con un valor extremo de 26956 cel/ml. Los otros tipos presentaron densidades moderadas, normalmente en torno a las 1000-1500 cel/ml, destacando en el tipo 10, Utchesa-Seca y Guiamets con 8916 y 6606 cel/ml respectivamente, y en el tipo 11, Rialb, con 10042 cel/ml.
- El comportamiento del biovolumen fue similar al de la densidad, con los embalses del tipo 12 presentando valores mucho más elevados. Dentro del tipo 12, son llamativos los bajos valores de Caspe y Flix (0,14 y 0,25 mm³/L). Destaca con mucho el valor extremo El Val, de tipo 7, con 11,84 mm³/L (máximo absoluto en 2009). También cabe señalar los embalses de Guiamets y Utchesa-Seca, del tipo 10, con 3,01 y 2,30 mm³/L respectivamente, y el embalse de Rialb, de tipo 11 y con 3,92 mm³/L.
- Las concentraciones de clorofila presentaron medianas en torno a los 1,1-2,5 µg/L en todos los tipos, con la excepción del tipo 12, con una mediana de 4,5 µg/L y valores elevados en el embalse de Mequinenza en Caspe (34,7 µg/L) y en el embalse de Ribarroja (20,5 µg/L). El embalse de El Val presentó la mayor concentración absoluta (al igual que en 2008), con un valor de 44 µg/L. En el tipo 10 destacó otra vez Utchesa-Seca, con 13,3 µg/L.
- La riqueza media de especies de fitoplancton en los diferentes tipos osciló en torno a las 17-35 especies por embalse. El tipo 12 destacó, al igual que en 2008, por el gran número de especies, con una media de 35 especies. El máximo absoluto se registró en el embalse de Utchesa-Seca, de tipo 10, con 62 especies. Le siguieron: Ribarroja (tipo 12), con 50 especies; y Cerededa (tipo 9), con 46 especies.
- En la ordenación (CCA) del fitoplancton, Las principales variables explicativas sobre el primer eje (19% de inercia) fueron, por orden de correlación decreciente: clorofila-a, P total conductividad, y N total (con correlaciones positivas) y la profundidad de Secchi (con correlación negativa). El segundo eje (15% de inercia), mostró correlaciones altas con el P total y la turbidez, en sentido positivo, y con la profundidad y el disco de Secchi en sentido inverso. Como principal tendencia, ocupando los valores

más negativos del primer eje, se localizaron los embalses de los tipos 13 y de tipo 1. En el extremo opuesto de este gradiente, encontraríamos los cuatro embalses del tipo 12 más los embalses de Lechago y El Val.

- Se identificaron se recogieron 127 especies de zooplancton en un total de 55 embalses, agrupadas en tres grupos taxonómicos principales, el orden Cladocera (28 especies), la subclase Copepoda (16 especies) y el phylum Rotifera (82 especies). También se contabilizaron fases larvianas de *Dreissena polymorpha* (Mollusca, Bivalbivia).
- La densidad de individuos (mediana) fluctuó entre los 38 ind/L del embalse de Baserca (tipo 13), hasta los 277 ind/L del tipo 12 según el tipo, con valores extremos en los siguientes embalses: Lechago (tipo 7, 524 ind/L); Yesa (tipo 9, con 317 ind/L); Mezalocha (tipo 10, con 550 ind/L) y Mequinenza en Caspe (tipo 12, con 3175 ind/L)
- La biomasa mediana fue mayor en el tipo 12, con 173 µg/L. El máximo absoluto se alcanzó en el embalse de Mequinenza en Caspe, con 1152 µg/L debido, sobre todo, a los cladóceros *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia quadrangula* y *Moina micrura*. Otros valores extremos se dieron en un embalses del tipo 7 (Lechago, con 857 µg/L, debido en gran medida a *Ceriodaphnia laticaudata*), un embalse de tipo 10 (Mezalocha, con 543 µg/L, en su mayor parte debidos a *Bosmina longirostris*) y dos embalses de tipo 11 (Rialb y La Tranquera, con 258 y 343 µg/L, respectivamente).
- La riqueza de especies se movió en torno a las 12 especies por embalse, con los tipos 10 y 12 presentando los mayores valores (18 especies) y el tipo 13 presentando el valor más bajo entre todos los tipos (5 especies). Valores destacados de riqueza zooplanctónica fueron: Utchesa-Seca (42 especies), Camarasa (21 especies) o Canelles (19 especies).
- En cuanto a densidad se observa una clara predominancia de los rotíferos, representando más del 60% en la mayoría de tipos (100% en el caso de Baserca, de tipo 13), a excepción de los tipos 10 (47% de densidad) y 12 (con sólo un 36%). Se encontraron algunas excepciones a esta regla general, con predominancia de copépodos, cladóceros o *Dreissena polymorpha*.
- En cuanto a la biomasa, cladóceros y copépodos dominan en la mayoría de embalses. En los tipos 7, 9 y 11, estos dos grupos suman porcentajes de biomasa de entre el 60% y el 75%. En los tipos 10 y 12 este porcentaje es aun mayor, sobrepasando el 80%. En contraste, la biomasa de rotíferos es claramente dominante en los tipos 1 y 13 (llegando al 100% en el caso de Baserca, de tipo 13, donde sólo se capturaron rotíferos).
- En 2009 se capturaron larvas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) en los embalses de Sobrón, Mequinenza, Ribarroja, Flix, El Cortijo y Utchesa-Seca. La densidad de larvas en el embalse de Mequinenza en Caspe fue la más alta (con 251 ind/L y representando un 16% de la comunidad zooplanctónica), aunque porcentualmente destacó el embalse de Sobrón, con un 75% de la densidad total

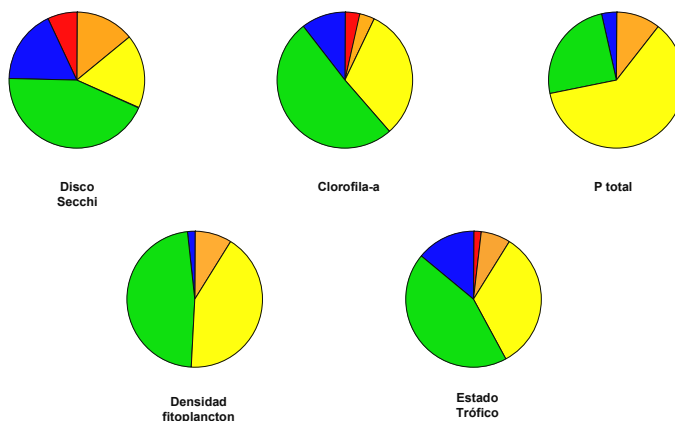
correspondiente a *D. polymorpha*. En los embalses de Flix y El Cortijo no se observaron individuos en la muestra cuantitativa, aunque sí se recogieron en las muestras de red.

➤ En la ordenación (CCA) del zooplancton, las variables más explicativas fueron, sobre el primer eje (24 % de inercia): conductividad, clorofila-a, P total, profundidad, oxígeno disuelto y disco de Secchi. Se establece un gradiente desde aquellos embalses oligotróficos, pobres en solutos y profundos (Baserca, Búbal, Mediano, El Grado, Canelles, Yesa o Mansilla) a aquellos embalses más eutróficos, relativamente someros, y de salinidad más elevada (Mequinenza en Caspe, Ribarroja, Utchesa-Seca y El Val). El embalse de Lechago, debido a su bajo nivel de oxígeno, se situó aislado del resto de embalses eutróficos y de elevada conductividad

Estado trófico

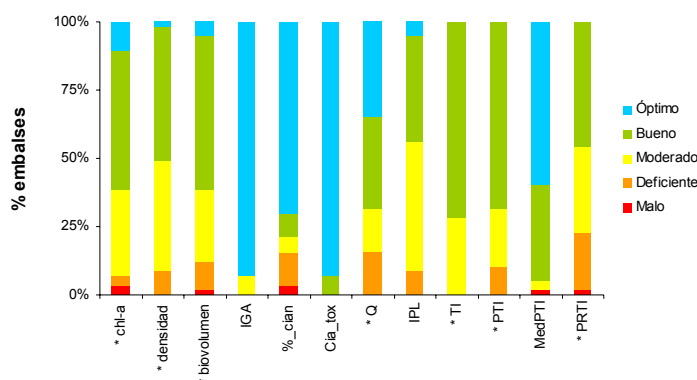
➤ La variable más restrictiva a la hora de clasificar el estado trófico fue (al igual que en años anteriores) el P total, que clasificó sólo un 29 % de embalses como oligo-ultraoligotróficos. Las otras variables clasificaron en torno a un 50-60 % de embalses como oligo-ultraoligotróficos.

➤ La catalogación trófica final resultó un compromiso entre métricas, muy parecida en proporciones a las clasificaciones según la transparencia. Las clases mayoritarias fueron oligotrófico o mesotrófico, con el 44% y el 33% de los embalses respectivamente.

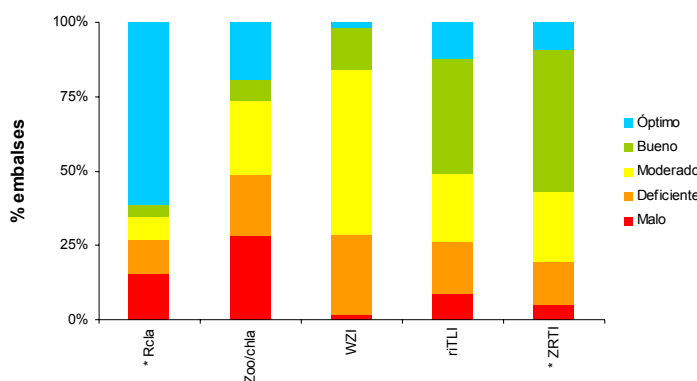


Potencial ecológico

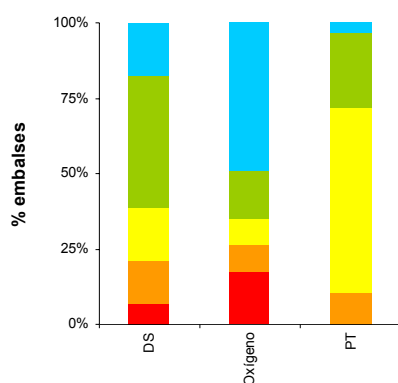
➤ **Métricas del fitoplancton:** El fitoplancton fue el elemento del cual se incluyeron más parámetros indicadores, con un total de 12 métricas candidatas. A la vista de los resultados ofrecidos por cada una de estas métricas (correlación con el estado trófico y sus métricas), 7 de ellas: clorofila, densidad, biovolumen, y los índices Q, PTI, TI y PRTI fueron utilizadas finalmente en las estimas de potencial ecológico. La siguiente figura muestra las clasificaciones resultantes para cada métrica y aquellas finalmente seleccionados para el cálculo del potencial ecológico (*):



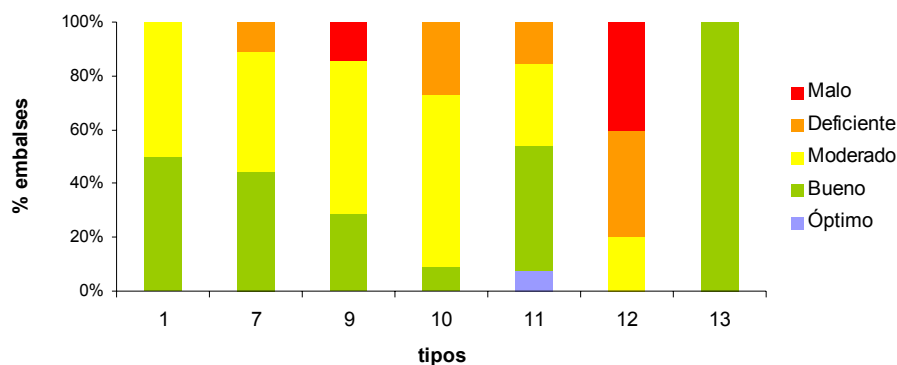
➤ **Métricas del zooplancton:** En cuanto a las variables del zooplancton, 3 métricas fueron seleccionadas, quedando descartadas el ratio biomasa zooplancton / clorofila-a (*Zoo/chla*), el índice WZI (*wetland zooplancton index*) y el índice rITLI (Dunggan, 2001), por no resultar indicadoras del estado trófico. El índice de zooplancton ZRTI, diseñado para el presente ESTUDIO, fue la única variable con un coeficiente de correlación $\rho > 0,5$. El ratio de cladóceros grandes / total de cladóceros (Rcla) resultó en una predominancia relativa de la clase óptimo, seguida de las clases malo y deficiente. A la vista de los resultados, sólo el índice ZRTI se tuvo en cuenta en el establecimiento del potencial ecológico. La siguiente figura muestra las clasificaciones resultantes para cada métrica y aquellas finalmente seleccionados para el cálculo del potencial ecológico (*):



➤ **Métricas fisicoquímicas:** La concentración de P total clasificó los embalses en 4 de las cinco clases de calidad. La clase moderado fue la mayoritaria, con 35 embalses, seguida por la clase bueno, con 14. La clase deficiente estuvo menos representada, en 6 de los 56 embalses. La transparencia, medida como profundidad del disco de Secchi, ofreció resultados menos restrictivos, con un total de 35 embalses en las categorías bueno y óptimo. En cuanto a la concentración de oxígeno, el potencial mayoritario fue óptimo, seguido de malo y bueno, en proporciones parecidas. La siguiente figura ilustra estos resultados:



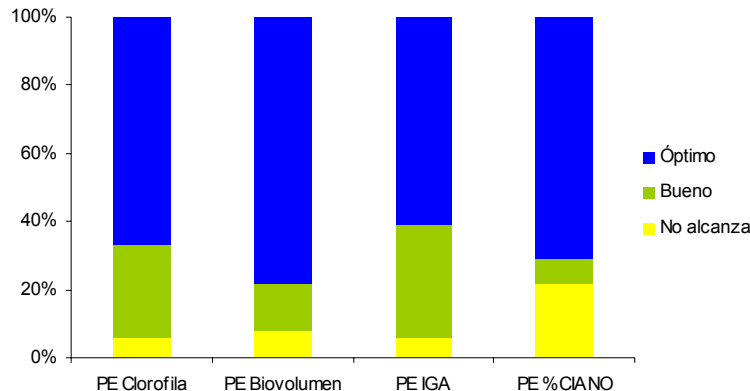
➤ **Potencial ecológico final: aproximación experimental.** En 10 de los 29 embalses calificados como de potencial biológico bueno, el indicador físico-químico hizo descender el potencial a moderado. En sólo una ocasión pasó un embalse de óptimo a buen potencial. Por tipos de embalse, la siguiente gráfica muestra los resultados:



La siguiente tabla resume los resultados de potencial ecológico para los embalses estudiados en 2009, obtenidos mediante la **aproximación experimental**.

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

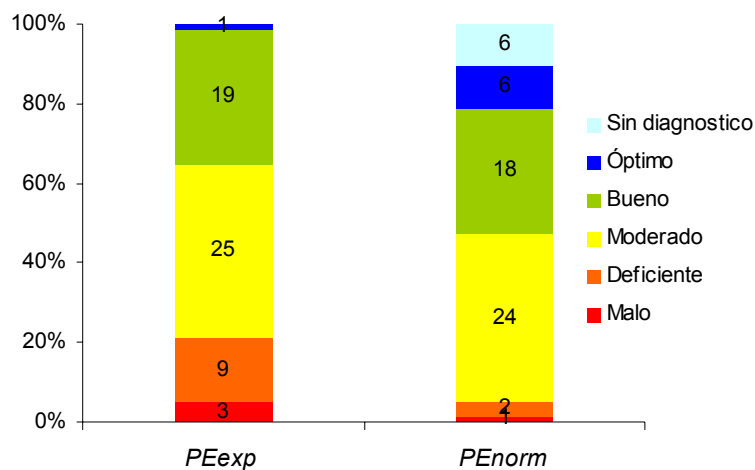
➤ **Potencial ecológico final: aproximación normativa.** En el siguiente gráfico se resumen los resultados ofrecidos para cada una de las métricas utilizadas en esta aproximación, teniendo en cuenta las condiciones de referencia



La siguiente tabla resume los resultados de potencial ecológico para los 56 embalses estudiados en 2009, obtenidos mediante la **aproximación normativa**.

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

➤ *Aproximación normativa vs experimental:* La siguiente figura muestra los resultados finales de potencial ecológico PE_{norm} derivados de estas cuatro métricas, en comparación con aquellos obtenidos previamente mediante la aproximación experimental, PE_{exp} .



- *Variación interanual del grado-potencial ecológico:* Las siguientes tablas resumen los resultados de potencial ecológico para los embalses estudiados en 2007, 2008 y 2009, obtenidos mediante la aproximación experimental para poder comparar los diferentes años. La aproximación normativa no se aplicó en el año 2007, por lo que no se puede comparar.

POTENCIAL ECOLÓGICO DE EMBALSES. AÑO 2007

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

POTENCIAL ECOLÓGICO DE EMBALSES. AÑO 2008

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

POTENCIAL ECOLÓGICO DE EMBALSES. AÑO 2009

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

Cabe señalar que en este análisis comparativo existen limitaciones asociadas con los límites en el cálculo del estado según los parámetros físico-químicos y la aplicación de los índices para los diferentes años considerados. De esta forma, durante el año 2009 los límites en el cálculo de los parámetros físico-químicos han sido más restrictivos y se ha incorporado el nuevo índice basado en el zooplancton y nuevas métricas de fitoplancton para el cálculo del potencial ecológico. Por su parte, durante los años 2007 y 2008 se usaron límites más laxos, no incorporándose el zooplancton debido a los pobres resultados obtenidos en su aplicación. Asimismo, el índice TSI –índice integrador de la clorofila, transparencia del disco de Secchi y del fósforo total- no se ha utilizado durante los años 2008 y 2009.

Aún con estas limitaciones, la clasificación de los embalses no ha variado de forma significativa. En algunos casos, de un año a otro solo ha cambiado en un orden de clasificación (en general los que más cambian son de moderado a bueno o viceversa), hecho que puede estar asociado con lo señalado anteriormente.

De manera particular, los embalses de Sabiñánigo y Ciurana presentan una mayor variación, pasando de óptimos (2008) a moderado en 2009 y 2007. Por su parte, el embalse de Eugui, pasa de bueno en 2007 a deficiente en 2008 y de nuevo a bueno en 2009 por las condiciones particulares durante el muestreo de 2008, coincidentes con un bloom fitoplanctónico que hizo aumentar el valor de clorofila-a, la densidad y el biovolumen algal y, por lo tanto, disminuir el potencial ecológico sobre la base de los indicadores biológicos.

De forma particular, solo en el año 2009 aparecen clasificados como malos los embalses de Ribarroja y Sobrón, con potenciales ecológicos más altos en el resto de años y se observa un empeoramiento general de algunos de los embalses. Esto puede ser debido al valor más restrictivo de los límites de los parámetros físico-químicos utilizados durante este año.

8. REFERENCIAS

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

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

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

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

Attayde, J.L. y Bozelli, R.L. (1998). Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Can. J. Aquat. Sci.*, 55: 1789-1797.

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

Burns, N.M., Rutherford, J.C. y Clayton, J.S. 1999. A monitoring and classification system for New Zealand lakes and reservoirs. *Journal of Lakes Research & Management* 15(4): 255-271.

Burns, N.M y Bryers (2000) *Protocol for Monitoring Trophic Levels of New Zealand Lakes and Reservoirs*. Informe para el Ministerio de Medio Ambiente de Nueva Zelanda. Disponible en: http://www.mfe.govt.nz/withyou/funding/smf/results/5090_nzlm_protocol_complete_text.pdf

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

CEDEX (2006). Directiva 2000/60/CE. *Análisis de las características de las Demarcaciones. Caracterización de los tipos de ríos y lagos (versión 5,0)*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. Documento borrador.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

CHE (2009). *Informe final potencial ecológico en embalses 2008*. UTE Red Biológica del Ebro. Sin publicar.

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

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

Dray, S. y Dufour, A.B. (2007): The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software* 22(4): 1-20.

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

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

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

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

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

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

Marchetto, A. Padedda, B.M., Mariani, M.A., Lugliè A. & Sechi, N. (2009). A numerical index for evaluating phytoplankton response to changes in nutrient levels in deep mediterranean reservoirs. *Journal of Limnology* 68: 106-121

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

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

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

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

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

Padisak J. (2004) Phytoplankton. En *The Lake Handbook vol. 1 Limnology and Limnetic Ecology* (O'Sullivan y Reynolds eds.). Blackwell. Oxford.

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

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

Quevauviller P., U. Borchers, C. Thompson y T. Simonart (Eds) (2008) *The Water Framework Directive: Ecological and Chemical Status Monitoring*. John Wiley & Sons. Sussex, UK.

R Development Core Team (2009). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org>.

Reynolds, C.S. (1998) What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia* 369/370: 11–26.

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

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

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

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

Salmaso, N., Morabito, G., Buzzi, F., Garibaldi L., Simona, M. & Mosello, R.(2006). Phytoplankton as an indicator of the water quality of the deep lakes south of the Alps. *Hydrobiologia*, 563: 167-187.

Shoaf, W.T. y B.W. Lium 1976. Improved extraction of chlorophyll a and b from algae using dimethyl-sulphoxide. *Limnology and Oceanography*. 21: 926-928.

Solimini A. et al (2008) The Monitoring of Ecological Status of European Freshwaters. En: Quevauviller P., U. Borchers, C.Thompson and T. Simonart (Eds) *The Water Framework Directive: Ecological and Chemical Status Monitoring*. John Wiley & Sons. Sussex, UK.

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

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

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

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

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

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

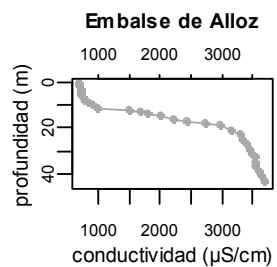
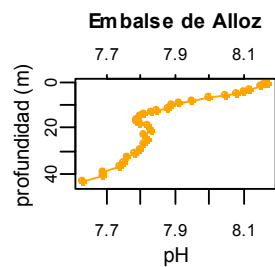
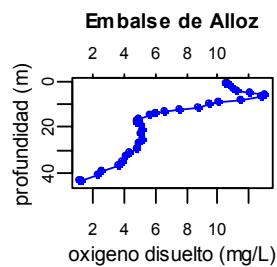
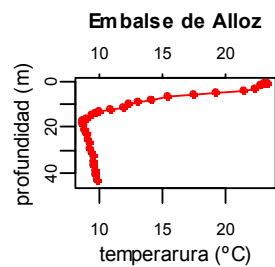
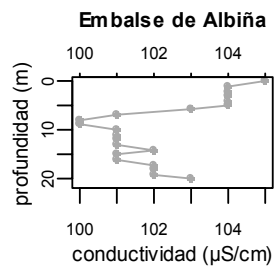
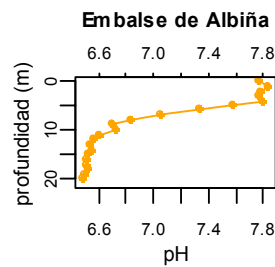
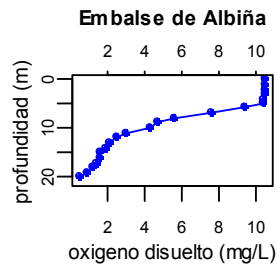
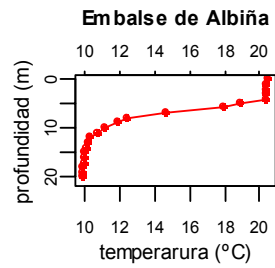
Whitman, R.L., Nevers, M.B., Goodrich, M.L., Murphy, P.C. y Davis, B.M. (2004). Characterization of Lake Michigan coastal lakes using zooplankton assemblages. *Ecological Indicators* 4:277–286

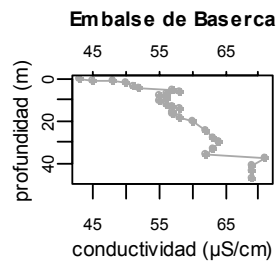
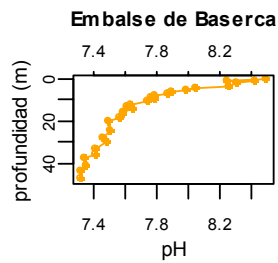
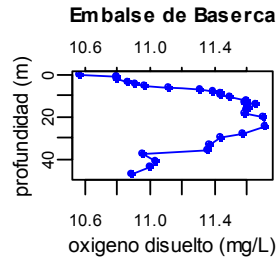
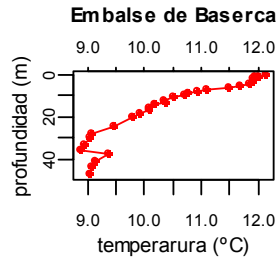
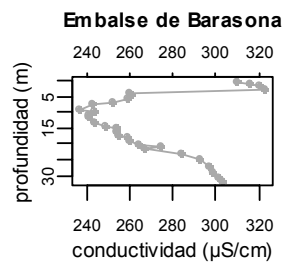
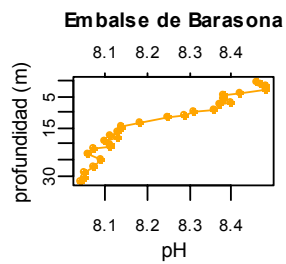
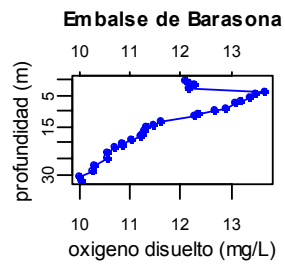
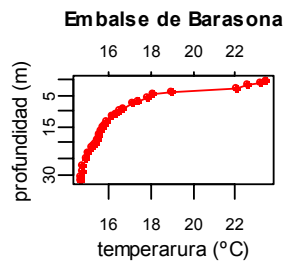
Willen, E. (2000). Phytoplankton in water quality assessment - an indicator concept. En P. Heinonen, G. Ziglio & A. Van der Beken (editores), *Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring* John Wiley & Sons. Pags: 58-80.

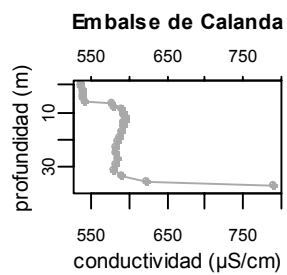
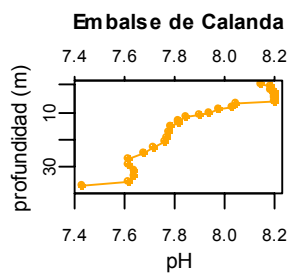
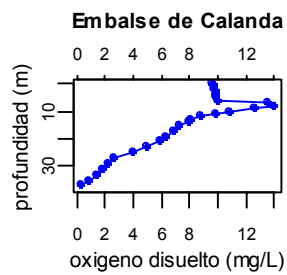
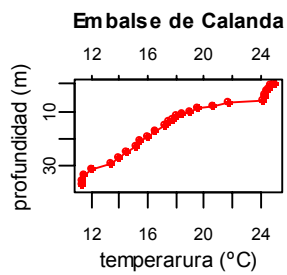
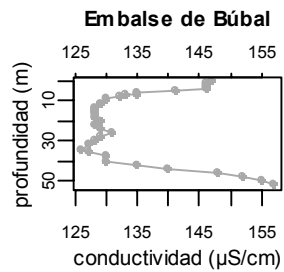
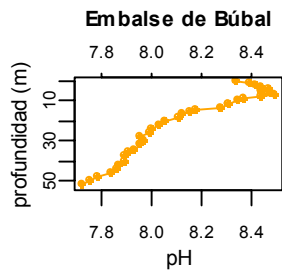
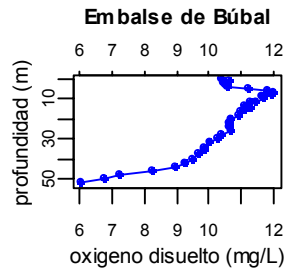
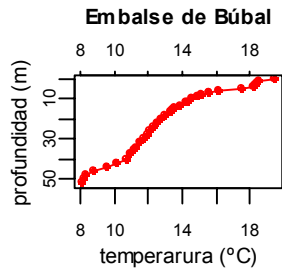
Anexo 1

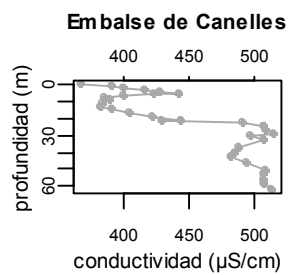
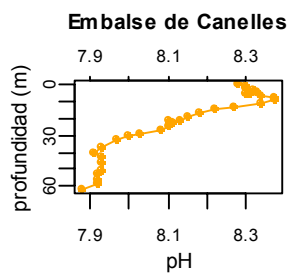
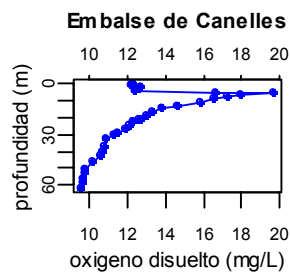
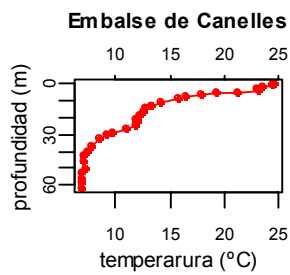
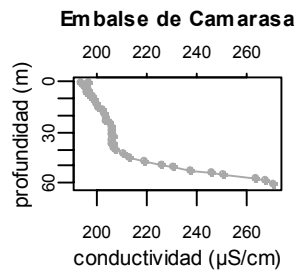
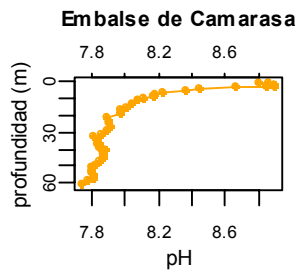
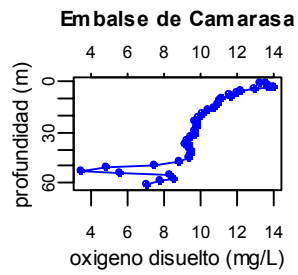
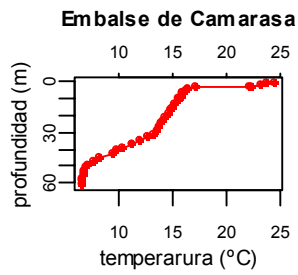
Perfiles Fisicoquímicos

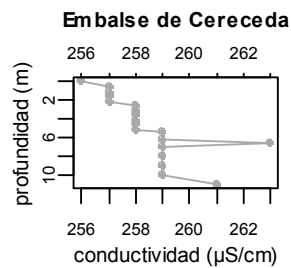
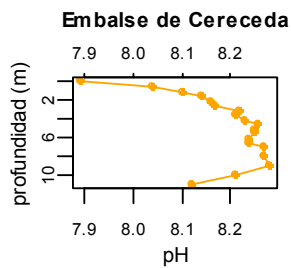
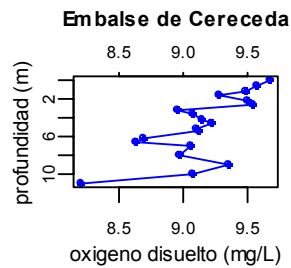
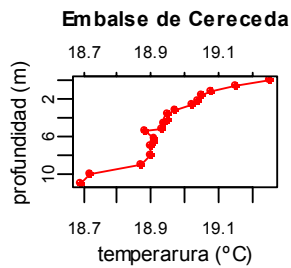
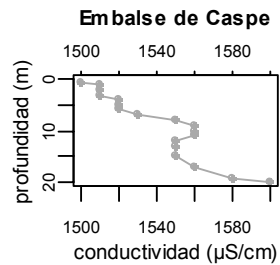
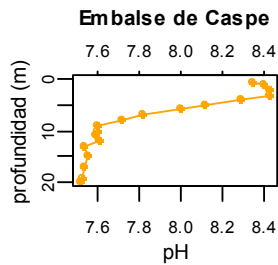
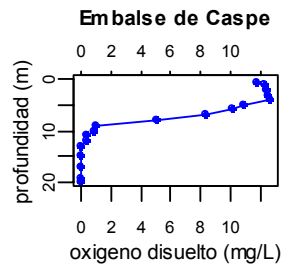
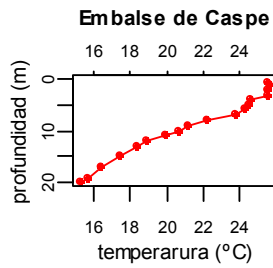
(Embalses por orden alfabético)

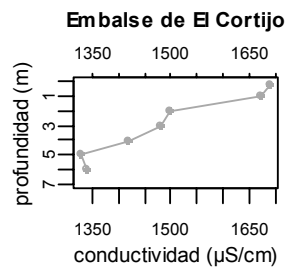
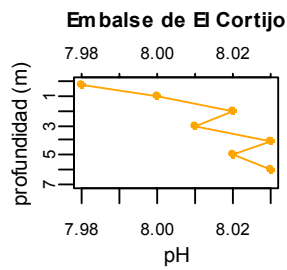
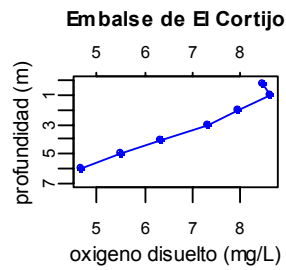
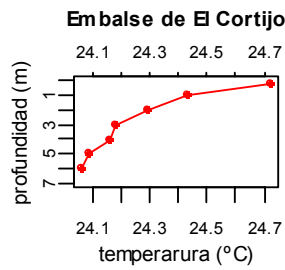
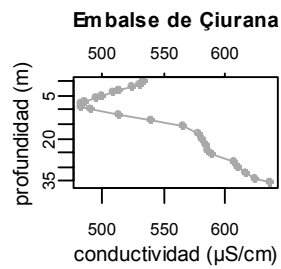
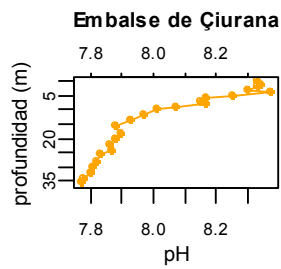
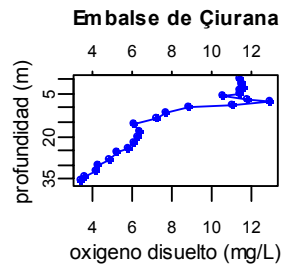
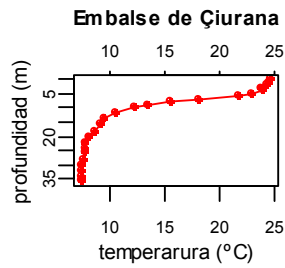


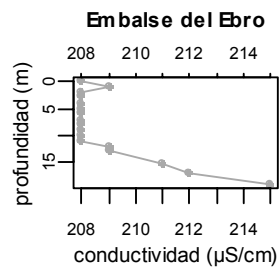
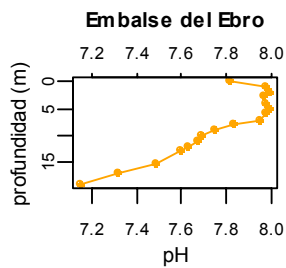
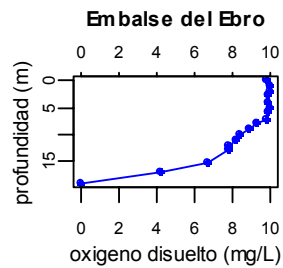
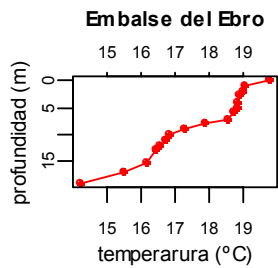
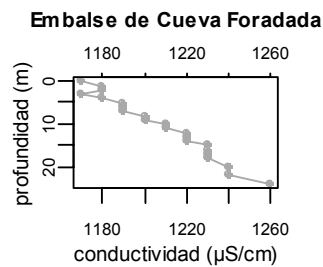
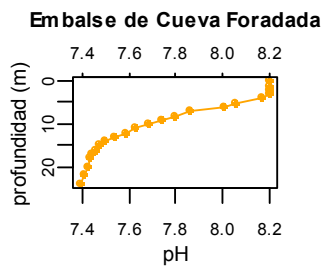
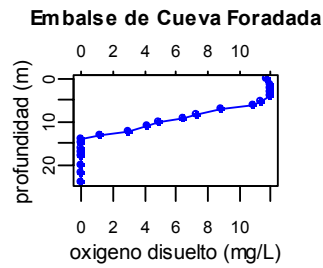
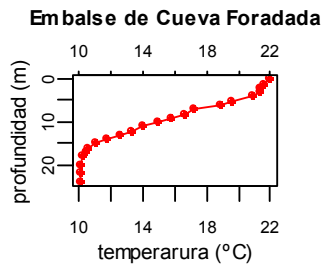


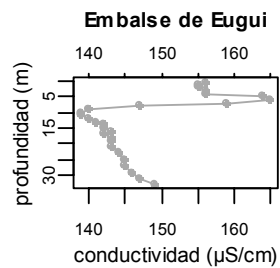
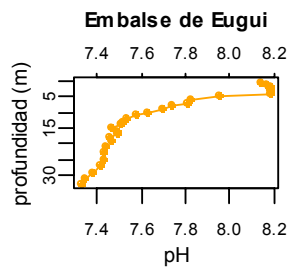
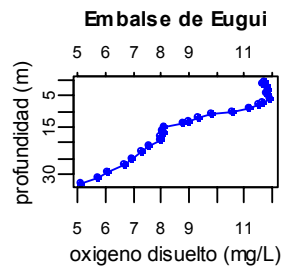
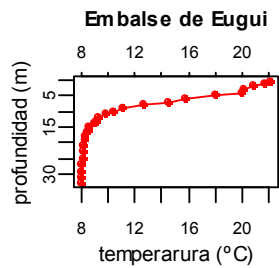
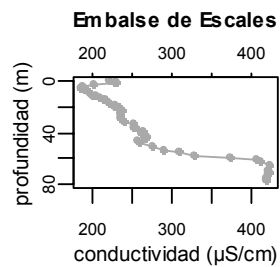
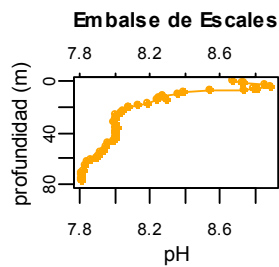
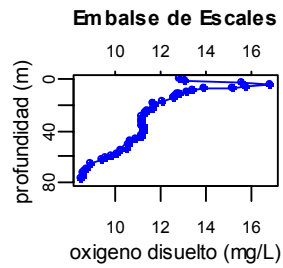
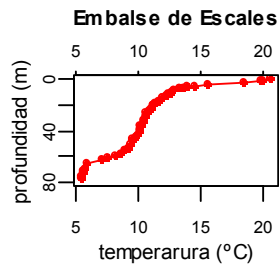


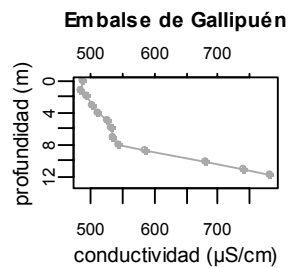
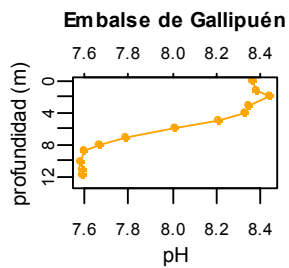
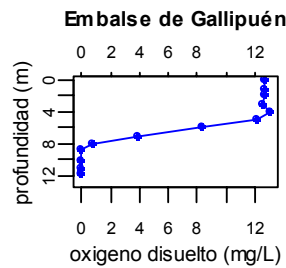
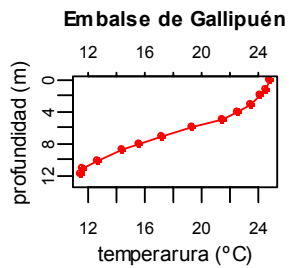
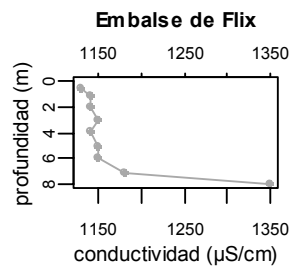
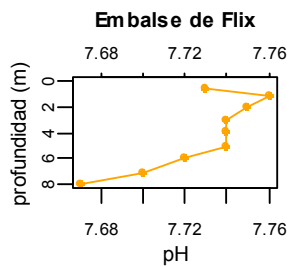
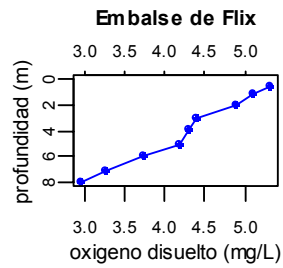
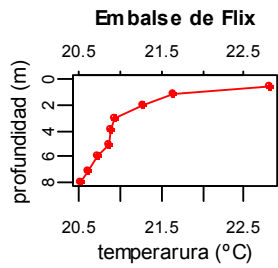


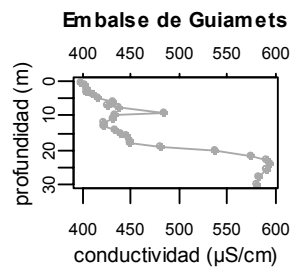
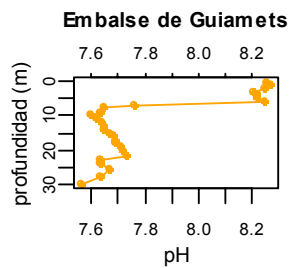
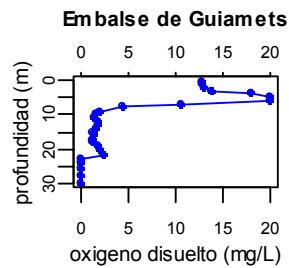
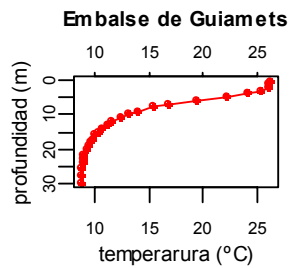
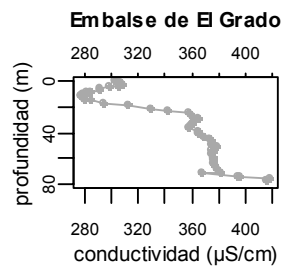
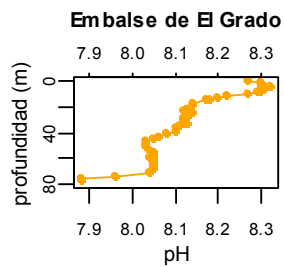
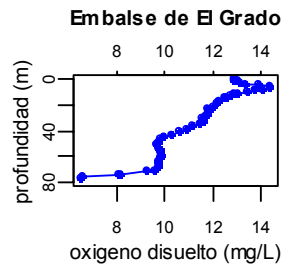
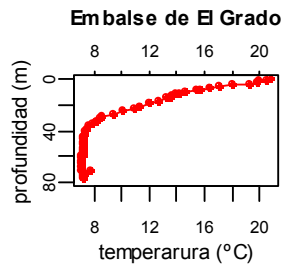


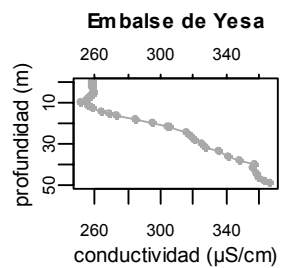
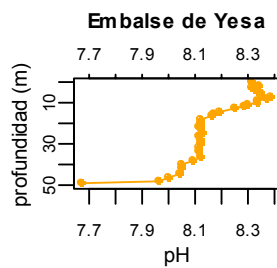
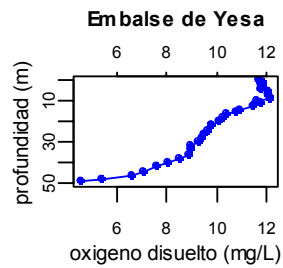
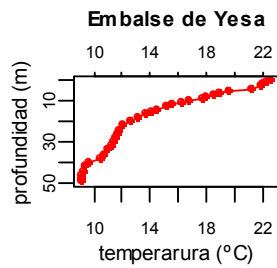
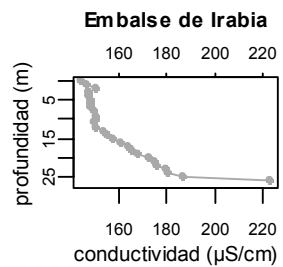
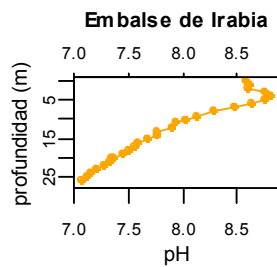
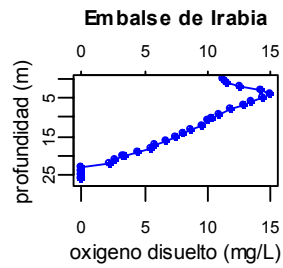
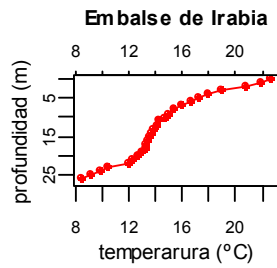


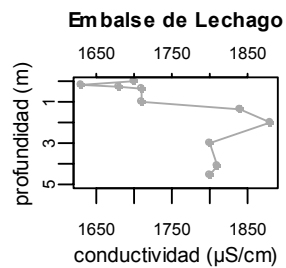
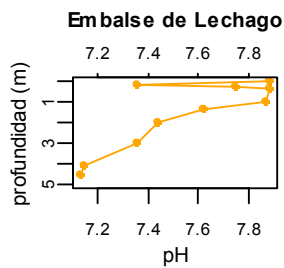
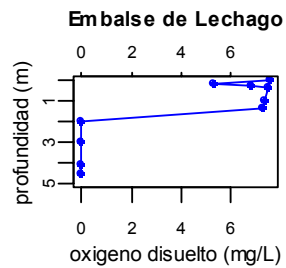
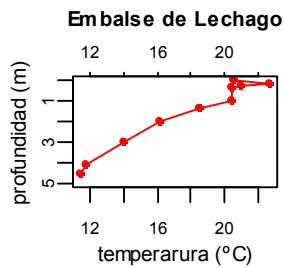
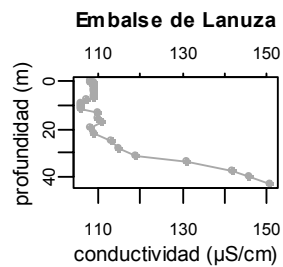
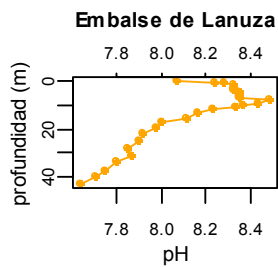
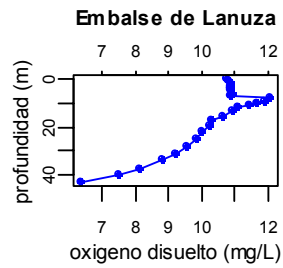
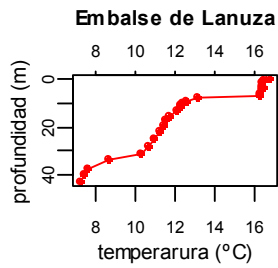


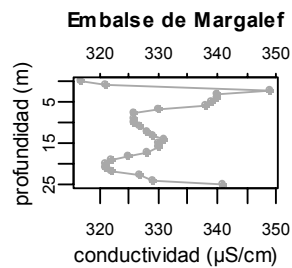
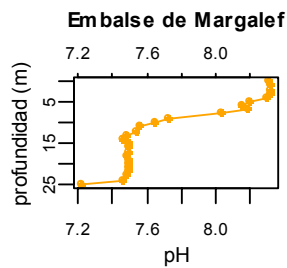
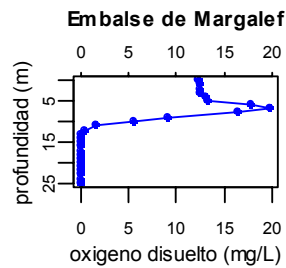
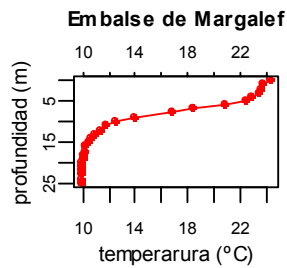
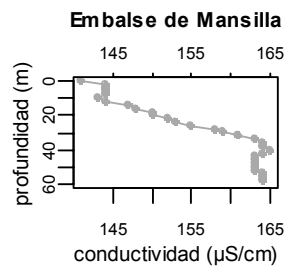
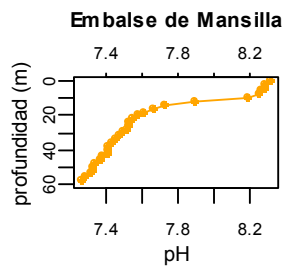
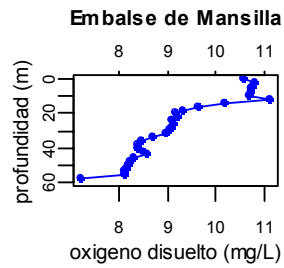
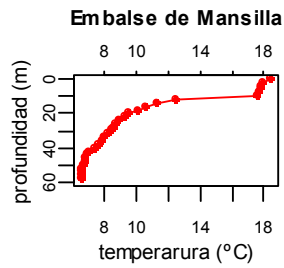


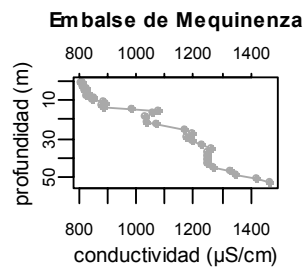
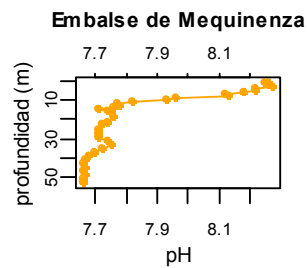
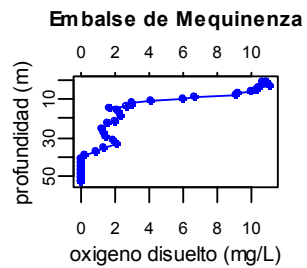
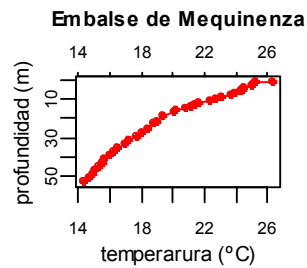
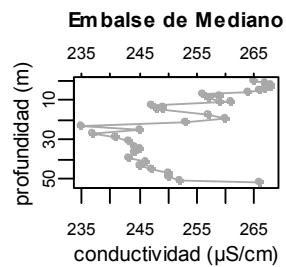
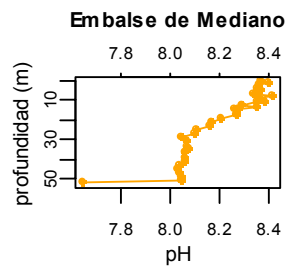
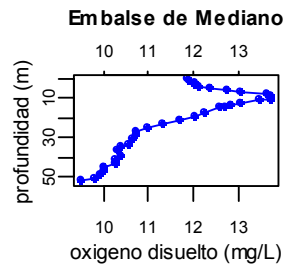
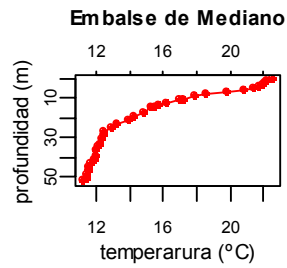




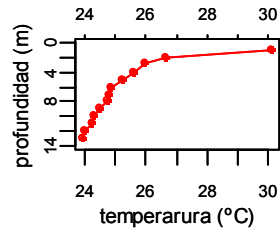




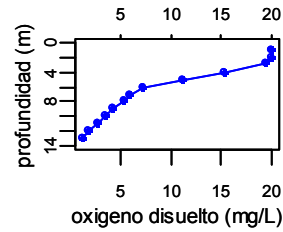




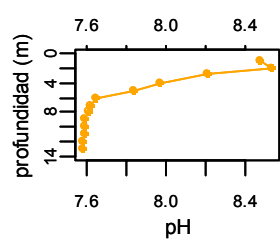
Embalse de Mequinenza (en Caspe)



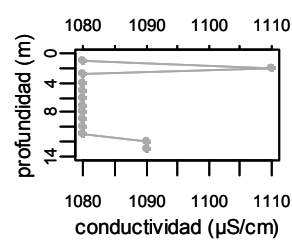
Embalse de Mequinenza (en Caspe)



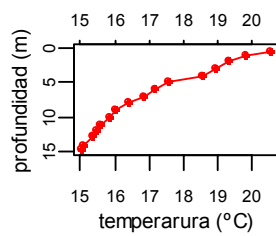
Embalse de Mequinenza (en Caspe)



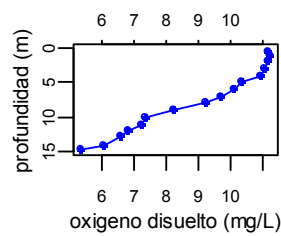
Embalse de Mequinenza (en Caspe)



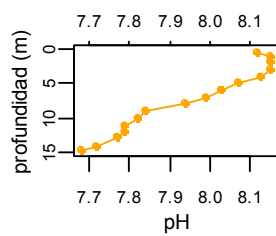
Embalse de Mezalocha



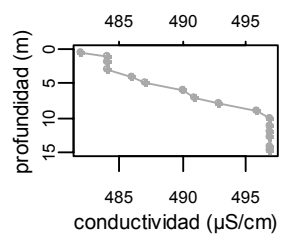
Embalse de Mezalocha

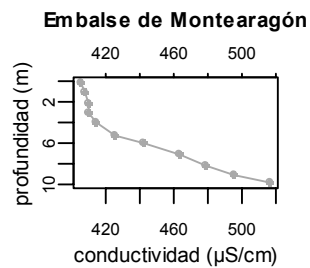
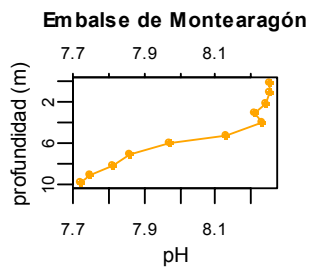
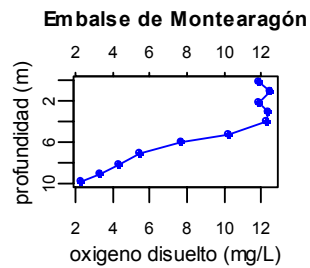
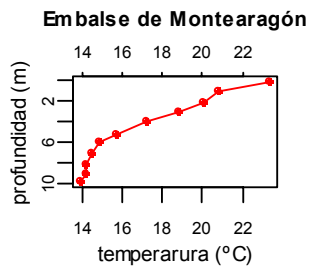
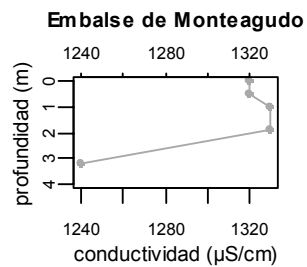
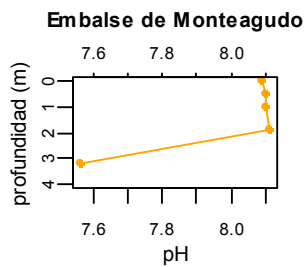
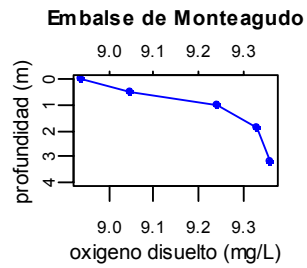
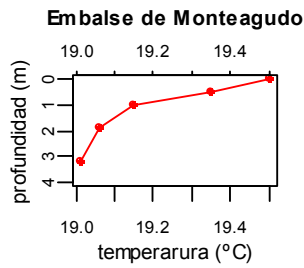


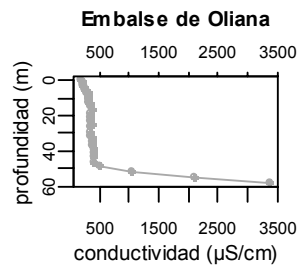
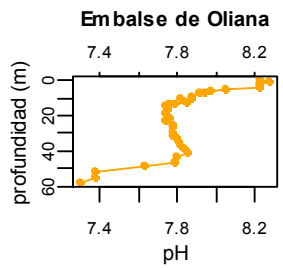
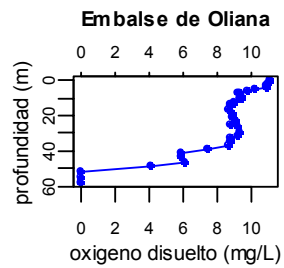
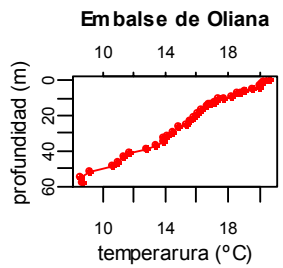
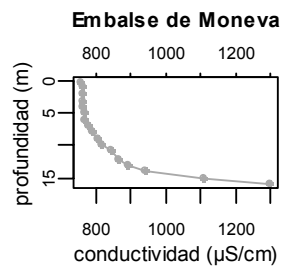
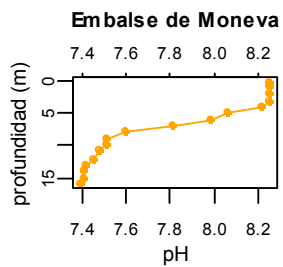
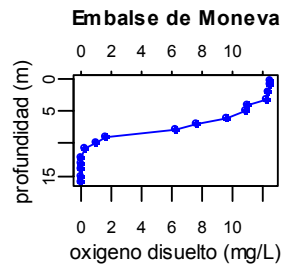
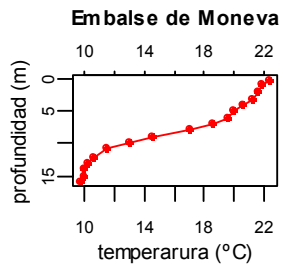
Embalse de Mezalocha

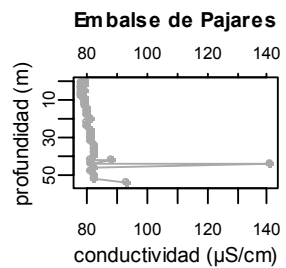
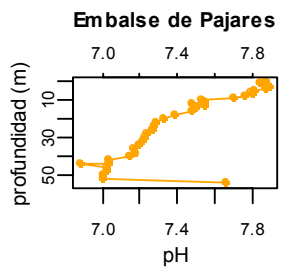
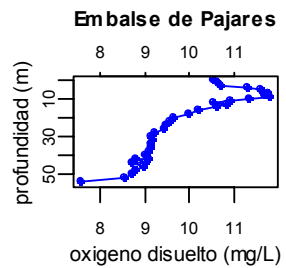
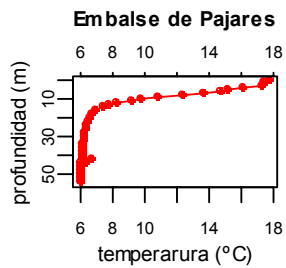
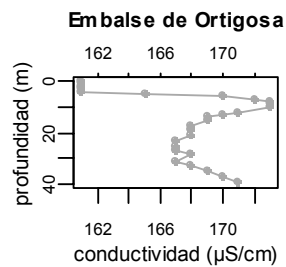
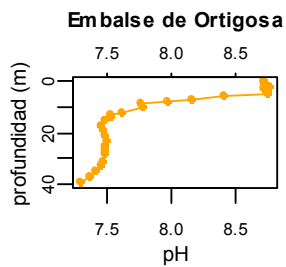
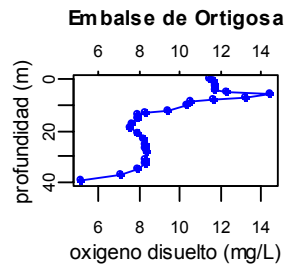
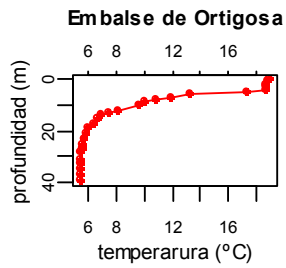


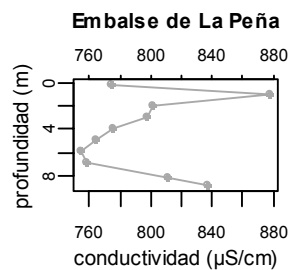
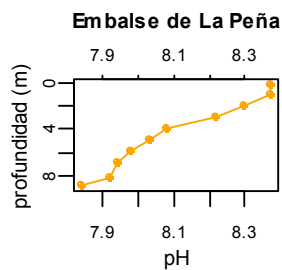
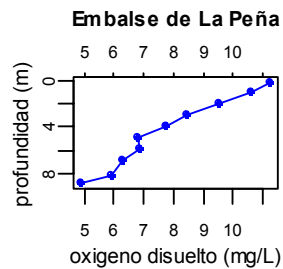
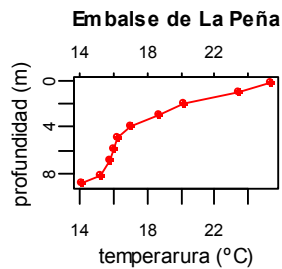
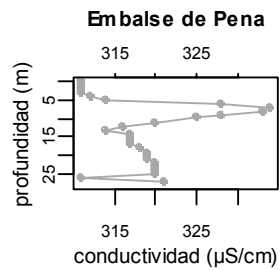
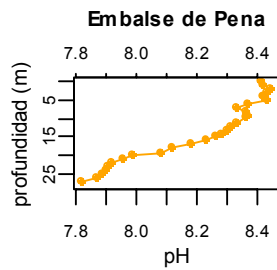
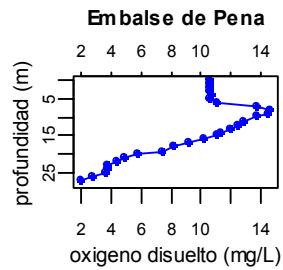
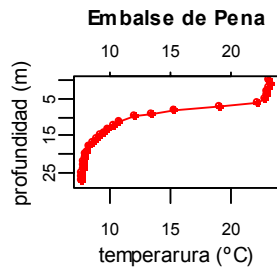
Embalse de Mezalocha

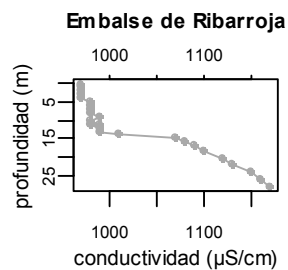
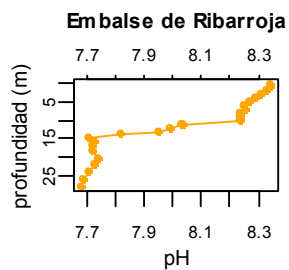
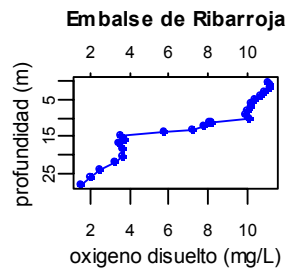
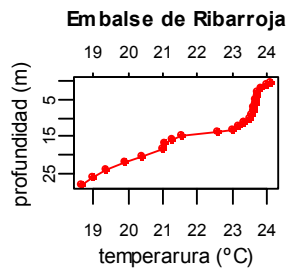
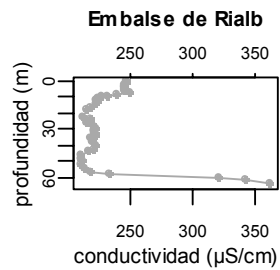
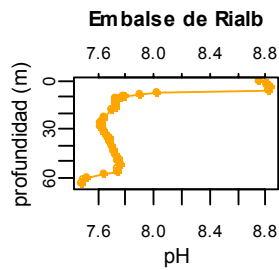
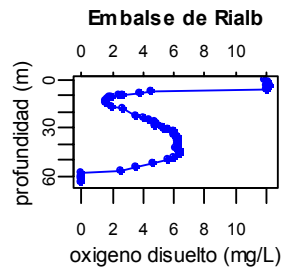
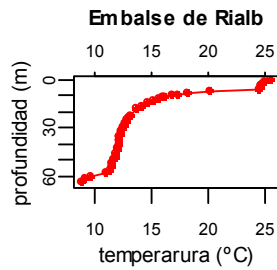


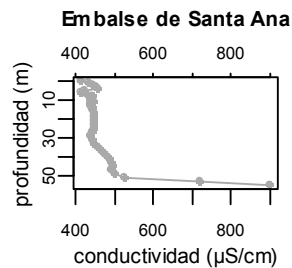
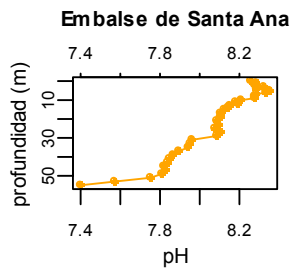
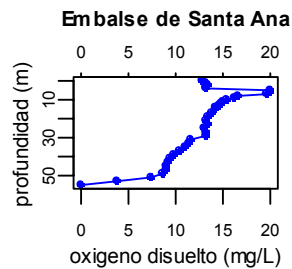
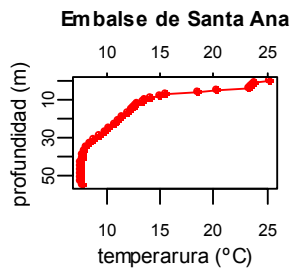
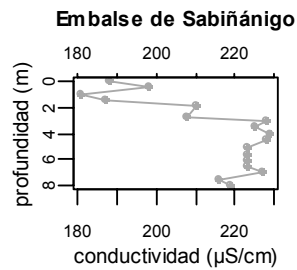
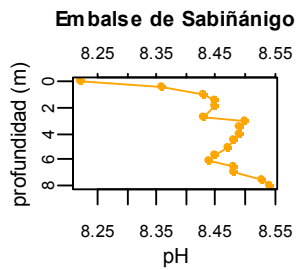
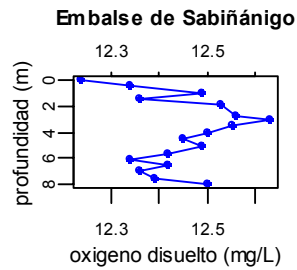
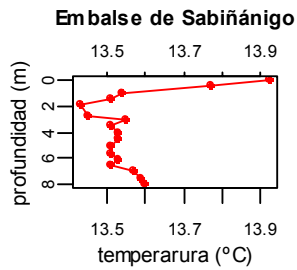


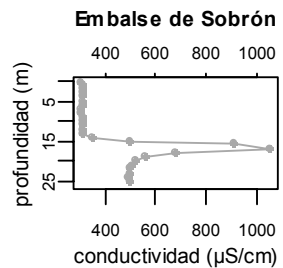
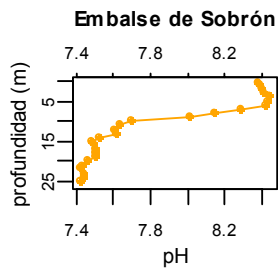
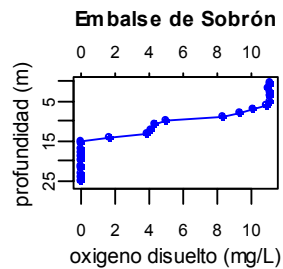
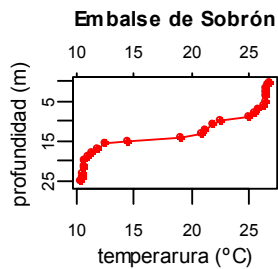
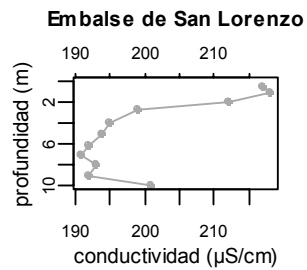
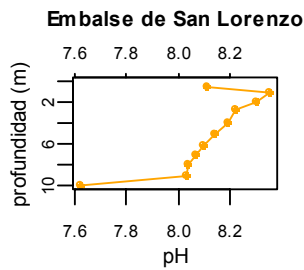
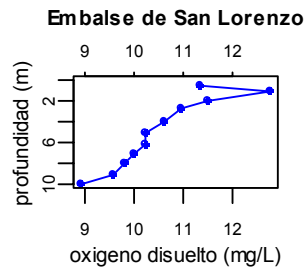
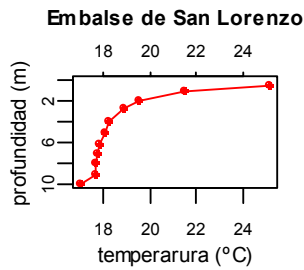


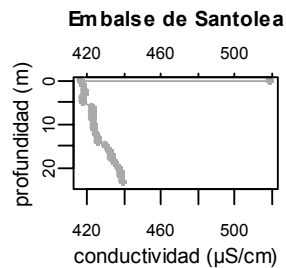
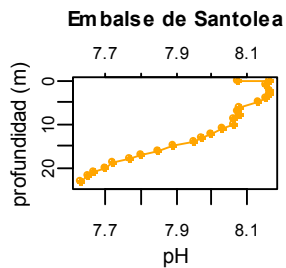
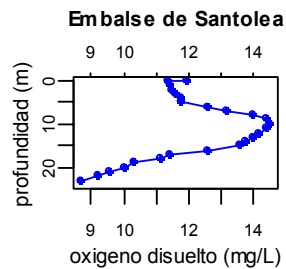
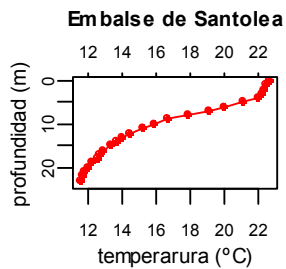
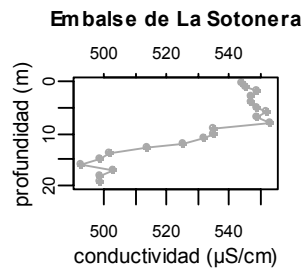
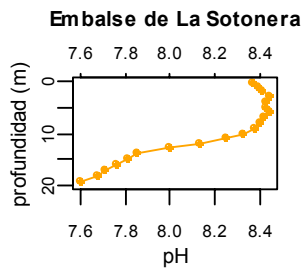
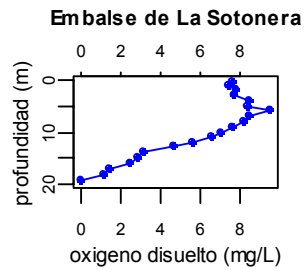
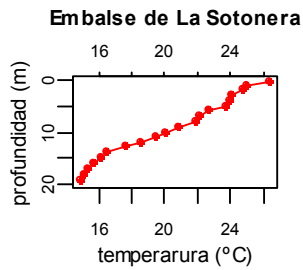


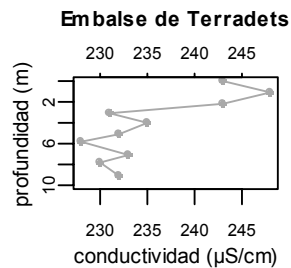
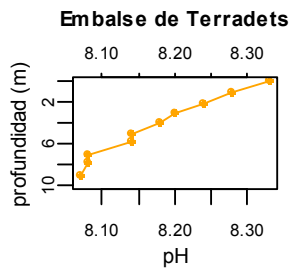
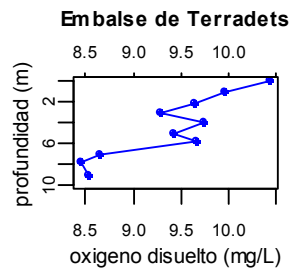
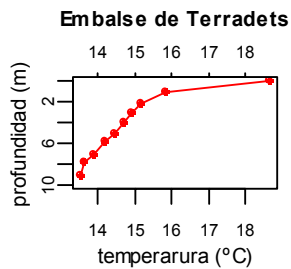
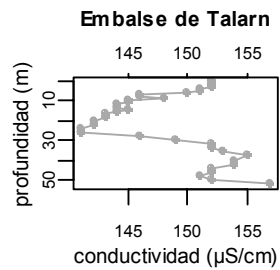
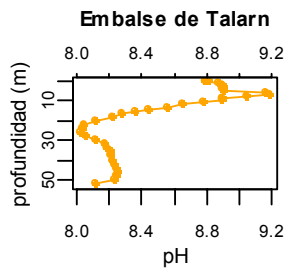
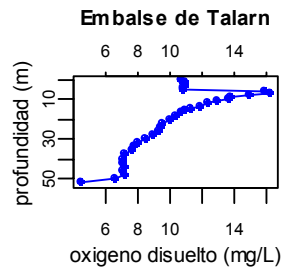
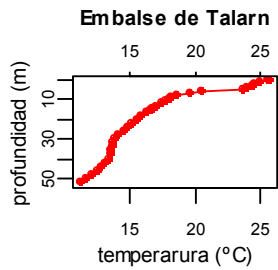


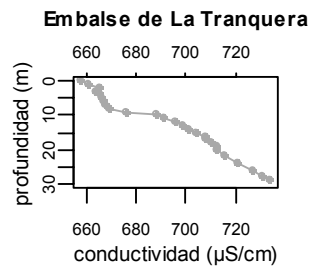
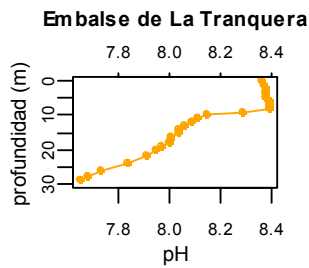
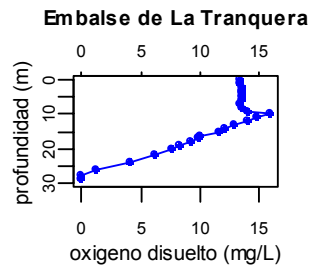
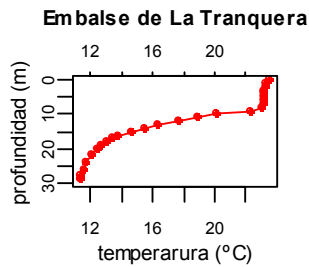
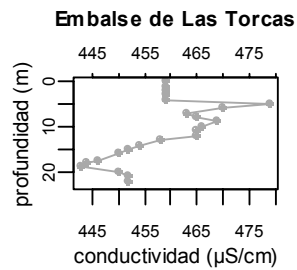
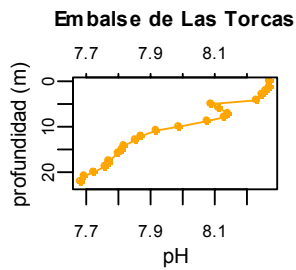
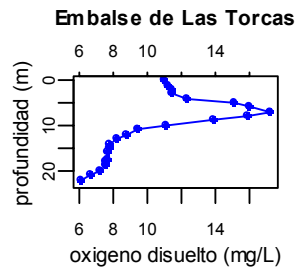
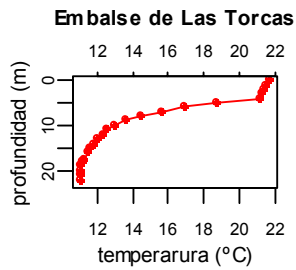


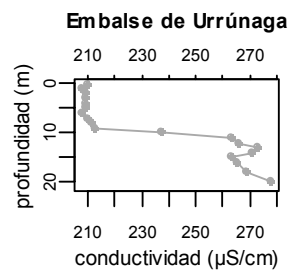
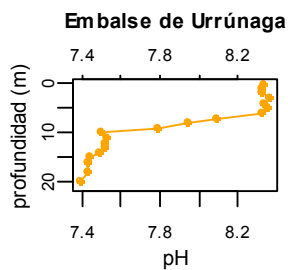
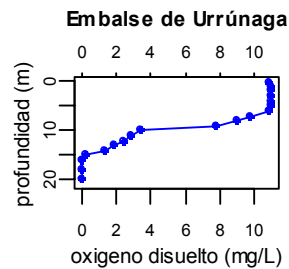
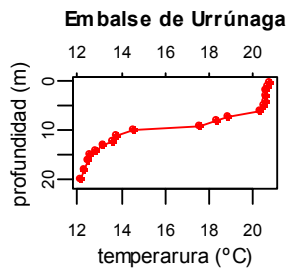
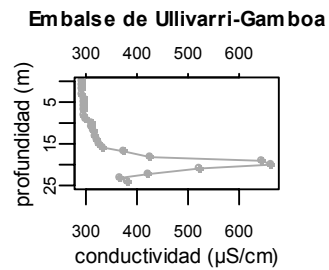
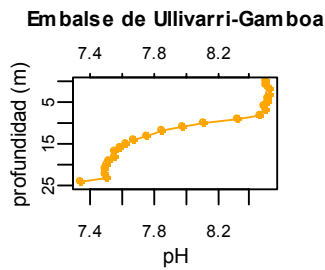
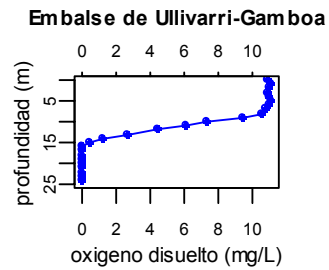
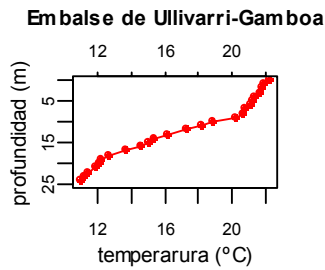


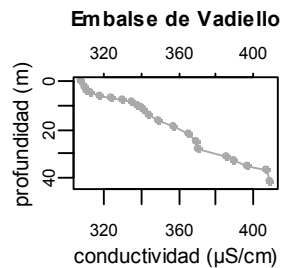
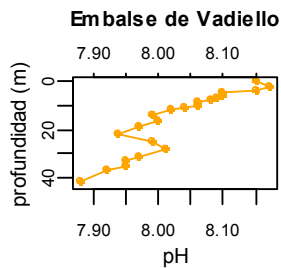
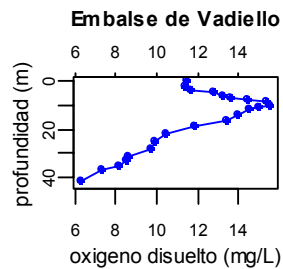
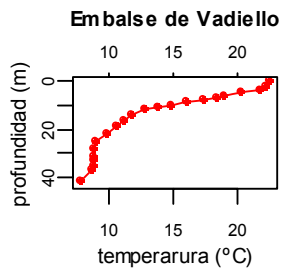
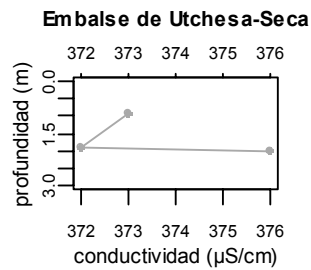
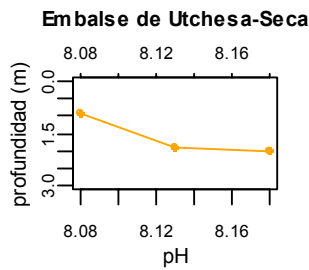
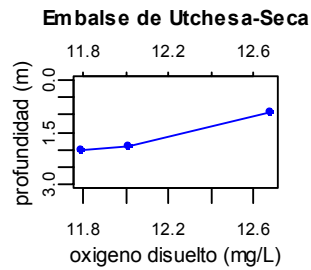
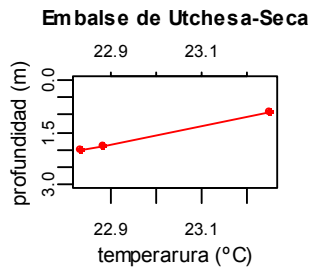


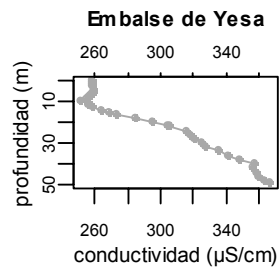
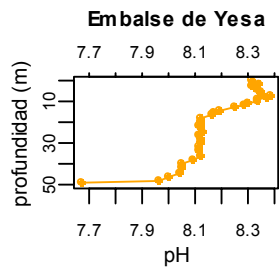
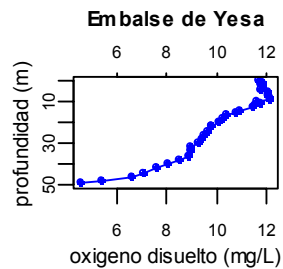
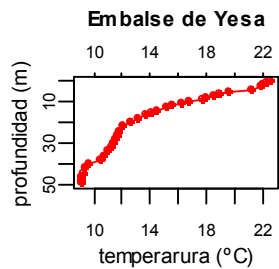
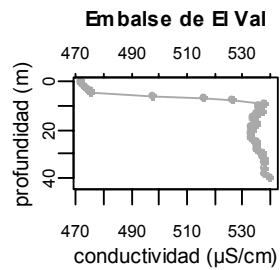
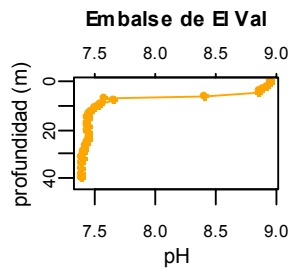
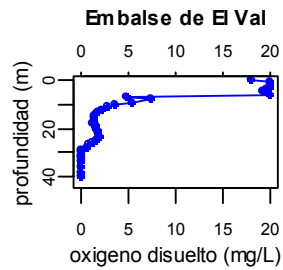
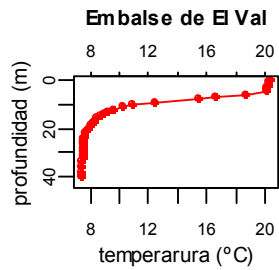






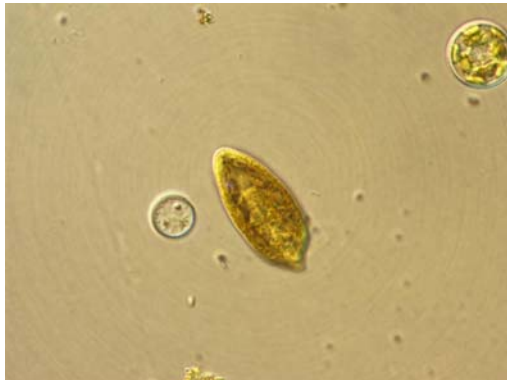






Anexo 2

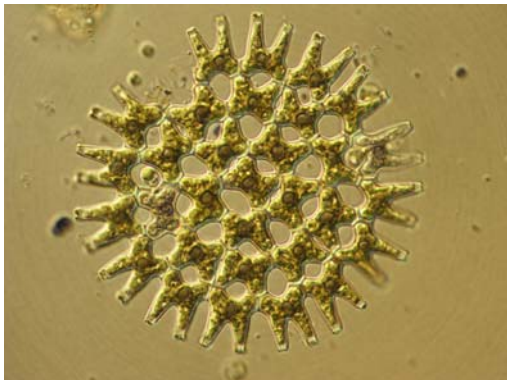
Fotomicrografías de algunas especies fitoplanctónicas y zooplanctónicas (2009)



Cryptomonas erosa (Cryptophyta)
Embalse de Margalef



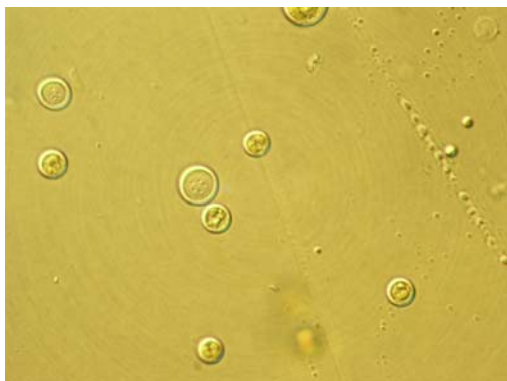
Ceratium hirundinella (Dinophyta)
Embalse de Barasona



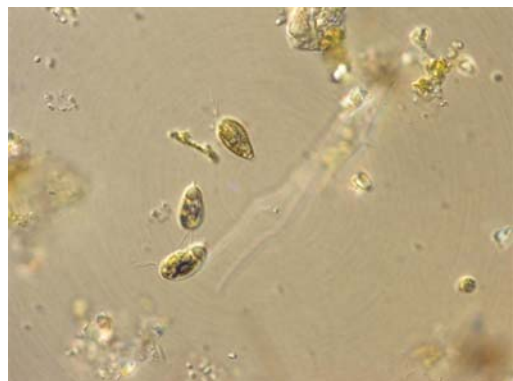
Pediastrum duplex (Chlorophyceae)
Embalse de Sobrón



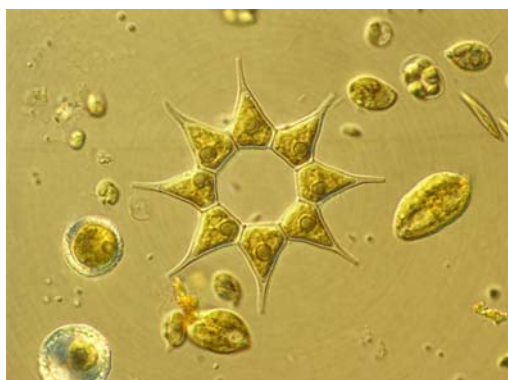
Dynobryon divergens (Chrysophyceae)
Embalse de Urrúnaga



Cyclotella ocellata (Bacillariophyceae)
Embalse de Camarasa



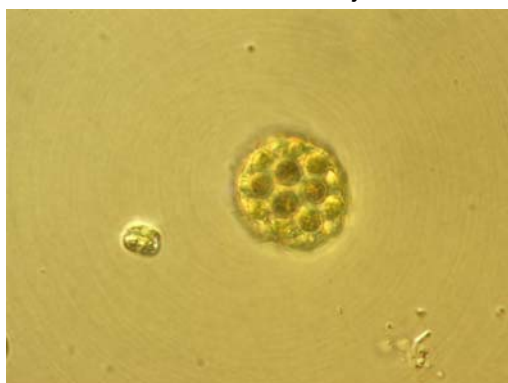
Plagioselmis lacustris (Cryptophyta)
Embalse de Çiurana



Pediatrum simplex (Chlorophyceae)
Embalse de Ribarroja



Asterionella formosa (Bacillariophyceae)
Embalse de Búbal



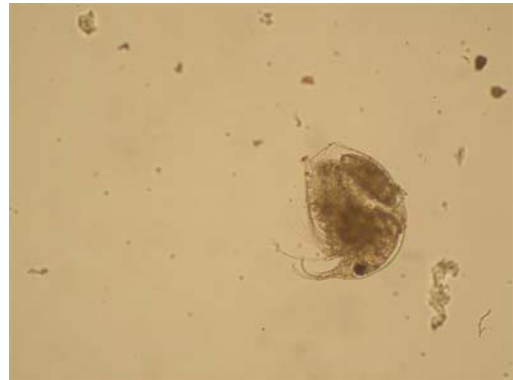
Coelastrum reticulatum (Chlorophyceae)
Embalse de Gallipuéen



Fragilaria crotonensis (Bacillariophyceae)
Embalse de Talarn



Daphnia cucullata (Cladóceros)
Embalse de Flix



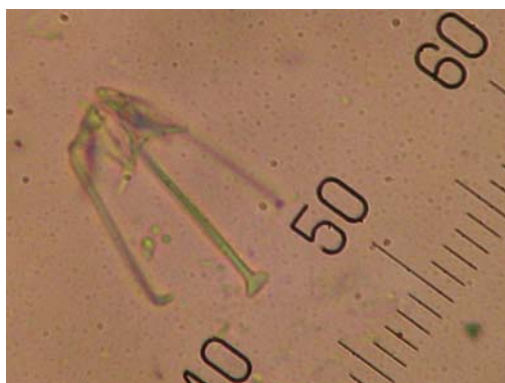
Bosmina longirostris (Cladóceros)
Embalse de Mequinenza



Colurella sinistra (Rotífero)
Embalse de Santolea



Copidodiaptomus numidicus (Copépodo)
Embalse de Mequinenza



Trichocerca inermis (Rotífero)
Embalse de Urrúnaga



Dreissena polymorpha (Molusco)
Embalse de Ribarroja