



GOBIERNO
DE ESPAÑA

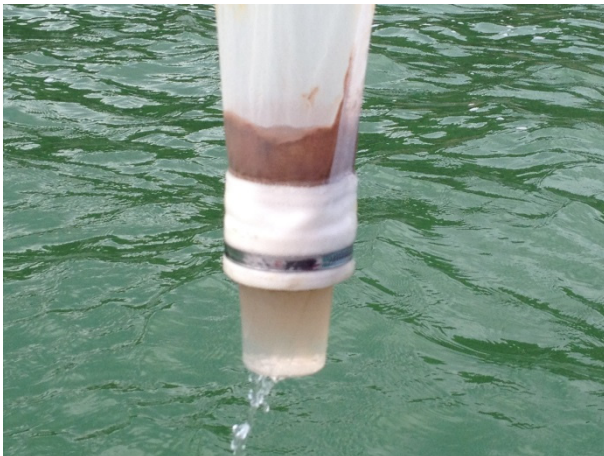
MINISTERIO
DE AGRICULTURA Y PESCA,
ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE



CONFEDERACIÓN
HIDROGRÁFICA
DEL EBRO

2016

ESTABLECIMIENTO DE UNA METODOLOGÍA PARA EL SEGUIMIENTO DEL POTENCIAL ECOLÓGICO VS. ESTADO TRÓFICO DE LOS EMBALSES DE LA CUENCA DEL EBRO MEMORIA



ÁREA DE CALIDAD DE AGUAS
CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO



ESTABLECIMIENTO DE UNA METODOLOGÍA PARA EL SEGUIMIENTO DEL POTENCIAL ECOLÓGICO VS. ESTADO TRÓFICO DE LOS EMBALSES DE LA CUENCA DEL EBRO

PROMOTOR:

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO



SERVICIO:

CONTROL DEL ESTADO ECOLÓGICO

DIRECCIÓN DEL PROYECTO:

Vicente Sancho Tello Valls y María José Rodríguez Pérez

EMPRESA CONSULTORA:

Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva de la Universidad de Valencia Estudi General

EQUIPO DE TRABAJO:

Área de Limnología, dirigida por Dr. Eduardo Vicente Pedrós, Catedrático de Ecología. Director del Estudio.

PRESUPUESTO DE LA ADJUDICACIÓN:

89.000,00 €

CONTENIDO:

MEMORIA DEL INFORME

AÑO DE EJECUCIÓN:

2016

FECHA ENTREGA:

DICIEMBRE 2016

EQUIPO DE TRABAJO

Grupo de Investigación de Limnología, dirigido por Dr. Eduardo Vicente Pedrós, Catedrático de Ecología. Director del Estudio.

Juan Miguel Soria (Profesor Doctor. Adjunto a Dirección. Campo y laboratorio)

Javier Soria (Investigador. Campo y gabinete)

María Dolores Sendra (Técnico Superior de campo y determinación y recuento de fitoplancton)

Olga Kramer (Técnico de laboratorio)

Teresa Alfonso (Doctora en Biología. Determinación y recuento de zooplancton)

M^a Rosa Miracle † (Catedrática de Ecología. Validación taxonomía del zooplancton)

Keve Kiss (Academia Húngara de Ciencias. Validación taxonomía del fitoplancton)

REFERENCIA FOTOS PORTADA:

Superior izquierda: Vista general del estany de Cavallers.

Superior derecha: Vista desde el punto de muestreo del embalse de Canelles.

Inferior izquierda: Red de fitoplancton en el embalse de Guiamets.

Inferior derecha: Vista de la orilla del embalse de Barasona.

CITA DEL DOCUMENTO: Confederación Hidrográfica del Ebro (2016). Establecimiento de una metodología para el seguimiento del potencial ecológico vs. estado trófico de los embalses de la cuenca del Ebro. 212 págs. más anejos. Disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>

El presente informe pertenece al Dominio Público en cuanto a los Derechos Patrimoniales recogidos por el Convenio de Berna. Sin embargo, se reconocen los Derechos de los Autores y de la Confederación Hidrográfica del Ebro a preservar la integridad del mismo, las alteraciones o la realización de derivados sin la preceptiva autorización administrativa con fines comerciales, o la cita de la fuente original en cuanto a la infracción por plagio o colusión. A los efectos prevenidos, las autorizaciones para uso no científico del contenido deberán solicitarse a la Confederación Hidrográfica del Ebro.



ESTABLECIMIENTO DE UNA METODOLOGÍA PARA EL SEGUIMIENTO DEL POTENCIAL ECOLÓGICO VS. ESTADO TRÓFICO DE LOS EMBALSES DE LA CUENCA DEL EBRO

El informe presenta los resultados del estudio de embalses de la cuenca del Ebro para la campaña del año 2016. Su objetivo principal es la clasificación del *potencial ecológico* comparado con el estado trófico de las masas de agua consideradas, en cumplimiento de la DMA. Para ello, se muestrearon 34 embalses durante el verano de 2016 de los que seis también se visitaron en otoño. Los indicadores utilizados fueron tanto fisicoquímicos (oxígeno, nutrientes, transparencia, temperatura, conductividad, turbidez, etc.), como biológicos (concentración de clorofila, fitoplancton y zooplancton). Se recopiló además información acerca de las características hidrológicas de los embalses como la evolución del volumen almacenado y salidas en el año hidrológico, para calcular el tiempo de residencia hidráulica. Se presenta primero una caracterización hidromorfológica, fisicoquímica y biológica del conjunto de masas de agua, analizando los resultados según la tipología de embalses descrita en la Instrucción de Planificación Hidrológica y el Real Decreto 817/2015. Se presentan los datos o tendencias más relevantes para cada una de las variables consideradas. Se incluye una descripción de las comunidades planctónicas y su relación con las variables ambientales utilizando un análisis estadístico multivariante. El informe muestra la clasificación del estado trófico de los embalses utilizando métricas convencionales (fósforo total, transparencia, clorofila y densidad de algas), analizando el comportamiento de cada una de estas variables y su influencia en el resultado final.

ESTABLISHMENT OF A METHODOLOGY FOR THE MONITORING OF THE ECOLOGICAL POTENTIAL VS. TROPHIC STATUS OF THE EBRO BASIN RESERVOIRS

The report presents the results of the study of reservoirs in the Ebro basin for the 2016 campaign. Its main objective is the classification of the ecological potential of water bodies versus classical trophic state considered in compliance with the WFD. To this end, 34 reservoirs were sampled during the summer of 2016 where six in autumn also. The indicators used were both physicochemical (oxygen, nutrients, transparency, temperature, conductivity, turbidity, etc.), and biological (chlorophyll concentration, phytoplankton and zooplankton). Information on the hydrological characteristics of the reservoirs and the evolution of the volume stored and output in the hydrological year was also collected, to calculate the hydraulic residence time. Characterization of the water body is presented in hydromorphological, physicochemical and biological basis; and the results are analyzed by type of reservoirs described in Instruction-Order Water Planning and Decret 817/2015. In this report, we present relevant data or trends to each of the variables considered. A description of planktonic communities and their relationship with environmental variables using a multivariate statistical approach is also performed. The report shows the classification of trophic status of reservoirs using conventional metrics (total phosphorus, transparency, chlorophyll and algal density), analyzing the behavior of each of these variables and their influence on the final result.



ÍNDICE DOCUMENTO MEMORIA

	Página
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. ANTECEDENTES	1
1.2. ORGANIZACIÓN DEL ESTUDIO	2
2. ASPECTOS METODOLÓGICOS	3
2.1. EMBALSES ESTUDIADOS. DESIGNACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO.....	3
2.2. VARIABLES CONSIDERADAS.	7
2.3. TRABAJOS DE CAMPO.....	13
2.4. ANÁLISIS EN LABORATORIO	18
2.5. SISTEMA DE PRESENTACIÓN GRÁFICA DE RESULTADOS	22
3. CLASIFICACIÓN DE LOS EMBALSES.....	23
4. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS, FISICOQUÍMICAS Y BIOLÓGICAS	28
4.1. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS	28
4.2. CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS	36
4.3. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS.....	82
4.4. ANÁLISIS MULTIVARIANTE	106
5. ESTADO TRÓFICO	112
5.1. INTRODUCCIÓN.....	112
5.2. ASPECTOS METODOLÓGICOS.....	112
5.3. CATALOGACIÓN TRÓFICA FINAL.....	117
6. POTENCIAL ECOLÓGICO.....	122
6.1. CONSIDERACIONES PREVIAS	122
6.2. ELEMENTOS Y PARÁMETROS PARA LA DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO	123
6.3. METODOLOGÍAS DE CÁLCULO DEL POTENCIAL ECOLÓGICO:.....	138
6.4. POTENCIAL ECOLÓGICO: RESULTADOS.....	147
7. RESUMEN – CONCLUSIONES	161
8. PROPUESTA DE MEDIDAS CORRECTORAS	170
9. REFERENCIAS	176
10. ANEXO 1: TABLAS DE DATOS	181
11. ANEXO 2: MATRIZ DE CORRELACIONES ENTRE LAS VARIABLES ESTUDIADAS, INDICANDO SU NIVEL DE SIGNIFICACIÓN	209



ÍNDICE DE ANEJOS

Anejo 1. TABLAS DE DATOS.....	181
Anejo 2. MATRIZ DE CORRELACIÓN MULTIVARIANTE.....	209

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización geográfica de los embalses muestreados en 2016. Códigos según la Tabla 1.	6
Figura 2. Localización geográfica de los embalses estudiados en 2016 indicando su tipología.....	25
Figura 3. Altitud (metros sobre el nivel del mar) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 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. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.....	27
Figura 4. Distribución de la capacidad (hm ³) de los embalses estudiados en 2016.....	28
Figura 5. Superficie total (ha) de los embalses estudiados en 2016.	29
Figura 6. Profundidad máxima (m) de los embalses estudiados en 2016.	30
Figura 7. Extensión de la cuenca vertiente (km ²) de los embalses estudiados en 2016.....	31
Figura 8. Tiempo de renovación de los embalses estudiados en 2016.....	32
Figura 9. Hidroperiodo de los embalses estudiados en 2016.	33
Figura 10. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 7.	37
Figura 11. Conductividad media de la Zona Fóptica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 7.	38
Figura 12. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 9.	39
Figura 13. Conductividad media de la Zona Fóptica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 9.	40
Figura 14. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 10.	41
Figura 15. Conductividad media de la Zona Fóptica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 10.	42
Figura 16. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 11.	43
Figura 17. Conductividad media de la Zona Fóptica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 11.	44
Figura 18. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 12.	45
Figura 19. Conductividad media de la Zona Fóptica de los embalses estudiados en 2016	



pertenecientes al tipo 12.....	46
Figura 20. Transparencia (DS) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) 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/ eje parte baja; 13: húmedo / alta montaña. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.	47
Figura 21. Valores de temperatura (media en la zona fótica) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.....	48
Figura 22. Regresión lineal de la temperatura (media zona fótica) frente a la altitud (en la presa).	49
Figura 23. Perfiles de temperatura para los embalses de El Grado (izquierda) y Mequinenza (derecha) en 2016.....	49
Figura 24. Valores de pH (media de la zona fótica) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.	50
Figura 25. Perfiles verticales de oxígeno, temperatura, Clorofila a y pH para los embalses de El Val (arriba) y Santa Ana (abajo), en la campaña de 2016.....	51
Figura 26. Valores de conductividad media (zona fótica) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.....	52
Figura 27. Perfiles de conductividad, temperatura, Clorofila a y oxígeno para los embalses de La Tranquera en la parte superior, y Mediano en la parte inferior, durante la campaña de 2016.	54
Figura 28. Valores de alcalinidad para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.	55
Figura 29. Valores de turbidez (UAF) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 22.	56
Figura 30. Relación entre la turbidez en la zona fótica (UAF) y la transparencia (disco de Secchi (m)). Se indica la curva y la ecuación de regresión, así como el valor de R ²	57
Figura 31. Estimaciones de la calidad de los embalses según el grado de oxigenación en 2016.....	60
Figura 32. Concentraciones de oxígeno disuelto hipolimnético o de la columna para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. 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/ eje parte baja; 13: húmedo / alta montaña. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.....	61
Figura 33. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 7.	63
Figura 34. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 7.	64
Figura 35. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 9.	65
Figura 36. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 9.	66
Figura 37. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 10.	67
Figura 38. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo	



10.	68
Figura 39. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 11.	69
Figura 40. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 11.	70
Figura 41. Valores de Fósforo soluble y total en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 12.	71
Figura 42. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 12.	72
Figura 43. Valores de N Total en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) 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/ eje parte baja; 13: húmedo / alta montaña. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.	75
Figura 44. Valores de Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO) en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.	76
Figura 45. Valores de Amonio en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.	77
Figura 46. Valores de Fósforo Total en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.	78
Figura 47. Valores de Fósforo Soluble en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.	80
Figura 48. Valores de Silicato en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.	81
Figura 49. Riqueza de especies de fitoplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) 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/ eje parte baja; 13: húmedo / alta montaña. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.	83
Figura 50. Densidad celular del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.	84
Figura 51. Biovolumen del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.	85
Figura 52. Diversidad del fitoplancton según el índice de Shannon-Wiener para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.	86
Figura 53. Concentración de clorofila a para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.	87
Figura 54. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los embalses del tipo 1 (PAJ) y tipo 13 (CAV) del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	88
Figura 55. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 7 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	88

Figura 56. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 9 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	89
Figura 57. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 10 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	89
Figura 58. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 11 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	90
Figura 59. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 12 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	90
Figura 60. Densidad celular (en células por mililitro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO. Abreviaturas de los embalses según su nombre.	91
Figura 61. Comparativa de la densidad celular (en células por mililitro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO muestreados en dos ocasiones. Abreviaturas de los embalses según su nombre, v=verano y o=otoño.	92
Figura 62. Biovolumen del fitoplancton (en mm ³ por litro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO de. Abreviaturas de los embalses según su nombre.	93
Figura 63. Comparativa del biovolumen (en mm ³ por litro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO muestreados en dos ocasiones. Abreviaturas de los embalses según su nombre, v=verano y o=otoño.	94
Figura 64. Porcentaje de Cianobacterias respecto a la densidad total del fitoplancton estimado según el Protocolo de análisis y cálculo de métricas de fitoplancton en lagos y embalses (MAGRAMA, 2015), para los diferentes embalses del ESTUDIO. Leyenda de los embalses ordenados según su tipo y después por su nombre.	95
Figura 65. Riqueza de especies de zooplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) 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/ eje parte baja; 13: húmedo / alta montaña. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.	97
Figura 66. Densidad celular del zooplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 63.	98
Figura 67. Biomasa del zooplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 63.	99
Figura 68. Diversidad del zooplancton según el índice de Shannon-Wiener para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 63.	100
Figura 69. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico para los embalses del tipo 1 (PAJ) y tipo 13 (CAV) del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	101
Figura 70. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 7 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	101
Figura 71. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 9 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	102
Figura 72. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 10 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	102
Figura 73. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 11 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	103
Figura 74. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 12 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	103
Figura 75. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los embalses del ESTUDIO muestreados en dos ocasiones. Abreviaturas de los embalses según su nombre, v=verano y o=otoño.	104
Figura 76. Representación de la posición de las variables estudiadas en los embalses en 2016 frente a los ejes principales 1 y 2 del análisis multivariante PCA.	106
Figura 77. Representación de la posición de las variables estudiadas en los embalses en 2016	



frente a los ejes principales 1 y 3 del análisis multivariante PCA.....	107
Figura 78. Agrupación de las distancias euclídeas entre los embalses según las variables estudiadas en ellos en 2016 en base al análisis multivariante PCA.....	108
Figura 79. Representación, en la gráfica superior, de la posición de los embalses estudiados en 2016 en el espacio definido por los ejes 1 y 2 del análisis multivariante PCA de las variables consideradas. En la gráfica inferior se ha posicionado además el momento de cada una de las variables representado por el vector que señala en su extremo su posición en los ejes.....	109
Figura 80. Representación, en la parte superior, de la posición de los embalses estudiados en 2016 en el espacio definidos por los ejes 1 y 3 del análisis multivariante PCA de las variables consideradas. En la parte inferior se ha posicionado además el momento de cada una de las variables representado por el vector que señala en su extremo su posición en los ejes.....	110
Figura 81. Clasificación trófica de los embalses mediante las diferentes variables y el estado trófico global final.	118
Figura 82. Clasificación de los embalses según su Estado Trófico en 2016.....	119
Figura 83. 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 fisicoquímico. *EQR: siglas de Índice de Calidad Ecológica.....	139
Figura 84. Diagrama de clasificación del potencial ecológico final de acuerdo con las recomendaciones de la UE CIS Working Group 2A, 2003) y los nuevos límites adaptados a lo establecido en el RD 817/2015. IPE: Índice de Potencial Ecológico.....	141
Figura 85. Evaluación de la calidad en embalses mediante los parámetros fisicoquímicos.....	147
Figura 86. Evaluación de la calidad mediante el indicador fisicoquímico. Las tres clases establecidas son:	148
Figura 87. Evaluación de la calidad mediante los parámetros del fitoplancton.....	150
Figura 88. Evaluación de calidad mediante el parámetro de zooplancton ZRTI.....	151
Figura 89. Proporción de clases de potencial ecológico evaluadas mediante el indicador biológico y mediante el IPE, tras aplicar los umbrales del indicador fisicoquímico, según el esquema de la figura 85.....	152
Figura 90. Mapa de clasificación del Potencial Ecológico (PEexp) de los embalses en 2016.....	154
Figura 91. Clasificación del potencial ecológico de los embalses según el PEexp por tipos de embalse.....	155
Figura 92. Clasificación del potencial ecológico según los parámetros de la aproximación normativa.....	157
Figura 93. Clasificación del potencial ecológico final según la aproximación normativa PENorm y la aproximación experimental, PEexp. (Para ver las metodologías de cálculo, ir a la sección 6.3 a y b).....	158
Figura 94. Mapa de clasificación del Potencial Ecológico (PENorm) de los embalses en 2016.....	159
Figura 95. Mapa de clasificación del Estado Trófico y del Potencial Ecológico (PEexp y PENorm) de los embalses en 2016.....	160

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Embalses seleccionados para el muestreo de 2016.....	4
Tabla 2. Parámetros químicos, volumen muestra, conservación y tiempo máximo hasta el análisis.	17
Tabla 3. Parámetros, métodos analíticos y límites de detección (LD) y cuantificación (LC).	20
Tabla 4. Esquema de clasificación de los embalses españoles.	23
Tabla 5. Clasificación de embalses estudiados en el año 2016 según la Orden ARM/2656/2008.	24
Tabla 6. Representación de las distintas categorías de embalses.	26
Tabla 7. Principales características hidro-morfométricas de los embalses.	34
Tabla 8. Condiciones de oxigenación en la columna de agua y clases de calidad.	59
Tabla 9. Concentración de nutrientes en los embalses estudiados en 2016.....	62
Tabla 10. Número de especies encontradas en 2016 por grupo fitoplanctónico.....	82
Tabla 11. Proporción entre grupos del zooplancton en la muestra cuantitativa y en la cualitativa mediante red.	96
Tabla 12. Abundancia de <i>Dreissena polymorpha</i> en los embalses estudiados en 2016.....	105
Tabla 13. Niveles de calidad según la concentración de fósforo total.	113
Tabla 14. Niveles de calidad según la clorofila <i>a</i> y la densidad algal del fitoplancton.....	114
Tabla 15. Niveles de calidad según la transparencia.....	116
Tabla 16. Resumen de los parámetros indicadores de estado trófico.....	117
Tabla 17. Valor numérico asignado a cada clase de estado trófico.....	117
Tabla 18. Diagnóstico del estado trófico en 2016.	120
Tabla 19. Parámetros candidatos para la determinación del potencial ecológico.	125
Tabla 20. Clases de potencial ecológico según la densidad algal del fitoplancton.	126
Tabla 21. Clases de potencial ecológico según el biovolumen algal del fitoplancton.....	127
Tabla 22. Clases de potencial ecológico según la concentración de clorofila <i>a</i>	127
Tabla 23. Clases de potencial ecológico según el índice <i>Assemblage Index Q</i>	128
Tabla 24. Clases de potencial ecológico según el índice PTI.....	129
Tabla 25. Clases de potencial ecológico según el índice TI.	129
Tabla 26. Clases de potencial ecológico según el índice PRTI.	130
Tabla 27. Clases de potencial ecológico según el índice ZRTI.	131
Tabla 28. Clases de potencial ecológico según el RCE del biovolumen algal del fitoplancton.	132
Tabla 29. Clases de potencial ecológico según el RCE de la concentración de clorofila <i>a</i>	133
Tabla 30. Clases de potencial ecológico según el RCE del Índice de Grupos Algales (IGA).	134
Tabla 31. Clases de potencial ecológico según el RCE de la densidad relativa de cianobacterias.....	134
Tabla 32. Clases de potencial ecológico según la profundidad de visión del Disco de Secchi.....	135
Tabla 33. Clases de potencial ecológico según la concentración de oxígeno disuelto en el hipolimnion o en toda la columna de agua, cuando el embalse no está estratificado.....	136
Tabla 34. Clases de potencial ecológico según la concentración de fósforo total.....	137
Tabla 35. Parámetros y límites de clase para los diferentes indicadores considerados.	140
Tabla 36. Ejemplo teórico de aplicación de la metodología.....	140
Tabla 37. Combinación de los indicadores para el cálculo del Potencial Ecológico.....	142
Tabla 38. Ratios de calidad según el índice de potencial ecológico normativo <i>IPEnorm</i>	145



Tabla 39. Valores de referencia propios del tipo (VR_t) y límites de cambio de clase de potencial ecológico (B ⁺ /M, Bueno o superior-Moderado; M/D, Moderado-Deficiente; D/M, Deficiente-Malo) de los indicadores de los elementos de calidad de embalses (RD 817/2015). Se han incluido sólo los tipos de embalses presentes en el ESTUDIO.....	146
Tabla 40. Valor del indicador fisicoquímico a partir de la calidad otorgada por las variables consideradas.....	149
Tabla 41. Establecimiento del potencial ecológico (aproximación experimental) (Clases: Bueno o superior, Moderado, Deficiente, Malo).....	153
Tabla 42. Resultado de la aplicación de las condiciones de referencia al potencial ecológico según la “aproximación normativa”. Se incluyen las evaluaciones de potencial de las cuatro métricas del fitoplancton y el resultado de la evaluación biológica final (PE-BIO), el de la evaluación fisicoquímica (IND-FQ) y en la última columna aparece el potencial ecológico final o <i>PE_{norm}</i>	156

1. INTRODUCCIÓN

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, y desde 2006 hasta el presente 2016 ininterrumpidamente).

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. En este sentido, se recoge 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 del Área de Calidad de Aguas de la Comisaría de Aguas, acometió durante los años anteriores, el estudio titulado “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 del Ebro”, que tuvo continuidad en el año 2014 con los trabajos del estudio “Explotación de la Red de seguimiento en Embalses en aplicación de la Directiva Marco del Agua en la Cuenca del Ebro” y en el año 2015 con los trabajos para el estudio de la “Red de seguimiento de masas de agua muy modificadas”. Para el año 2016, se ha llevado a cabo el estudio cuyo objeto es el **“Establecimiento de una metodología para el seguimiento del potencial ecológico vs. estado trófico”** (en adelante ESTUDIO), con objeto de cumplir con determinadas exigencias derivadas de la implantación de dicha Directiva. Como novedad, el presente ESTUDIO incluye toma de muestras en algunos embalses en dos ocasiones del año, en el inicio y en el final del verano.

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 debían estar operativos en diciembre de 2006.

En el presente ESTUDIO se han 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, y

el Real Decreto 817/2015, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental, de septiembre de 2015, y que transponen la DMA. En esta normativa, en aplicación de la Directiva a embalses, se incluyen ya algunos valores de referencia y límites de clases 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, están definidas en la IPH antes citada, en el apartado 5.1. *Aguas superficiales*.

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 “Informe de trabajos de Campo”. Se recoge los datos de accesibilidad de cada embalse, fechas de toma de muestras y un resumen de los datos de campo más significativos de cada uno de ellos.

- Documento “Memoria”. Constituye el presente documento, en donde se abordan los resultados obtenidos de las caracterizaciones realizadas en los embalses estudiados en 2016. Asimismo, se realizan comparativas de los resultados del comportamiento de los indicadores biológicos y fisicoquímicos, 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. Este documento se elabora con los resultados de las muestras tomadas en verano y con el promedio de las dos muestras para los embalses muestreados dos veces.

- Documentos o informes individuales de embalses: por cada uno de los embalses estudiados y muestreados en 2016, se presenta un documento donde se pueden consultar, de forma individual, los resultados obtenidos para cada masa de agua. Se incluye su reportaje fotográfico. En aquellos embalses que se ha tomado muestras en dos ocasiones se incluye la comparativa entre ambos muestreos.

- Documento “Fichas resumen”, donde se recogen, en forma de ficha, las características generales de cada embalse y los resultados obtenidos en todos los muestreos realizados, con el fin de facilitar una consulta rápida y sencilla de los diferentes embalses.

- Base de datos “Labexter” con todos los parámetros recopilados y exigidos en el *Manual de Usuario Labexter Biológico (Versión 28 de febrero de 2017)*.

Toda la documentación generada se presenta además 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 la tabla 1 se recoge la relación de los 34 embalses seleccionados durante el año 2016, 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 dicha tabla, 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.

En los embalses estudiados se completó una campaña de muestreo durante el verano del año 2016, desde principios de junio hasta principios de agosto (ver fechas en tabla 1). Adicionalmente, en seis embalses se realizó otra muestra entrada septiembre.

Tabla 1. Embalses seleccionados para el muestreo de 2016.

CÓDIGO MAS	CÓDIGO PTO. MUES.	NOMBRE DEL EMBALSE	CODIGO	FECHA MUESTREO	PROVINCIA	RIO	PROPIETARIO / OBSERVACIONES
1	E4001	Embalse del Ebro	EBR	22/06/2016 19/09/2016	Burgos-Cantabria	Ebro	C.H.E.
2	E4002	Embalse de Urrúnuga	URR	12/07/2016	Álava	Santa Engracia y Urquiola	IBERDROLA
5	E4005	Embalse de Albiña	ALB	21/06/2016	Álava	Albiña	AGUAS MUNICIPALES DE VITORIA
7	E4007	Embalse de Ullívarri-Gamboa	ULL	12/07/2016 21/09/2016	Álava	Zadorra	IBERDROLA
22	E4022	Embalse de Sobrón	SOB	13/07/2016 20/09/2016	Álava-Burgos	Ebro	IBERDROLA
42	E4042	Embalse de Mediano	MED	09/08/2016	Huesca	Cinca	C.H.E.
43	E4043	Embalse de Escales	ESC	02/08/2016	Huesca-Lérida	Noguera-Ribagorzana	ENHER
44	E4044	Embalse de La Peña	PEÑ	21/06/2016	Huesca	Gallego	S.R. DE LA PEÑA
47	E4047	Embalse de El Grado	GRA	09/08/2016	Huesca	Cinca	C.H.E.
50	E4050	Embalse de Talam	TAL	28/06/2016	Lérida	Noguera-Pallaresa	FECSA
53	E4053	Embalse de Oliana	OLI	27/06/2016 12/09/2016	Lérida	Segre	C.H.E.
56	E4056	Embalse de Barasona	BAR	10/08/2016	Huesca	Ésera	C.H.E.
58	E4058	Embalse de Canelles	CAN	01/08/2016	Huesca-Lérida	Noguera-Ribagorzana	ENHER
61	E4061	Embalse de Mansilla	MAN	26/07/2016	La Rioja	Najerilla	C.H.E.
62	E4062	Embalse de La Sotonera	SOT	11/07/2016 13/09/2016	Huesca	Astón-Sotón	C.H.E.
63	E4063	Embalse de Rialb	RIA	28/06/2016	Lérida	Segre	C.H.E.
64	E4064	Embalse de Pajares	PAJ	25/07/2016	La Rioja	Piqueras	C.H.E.
66	E4066	Embalse de Santa Ana	SAN	03/08/2016	Huesca	Noguera-Ribagorzana	C.H.E.
68	E4068	Embalse de El Val	VAL	27/07/2016	Zaragoza	Val	C.H.E.
70	E4070	Embalse de Mequinenza	MEQ	20/07/2016 14/09/2016	Zaragoza	Ebro	ENHER
71	E4071	Embalse de Mezalocha	MEZ	20/06/2016	Zaragoza	Huerva	S.R. DE MEZALOCHA
72	E4072	Embalse de Margalef	MAR	15/06/2016	Tarragona	Montserrat	COMUNIDAD AUTÓNOMA
75	E4075	Embalse de Las Torcas	TOR	18/07/2016	Zaragoza	Huerva	C.H.E.



CÓDIGO MAS	CÓDIGO PTO. MUES.	NOMBRE DEL EMBALSE	CODIGO	FECHA MUESTREO	PROVINCIA	RIO	PROPIETARIO / OBSERVACIONES
76	E4076	Embalse de La Tranquera	TRA	10/08/2016	Zaragoza	Piedra	C.H.E.
77	E4077	Embalse de Moneva	MOV	19/07/2016	Zaragoza	Aguas Vivas	C.H.E.
78	E4078	Embalse de Caspe	CAS	20/07/2016	Zaragoza	Guadalope	C.H.E.
79	E4079	Embalse de Guiamets	GUI	15/06/2016	Tarragona	Asmat	C.H.E.
82	E4082	Embalse de Calanda	CAL	19/07/2016	Teruel	Guadalope	C.H.E.
85	E4085	Embalse de Santolea	STO	08/08/2016	Teruel	Guadalope	C.H.E.
912	E4912	Embalse de Pena	PEN	13/06/2016	Teruel	Pena	C.H.E.
916	E4916	Embalse de Ortigosa	ORT	26/07/2016	La Rioja	Albercos	C.H.E.
1043	E5043	Estany de Cavallers	CAV	02/08/2016	Lleida	Noguera de Tort	ENHER
1679	E4679	Embalse de Utchesa- Seca	UTC	29/06/2016	Lérida	Canal de Seros	FECSA
RIO823	E4823	Embalse de Maidevera	MAE	27/07/2016	Zaragoza	Aranda	C.H.E.

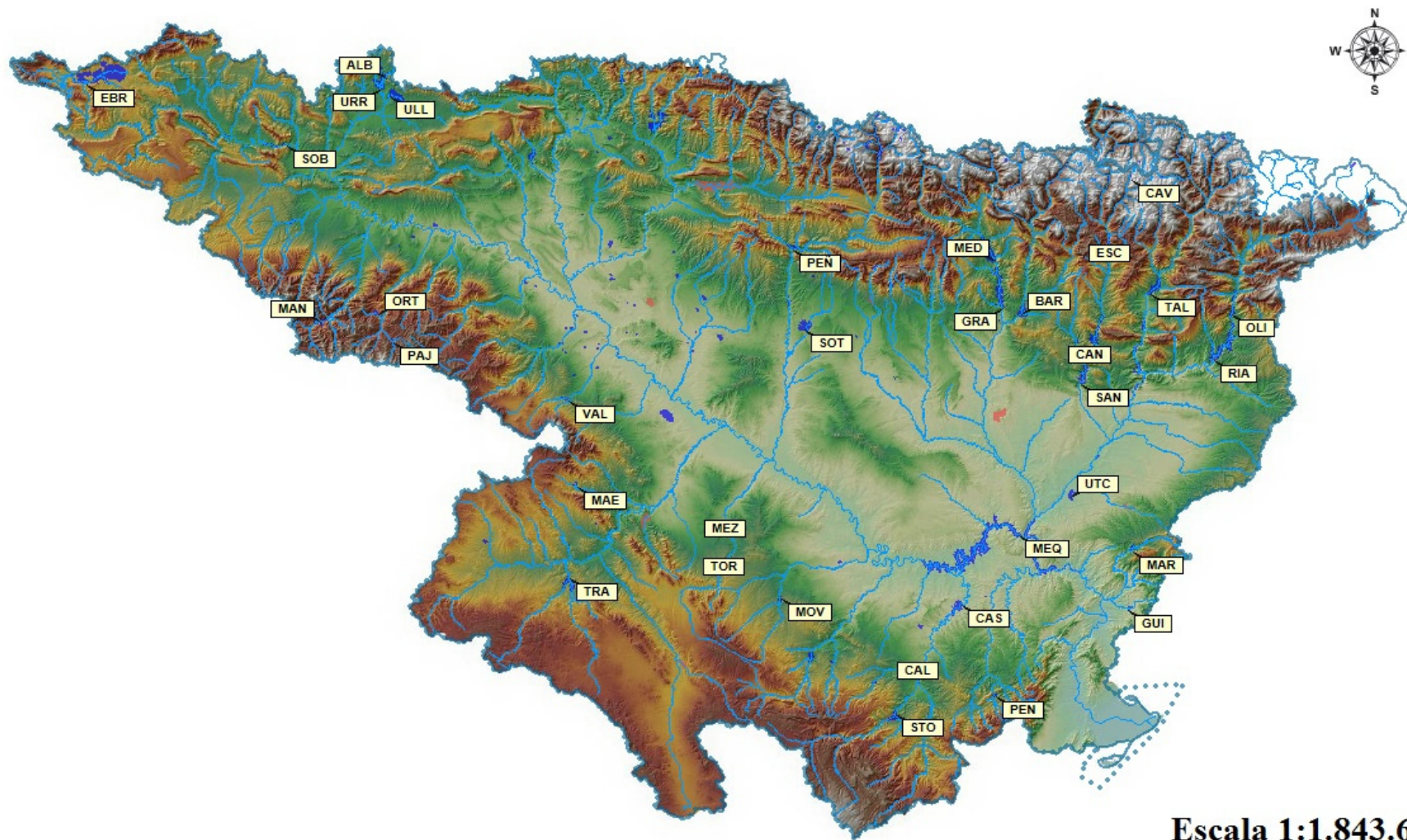


Figura 1. Localización geográfica de los embalses muestreados en 2016. Códigos según la Tabla 1.

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 con 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.

Variables fisicoquímicas:

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. Cuando se presenta la estratificación, la capa donde se produce el descenso brusco de temperatura se denomina **termoclina**. La presencia o no de termoclina se analiza por la metodología ideada por Hutchinson (1957) y descrita por Wetzel (1975), considerando la presencia de termoclina si hay un descenso de más de un grado de temperatura por metro de profundidad, al menos durante tres metros seguidos.

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 u otros sólidos en suspensión, por ejemplo, partículas de arcilla.

Asimismo, la transparencia del agua puede estar influida por fenómenos de dispersión 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 (ZF). En el presente estudio se utiliza la relación acordada a nivel de la Unión Europea:

$$ZF = 2,5 \times DS$$

Sin embargo, con el fin de establecer con exactitud la extinción luminosa en la columna de agua, se ha determinado experimentalmente con un medidor de PAR, de manera que en algunos embalses se ha observado la no coincidencia entre el valor de zona fótica calculado por el disco de Secchi y el obtenido con el medidor de PAR. En todos los embalses se ha considerado como profundidad de la zona fótica la medida proporcionada por el medidor de PAR (al ser la más real), para realizar la toma de la muestra integrada de esta zona, aunque también se proporciona la medida obtenida de la profundidad de visión del disco de Secchi. Cuando el valor de zona fótica es inferior a 6 m, se considera como profundidad para la toma de la muestra integrada la correspondiente a la columna de 6 m. Cuando la profundidad de la masa de agua en el punto de muestreo es inferior a 6 m, se considera como muestra integrada la profundidad de agua existente hasta cerca del fondo.

La **conductividad** de una masa de agua es un indicador de la concentración de sólidos disueltos presentes (TDS). Es una variable rápida de medir por medio de una sonda conductimétrica, que nos proporciona una visión de la mineralización del agua (aunque sin entrar a considerar qué sustancias son las responsables de ella). Se realiza en cada embalse un perfil vertical para conocer la presencia de capas de diferente mineralización de las aguas. Los valores de la misma se expresan en $\mu\text{S}/\text{cm}$ estandarizados a 20 °C (K_{20}). Además, se calcula la salinidad utilizando la constante $K=0,6$ a partir de la conductividad.

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 dispersión 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 principalmente 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 perfil vertical de turbidez se ha determinado *in situ* con un turbidímetro de campo y los resultados se han validado posteriormente en el laboratorio utilizando las muestras recolectadas en el perfil vertical del embalse.

Los **sólidos** presentes en el agua afectan al régimen de luz, ya que reducen la penetración luminosa. Estos pertenecen a dos grupos: los sólidos disueltos no filtrables (que no atraviesan



un filtro de 0.45μ de diámetro de poro), denominados también materia en suspensión (MES); y los sólidos filtrables, que atraviesan dicha membrana. Entre los primeros, se separan dos fracciones, los denominados volátiles, que desaparecen al calcinar el residuo no filtrable y representan la materia orgánica; y los fijos, que permanecen tras la calcinación que son las cenizas.

El **pH** es una medida de la acidez (o indirectamente de la basicidad) del sistema, esto es, de la concentración de iones H^+ (acidez) 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 o reserva alcalina** (medida en meq/L) es una medida de la concentración de álcalis fuertes, presentes en el agua, ligados a ácidos débiles. Su valor es una indicación de la capacidad tamponadora del sistema. 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 los metales del grupo alcalino-térreos para formar sales, algunas de ellas insolubles, que forman parte de estos equilibrios. 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 organismos 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 silíceas van a recibir pocos aportes de bicarbonato de calcio y sus aguas estarán, por tanto, pobremente tamponadas. En estos casos, los procesos biológicos pueden provocar cambios diarios de pH muy drásticos.

Otras variables químicas de gran importancia son los **nutrientes** (P total, N total, y las fracciones solubles $NO_3^- + NO_2^-$, NH_4^+ , SRP -fósforo reactivo soluble- y sílice), el **oxígeno disuelto** (OD), así como el **potencial de óxido-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 principalmente 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 a veces no constituye la fracción biodisponible en la zona fótica, que es la que alimenta a las poblaciones algales. Aunque en general mantienen una correlación alta, hay casos en los que esto no es tan claro y tiende entonces a sobreestimar el grado trófico.

La forma química de P disponible directamente para los productores primarios es la de **ortofosfatos, que se encuentran en la fracción inorgánica disuelta (SRP)**. Sus niveles en el medio suelen ser muy bajos porque son rápidamente capturados por los compartimentos celulares, aunque también existe una liberación apreciable al medio desde las células en degradación. El reciclado del SRP, es decir, el tiempo que tarda en hacer todo el ciclo biogeoquímico, se ha estimado entre diez minutos y dos horas, por lo que es importante filtrar y conservar las muestras con prontitud.

El **nitrógeno** se presenta también en muy diversas formas, de las que se han medido en el presente ESTUDIO el amonio, nitratos, nitritos y nitrógeno total. La diferencia fundamental del ciclo de este elemento respecto al del fósforo es que en el caso del N se presentan compuestos con diferente estado redox y además existe una entrada (por difusión gaseosa) desde la atmósfera que a través de la fijación de su forma molecular (N_2) por organismos especializados (como las cianobacterias en el medio acuático) se incorpora desde el reservorio inerte al ciclo funcional. Una limitación en nitrógeno disuelto confiere ventaja a estos organismos fijadores sobre el resto de productores primarios. Como forma biodisponible se utiliza el nitrógeno inorgánico total disuelto (NIT) que incluye **amonio (NH_4^+)**, **nitratos (NO_3^-)** y **nitritos (NO_2^-)**. Esta fracción inorgánica, junto con el nitrógeno orgánico disuelto (NOD) y el particulado (NOP) conforma el nitrógeno total (NT).

El **nitrato (NO_3^-)** 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 desaparece por los procesos de desnitrificación y es sustituido por el 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 ion también es rápidamente procesado en el ecosistema. El **nitrito** por lo general se encuentra en bajas concentraciones al tratarse de un intermediario en los procesos redox de este ciclo.

La **sílice soluble** es fundamental para el desarrollo de las diatomeas u otros organismos que lo incorporan en sus envolturas o estructuras, 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 las diatomeas - generalmente la primavera-, se suele observar una carencia de este nutriente en la capa fótica, en nuestro caso sólo en uno de los embalses estudiados.

Otra variable 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 aerobios, exceptuando por tanto las formas bacterianas anaerobias. Las entradas de oxígeno al sistema se producen a través de su difusión desde la atmósfera y por los procesos fotosintetizadores que canalizan el flujo de electrones desde las moléculas de agua hacia las formas moleculares energéticas (coenzimas reducidas) empleadas en la síntesis de moléculas orgánicas. Este proceso utiliza la energía de la luz y produce oxígeno molecular como subproducto a desechar. 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 de la profundidad de compensación, 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 elemento y se produce, durante ese periodo, un consumo neto del mismo en las capas profundas, que puede conducir a su disminución hasta llegar al agotamiento. 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 –el hipolimnion-, es uno de los principales factores de riesgo que afectan a la calidad del agua embalsada. Al igual que la temperatura y la conductividad, la concentración de oxígeno disuelto (OD) se determina mediante una sonda multiparamétrica en continuo llegando tan cerca como



sea posible al fondo del embalse, para detectar condiciones de agotamiento de oxígeno o *anoxia* en esta zona. A partir de esta variable se calcula el parámetro de la saturación de oxígeno del agua.

Variables biológicas:

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 utiliza la variable experimental concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) en la zona fótica y los parámetros estimadores de la biomasa algal en los índices al uso: densidad celular (n° células/mL) y biovolumen algal (mm^3/mL).

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, turbulencia 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, utilizando el índice IGA (ACA, 2003a).

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, haptófitos 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, una métrica del zooplancton se ha incluido de forma experimental en el esquema de clasificación.

El **tratamiento estadístico de los datos** se basó en diversas técnicas univariantes y multivariantes, con representaciones gráficas realizadas con Microsoft Excel y el paquete estadístico MVSP.

2.3. Trabajos de campo

En cada uno de los embalses muestreados se fijó una única estación de muestreo en la parte más profunda, a una distancia de 100 a 300 m de la presa, no habiendo este año embalses donde la accesibilidad fuera imposible. La máxima profundidad se determinó mediante transectos con ecosonda, realizados en bandas paralelas a la presa a una distancia superior a 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 y se ubicaron sobre la cartografía digital del SIGPAC del MAPAMA, utilizando esta imagen como mapa de situación del punto de muestreo.

Asimismo, para facilitar el acceso a la lámina de agua en futuros trabajos, en la misma cartografía se ha indicado, como referencia, el punto de acceso utilizado en esta campaña de muestreo.

El muestreo se desarrolló desde embarcaciones neumáticas provistas de motor fuera-borda eléctrico, 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 distintos, 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 experimentalmente mediante el medidor de PAR o la profundidad de 2,5 veces el disco de Secchi). La obtención de la muestra integrada se llevó a cabo mediante un tubo de plástico transparente de luz interior de 25 mm, con la pared reforzada y lastrado en uno de sus extremos, que integraba toda la columna hídrica correspondiente a la zona fótica y cuyo contenido posteriormente se mezcló en un recipiente de PET. A continuación, de la muestra integrada se tomaron distintas cantidades de agua para el procesado *in situ* (medidas de comprobación de pH y conductividad, filtración para extracción de pigmentos, recogida de agua filtrada para SRP, Nitrito, Nitrato, Amonio, Silicato) y los análisis en laboratorio de otros parámetros fisicoquímicos (turbidez, sólidos en suspensión, alcalinidad, N total, P total) y biológicos (fitoplancton).

- La muestra cuantitativa de zooplancton se tomó mediante botella hidrográfica tipo *Ruttner* 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 las horas de luz diurna. 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, potencial redox, turbidez y determinación fluorimétrica de clorofila y otros no exigidos por la DMA) se midieron de forma continua a lo largo del perfil de profundidad con ayuda de una sonda multiparamétrica. Asimismo, se verificaban los valores con las muestras puntuales y la muestra integrada con un medidor manual.

- Igualmente, para los muestreos cualitativos de fitoplancton y zooplancton se realizaron arrastres verticales con redes de 20 μm (fitoplancton) y 45 μm (zooplancton). Las redes verticales se tomaron desde un metro antes del fondo en el punto de muestreo, para no recoger material del bentos, y llegando a profundidades máximas de 30 metros en los embalses más profundos, anotando en el envase y en el cuaderno de campo la profundidad del muestreo y, por tanto, el número de metros arrastrados.

Asimismo, se tomaron otras muestras puntuales adicionales en todos los embalses estudiados, en función de la profundidad del mismo y de los datos obtenidos de los perfiles verticales medidos *in situ*. De estas muestras se separaron las alícuotas para los análisis de campo y laboratorio como en el procedimiento seguido para la muestra integrada. En general se tomaba una muestra puntual cercana al fondo, una muestra epilimnética, y otras intermedias, en



la zona del máximo profundo de oxígeno, de turbidez, de clorofila o de zooplancton, siempre en base a los datos proporcionados por el multiperfilador utilizado, cuyos perfiles se procesaban y estudiaban en la propia embarcación o en la orilla dependiendo de la planificación del muestreo.

De cada muestra de agua, integrada o puntual, se tomaron alícuotas separadas para los siguientes análisis en el laboratorio:

Clorofila a

De la muestra integrada se recoge una botella de 1,5 L, conservada en frío y oscuridad hasta el momento de la filtración. El filtro utilizado es de microfibra de vidrio tipo *Whatman GF/F* (0,45 µm de poro). Después de la filtración, el filtro se deposita sobre un papel absorbente limpio para eliminar el exceso de agua y se introduce en un tubo, herméticamente cerrado y en oscuridad. Éste se conserva en recipiente Dewar con nieve carbónica hasta su llegada al laboratorio, donde se pasa a un congelador a -80 °C hasta su análisis.

La extracción de pigmentos se llevó a cabo en el laboratorio. Se añaden 5 ml de solución de acetona al 90 % y dimetilsulfóxido (DMSO) en proporción 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 triturar por sonicación en frío, y se mantiene el tubo de extracción en congelador a -25 °C y en oscuridad absoluta hasta el momento de la determinación espectrofotométrica, que se hace a las 24 horas o como máximo dentro de las 48 horas siguientes. Se acelera la extracción mediante la agitación del filtro dos a tres veces a lo largo de este periodo. Finalizada la extracción de los pigmentos, se elimina el filtro, y se centrifuga la muestra para dejar el extracto sobrenadante completamente transparente. 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 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 para efectuar correcciones o determinar otros pigmentos o índices. En general se hace un barrido de la absorbancia de la muestra entre las longitudes de onda comprendidas entre 750 (850 en el caso que se sospeche la presencia de bacterias fotosintéticas en hipolimnion anóxico) y 350 nm. El procedimiento está basado en *Standard Methods* 10200 H (APHA, 1998).

Asimismo, el extracto sobrante se conserva a -80 °C para el posterior estudio por cromatografía líquida (HPLC) de sus pigmentos u otros componentes, integrando el área de los



picos de las clorofilas y sus derivados de degradación en el cromatograma, como comprobación y complementación de los datos del espectrograma de barrido.

Fitoplancton

De la muestra integrada se recoge una alícuota de 250 mL que se conserva en botella de vidrio topacio, se fija con 2 ml de lugol al 5 %, y se mantiene en un lugar fresco 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 un frasco de PET de 125 ml y se conserva adicionando lugol (1 mL). También se añade una pequeña cantidad de formol (1 mL) para contrarrestar la posible evaporación del lugol, asegurando así una conservación óptima del fitoplancton. Las muestras se examinan semanalmente para comprobar su estado de conservación, añadiéndose más lugol en caso necesario (en las muestras con mucha materia orgánica). Estas muestras cualitativas tienen interés para complementar los inventarios obtenidos con las muestras cuantitativas con las especies de mayor tamaño, que suelen ser, junto con algunas otras, las menos abundantes.

Zooplancton

Un volumen de 5,4 L de agua, tomado mediante botella hidrográfica tipo *Ruttner* (2 botellas de 2,7 litros) es filtrado sobre un filtro de *Nytal* de 30 μm de poro. Éste filtrado se conserva en un vial de vidrio de boca ancha con cierre hermético, que contiene agua con formol a una concentración final del 4 %. La profundidad para la 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. Esta suele ser la zona más rica en este tipo de fauna durante el día. El volumen filtrado y la profundidad de recogida de la muestra se indican siempre en el envase colector y en la libreta de campo. Esta muestra sirve para el recuento cuantitativo de zooplancton.

Por otra parte, el material retenido en la red de zooplancton de 45 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 y también aquellas que se encuentren en baja proporción.

Parámetros fisicoquímicos

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

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.

Tabla 2. Parámetros químicos, volumen muestra, conservación y tiempo máximo hasta el análisis.

PARÁMETRO	VOLUMEN	FILTRADO	ENVASE	CONSERVANTE	TIEMPO MÁXIMO CONSERVACIÓN
Alcalinidad	50 ml	No	Vidrio	Ninguno	7 días
Turbidez y sólidos	1500 ml	No	PET	Ninguno	3 días
P total	20 ml	No	Vidrio	Ninguno	5 días
N total	20 ml	No	Vidrio	Ninguno	5 días
Amonio	15 ml	Sí	PET	Nitrato mercúrico	5 días
P soluble	15 ml	Sí	PET	Cloroformo	3 días
Silicato	45 ml	Sí	PET	Cloroformo	5 días
Nitrato	125 ml	Sí	Vidrio	Ninguno	3 días
Nitrito	15 ml	Sí	PET	Sulfanilamida	3 días

2.4. Análisis en laboratorio

A) MUESTRAS QUÍMICAS

Alcalinidad Total

La alcalinidad es el exceso de cationes alcalinos fuertes sobre aniones débiles, representados en las aguas continentales por HCO_3^- , CO_3^- , HO^- y, en menor grado, por boratos, silicatos y fosfatos. Para su determinación se hace una valoración por retroceso tras adicionar un exceso medido de ácido, valorando este exceso con sosa hasta el punto de viraje del indicador, en nuestro caso el indicador mixto, según el método de Wattenber (Rodier, 1984). 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 de absorción de la luz incidente. Se utilizó como blanco agua destilada filtrada (tipo *milliQ*). La recta de calibración se realizó mediante patrón comercial de formazina de 400 UAF a diferentes diluciones, midiéndose la absorbancia de la muestra a 400 y 580 nm. Posteriormente se restó la absorbancia debida al color de la muestra, una vez filtrada la misma.

Sólidos

Un volumen conocido de muestra se filtra con un filtro de microfibra de vidrio tipo *Whatman 934-AH* (1,5 μm de poro) de peso previamente conocido. El filtro con el residuo se seca a 105 °C hasta peso constante. Así, obtenemos el valor de los sólidos no filtrables o materia en suspensión (MES).

A continuación, se calcina el filtro a 500 ± 50 °C durante dos horas, se deja enfriar y se vuelve a pesar hasta alcanzar el peso constante. El valor obtenido es el de los sólidos fijos y por diferencia con los sólidos no filtrables se pueden conocer los sólidos volátiles (LOI).

Las distintas temperaturas aplicadas en cada caso son las indicadas en el manual de APHA (1992).

Ortofosfato soluble

Los iones fosfato y silicato en medio ácido reaccionan con el molibdato para dar compuestos ácidos (fosfomolibdico, silicomolibdico, etc.) de color amarillo los cuales, por acción de agentes reductores apropiadas, se convierten en compuestos de color azul, que según las condiciones de trabajo se pueden hacer específicos de determinados compuestos, por ejemplo el fosfato o el silicato. Para la determinación del ortofosfato (fósforo soluble reactivo) se sigue el método de

Murphy y Riley dado para la determinación del fósforo soluble (Strickland & Parsons, 1968), todo el material de vidrio se limpia cuidadosamente con sulfúrico y se utiliza únicamente en la determinación del fosfato. El límite de detección del método es de 0,1 µg P/L. Límite de cuantificación es de 0,1 µg P/L.

Fósforo Total

Se procede de la misma manera que para la determinación del ortofosfato soluble, previa digestión de la muestra. Para ello, a 20 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 realiza la digestión en autoclave a 135 °C durante 2 horas. Se deja que atempere y se neutralizan las muestras utilizando fenoltaleína como indicador. Una vez hecho esto, se opera del mismo modo que para el fosfato soluble. Para el P total puede añadirse una parte del 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 (Strickland & Parsons, 1968). El límite de detección del método es de 0,2 µg P/L. Límite de cuantificación 0,2 µg P/L.

Amonio

Se basa en una variante del método de Berthelot o del azul de indofenol (Verdow *et al.*, 1978), propuesta por Golterman en 2004 en el cual, en un medio alcalino y en presencia de nitroprusiato de sodio como catalizador de la reacción, el ion amonio se combina con el salicilato para dar el azul de indofenol, que se determina mediante espectrofotometría en un rango de longitudes de onda en torno a 650 nm. El límite de detección del método es de 0,01 mg N/L. Límite de cuantificación 0,01 mg/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 espectrofotométricamente por el método de Griess (Golterman *et al.*, 1978). El límite de detección del método se encuentra en 0,0003 mg N/L. El límite de cuantificación fue de 0,01 mg N/L.

Nitrógeno total

El N total es oxidado a nitrato mediante una digestión con persulfato en condiciones alcalinas. Una vez realizada la digestión, se utilizan dos métodos de medida, en función de la concentración que se tenga de N. El método de la segunda derivada tras un barrido en el UV es menos costoso en tiempo, pero su uso está menos estandarizado (Ferree & Shannon, 2001). Si

las concentraciones están por debajo de 0,2 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. Límite de detección 0,01 mg N/L. 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.

Tabla 3. Parámetros, métodos analíticos y límites de detección (LD) y cuantificación (LC).

PARÁMETRO	REFERENCIA MÉTODO	LD	LC
Turbidez	ISO 7027:1999	0,01 UAF	0,01 UAF
Sólidos	APHA 2540D	0,05 mg/L	0,1 mg/L
Alcalinidad	APHA 2320	0,1 meq/L	0,1 meq/L
P total	APHA 4500-P B / APHA 4500-P C	0,2 µg P/L	0,2 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-NO ₃ E / APHA 4500-NO ₂ B	0,0003 mg N/L	0,01 mg N/L
Amonio	APHA 4500-NH ₃ F	0,01 mg NH ₄ /L	0,01 mg NH ₄ /L
Silicato	APHA 4500-SiO ₂ C	0,006 mg SiO ₂ /L	0,1 mg SiO ₂ /L

B) MUESTRAS BIOLÓGICAS

Fitoplancton

Para el análisis de la composición del fitoplancton se utilizará la metodología descrita en el Protocolo de Análisis de cálculo y métricas de fitoplancton en lagos y embalses (MFIT-2013, versión 1) publicado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

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

Cámara o cubeta de sedimentación: consiste en una columna vertical con una base deslizante 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. El tiempo de sedimentación varía según la muestra, pero suele ser de 2 días.

Determinación del biovolumen: Para la determinación del biovolumen se utiliza también la metodología descrita anteriormente (MFIT-2013, versión 1). 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 medio por el número de células/ml obtenido en el recuento.

Zooplancton

Recuento e identificación: los organismos zooplanctónicos son enumerados en cubetas de sedimentación estriadas que previenen duplicar los recuentos. Se utilizó un microscopio invertido dotado de objetivos secos entre x2 y x60. En ocasiones se utilizó un colorante (Rosa de Bengala) para facilitar el recuento y la identificación.

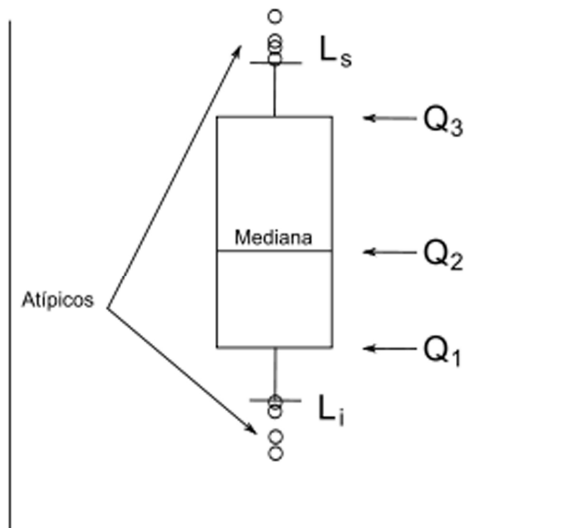
Estimas de biomasa: se utilizó el método del peso seco de los crustáceos zooplanctónicos, que consiste en convertir estimas de longitud en biomasa usando regresiones longitud-peso.

Para los rotíferos, se combinan fórmulas geométricas con medidas adecuadas de longitud para estimar la biomasa.

2.5. Sistema de presentación gráfica de resultados

Para poder establecer la interconexión entre la información gráfica y alfanumérica generada en el presente trabajo, se ha utilizado mapas mudos de la Demarcación Hidrográfica del Ebro.

Asimismo, para la presentación gráfica de resultados de los diferentes tipos de embalses se ha utilizado el Diagrama de Caja y Bigotes, en el cual se presenta dentro de una caja los valores correspondientes entre el primer y el tercer cuartil (Q_1 y Q_3). La línea interior representa el valor de la mediana (Q_2) y las dos líneas exteriores, superior e inferior a la caja, representan los



valores límite inferior y límite superior intercuartílico (Li y Ls), estimados a partir del Rango intercuartílico (RIC) según la fórmula:
 $RIC = Q_3 - Q_1$

$$Li = Q_1 - 1,5 \cdot RIC \text{ y } Ls = Q_3 + 1,5 \cdot RIC$$

Por encima y debajo de Li y Ls quedan los valores atípicos, en la cual representamos por simplicidad sólo el mínimo y el máximo. También añadimos el valor de la media aritmética a la representación.

3. CLASIFICACIÓN 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*. Este sistema y distribución ha sido el mismo utilizado en los trabajos del presente ESTUDIO. Las variables que se utilizan en esta clasificación, así como sus rangos para cada tipo, se muestran en la tabla 4. En la tabla 5 se recogen los diferentes embalses estudiados, catalogados de acuerdo con esta clasificación. La localización en la cuenca puede verse en la figura 2.

Tabla 4. Esquema de clasificación de los embalses españoles.

RÉGIMEN DE MEZCLA	GEOLOGÍA	ÍNDICE 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 >20.000km ²			6
	ZONA HÚMEDA IH > 0,75		CABECERA Y TRAMOS ALTOS. Área < 1000 km ²	Tª < 15 °C		7
			Tª >15 °C	8		
	CALCÁREOS Alcalinidad estimada > 1 meq/L	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 < 20.000 km ²			11
		TRAMOS BAJOS DE LOS EJES PRINCIPALES. Área > 20.000 km ²		12		
DIMÍCTICOS		IH > 2			>1400 m en Pirineos >1500 en Cordillera Cantábrica >1600 en Sistema Central	13



Tabla 5. Clasificación de embalses estudiados en el año 2016 según la Orden ARM/2656/2008.

RÉGIMEN DE MEZCLA	GEOLOGÍA	ÍNDICE DE HUMEDAD (IH)	ÁREA DE CUENCA	TEMPERATURA MEDIA ANUAL / ALTITUD	TIPO	EMBALSES
MONOMÍCTICOS	SILÍCEA (alcalinidad < 1 meq/L)	Zona Húmeda (IH > 0,74)	Cabecera y tramos Altos (área cuenca < 1000 km ²)	Tª Media Anual <15	1	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, Ebro, Escales, Maidevera, Mansilla, Ortigosa, Ullívarri-Gamboa, Urrúnaga y El Val
			Red principal (área de cuenca > 1000 km ²)		9	Mediano, Oliana, La Peña y Sobrón
		Zona No Húmeda (IH < 0,74)	Cabecera y tramos altos (área de cuenca < 1000 km ²)		10	Guiamets, Margalef, Mezalocha, Moneva, Pena, La Sotonera, Las Torcas y Utchesa-Seca
			Red principal (área de cuenca > 1000 y < 25000 km ²)		11	Barasona, Calanda, Canelles, El Grado, Rialb, Santa Ana, Santolea, Talarn y La Tranquera
			Tramos bajos de los ejes principales. (Área de Cuenca > 25000 km ²)		12	Caspe y Mequinzenza
DIMÍCTICOS		IH > 2	>1400 m en Pirineos >1500 en Cordillera Cantábrica >1600 en Sistema Central	13	Cavallers	

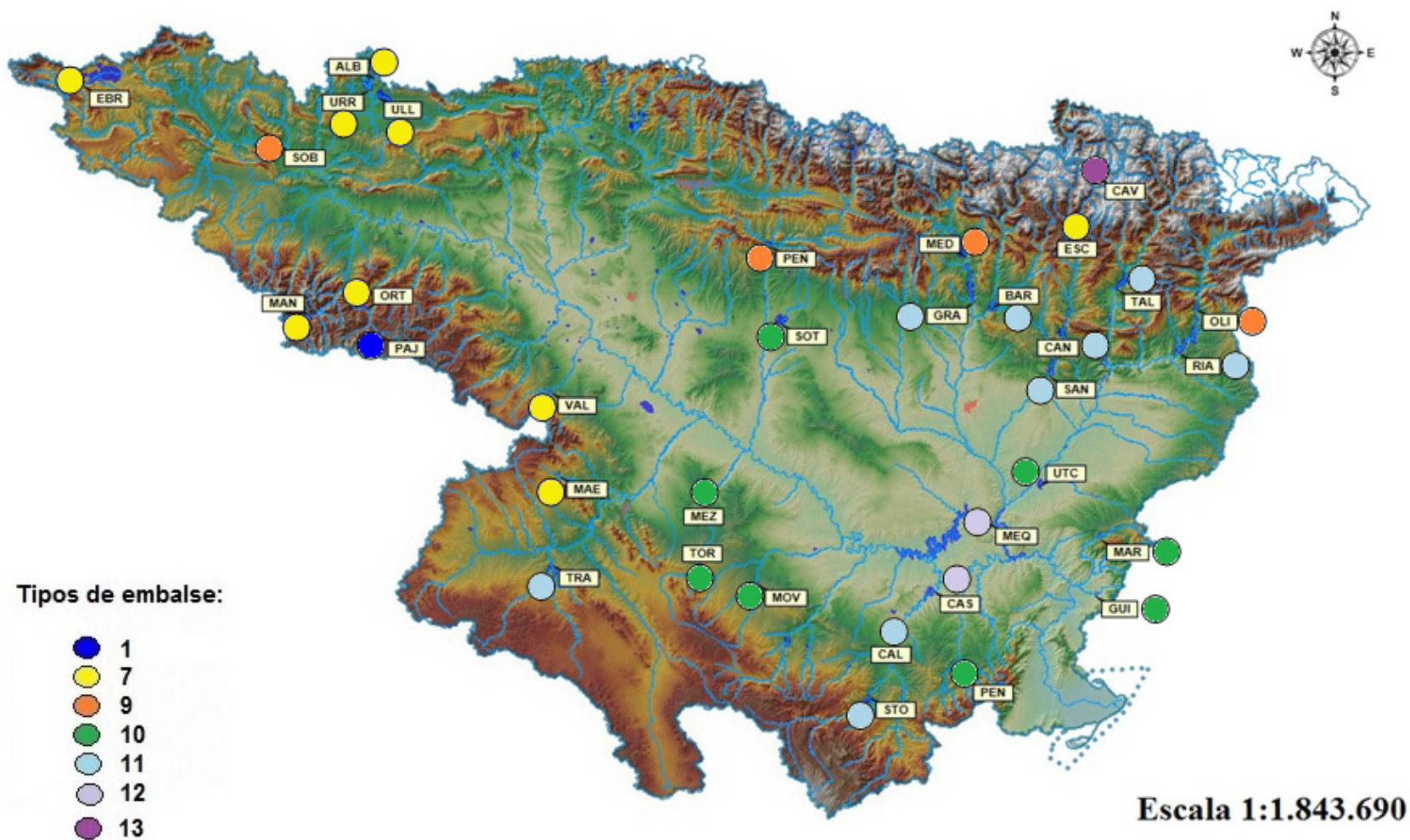


Figura 2. Localización geográfica de los embalses estudiados en 2016 indicando su tipología.

De esta tabla se destacan los siguientes aspectos:

- Las 34 masas de agua 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, y 12, las tipologías 1 y 13 solo están representadas por un único embalse. El número de embalses y porcentaje de cada tipo se muestran en la tabla 6:

Tabla 6. Representación de las distintas categorías de embalses.

Tipo 1	Tipo 7	Tipo 9	Tipo 10	Tipo 11	Tipo 12	Tipo 13
1	9	4	8	9	2	1
2,9 %	26,5 %	11,8 %	23,5 %	26,5 %	5,9 %	2,9 %

Si se representa la altitud de los embalses (cota de la presa sobre el nivel del mar - msnm) por los tipos establecidos (figura 3), se observa que hay un claro gradiente altitudinal, partiendo de los tipos 1 y 13 (cabeceras montañosas) al tipo 12 (embalses cerca de la desembocadura). De manera que la altitud parece ser una variable claramente decisiva en esta clasificación.

Sin embargo, la clasificación sólo considera la altitud (explícitamente, como se verá) en última instancia. Por ello hay embalses en el tipo 10 con alturas superiores a embalses de tipo 9 y 7, y en el tipo 11 embalses con alturas superiores a embalses de tipo 9 y 10 e incluso del tipo 7.

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.

En este ESTUDIO, a efectos de representación gráfica y otras consideraciones de calidad, se ha clasificado a los embalses todavía sin clasificar de la siguiente manera: el embalse de Maidevera se ha puesto con los embalses del tipo 7 y el estany de Cavallers se ha clasificado en la tipología 13.

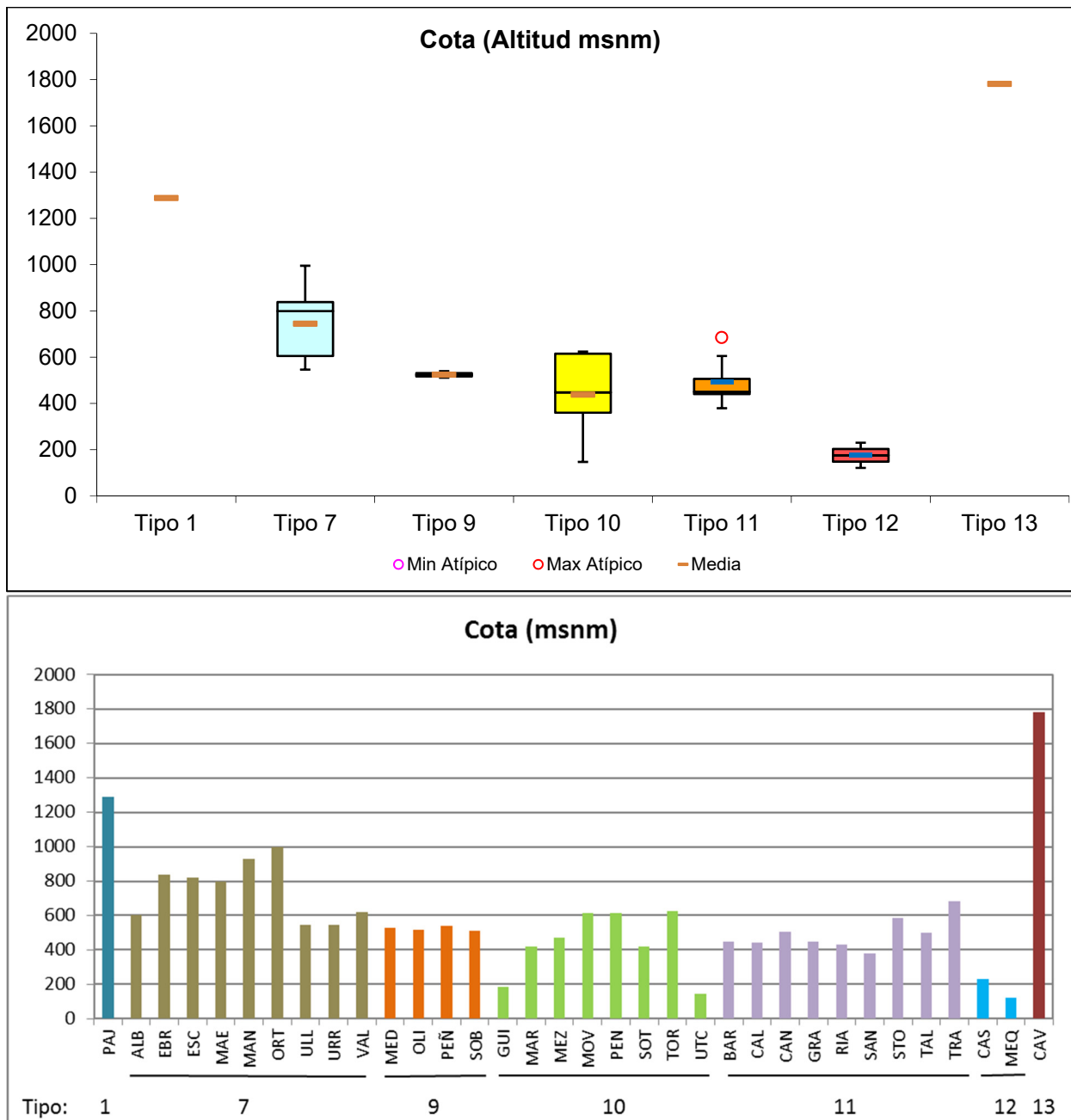


Figura 3. Altitud (metros sobre el nivel del mar) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.

4. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS, FÍSICOQUÍMICAS Y BIOLÓGICAS

4.1. Características hidromorfológicas

En la tabla 7 se incluyen las principales características morfométricas de los embalses muestreados (34 en total) en el año 2016, 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:

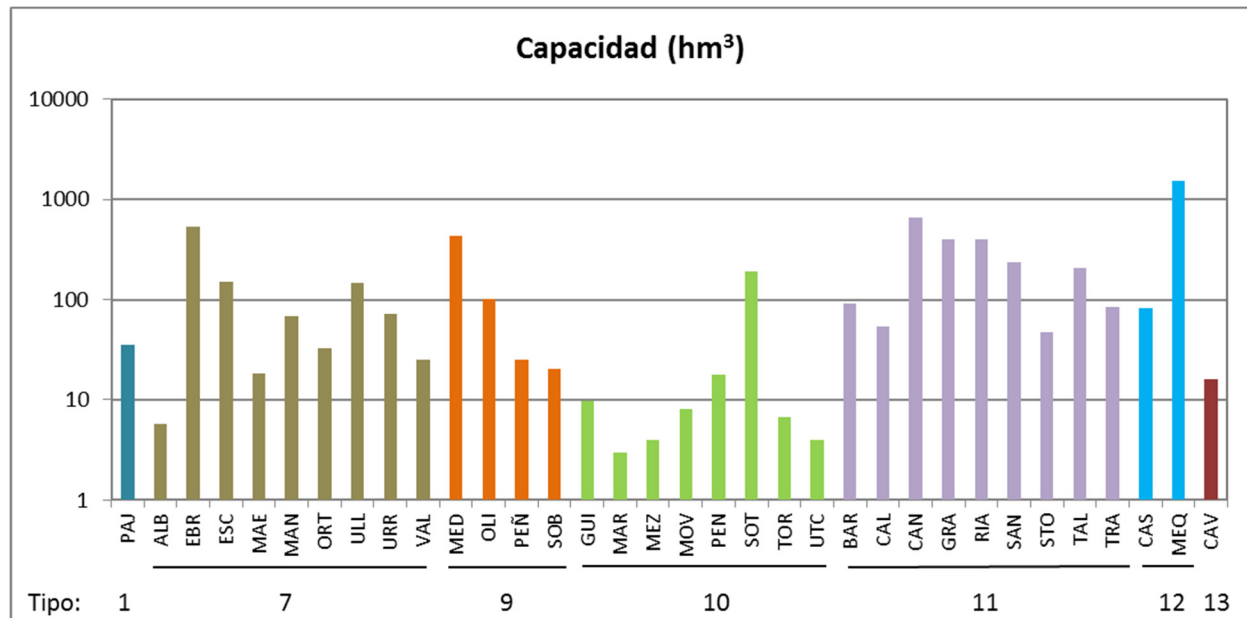


Figura 4. Distribución de la capacidad (hm³) de los embalses estudiados en 2016.

➤ Las masas de agua son de capacidad variable, con volúmenes inferiores a 10 Hm³ en un 20,6 % de los casos (figura 4). El mismo porcentaje de embalses, un 17,6 %, presentan volúmenes entre 10 y 30 Hm³, entre 70 y 150 Hm³ y entre 300 y 1600 Hm³. Los embalses con un volumen entre 30 y 70 Hm³ representan un 14,7 % del total de embalses y un 11,8 % de embalses presenta volúmenes entre 150 y 300 Hm³. El mayor embalse de toda la cuenca es el embalse de Mequinenza, con 1534 hm³ de capacidad máxima.

B) Superficie

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

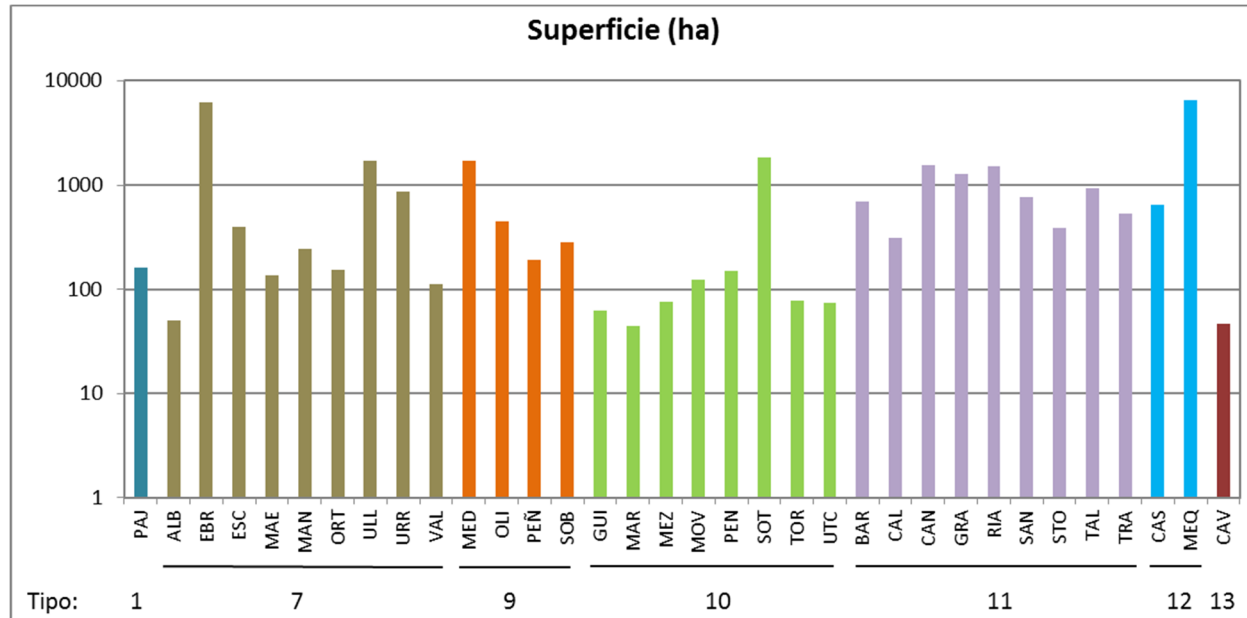


Figura 5. Superficie total (ha) de los embalses estudiados en 2016.

➤ Las masas de agua son de superficie muy variable, con un rango que oscila entre las 44 ha del embalse de Margalef, hasta las 6.478 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 superan las 100 ha, solo un 20,6 % (6 embalses) no lo hace.

C) Profundidad máxima

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

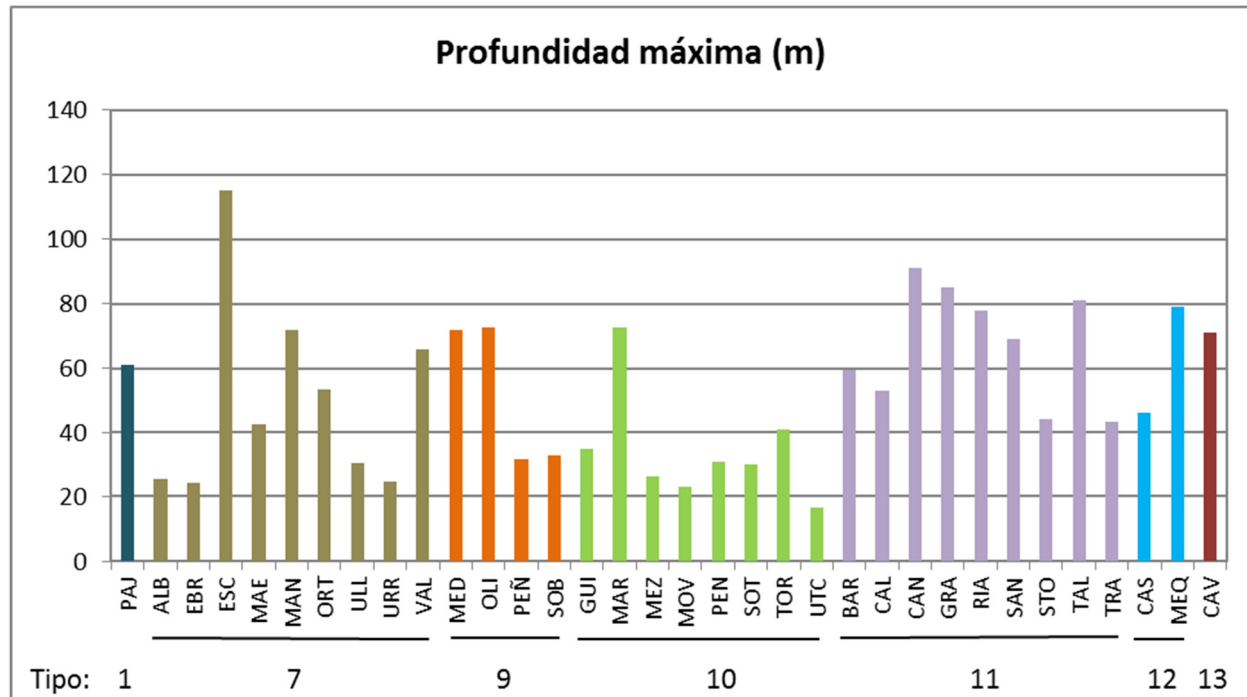


Figura 6. Profundidad máxima (m) de los embalses estudiados en 2016.

➤ Las masas de agua son de profundidad muy variable, con un rango de 16,6 a 115 m, valores registrados para los embalses de Utchesa-Seca con 16,6 m y Escales con 115 m. La distribución de esta variable en el conjunto de embalses estudiados se representa en la figura 6. Se pueden observar dos grupos de embalses, separados por la profundidad de 50 m.

D) Área de la cuenca

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

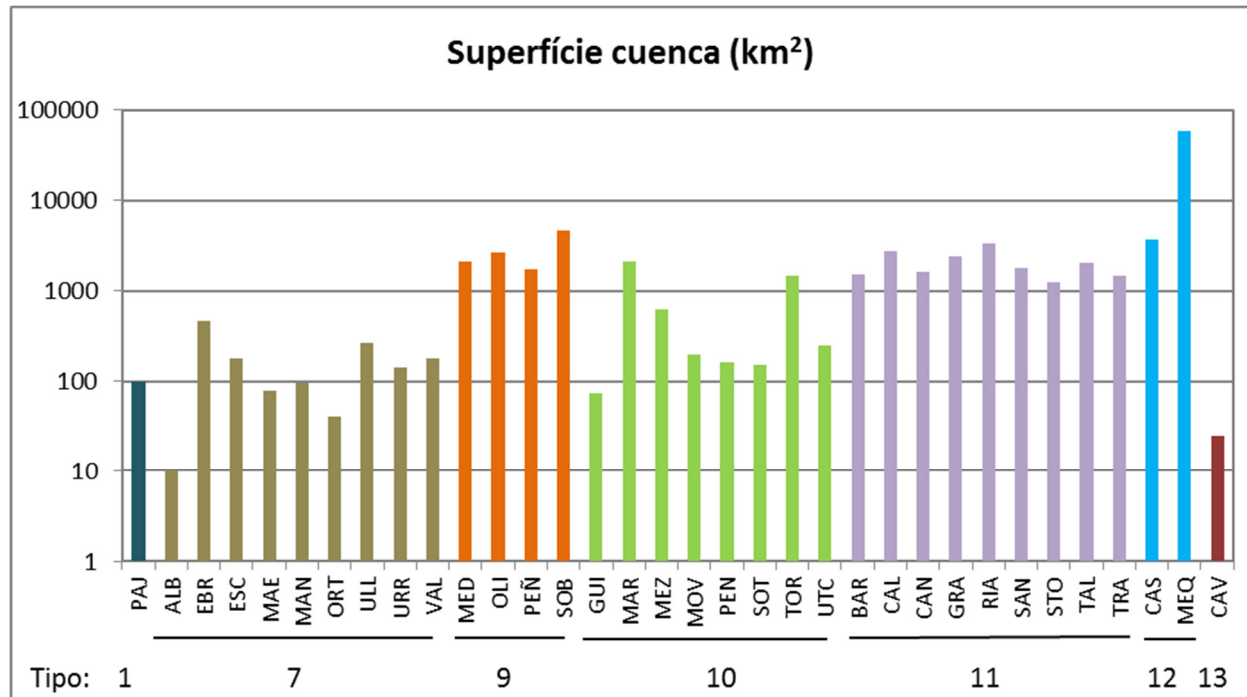


Figura 7. Extensión de la cuenca vertiente (km²) de los embalses estudiados en 2016.

➤ Los embalses estudiados durante 2016 reciben aportaciones desde cuencas vertientes con extensiones muy variables. El rango de áreas de cuenca va desde los 10 km² del embalse de Albiña, hasta los 57.908 km² de Mequenza. La distribución de esta variable se representa en la figura 7. Como se puede apreciar, la mayoría de embalses estudiados tienen cuencas de aportación medianas, con solo un embalse con más de 10.000 km². Alrededor de un 47 % tienen cuencas de más de 1.000 km², siendo ésta, por tanto, la clase predominante. Un 29 % de los embalses estudiados tienen un tamaño de cuenca entre los 100 y los 1.000 km², mientras que el menor porcentaje, un 17,6 %, es para los embalses con un tamaño de cuenca inferior a los 100 km².

E) Tiempo de renovación

El tiempo de renovación hidráulico de las aguas de un embalse es una de las principales variables limnológicas del mismo, pues de él va a depender el estado de la masa de agua y la influencia que el curso fluvial ejerce sobre la misma. Los valores más bajos (ver figura 8) se han dado en embalses pequeños o medios de cursos fluviales importantes, siendo los mínimos, inferiores a un mes, en Mansilla, Oliana y La Peña. En este último, al igual que en el de Utchesa-Seca, del que no se disponen datos, la circulación del agua es observable a simple vista y se comportan prácticamente como un río. Otros embalses de mayor tamaño pero con un caudal importante en su aportación son Escales, Mediano, Talam y Mequinenza, donde el TRH es inferior a tres meses aunque son embalses con una gran capacidad.

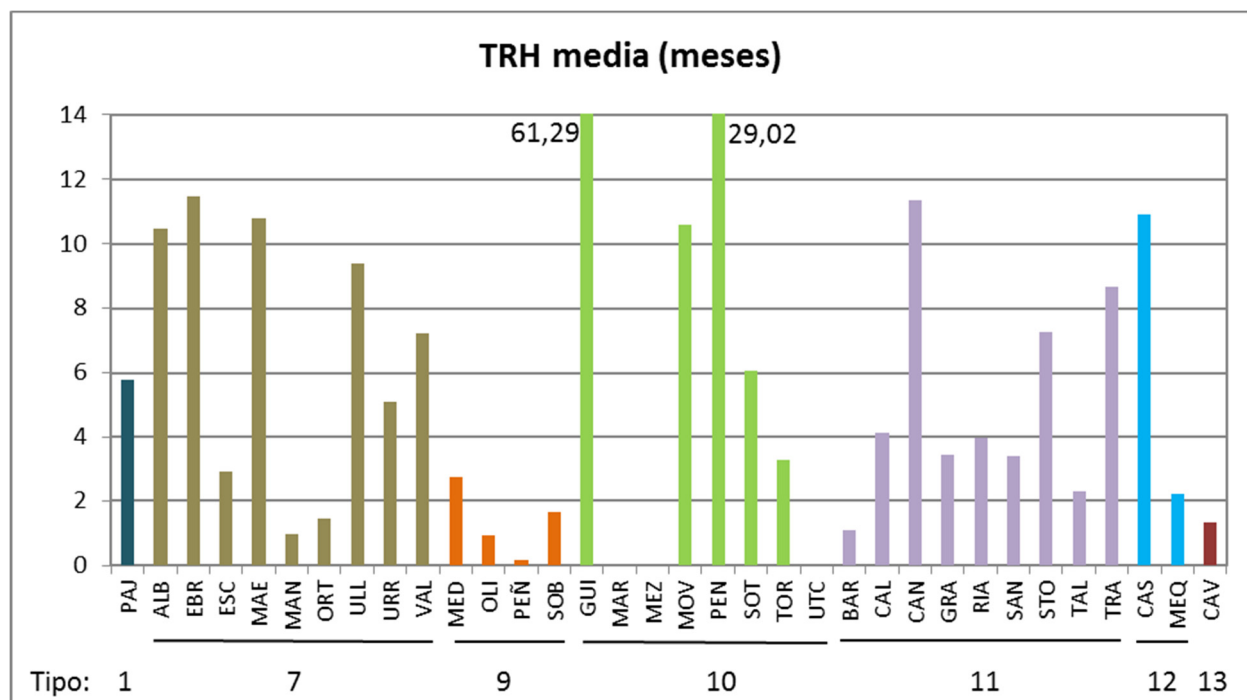


Figura 8. Tiempo de renovación de los embalses estudiados en 2016.

La renovación importante puede afectar a la estratificación. Los valores más elevados, por el contrario, se dan en embalses de cursos reducidos y escasa capacidad, como es el caso de Pena (29,02 meses) y Guiamets, siempre el más elevado en todos los años que se ha estudiado (máximo absoluto con 61,29 meses para 2016).

F) Características del hidroperiodo

El hidroperiodo del embalse describe el patrón estacional del nivel del agua durante el año hidrológico. Tiene importancia porque muestra la variación de niveles que ha presentado la masa de agua, diferenciando claramente los años de sequía de los años húmedos por un lado, y los embalses que tienen mayor variación de la cota de la lámina de agua de aquellos que presentan casi siempre un nivel constante o con pocas variaciones. Por ello, condicionará la presencia o ausencia de vegetación de ribera, el movimiento de sólidos y de alguna manera podrá influir en la calidad de la masa de agua.

Para estimar la variación, se ha calculado la relación entre los volúmenes mínimos y máximos registrados durante el año según la fórmula $1 - V_{\min}/V_{\max}$, de tal manera que el resultado tiende a cero cuando la variación de nivel es menor. Los resultados obtenidos se muestran en la figura 9.

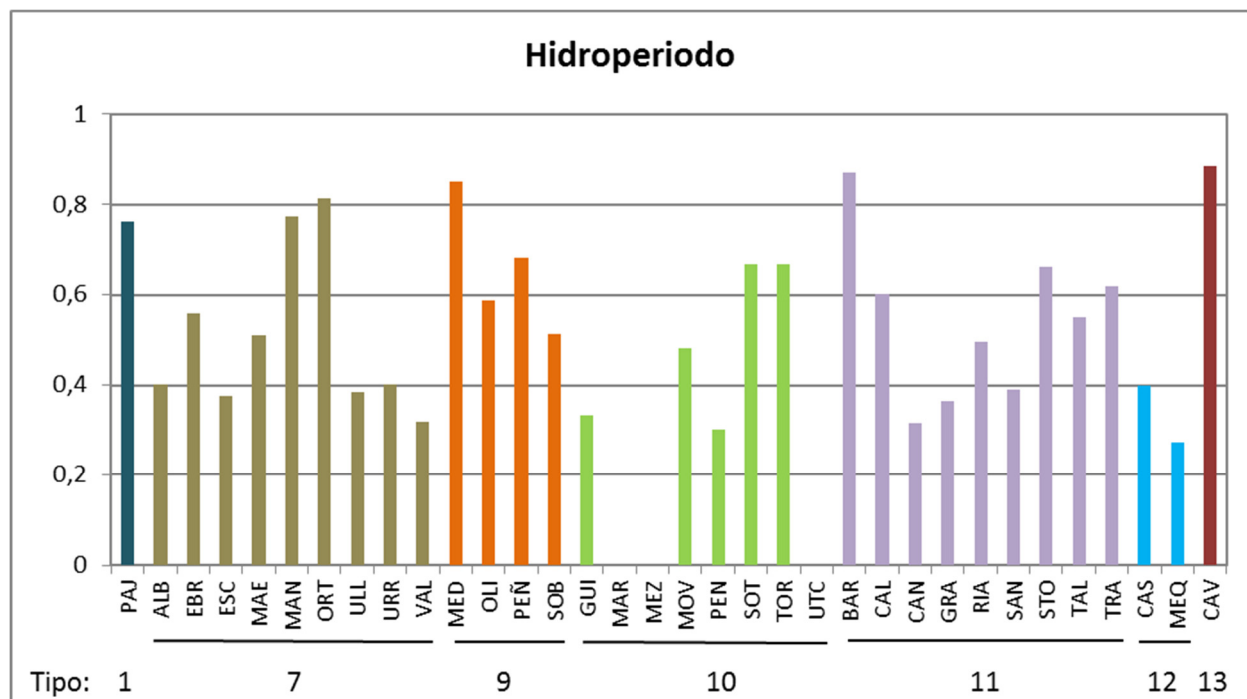


Figura 9. Hidroperiodo de los embalses estudiados en 2016.

El patrón estacional del nivel del agua es muy variable para diez embalses, con un hidroperiodo superior a 0,6. Destacar las masas de Cavallers, Barasona, Mediano y Ortigosa con un hidroperiodo de variación superior a 0,8. Tres embalses son cero, porque no hay datos de la renovación de sus aguas. Destacar también la estabilidad de Mequinzenza a pesar de su bajo tiempo de renovación.

Tabla 7. Principales características hidro-morfométricas de los embalses. El superíndice 2 indica embalse muestreado en verano y otoño.

CÓDIGO MAS	NOMBRE DEL EMBALSE	CÓDIGO ESTACIÓN	VOLUMEN TOTAL (hm ³)	SUPERFICIE (ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA (m)	PROFUNDIDAD MEDIA (m)	SUPERFICIE CUENCA (km ²)	TRH* MEDIO 2015 - 2016 (meses)	Hidroperiodo
1	Embalse del Ebro ²	EBR	540	6253	24	8,6	466	11,46	0,56
2	Embalse de Urrúnuga	URR	72	869	24,5	8,2	143	5,09	0,40
5	Embalse de Albiña	ALB	5,67	50	25,43	12,5	10	10,48	0,40
7	Embalse de Ullívarri-Gamboa ²	ULL	147,2	1695	30,5	8,6	268	9,39	0,38
22	Embalse de Sobrón ²	SOB	20,11	282	33	7,1	4660	1,65	0,51
42	Embalse de Mediano	MED	436,35	1711	72	20	2078	2,76	0,85
43	Embalse de Escales	ESC	152	400	115	38	179	2,95	0,38
44	Embalse de La Peña	PEÑ	25,1	189	31,7	9,1	1721	0,18	0,68
47	Embalse de El Grado	GRA	399,48	1273	85	31,1	2375	3,47	0,36
50	Embalse de Talarn	TAL	205	927	81	22,1	2056	2,31	0,55
53	Embalse de Oliana ²	OLI	101,1	443	72,7	22,8	2675	0,92	0,59
56	Embalse de Barasona	BAR	92,2	693	59,5	13,3	1511	1,11	0,87
58	Embalse de Canelles	CAN	668	1569	91	43,3	1634	11,34	0,31
61	Embalse de Mansilla	MAN	67,7	246	72	27	94	0,99	0,77
62	Embalse de La Sotonera ²	SOT	189,38	1840	30	10,3	150	6,06	0,67
63	Embalse de Rialb	RIA	402	1505	78	28	3320	3,97	0,50
64	Embalse de Pajares	PAJ	35,29	162	61	19	98	5,80	0,76
66	Embalse de Santa Ana	SAN	236,6	768	68,9	29,8	1758	3,40	0,39
68	Embalse de El Val	VAL	25	112	66	-	179	7,22	0,32
70	Embalse de Mequinzenza ²	MEQ	1534	6478	79	10	57908	2,202	0,27
71	Embalse de Mezalocha	MEZ	3,92	75	26	10	620	-	-
72	Embalse de Margalef	MAR	2,98	44	72,5	25,1	2078	-	-
75	Embalse de Las Torcas	TOR	6,66	77	41	15,8	1470	3,29	0,67
76	Embalse de La Tranquera	TRA	84,26	530	43,5	15,8	1470	8,66	0,62
77	Embalse de Moneva	MOV	8,03	123	22,8	10,1	199	10,59	0,48
78	Embalse de Caspe	CAS	81,62	638	46	12,7	3705	10,91	0,40
79	Embalse de Guiamets	GUI	9,7	62	34,9	16,1	72	61,29	0,33
82	Embalse de Calanda	CAL	54,32	312	53	17,4	2740	4,15	0,60
85	Embalse de Santolea	STO	47,67	385	44	16	1250	7,25	0,66



CÓDIGO MAS	NOMBRE DEL EMBALSE	CÓDIGO ESTACIÓN	VOLUMEN TOTAL (hm ³)	SUPERFICIE (ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA (m)	PROFUNDIDAD MEDIA (m)	SUPERFICIE CUENCA (km ²)	TRH* MEDIO 2015 - 2016 (meses)	Hidroperiodo
912	Embalse de Pena	PEN	17,88	149	31	14,7	160	29,02	0,30
916	Embalse de Ortigosa	ORT	32,9	152	53,5	21,7	40	1,47	0,81
1043	Estany de Cavallers	CAV	16	47	71	33,8	25	1,35	0,88
1679	Embalse de Utchesa- Seca	UTC	4	74	16,6	2,5	250	-	-
RIO823	Embalse de Maidevera	MAE	18,33	134,46	42,5	16	77	10,80	0,51

Fuente: Confederación Hidrográfica del Ebro / CEDEX.

*TRH: Tiempo de Residencia Hidráulica

-: Datos no disponibles

4.2. Características físicoquímicas

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 de esta memoria, se muestran las tablas de datos de cada uno de los embalses, ordenados por el código MAS.

A Tipo 1. Embalse de 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 medida de 5,60 m, lo que supone una profundidad de la capa fótica en torno a 14 metros, superior a la obtenida mediante medidor de PAR, de 11 metros.
- La temperatura media en la zona fótica es de 17,9 °C. En el momento del muestreo el embalse se encuentra estratificado.
- El pH en este embalse de tipo 1 desciende con la profundidad a partir de los 5 m; encontrándose el valor máximo a esta profundidad, 7,92.
- La conductividad registrada es muy baja, se observa un descenso de la conductividad hasta los 14 m de profundidad, a partir de aquí se observa una tendencia ascendente con la profundidad. La conductividad oscila entre un mínimo de 67,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 14 m de profundidad y un máximo de 72,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el fondo. La geología silíceo es la responsable de la débil mineralización de este embalse.

B Tipo 7. Embalses de Albiña, Ebro, Escales, Maidevera, Mansilla, Ortigosa, Ullívarri-Gamboa, Urrúnaga y El Val. Monomítico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15 °C, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos.

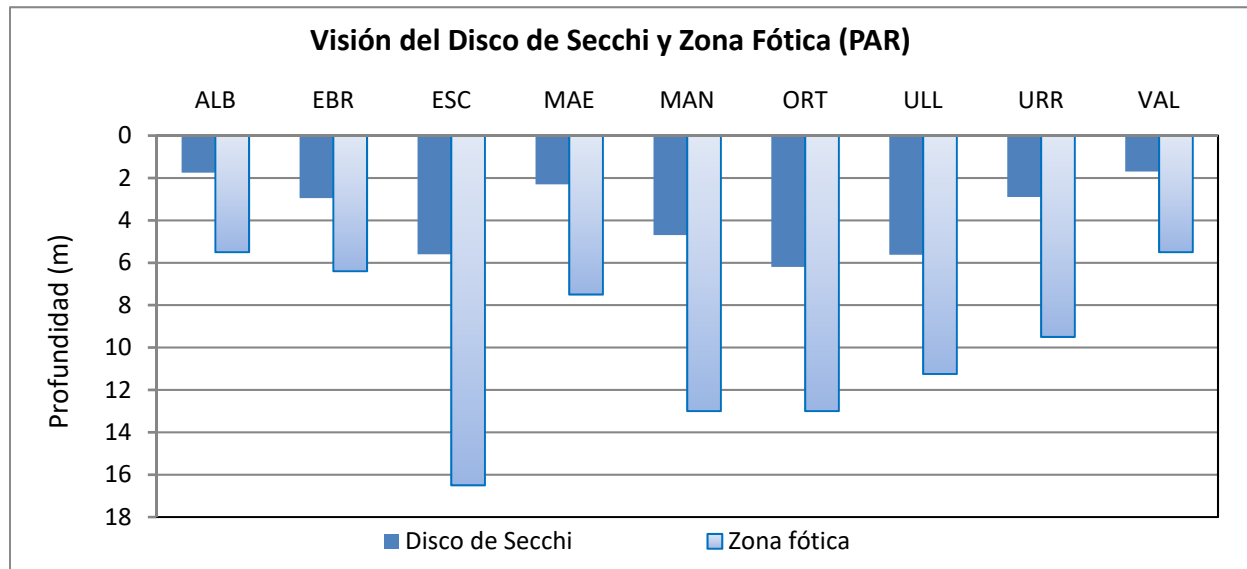


Figura 10. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 7.

➤ **La transparencia del agua** medida con el disco de Secchi (figura 10) varía entre 1,7 m en el embalse de El Val y los 6,2 m en Ortigosa. La media obtenida para este tipo de embalses (3,7 m) es casi la misma que el valor medio del total de embalses (3,6 m). Por otro lado, la zona fóptica, en adelante ZF, medida fotoeléctricamente mediante medidor de PAR (figura 10) muestra unos valores relacionados con la transparencia del disco de Secchi, aunque las características minerales y el tipo de agua modifican la penetración de la luz y por ello la extensión de la ZF, haciendo que en muchos casos no se cumpla la relación $ZF = 2,5 \times DS$. Por ejemplo, en el embalse de Ortigosa la ZF alcanza los 13 m de profundidad, en lugar de 15,5 m, siendo el embalse con mayor diferencia entre los dos métodos de obtención de la ZF junto a Escales.

➤ Los valores de **la temperatura** media en la ZF de los embalses del tipo 7 es de 20,0 °C, con un mínimo de 17,5 en Ortigosa, y un máximo de 23,1 °C en Maidevera. En el momento del muestreo no presentan estratificación térmica 2 de los 9 embalses: Maidevera y Mansilla. En el muestreo de final de verano los embalses del Ebro y Ullívarri-Gamboa ya no presentaban estratificación.

- En general, **los valores de pH** de este grupo en la ZF presentan una media de 8,2. Se alcanza un máximo de 8,6 en el embalse de Escales y un mínimo de 7,9 en el embalse de Mansilla.
- Asimismo, los datos de **la conductividad** media en la ZF (figura 11) varían de los 86 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el embalse de Albiña, a los 389 $\mu\text{S}/\text{cm}$ del embalse de Maidevera. El valor medio del tipo es de 216 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

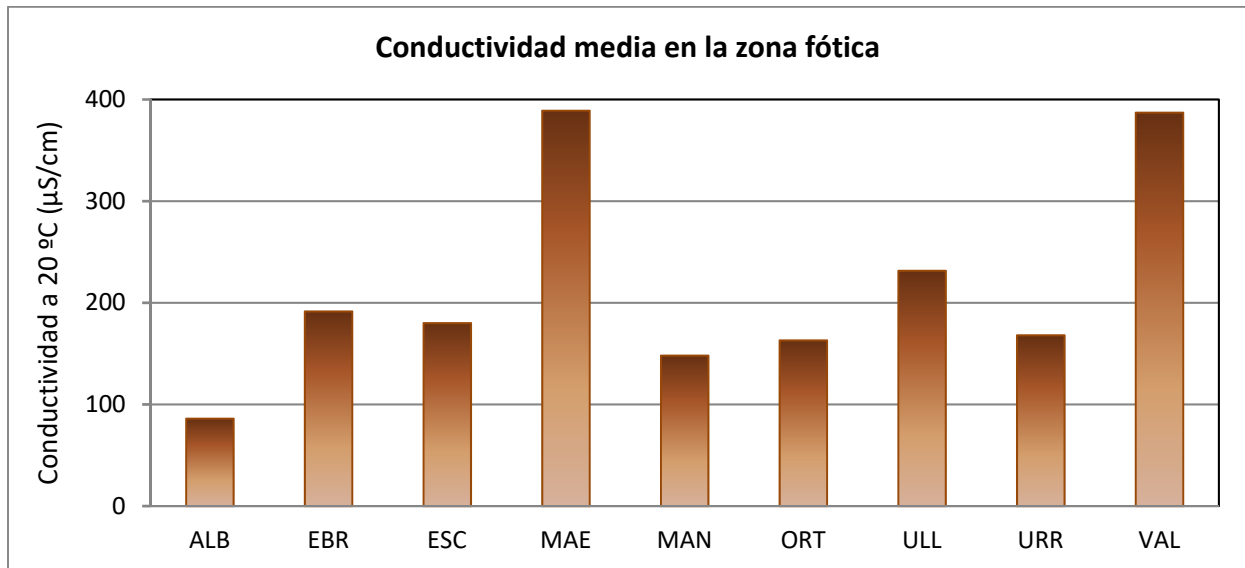


Figura 11. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 7.

C Tipo 9. Embalses de Mediano, Oliana, La Peña y Sobrón. Monomíctico, calcáreo de zonas húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal.

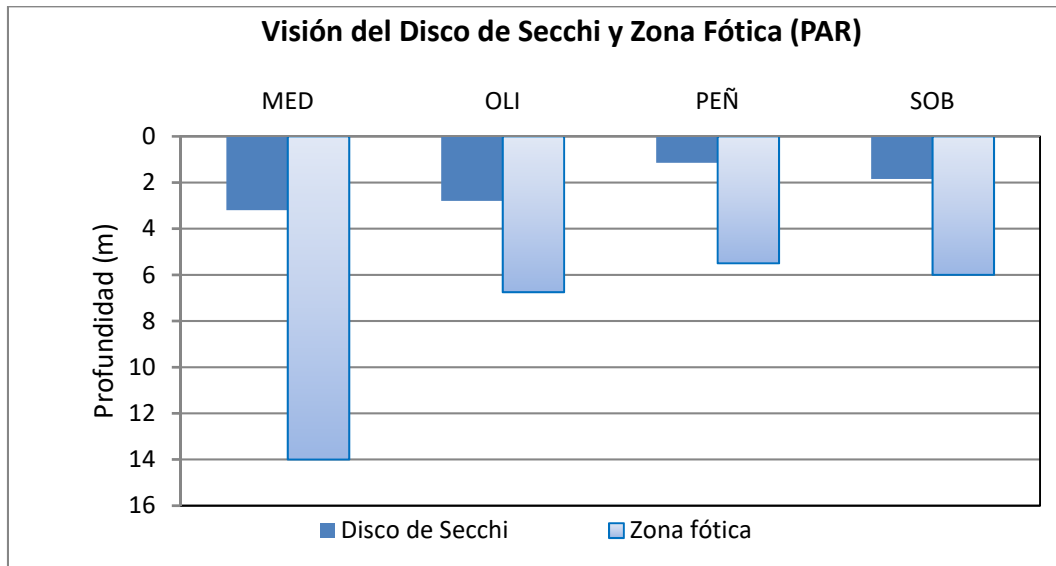


Figura 12. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fótica medida por PAR en los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 9.

➤ **La transparencia media del agua** de los embalses de tipo 9 es la más baja de todos los tipos, siendo su media de 2,3 m. El embalse de La Peña presenta la menor transparencia en el grupo con 1,2 m. Destacar que en el embalse de Mediano, aunque la visión del disco de Secchi sea de tan solo 3,2 metros, la ZF determinada con el medidor fotoeléctrico fue de 14,0 m.

➤ **La temperatura** media en la ZF de los embalses de tipo 9 es de 20,4 °C. Las temperaturas mínima y máxima se han medido en La Peña y Mediano respectivamente (17,5 y 23,5 °C). En cuanto a la estratificación térmica, en el momento de los muestreos solo La Peña y Sobrón en el muestreo de final de verano no mostraban una termoclina definida.

➤ **El pH** es en todos ligeramente alcalino, con un valor promedio de 8,2. Los valores medios obtenidos para la ZF oscilan entre los 8,1 de Mediano y los 8,4 de Oliana.

➤ **La conductividad** registrada en este tipo presenta un valor medio de 257 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con poca dispersión de valores, entre los 223 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de Mediano y los 287 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de La Peña.

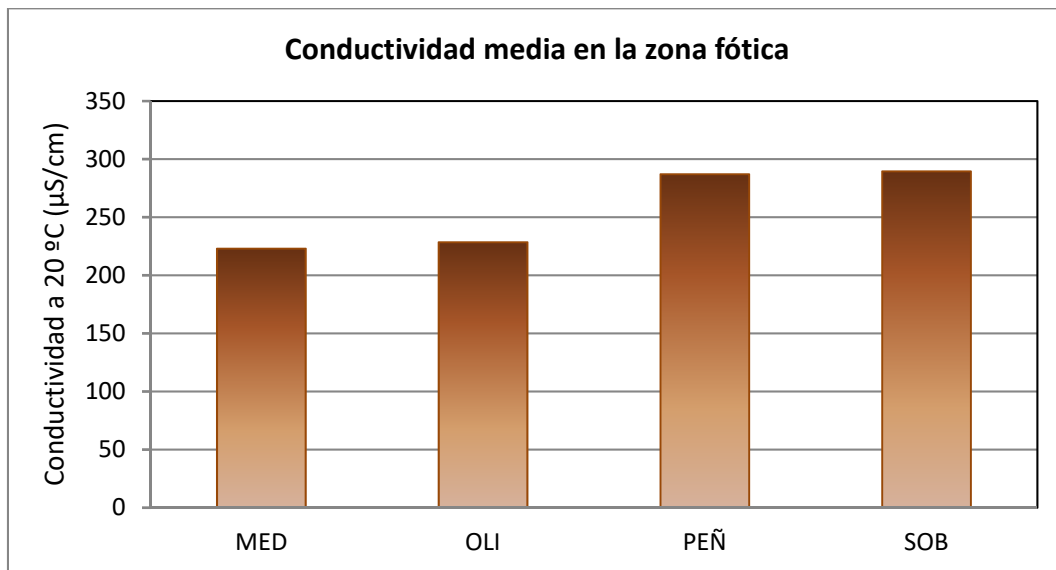


Figura 13. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 9.

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

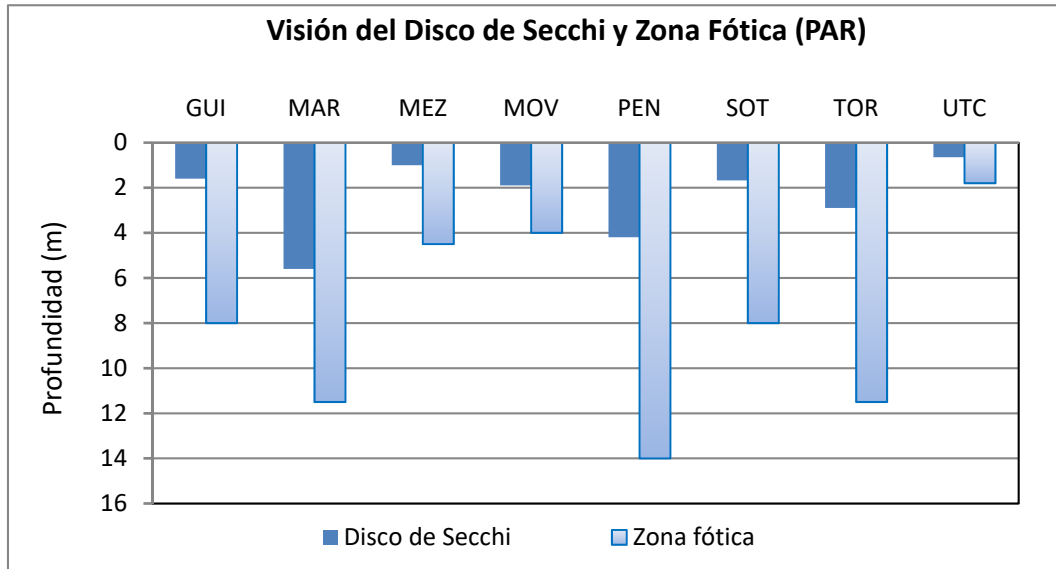


Figura 14. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fótica medida por PAR en los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 10.

➤ **La transparencia del agua** es muy variable. Toma el valor máximo para este tipo de embalses en el de Margalef con 5,6 m, seguido de Pena (4,2 m). El valor mínimo se ha obtenido en el embalse de Utchesa-Seca con 0,7 m (mínimo absoluto de todo el ESTUDIO). El valor medio se sitúa en 2,4 m. Excepto para los embalses de Moneva y Margalef donde la ZF calculada a partir de la profundidad del Disco de Secchi es mayor que la mediada con el medidor de PAR, en el resto de embalses la ZF medida con luxómetro es mayor que el valor dado por el Disco de Secchi.

➤ **La temperatura** media en la ZF de los embalses del tipo 10 presenta una media de 21,1 °C y que oscila desde los 18 °C de Pena hasta los 24,1 °C de Utchesa-Seca. Los embalses que no se encuentran estratificados en este tipo son Mezalocha, Moneva, Torcas, Utchesa-Seca y La Sotonera en la muestra de final de verano.

➤ **El pH** de los embalses de tipo 10 es, en general, alcalino, con un valor promedio de 8,3 para este tipo, con una variación muy pequeña entre embalses que va desde los 8,1 de los embalses de Moneva y Las Torcas, hasta los 8,6 del embalse de Guiamets.

➤ **La conductividad** registrada en los embalses de este tipo presenta un valor medio de 475 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El valor más bajo corresponde a Pena, con 319 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que el valor máximo se ha medido en el embalse de Moneva con 930 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

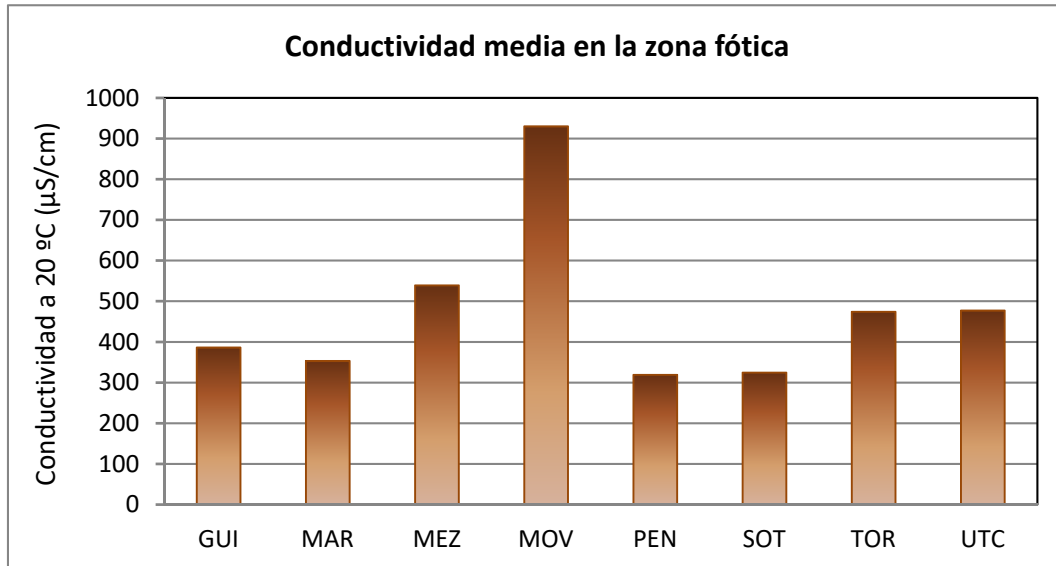


Figura 15. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 10.

E Tipo 11. Embalses de Barasona, Calanda, Canelles, El Grado, Rialb, Santa Ana, Santolea, Talarn y La Tranquera. *Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal.*

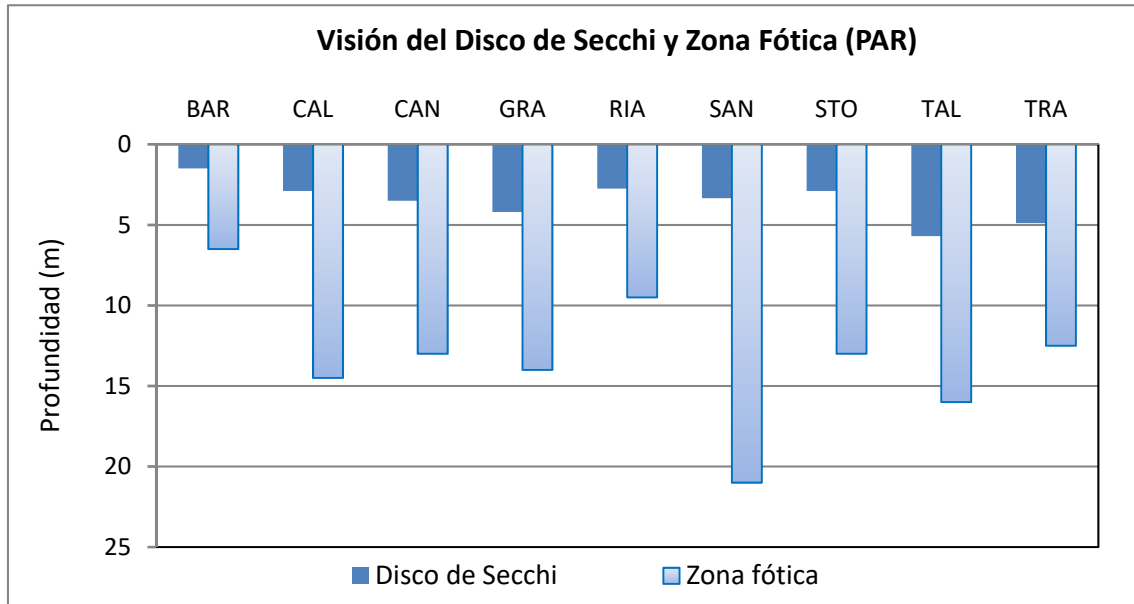


Figura 16. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fótica medida por PAR en los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 11.

➤ En los embalses del tipo 11, **la transparencia (DS)** alcanza un valor medio de 3,5 m, similar a la media general de los embalses. El valor más elevado de la ZF estimada por el medidor de PAR, con un valor de 21 m se encuentran en el embalse de Santa Ana. En el embalse de Santa Ana se da la mayor diferencia del ESTUDIO entre el valor de profundidad del disco de Secchi y el de la ZF, con 8,4 y 21 m respectivamente.

➤ **La temperatura** en la ZF de los embalses de tipo 11 presenta una media de 21,4 °C. La temperatura máxima para la media de la ZF fue medida en el embalse de Barasona, con 25,2 °C, media máxima del ESTUDIO. La mínima se registra en el embalse de Talarn, con 18,2 °C. En el momento del muestreo se encontraba estratificados los embalses de Canelles, El Grado, Rialb y Talarn.

➤ Asimismo, **los valores de pH** registrados en la ZF presentan una media de 8,2. Se ha observado el valor mínimo en los embalses de Calanda, Santa Ana y Santolea, con un pH de 8,2, encontrándose el valor máximo de 8,5 en el embalse de Talarn.

➤ **Los valores de conductividad** alcanzaron sus niveles más altos en los embalses de Santolea con un valor de 723 $\mu\text{S}/\text{cm}$, seguido de los embalses de La Tranquera y Calanda, con valores medios en la capa fótica de 646 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 642 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente. El valor más bajo se ha presentado en el embalse de Talarn con 155 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

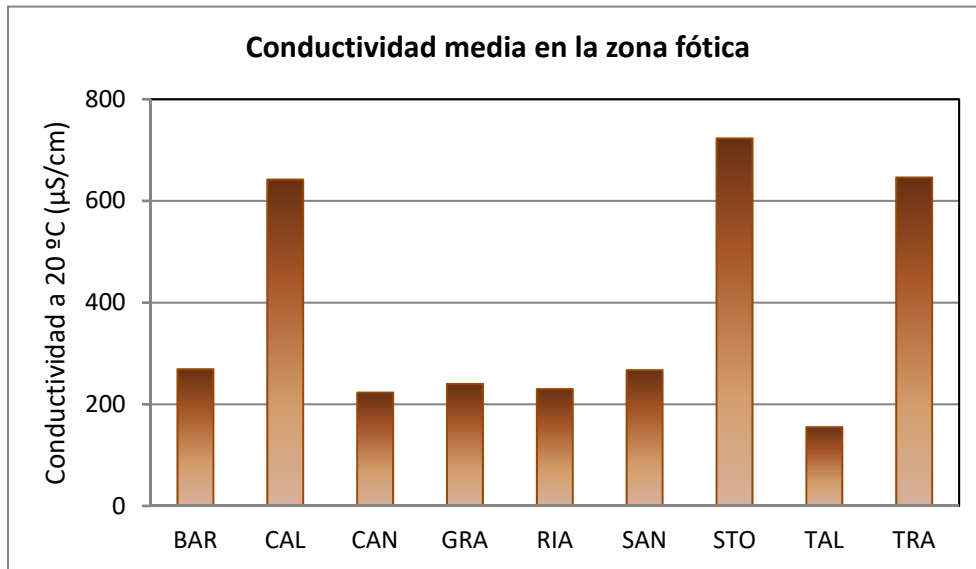


Figura 17. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 11.

F Tipo 12. Embalse de Caspe y Mequinenza. Monomítico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a tramos bajos de ejes principales.

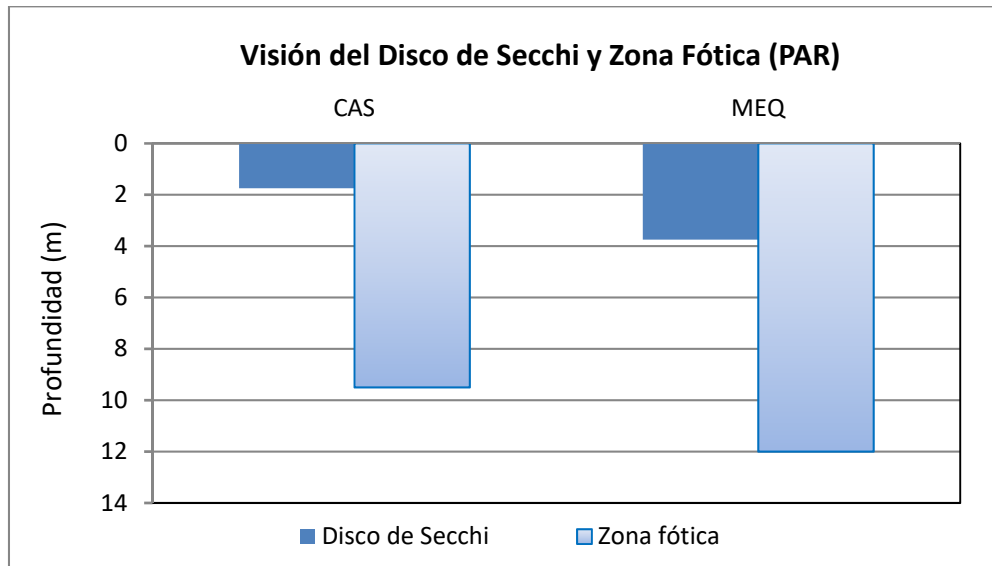


Figura 18. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 12.

➤ En los embalses del tipo 12, **la transparencia (DS)** alcanza un valor medio de 2,8 m, muy por debajo de la media general de los embalses. El valor más elevado de la ZF estimada por el medidor de PAR, con un valor de 12 m, es la del embalse de Mequinenza.

➤ **La temperatura** en la ZF de los embalses de tipo 12 presenta una media de 24,0 °C, la media más alta de todos los tipos. La temperatura máxima para la media de la ZF fue medida en el embalse de Caspe, con 23,9 °C. La temperatura mínima se observó en el embalse de Mequinenza, con 24,1 °C. Ninguno de los dos embalses se encontraba estratificado en el momento de muestreo.

➤ Asimismo, **los valores de pH** registrados en la ZF presentan una media de 8,1, siendo este el mismo valor para el embalse de Mequinenza y de 8,2 para el de Caspe.

➤ **Los valores de conductividad** alcanzaron sus niveles más altos en el embalse de Caspe, con el valor medio de la capa fóptica más elevado del ESTUDIO, superior a los 1.100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El valor más bajo se ha presentado en el embalse de Mequinenza con 1051 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

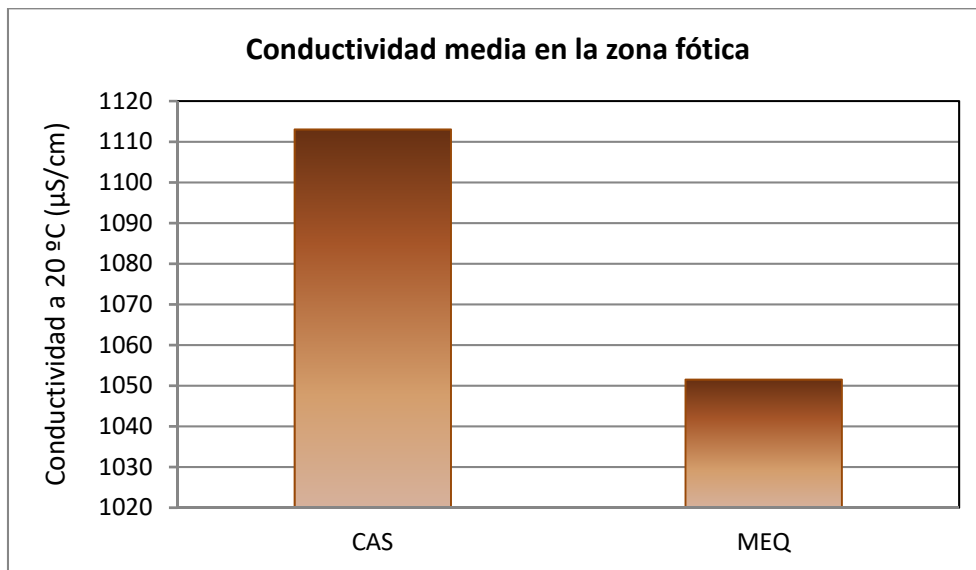


Figura 19. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 12.

G Tipo 13. Estany de Cavallers. *Dimíctico, calcáreo de zona muy húmeda a más de 1.400 m de altitud.*

- La profundidad del Disco de Secchi (DS) muestra una profundidad de la capa fótica en torno a 43 metros, superior a la obtenida mediante medidor de PAR, de 34 metros, la más profunda de todo el ESTUDIO.
- La temperatura media en la zona fótica es de 13,3 °C, la más baja de todo el ESTUDIO. En el momento del muestreo el embalse se encuentra estratificado.
- El pH en este embalse de tipo 13 desciende con la profundidad a partir de los 10 m; encontrándose el valor máximo a esta profundidad, 7,2.
- La conductividad registrada es muy baja, se observa un descenso de la conductividad hasta los 24 m de profundidad, a partir de aquí se observa una tendencia ascendente con la profundidad. La conductividad oscila entre un mínimo de 11,5 µS/cm a 24 m de profundidad y un máximo de 15,8 µS/cm en el fondo. La geología silíceo y la procedencia nival de las aguas son responsables de la débil mineralización de este embalse.

Análisis global de resultados por tipos de embalses.

La transparencia del agua evaluada por el Disco de Secchi en los embalses de tipo 13 presentan los valores más elevados, seguidos del tipo 1, frente al tipo 9 que presenta los valores más bajos, cabe destacar la transparencia de los embalses del tipo 12 (figura 20).

El máximo absoluto correspondió a Cavallers (tipo 13), con 17,2 m. El mínimo absoluto de transparencia (0,7 m) correspondió al embalse de Utchesa-Seca, del tipo 10.

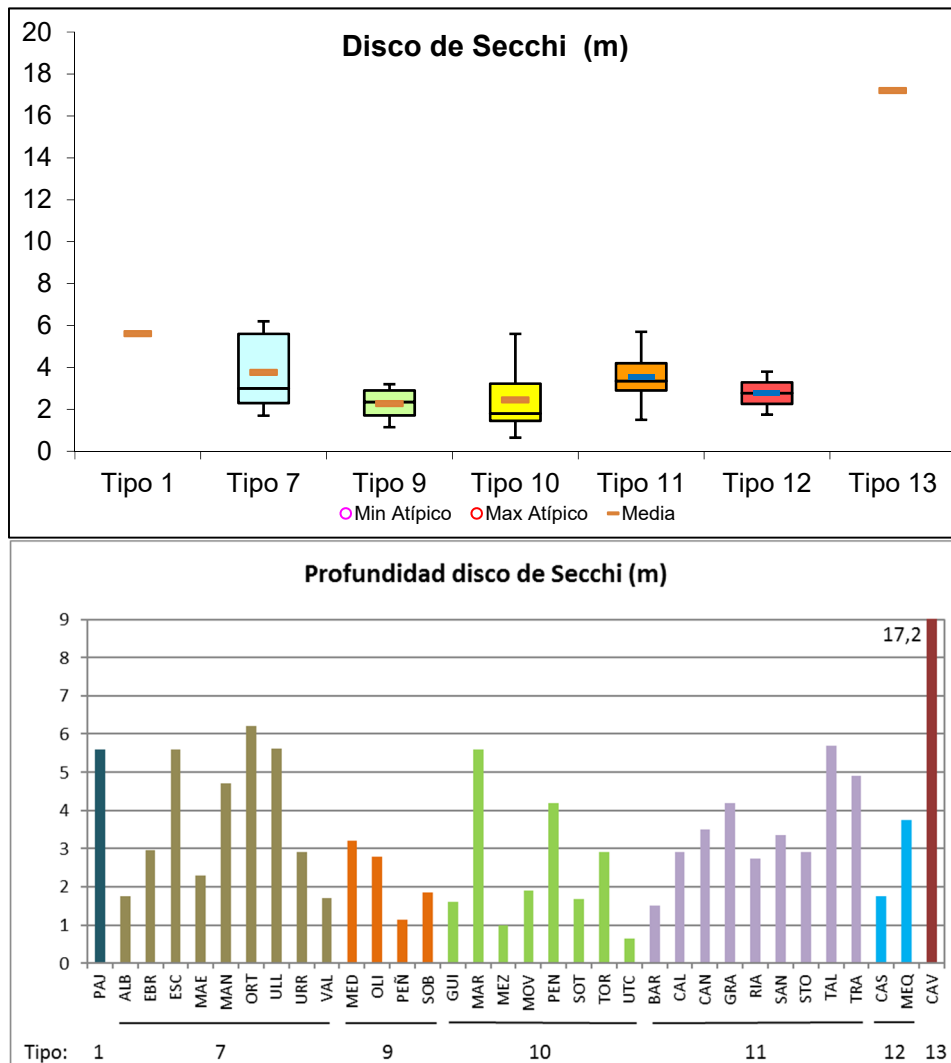


Figura 20. Transparencia (DS) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja; 13: húmedo / alta montaña. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.

En cuanto a **la temperatura** de los embalses, considerando la media en la ZF (menos influenciada que la superficial por las condiciones meteorológicas inmediatas o por la hora del muestreo), observamos en la figura 21 que las temperaturas medias de los tipos aumentan progresivamente del tipo uno al tipo 12, y las mínimas se dan en el tipo 1 y 13, embalses de alta montaña. La diferencia entre la temperatura mínima del tipo 13 (13,34 °C) y la máxima del tipo 12 (24,0 °C), es de 10 grados. Destacar la temperatura máxima absoluta del tipo 11 en el embalse de Barasona con 25,2 °C. La relación directa y negativa de la temperatura media en la ZF con la altitud del embalse se puede apreciar en la figura 22. Esta relación es significativa ($r=0,556$; $n=34$; $p<0,001$).

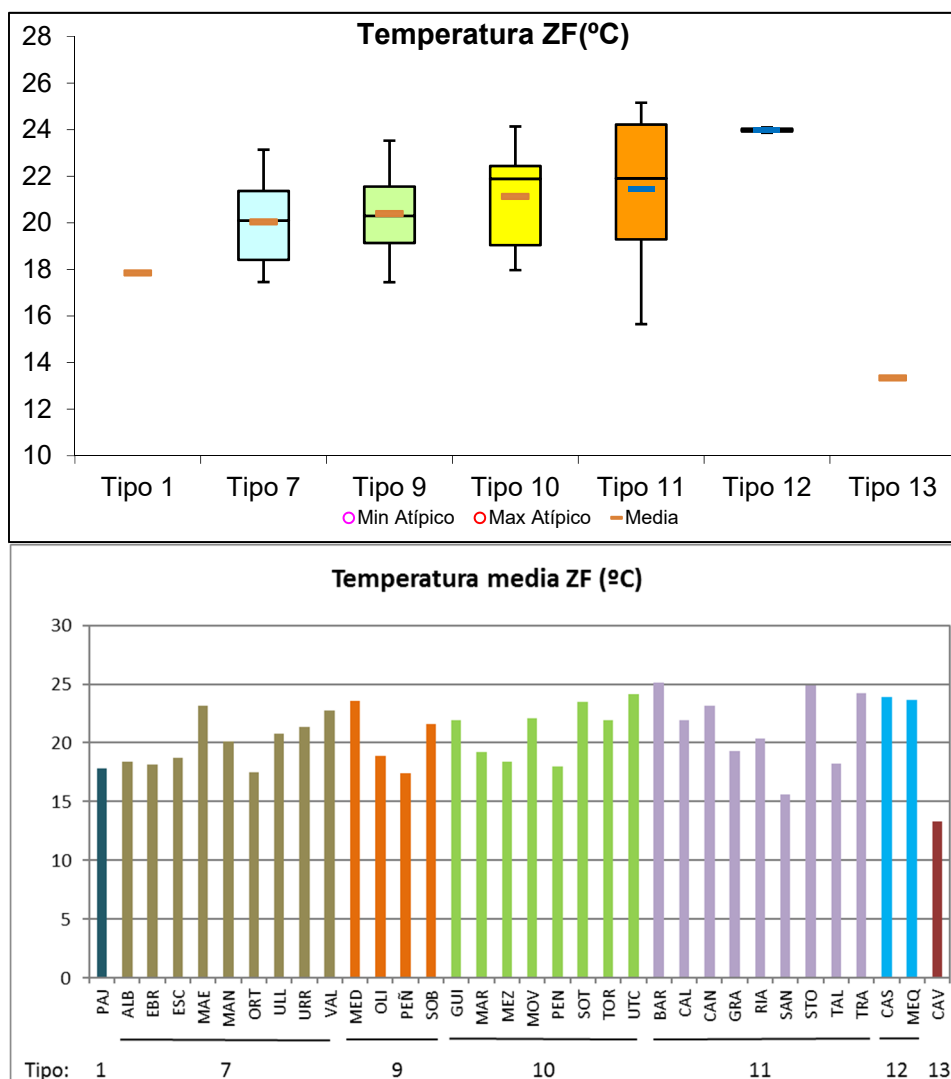


Figura 21. Valores de temperatura (media en la zona fótica) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.

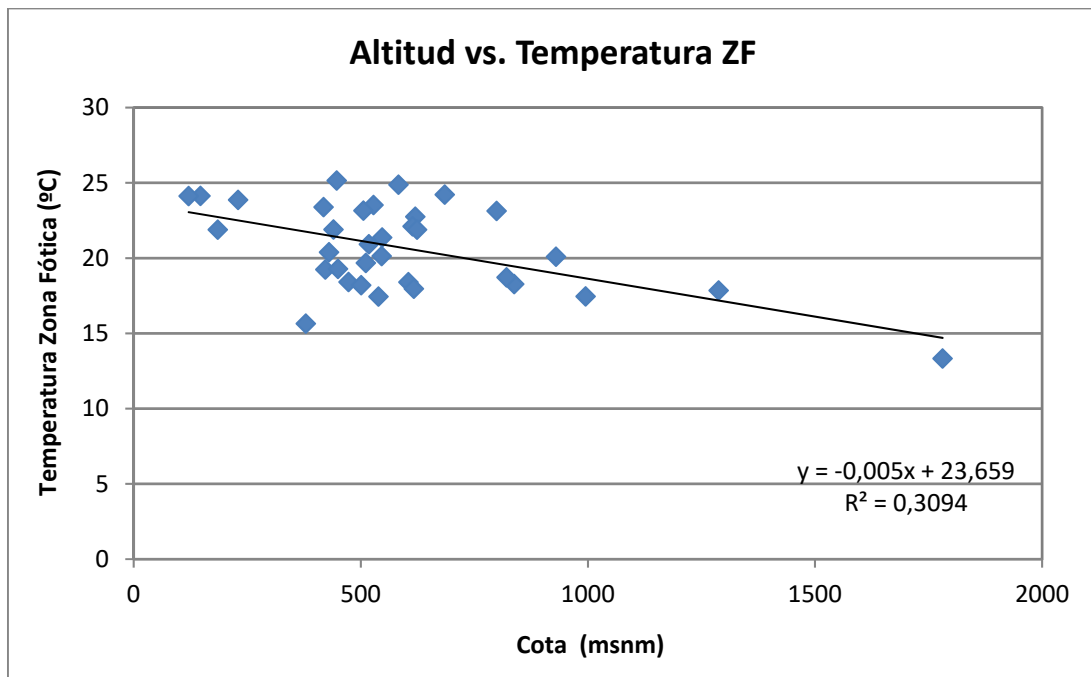


Figura 22. Regresión lineal de la temperatura (media zona fótica) frente a la altitud (en la presa).

En la siguiente figura 23 se muestran dos ejemplos de perfiles térmicos, un embalse bien estratificado (El Grado) y otro no estratificado (Mequinenza).

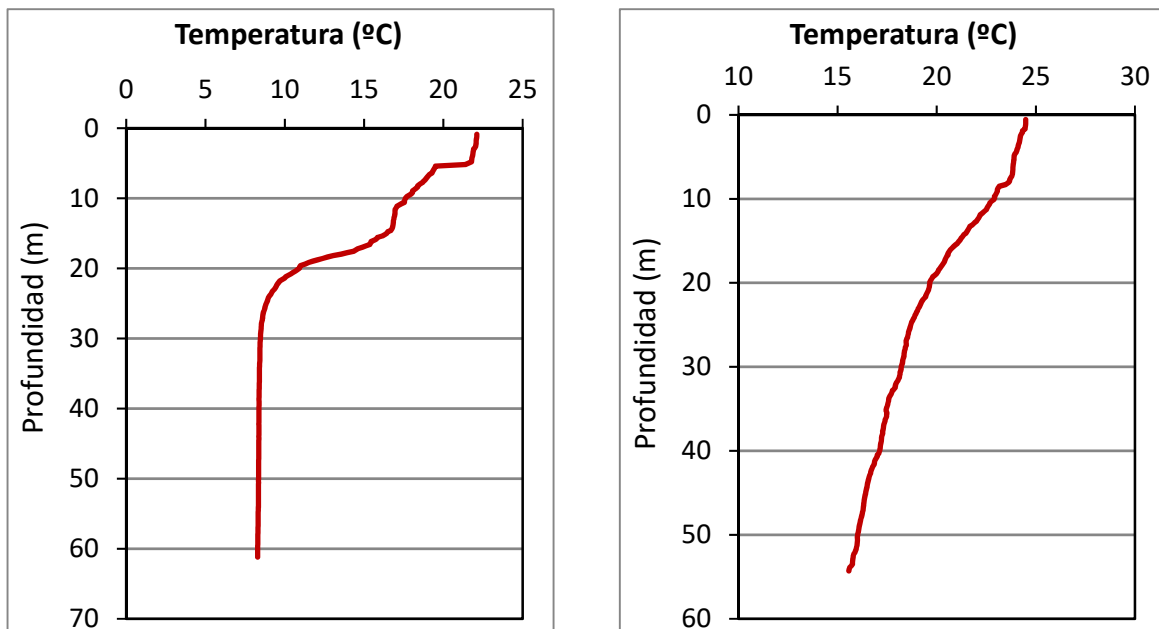


Figura 23. Perfiles de temperatura para los embalses de El Grado (izquierda) y Mequinenza (derecha) en 2016.

Respecto al **pH** (media de la ZF), resaltan los valores de pH más bajos en el tipo 1 y tipo 13 (figura 24). El resto de los tipos tienen medias similares, siendo el promedio más elevado el del tipo 10. El valor puntual más alto se ha observado en el embalse de Escales (tipo 7) a 11 m de profundidad, con un valor de 8,74.

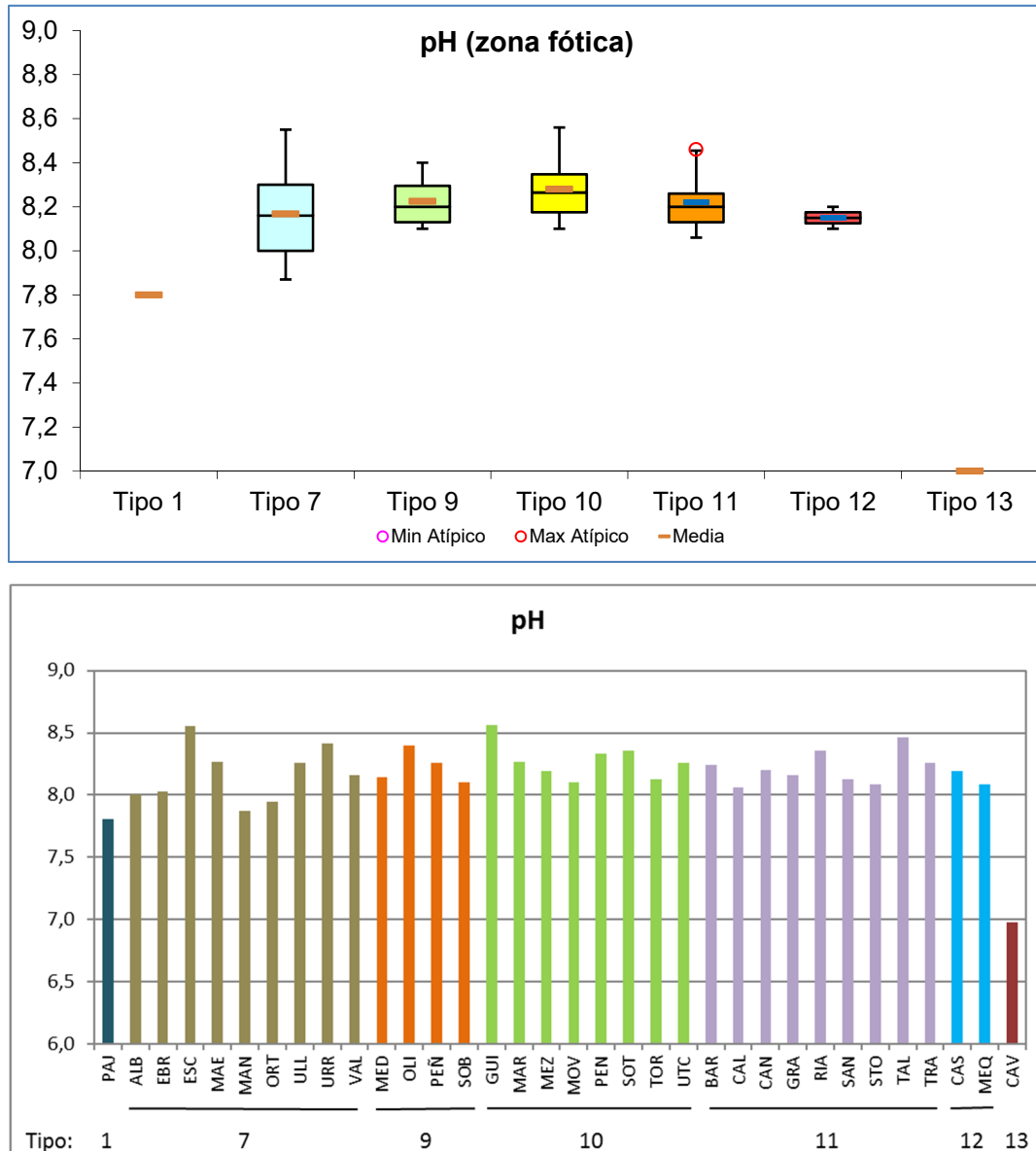


Figura 24. Valores de pH (media de la zona fótica) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.

La tendencia general observada en los perfiles de pH es un descenso con la profundidad, detectando un máximo epilimnético coincidente con la zona de máximo oxígeno. Los ejemplos de la figura 25, muestran los embalses de El Val con un máximo epilimnético y un mínimo metalimnético y Santa Ana con un máximo epilimnético y un mínimo hipolimnético.

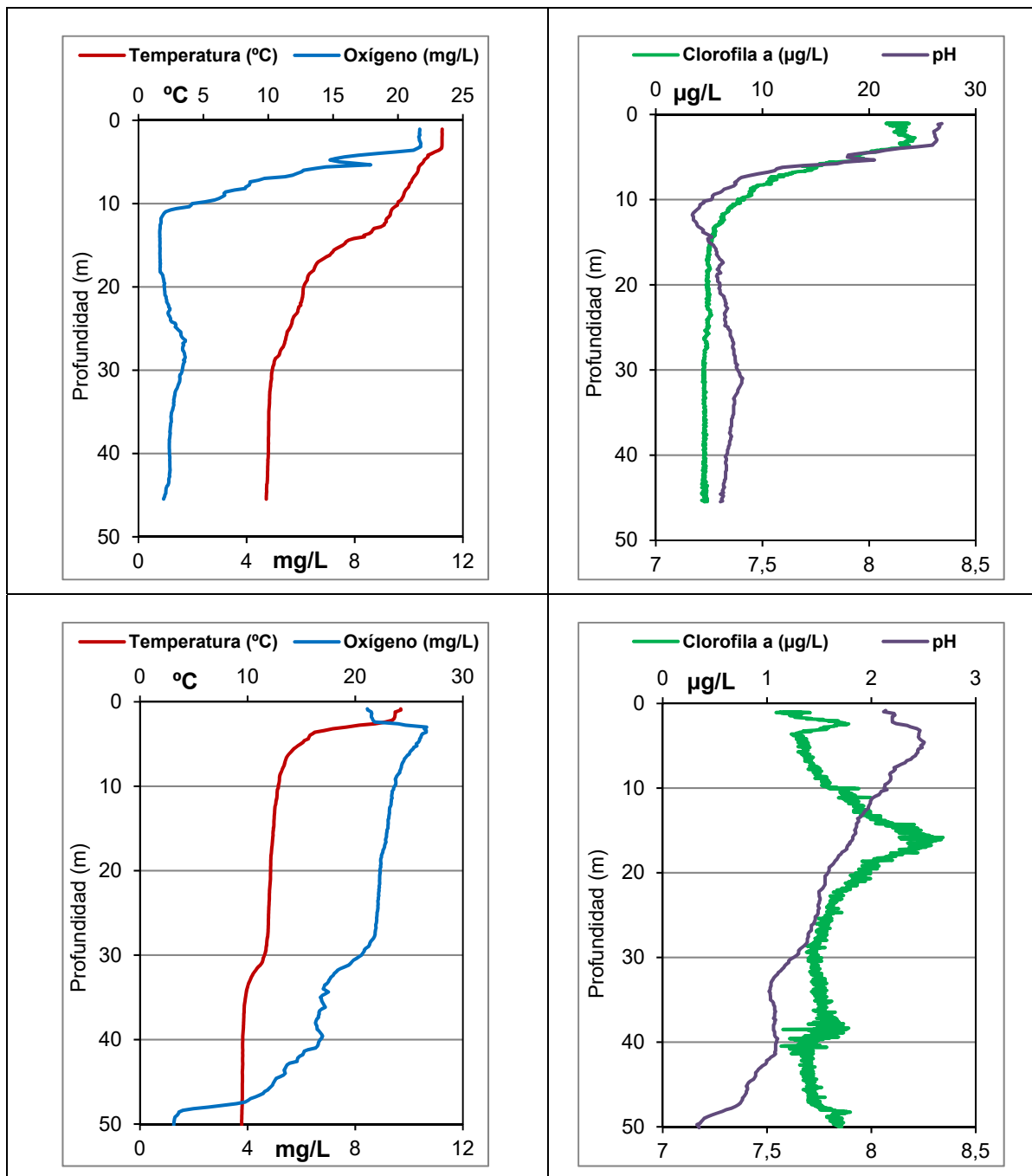


Figura 25. Perfiles verticales de oxígeno, temperatura, Clorofila a y pH para los embalses de El Val (arriba) y Santa Ana (abajo), en la campaña de 2016.

Los cambios de pH dentro de un mismo cuerpo de agua están relacionados principalmente con la concentración de dióxido de carbono, el cual tiene carácter de ácido débil. Los organismos vegetales demandan dióxido de carbono durante la fotosíntesis, de tal forma que este proceso determina en parte la fluctuación de pH y es así como se eleva durante el día debido a la actividad fotosintética y disminuye en la noche por la respiración y por ello también varía a lo largo de la columna de agua.

Respecto a la **conductividad** media en la zona fótica (figura 26), los valores más elevados se dan en el tipo 12 con 1082 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de media, conteniendo el valor más alto, de 1113 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el embalse de Caspe. Mientras que el valor más bajo se da en el tipo 13, en embalses de alta montaña, con 12,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

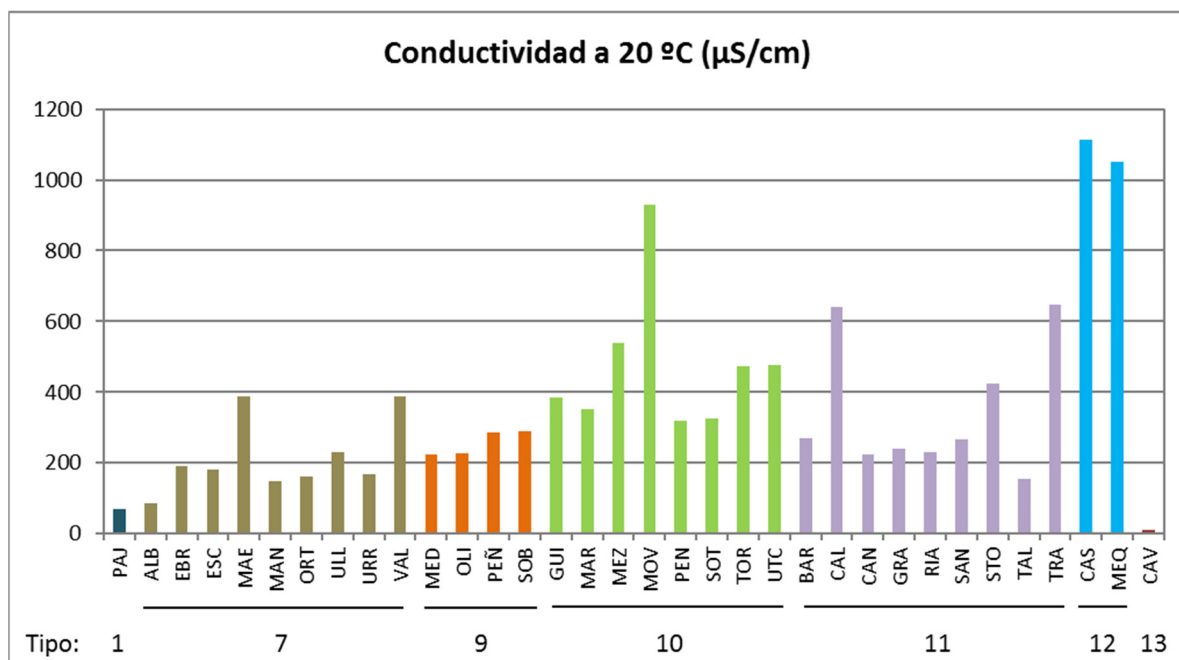
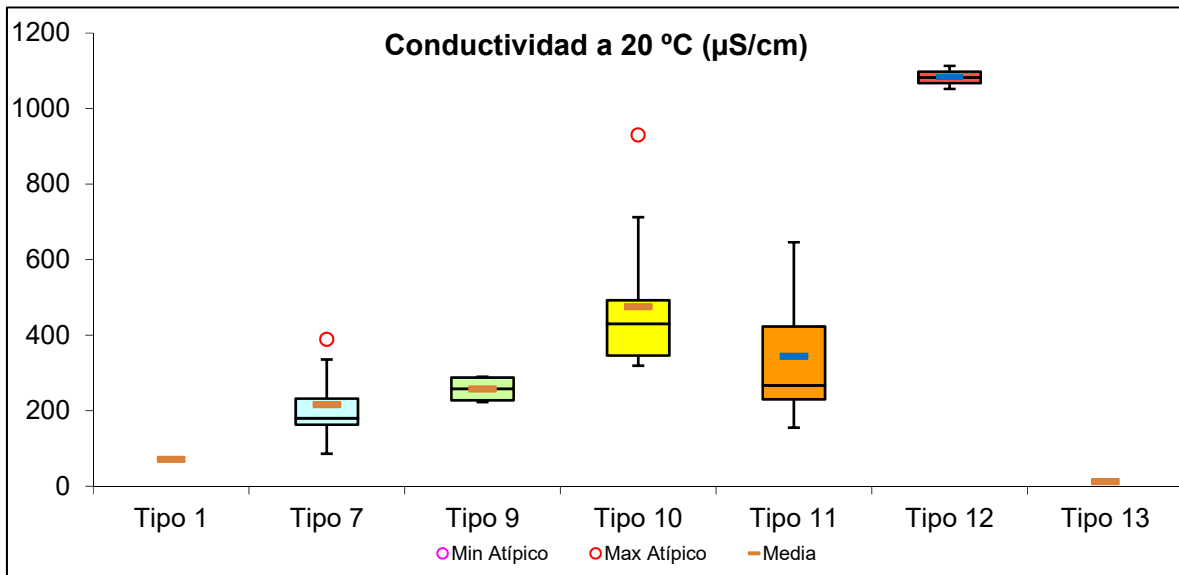


Figura 26. Valores de conductividad media (zona fótica) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.

El dato extremo, máximo absoluto del ESTUDIO, se encuentra en Caspe a 14,5 m de profundidad, con un valor de 1120 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La tendencia general observada (en los casos de variabilidad de la conductividad en profundidad) es un aumento paulatino de conductividad con la profundidad, con valores mínimos en superficie. Se encuentran algunas excepciones en embalses como Barasona, Calanda, Caspe y Pajares donde se alcanzan mínimos de conductividad en el metalimnion o en el hipolimnion. En cambio, en los embalses de Albiña, Ebro, Mediano y Ortigosa el máximo de conductividad se registra cerca de la superficie, entre los 5 y los 12 metros de profundidad. En los demás embalses las variaciones son poco relevantes.

Las anomalías de la conductividad en el perfil vertical hay que explicarlas ayudándonos del perfil de valores de otras variables, para tratar de establecer la existencia de corrientes de densidad en capas concretas del perfil o aumentos debidos a la disolución de sales del sustrato o a la redisolución de compuestos que precipitan en el epi-metalimnion y se redisuelven y acumulan en el hipolimnion por cambios de la solubilidad, por ejemplo de los carbonatos en función de la concentración de CO_2 y el pH, entre otras muchas causas a estudiar en cada caso concreto.

La figura 27 muestra un ejemplo de las variaciones que pueden observarse en el perfil vertical en dos embalses en concreto, el de La Tranquera donde se presenta la zona anóxica en el fondo, y el de Mediano, donde todo el perfil vertical está oxigenado.

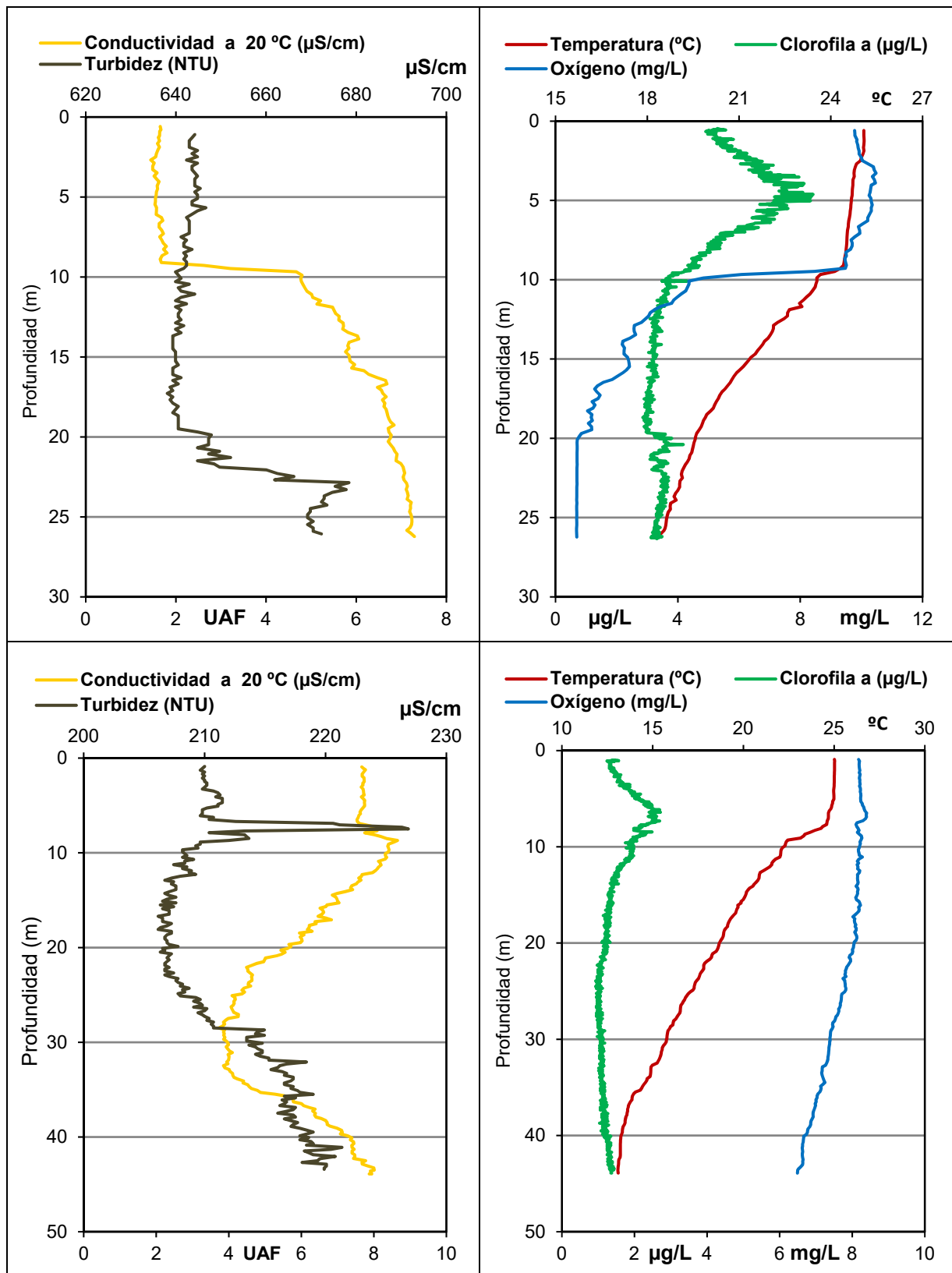


Figura 27. Perfiles de conductividad, temperatura, Clorofila a y oxígeno para los embalses de La Tranquera en la parte superior, y Mediano en la parte inferior, durante la campaña de 2016.

4.2.2. Alcalinidad

Las tendencias observadas en relación con la alcalinidad medida en la ZF (muestra integrada) se muestran en la figura 28. El tipo 13 muestra el valor más bajo de alcalinidad, con 0,2 meq/L. Los embalses de tipo 10 (calcáreo / no húmedo / en cabecera) muestran las alcalinidades más elevadas con valores de 3,04 meq/L. Puntualmente, los valores más elevados se han registrado en las muestras integradas de Pena y Margalef (ambos del tipo 10) con 3,95 y 3,71 meq/L respectivamente. El valor más alto de todo el ESTUDIO se ha encontrado en el fondo de embalse de Sobrón con 6,39 meq/L para la muestra de inicio de verano.

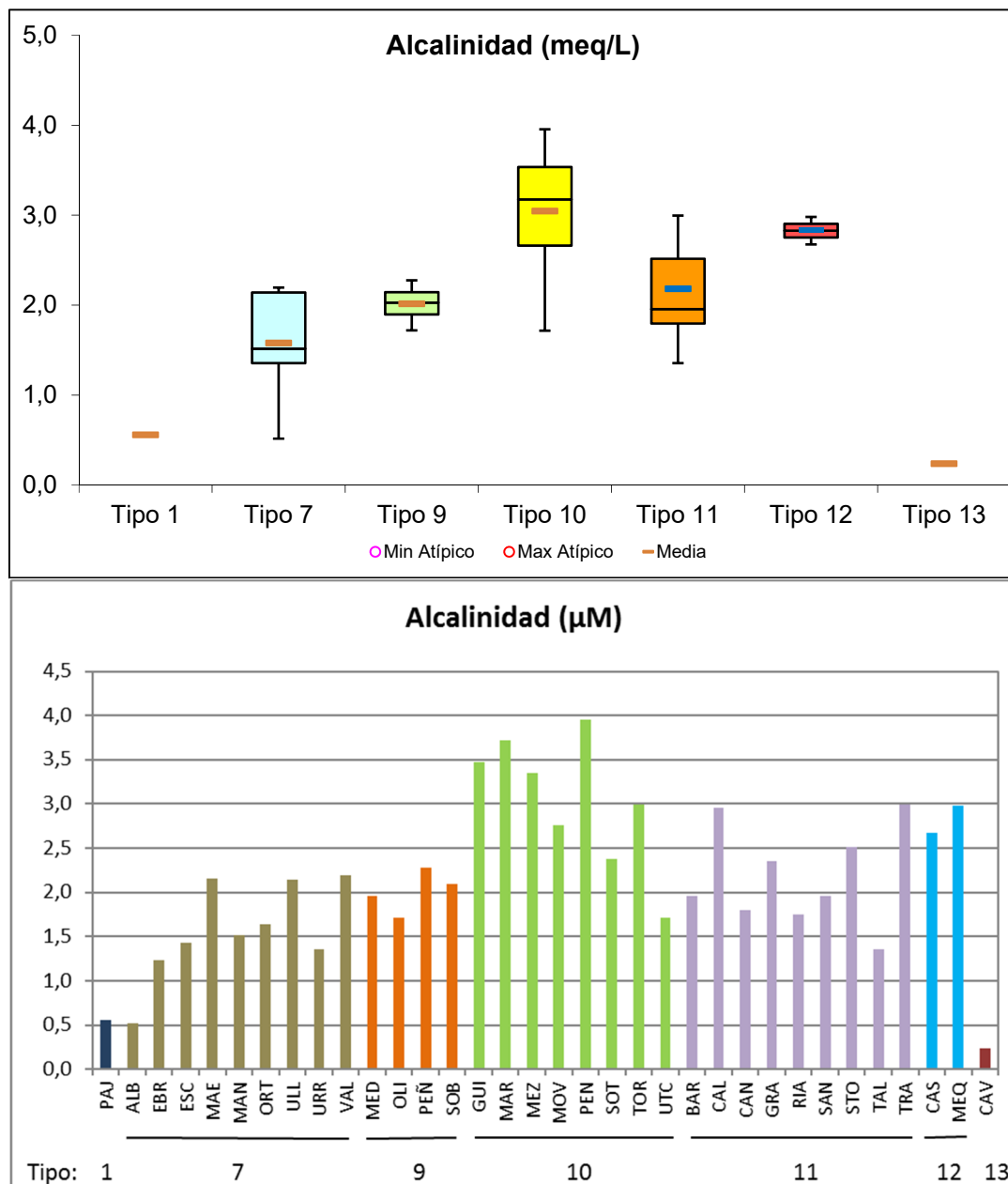


Figura 28. Valores de alcalinidad para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.

4.2.3. Turbidez

La turbidez fue baja en casi todos los tipos de embalses (figura 29), aunque si se aprecia un valor bastante más bajo en el tipo 13, con una media de 0,9 UAF. El valor más alto es el del tipo 10 con 4,7 UAF. El valor promedio para todos los embalses se encuentra en 3,2 UAF. El valor más bajo en la muestra integrada corresponde a Cavallers con 0,9 UAF, tipo 13, mientras que el valor máximo de todos los embalses es para el embalse de Utchesa-Seca con 14,9 UAF, tipo 10, seguido de Albiña, del tipo 7, con 6,9 UAF.

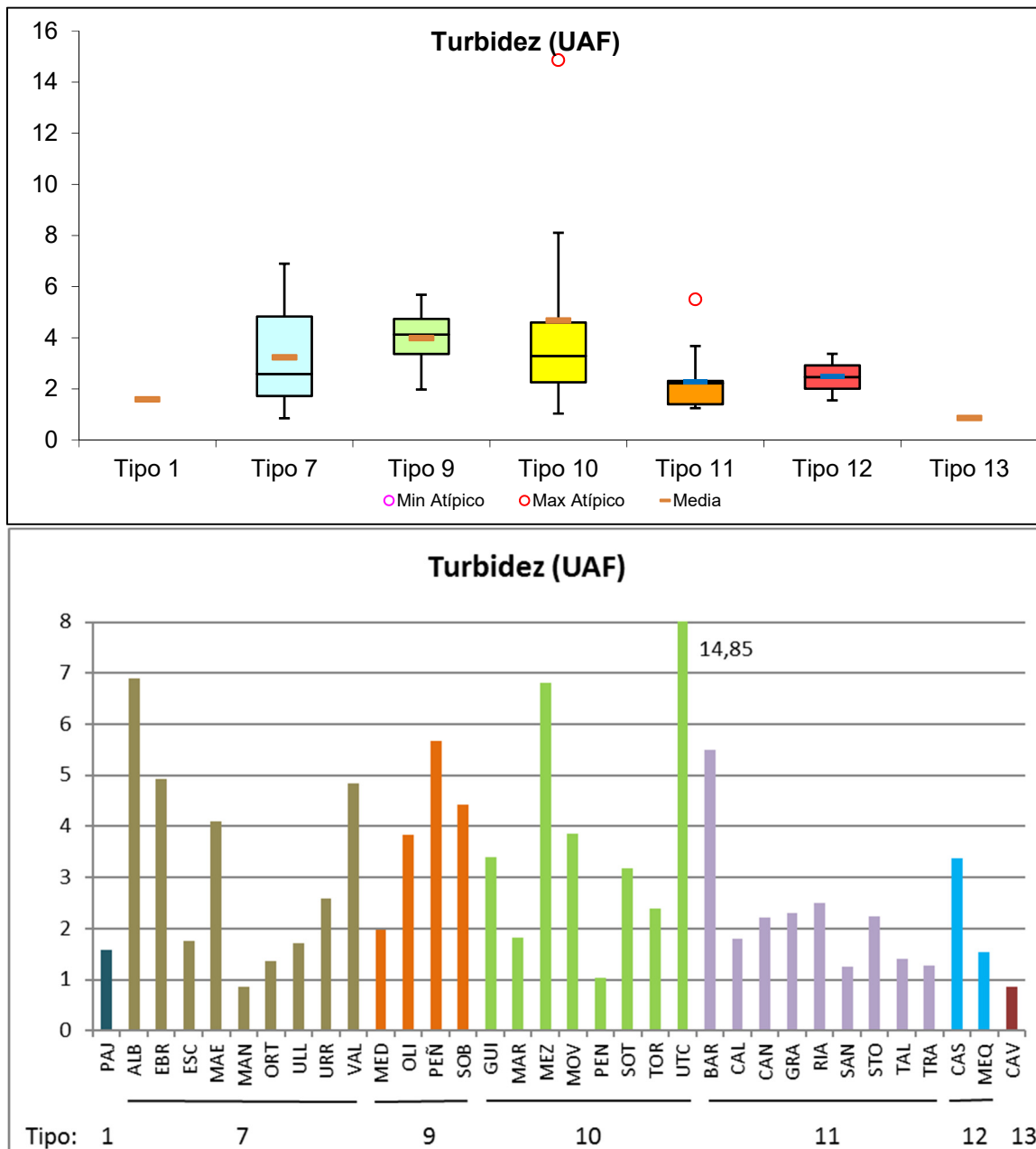


Figura 29. Valores de turbidez (UAF) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 22.

El embalse de Utxesa-Seca, es un cuerpo de agua somero y sujeto a una fuerte corriente de agua, por lo que presenta en este sentido más características de río que de lago.

Las medidas observadas en relación con la turbidez en la zona fótica (muestra integrada analizada en laboratorio) muestran una relación negativa, de tipo potencial, significativa ($r=0,878$; $n=34$; $p<0,001$) con la transparencia medida en campo (disco de Secchi, DS). Dicha relación se muestra en la figura 30. Así, los embalses antes citados con mayor turbidez son también los que han presentado menor profundidad de visión del Disco de Secchi, con valores cercanos o inferiores a 1 m.

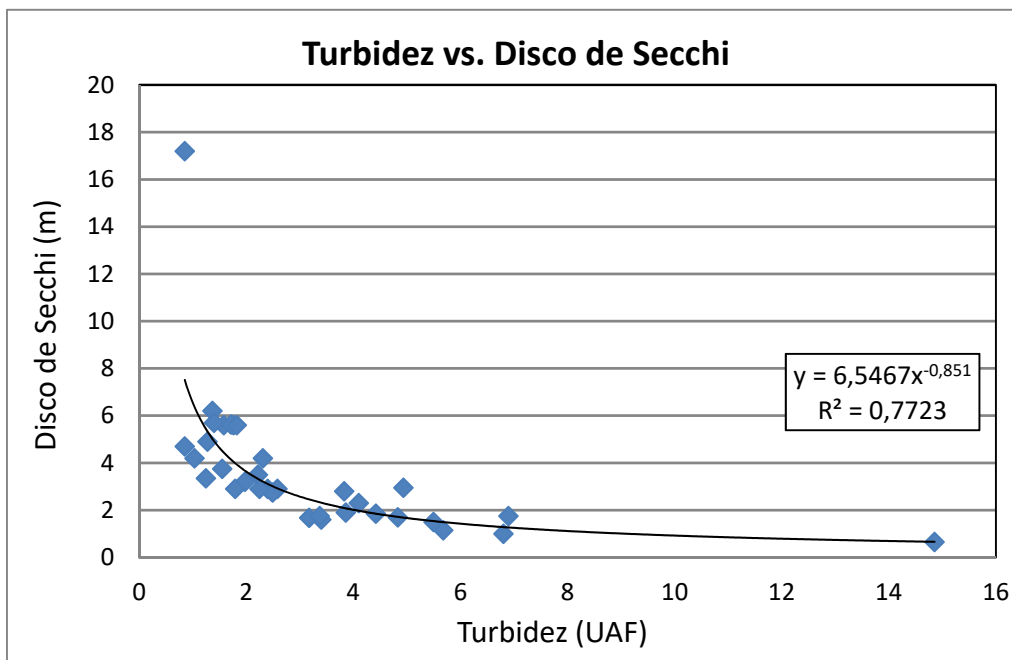


Figura 30. Relación entre la turbidez en la zona fótica (UAF) y la transparencia (disco de Secchi (m)). Se indica la curva y la ecuación de regresión, así como el valor de R^2 .

4.2.4. Condiciones de oxigenación

Se ha estimado la reserva media de oxígeno hipolimnético en el periodo de estratificación. Además de ser una variable 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 O₂ 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:

- *Muy buenas condiciones*: concentración por encima de 8 mg O₂ /L
- *Buenas condiciones*: concentración entre 8 y 6 mg O₂/L
- *Moderadas condiciones*: concentración entre 6 y 4 mg O₂/L
- *Deficientes condiciones*: concentración de entre 4 y 2 mg O₂/L
- *Malas condiciones*: concentraciones hipóxicas o anóxicas (<2 mg O₂ /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 & Chiaduanni, 1992).

En la tabla 8 y la figura 31, se resumen los resultados obtenidos.

Tabla 8. Condiciones de oxigenación en la columna de agua y clases de calidad.

CÓDIGO MAS	EMBALSE	FECHA	OXÍGENO EPILIMNION O MEDIA EN LA COLUMNA (mg O ₂ /L)	OXÍGENO HIPOLIMNION (mg O ₂ /L)	CLASE CALIDAD
1	Ebro	Promedio	5,74	-	Moderado
2	Urrúnaga	12/07/2016	7,89	2,51	Deficiente
5	Albiña	21/06/2016	8,01	4,27	Moderado
7	Ullívarri-Gamboa	Promedio	3,47	-	Deficiente
22	Sobrón	Promedio	2,88	-	Deficiente
42	Mediano	09/08/2016	7,68	No estratificado	Bueno
43	Escales	02/08/2016	9,50	7,92	Bueno
44	La Peña	21/06/2016	6,96	No estratificado	Bueno
47	El Grado	09/08/2016	8,38	7,00	Bueno
50	Talarn	28/06/2016	8,70	7,81	Bueno
53	Oliana	Promedio	3,46	-	Deficiente
56	Barasona	10/08/2016	6,75	No estratificado	Bueno
58	Canelles	01/08/2016	8,01	8,14	Muy bueno
61	Mansilla	26/07/2016	5,67	No estratificado	Moderado
62	La Sotонера	Promedio	5,88	-	Moderado
63	Rialb	28/06/2016	9,82	6,68	Bueno
64	Pajares	25/07/2016	7,45	7,06	Bueno
66	Santa Ana	03/08/2016	7,76	No estratificado	Bueno
68	El Val	27/07/2016	5,86	1,26	Malo
70	Mequinenza	Promedio	2,64	-	Deficiente
71	Mezalocha	20/06/2016	8,10	No estratificado	Muy bueno
72	Margalef	15/06/2016	8,72	2,61	Deficiente
75	Las Torcas	18/07/2016	8,21	7,12	Bueno
76	La Tranquera	10/08/2016	4,67	No estratificado	Moderado
77	Moneva	19/07/2016	6,23	No estratificado	Bueno
78	Caspe	20/07/2016	4,75	No estratificado	Moderado
79	Guiamets	15/06/2016	8,18	2,55	Deficiente
82	Calanda	19/07/2016	5,72	No estratificado	Moderado
85	Santolea	08/08/2016	6,64	No estratificado	Bueno
912	Pena	13/06/2016	8,42	7,88	Bueno
916	Ortigosa	26/07/2016	7,68	6,39	Bueno
1043	Cavallers	02/08/2016	8,01	8,14	Muy bueno
1679	Utchesa-Seca	29/06/2016	9,38	No estratificado	Muy bueno
RIO823	Maidevera	27/07/2016	2,69	No estratificado	Deficiente

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

➤ De las masas de agua estudiadas, 19 presentaron estratificación en el muestreo de principio de verano, lo que suponen el 55,9 % del total. De los embalses muestreados a final de verano solo el embalse de Oliana seguía estratificado.

- La calidad de las masas de agua según la oxigenación es buena en un 41,2 % de los embalses, como se refleja en la figura 33, la clase más abundante.
- Las masas de agua con niveles bajos de oxigenación (nivel de calidad deficiente o mala, un 26,4 %) coinciden con masas de agua estratificadas que presentan un hipolimnion poco oxigenado o anóxico, o masas no estratificadas con anoxia en las capas del fondo.

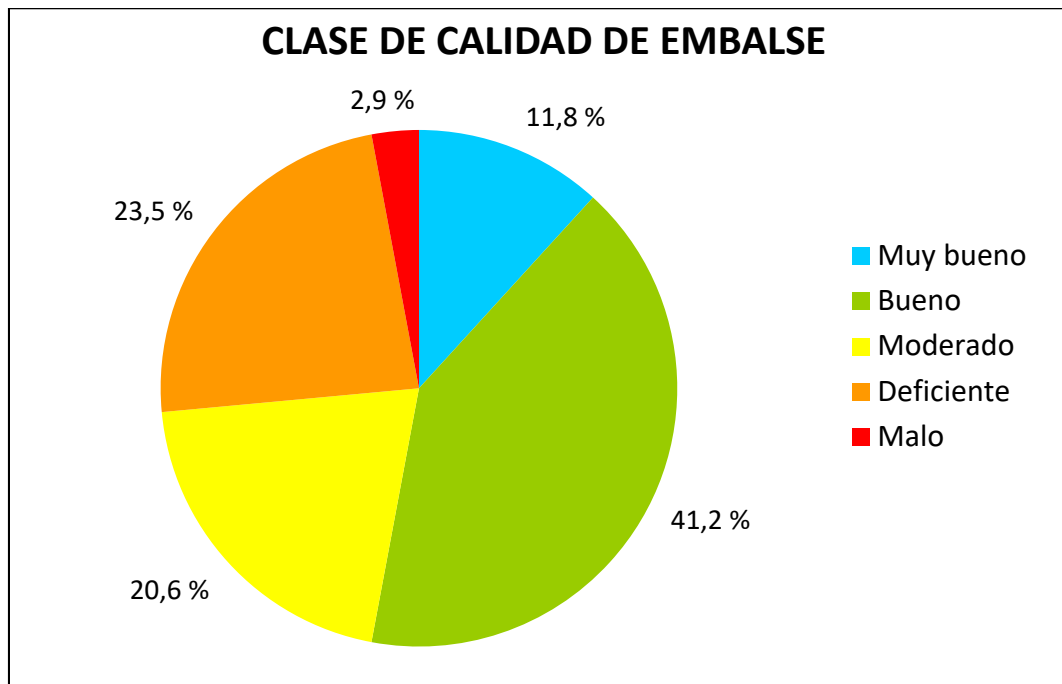


Figura 31. Estimaciones de la calidad de los embalses según el grado de oxigenación en 2016.

Considerando las concentraciones medias de oxígeno en la columna de agua de los embalses no estratificados, e hipolimnion de los embalses estratificados, para los diferentes embalses, se observa cómo, en general, los embalses estudiados presentan una buena oxigenación, siendo el valor más bajo para el tipo 12 (figura 32), con un valor de 3,7 mg/L y por tanto con una clase de deficiente calidad. Se destaca la baja oxigenación (valor inferior a 4 mg O₂/L) en el promedio de la columna de agua en los embalses de Maidevera (2,69 mg/L) y Mequinenza (2,64 mg/L). Los máximos de oxígeno se alcanzan normalmente a profundidades comprendidas entre los 2 y los 8 metros. El máximo de oxígeno puntual se encuentra en Canelles (tipo 11) y se sitúa a unos 9 m de profundidad, con un valor de 16,88 mg/L. Los tipos 7, 9, 10, 11 y 12 presentan algún embalse con zona anóxica, siendo un total de 14 embalses con zona anóxica. Las más importantes por su espesor son las de El Val con 35,6 m, Maidevera con 23 m, Mequinenza con 12,5 m, Sobrón con 12 m, Margalef con 11,9 y La Tranquera con 10,8 m. En otros 21 embalses no existe zona anóxica. Para el muestreo de final de verano la zona

anóxica del embalse de Mequinenza había aumentado a 34 m y en Oliana se había generado una de 20 m por la persistente estratificación de la masa de agua.

Señalar el cambio producido en el embalse de Sobrón, en el cual ha vuelto a aparecer el hipolimnion anóxico, con 12 metros de agua con una concentración menor a 2 mg/L, que se redujo a 7 m en la muestra de final de verano por la mezcla de la columna de agua.

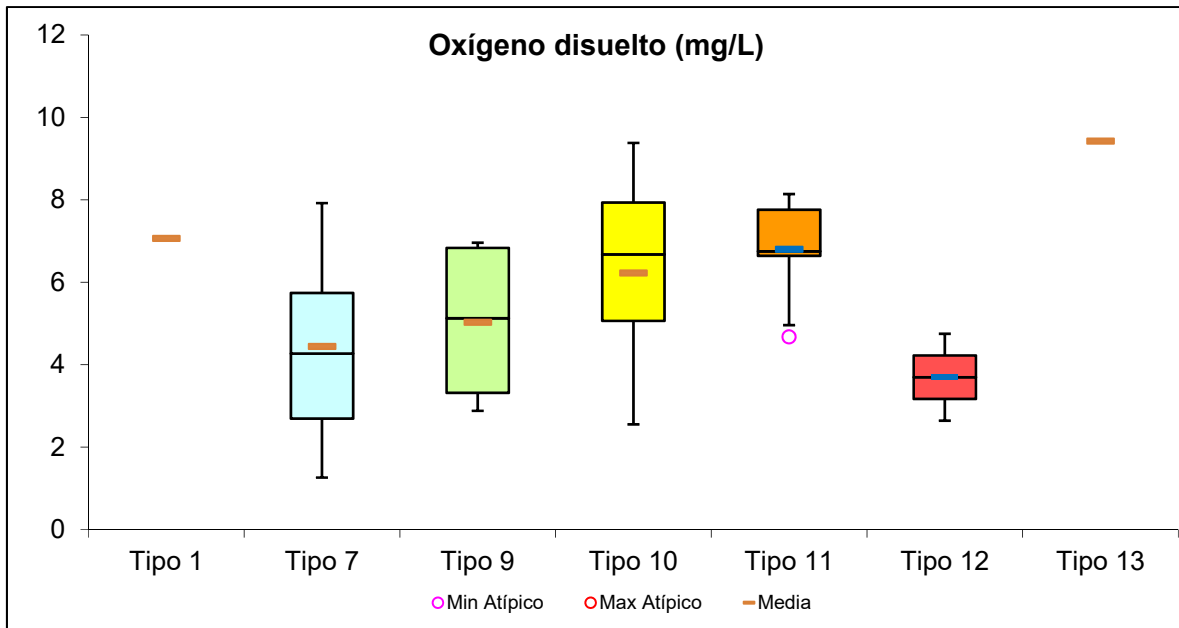


Figura 32. Concentraciones de oxígeno disuelto hipolimnético o de la columna para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. Tipología de embalses: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja; 13: húmedo / alta montaña. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.

4.2.5. Concentración de nutrientes.

La concentración de los diferentes nutrientes -analizados en las muestras integradas (ZF)- de cada uno de los embalses muestreados durante el 2016, se puede consultar en la siguiente tabla (tabla 9). Tras ello se describen los resultados por tipos de embalses, destacando aquellos datos o tendencias más relevantes en cada uno de ellos. En embalses con dos muestras se presenta el valor promedio.

Tabla 9. Concentración de nutrientes en los embalses estudiados en 2016. ² Embalse muestreado dos ocasiones

Abrev	Tipo	Nitrato (mg/L)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (mg N/L)	NIT ng N/L)	Ntot (mg N/L)	Ptot (µg P/L)	Psol (µg P/L)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
PAJ	1	0,12	0,004	0,03	0,005	0,034	0,22	4,36	0,34	3,60
ALB	7	0,93	0,005	0,21	0,004	0,215	0,41	10,07	0,83	1,91
EBR ²	7	0,60	0,022	0,14	0,026	0,169	0,44	20,01	3,61	1,32
ESC	7	0,37	0,004	0,09	0,029	0,115	0,25	5,06	0,81	2,43
MAE	7	5,15	0,059	1,18	0,017	1,197	1,55	18,13	0,34	0,45
MAN	7	0,10	0,003	0,02	0,003	0,027	0,12	5,93	0,17	2,29
ORT	7	0,27	0,003	0,06	0,012	0,074	0,25	5,93	0,00	1,81
ULL ²	7	0,86	0,019	0,20	0,054	0,253	0,49	15,93	6,15	3,59
URR	7	1,24	0,018	0,29	0,003	0,289	0,56	13,69	1,65	2,66
VAL	7	6,14	0,172	1,44	0,031	1,470	1,95	33,99	0,00	2,71
MED	9	0,66	0,010	0,15	0,006	0,159	0,25	2,57	2,10	2,97
OLI ²	9	0,93	0,027	0,22	0,013	0,232	0,65	52,67	1,40	1,67
PEÑ	9	0,74	0,010	0,17	0,031	0,202	0,44	16,67	2,17	3,42
SOB ²	9	1,83	0,013	0,42	0,034	0,451	0,65	22,39	5,67	2,74
GUI	10	0,00	0,000	0,00	0,009	0,009	0,37	12,62	0,00	1,11
MAR	10	0,30	0,005	0,07	0,008	0,076	0,32	6,48	0,00	4,53
MEZ	10	12,09	0,082	2,75	0,019	2,774	3,03	17,36	1,33	4,66
MOV	10	0,06	0,006	0,02	0,026	0,041	0,61	25,40	2,50	5,00
PEN	10	0,00	0,001	0,00	0,001	0,002	0,20	5,46	1,15	2,94
SOT ²	10	0,67	0,021	0,16	0,016	0,173	0,36	12,12	1,32	3,29
TOR	10	12,96	0,082	2,95	0,004	2,955	4,29	3,22	0,67	1,72
UTC	10	2,79	0,109	0,66	0,057	0,720	2,08	139,65	9,76	6,89
BAR	11	0,93	0,010	0,21	0,017	0,230	0,37	13,21	0,65	3,09
CAL	11	4,59	0,035	1,05	0,007	1,054	1,40	2,86	0,67	3,29
CAN	11	0,81	0,009	0,18	0,021	0,206	0,40	6,11	1,95	2,06
GRA	11	0,72	0,006	0,16	0,046	0,210	0,31	2,74	0,81	3,15
RIA	11	1,49	0,035	0,35	0,039	0,386	0,62	14,89	0,99	2,31
SAN	11	1,05	0,006	0,24	0,023	0,262	0,37	2,27	0,49	3,43
STO	11	1,55	0,011	0,35	0,017	0,370	0,62	4,80	1,29	2,96
TAL	11	0,36	0,005	0,08	0,010	0,093	0,26	7,02	0,83	3,27
TRA	11	5,64	0,059	1,29	0,064	1,356	2,06	17,67	2,26	3,79
CAS	12	3,35	0,034	0,77	0,016	0,782	1,35	9,84	0,50	2,55
MEQ ²	12	6,23	0,085	1,43	0,023	1,456	1,93	11,04	0,83	2,917
CAV	13	0,75	0,003	0,17	0,006	0,176	0,25	1,22	0,81	1,78

A Tipo 1. Embalse de Pajares.

- El fósforo total presenta un valor muy por debajo de la media de todos los embalses, con una concentración de 4,36 $\mu\text{g P/L}$. Los valores de P soluble son también bajos, 0,34 $\mu\text{g P/L}$.
- En este embalse, la concentración media de nitrógeno inorgánico oxidado o NIO (nitratos + nitritos) en la ZF fue de 0,03 mg N/L.
- El amonio presenta valores bajos, menor de 0,01 mg N-NH₄/L.
- El nitrógeno inorgánico total alcanza un valor de 0,034 mg N/L
- El nitrógeno total presentó valores muy bajos, siendo la concentración en el embalse de Pajares de 0,22 mg N/L.
- La sílice soluble presenta en este embalse valores medios, en comparación con el conjunto de embalses estudiados. El embalse de Pajares presenta una concentración de 3,60 mg SiO₂/L.

B Tipo 7. Embalses de Albiña, Ebro, Escales, Maidevera, Mansilla, Ortigosa, Ullívarri-Gamboa, Urrúnaga y El Val.

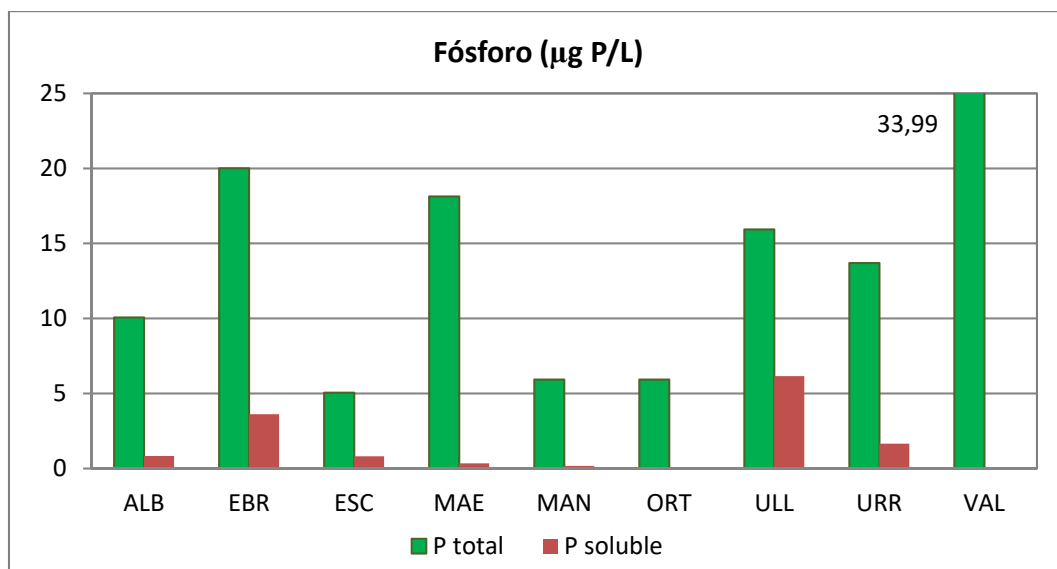


Figura 33. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 7.

➤ El fósforo total en los embalses de tipo 7 presenta una media de 14,30 $\mu\text{g P/L}$. El rango de variación oscila entre los 5,06 $\mu\text{g P/L}$ del embalse de Escales, hasta los 33,99 $\mu\text{g P/L}$ del embalse de El Val, muy por encima de la media, como puede verse en la figura 33. También la superan los embalses de Ebro, Maidevera y Urrúnaga. Además, se puede observar que tres de los nueve embalses se sitúan muy por debajo de la media, Escales, Mansilla y Ortigosa. La concentración de P soluble media es muy similar a la media de todos los embalses con una concentración de 1,51 $\mu\text{g P/L}$. El valor más elevado se encontró en el embalse de Ullívarri-Gamboa, con un valor de 6,15 $\mu\text{g P/L}$. Hay que destacar el bajo P soluble registrado en El Val, por debajo del límite de detección.

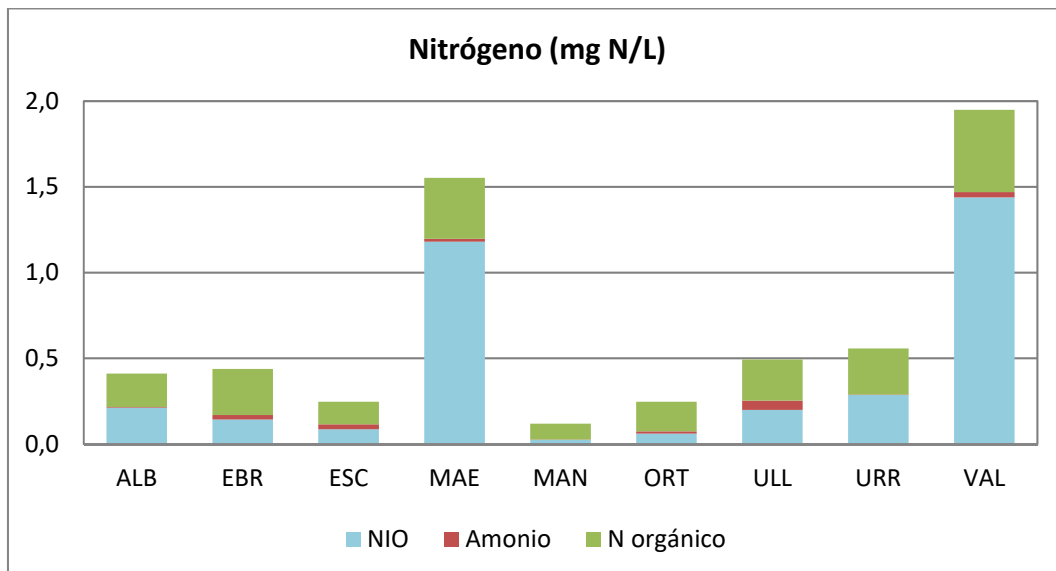


Figura 34. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 7.

➤ En cuanto al contenido en NIO, la media es de 0,40 mg N/L. Destacan en la figura 34 dos embalses muy por encima de la media, el embalse de El Val, con una concentración de 1,44 mg N/L, seguido del embalse de Maidevera con una concentración de 1,18 mg N/L. El valor mínimo corresponde al embalse de Mansilla con un valor de 0,02 mg N/L.

➤ En los embalses de tipo 7 el amonio presenta valores promedio de 0,02 mg N-NH₄/L. El valor más elevado corresponde a Ullívarri-Gamboa con 0,054 mg N-NH₄/L. Destacar el porcentaje de amonio sobre el nitrógeno total de Escales con el 11,8 %. Tres embalses, Albiña, Mansilla y Urrúnaga, presentan un valor por debajo de límite de detección (0,01 mg NH₄/L).

- El nitrógeno inorgánico total (NIT) sigue la dinámica de valores del compuesto mayoritario de N, que es el nitrato, y presenta sus valores más elevados en El Val con 1,44 mg N/L, mientras que los más bajos corresponden al embalse de Mansilla con 0,02 mg N/L.
- El nitrógeno total (NT) presentó un valor medio de 0,67 mg N/L, valor menor a la media de todos los embalses. El rango de variación fue desde los 0,12 mg N/L del embalse de Mansilla, hasta los 1,95 mg N/L de El Val. Para los embalses del tipo 7, el porcentaje de la fracción inorgánica ha variado mucho, pero fue menor del 40 % del N total solo en cuatro embalses: Ebro, Escales, Mansilla y Ortigosa.
- La máxima concentración de sílice de este tipo se presenta en el embalse de Ullívarri-Gamboa, con 3,59 mg SiO₂/L, mientras que el mínimo se ha registrado en el embalse de Maidevera con 0,45 mg SiO₂/L. La media del tipo es de 2,13 mg SiO₂/L.

C Tipo 9. Embalses de Mediano, Oliana, La Peña y Sobrón.

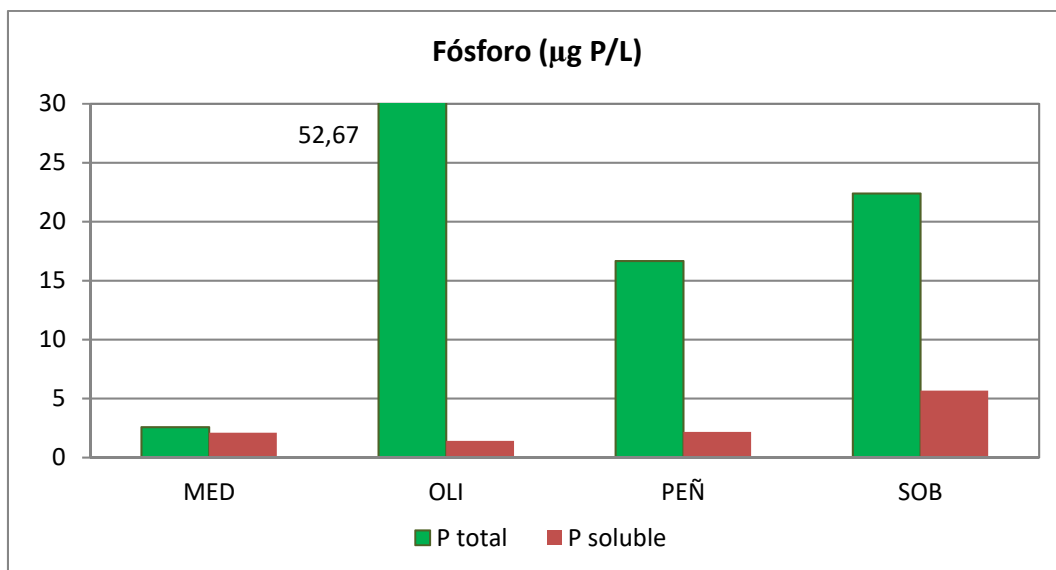


Figura 35. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 9.

- El fósforo total en las muestras de los embalses de tipo 9 (figura 35) presenta un valor medio de 23,58 µg P/L, el más elevado de todos los tipos. El rango de variación oscila entre los 2,57 µg P/L en el embalse de Mediano, hasta el valor del embalse de Oliana, de 52,67 µg P/L. La media de los valores de P soluble en este tipo de embalses es la más alta de todos los tipos, con un valor de 2,84 µg P/L, respecto a la media de 1,59 µg P/L para el conjunto de los 34

embalses de 2016. El porcentaje de P soluble frente al total es bajo en todos los embalses, pero destaca el embalse de Mediano con un 82 %, el más alto de todo el ESTUDIO.

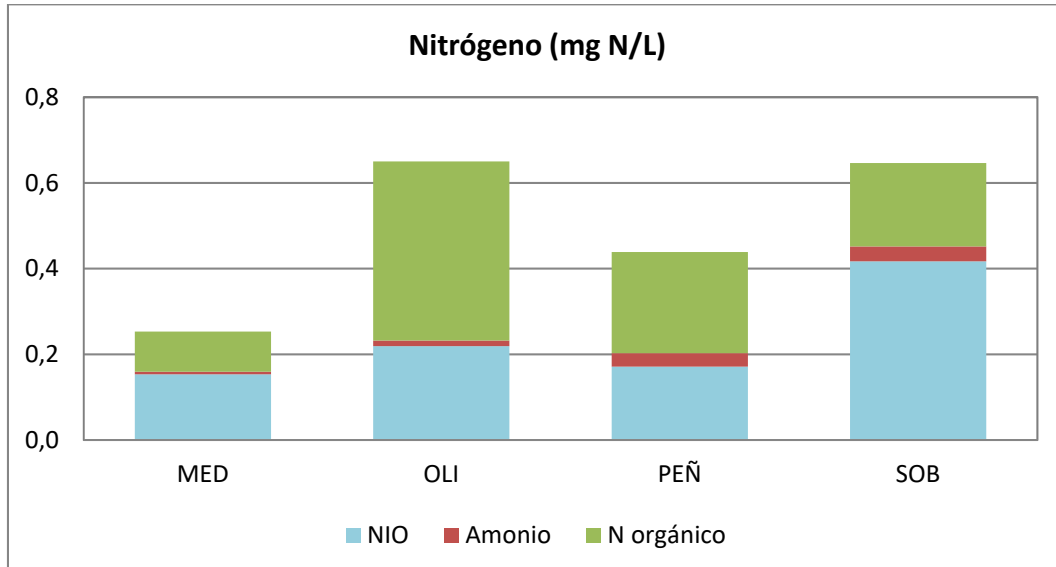


Figura 36. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 9.

- El NIO en las muestras de los embalses de tipo 9 (figura 36) presenta concentraciones moderadas respecto a la media total de 0,52 mg N/L, con un valor medio de 0,24 mg N/L y oscila entre los 0,15 de Mediano y los 0,42 mg N/L de Sobrón.
- En los embalses de tipo 9 el valor promedio de amonio es de 0,021 de mg N-NH₄/L, el tercero más alto de todos los tipos, aunque un embalse, Mediano, tienen valores por debajo del límite de detección.
- El NT presentó un valor medio moderado a bajo, de 0,50 mg N/L, el tercero más bajo de todos los tipos. El rango de variación fue desde los 0,25 mg N/L en el embalse de Mediano, hasta los 0,65 mg N/L de Oliana y Sobrón. La aportación de la fracción orgánica al N total en este tipo de embalses es del 46 % de media.
- El contenido en sílice presenta una media en los embalses del tipo 9 de 2,70 mg SiO₂/L, la tercera más alta de todos los tipos. La concentración fluctúa entre el valor mínimo de 1,67 mg SiO₂/L (embalse de Oliana) y la máxima de 3,42 mg SiO₂/L en el embalse de La Peña.

D Tipo 10. Embalses de Guiamets, Margalef, Mezalocha, Moneva, Pena, La Sotonera, Las Torcas y Utchesa-Seca.

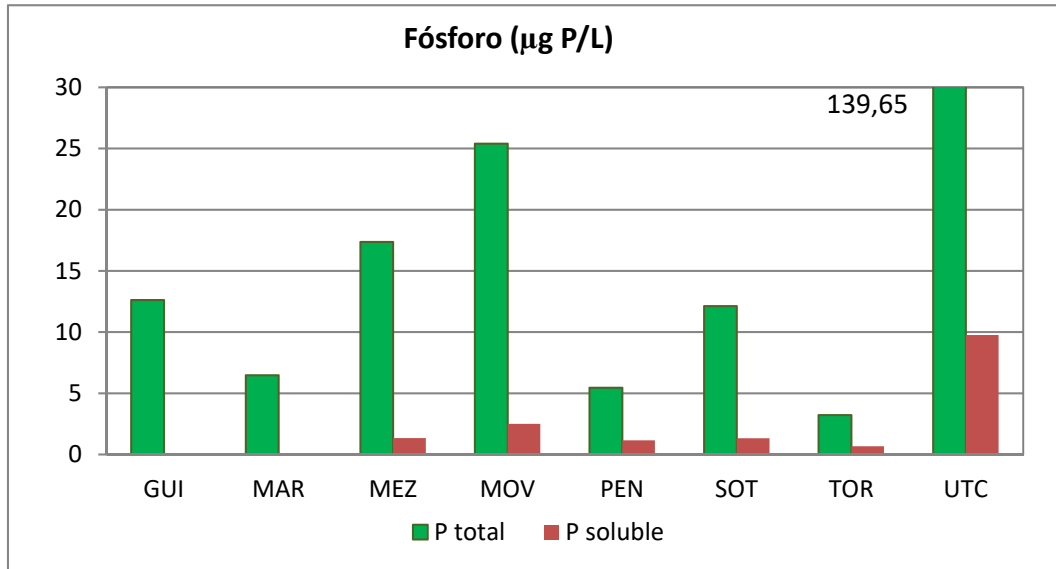


Figura 37. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 10.

➤ El fósforo total en las muestras integradas de los embalses de tipo 10 (figura 37) presenta un valor medio de 27,79 µg P/L, el más alto de todos los tipos. El rango de variación oscila entre los 3,22 µg P/L en el embalse de Las Torcas hasta los 139,65 µg P/L del embalse de Utchesa-Seca (máximo del ESTUDIO). Los valores de P soluble en este tipo de embalses, registran una media de 2,09 µg P/L. El valor más alto es el de Utchesa-Seca, con un valor de 9,76 µg P/L, mientras que dos embalses se sitúan por debajo del límite de detección, Guiamets y Margalef. El porcentaje de P soluble solo supera el 20 % del P total en los embalses de Pena (21,1 %) y Las Torcas (30,7 %).

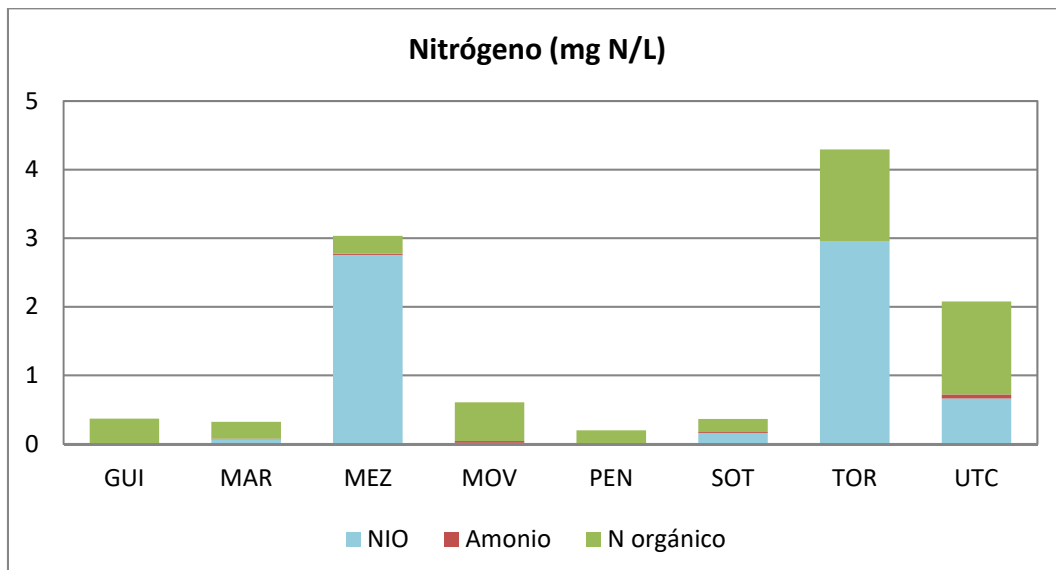


Figura 38. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 10.

- El contenido en NIO, con un valor medio de 0,83 mg N/L, es superior a la media de todos los tipos y la segunda más alta (figura 38). Los valores oscilan entre los 2,95 mg N/L en el embalse de Las Torcas, el valor más alto de todo el ESTUDIO, y la concentración por debajo del nivel de detección del embalse de Guiamets y Pena. En relación con el porcentaje del N total representado por esta fracción inorgánica, el embalse de Guiamets y Pena presentan porcentajes inferiores al 1 %, mientras que Mezalocha y Las Torcas superan el 50 %.
- El amonio presenta una concentración media de 0,018 N-NH₄/L. Dos embalses, Pena y Las Torcas, presentan concentraciones por debajo del nivel de detección. Los valores más elevados son los de los embalses de Moneva y Utchesa-Seca con 0,026 y 0,057 mg N-NH₄/L respectivamente.
- El NT presentó un valor medio de 1,41 mg N/L, siendo el tipo con la segunda media más alta por detrás del tipo 12. El rango de variación fue amplio, desde los 0,2 mg N/L del embalse de Pena, hasta los 4,29 mg N/L de Las Torcas, el más alto de todo el ESTUDIO. La aportación de la fracción orgánica al N total para este tipo de embalses ha presentado el porcentaje más elevado de todo el ESTUDIO, con tres embalses por encima del 90 %, Guiamets, Moneva y Pena.
- Los valores medios de sílice son de 3,77 mg SiO₂/L, la media más alta de todos los tipos. Los valores más elevados se encuentran en los embalses de Moneva con 5 mg SiO₂/L y Utchesa-Seca con 6,89 mg SiO₂/L.

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

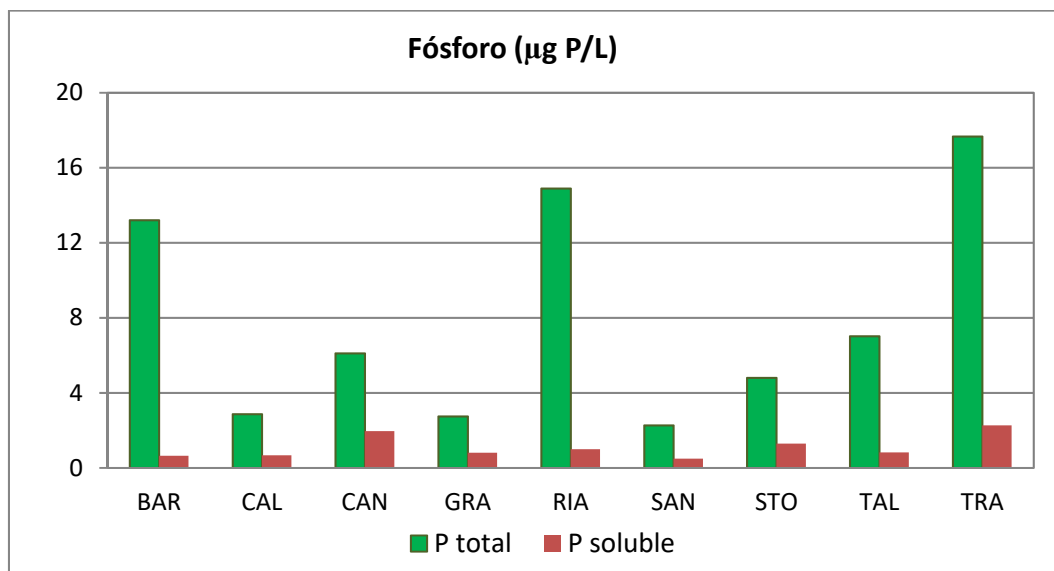


Figura 39. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 11.

➤ El fósforo total en las muestras de los embalses de tipo 11 (figura 39) presenta un valor medio de 7,95 µg P/L, menor que la media total. El embalse de La Tranquera destaca por tener la concentración más elevada de P total: 17,67 µg P/L. El valor más bajo se presenta en Santa Ana con 2,27 µg P/L. Los valores de P soluble son medios en este tipo de embalses, con una concentración media de 1,10 µg P/L. El valor más bajo se presenta con 0,49 µg P/L en el embalse de Santa Ana, y el máximo se observa en el embalse de La Tranquera con un valor de 2,26 µg P/L. El porcentaje de P soluble es mayor al 20 % en cinco embalses (Calanda, Canelles, El Grado, Santa Ana y Santolea) y menor del 10 % en dos embalses (Barasona y Rialb).

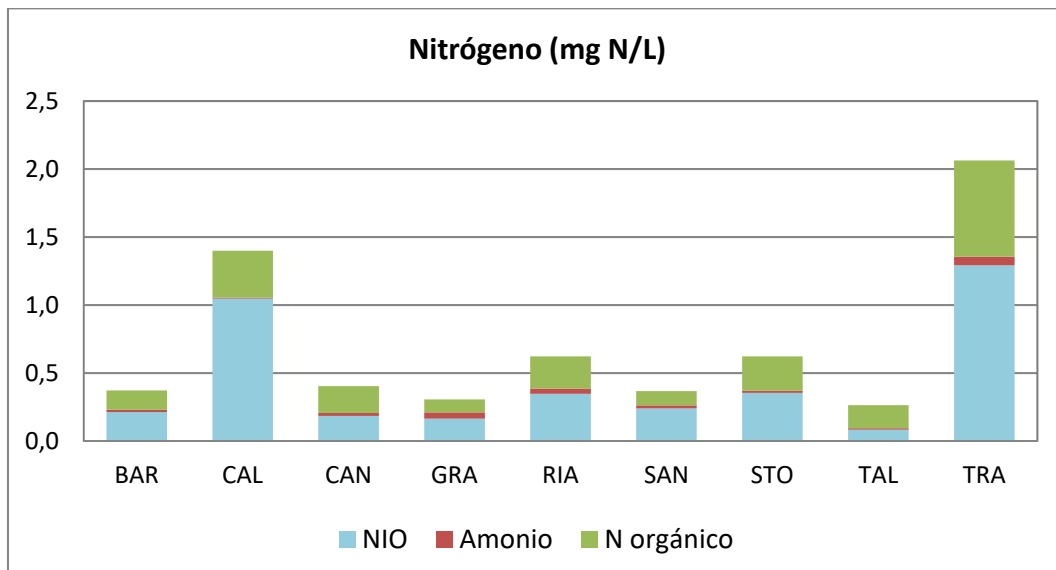


Figura 40. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 11.

➤ El contenido en NIO presenta un valor medio de 0,44 mg N/L. La Tranquera ha presentado el valor más alto con 1,29 mg N/L, mientras que el valor más bajo, 0,08 mg N/L, se ha obtenido en el embalse de Talarn. La fracción inorgánica es la forma de nitrógeno mayoritaria en todos los embalses de este tipo, exceptuando los embalses de Talarn (31,6 %) y Canelles (45 %), dado la baja concentración de nitrato.

➤ En los embalses de tipo 11 (figura 40) el amonio se encuentra con un valor promedio de 0,027 mg N-NH₄/L; la media más elevada de todos los tipos. La Tranquera con 0,064 mg N-NH₄/L, es el embalse con una mayor cantidad de amonio, mientras que el valor más pequeño lo encontramos en Calanda, por debajo del límite de detección.

➤ El NT presentó un valor medio de 0,71 mg N/L. El rango de variación fue desde los 0,26 mg N/L del embalse de Talarn, hasta los 2,06 mg N/L de La Tranquera. La aportación de la fracción orgánica al N total en este tipo de embalses solo llega y supera el 50 % en el embalse de Talarn.

➤ La sílice presenta una media de 3,04 mg SiO₂/L. El valor más bajo es el de Canelles, con 2,06 mg SiO₂/L, mientras que el de La Tranquera, con 3,79 mg SiO₂/L, es el más elevado.

F Tipo 12. Embalses de Caspe y Mequinenza.

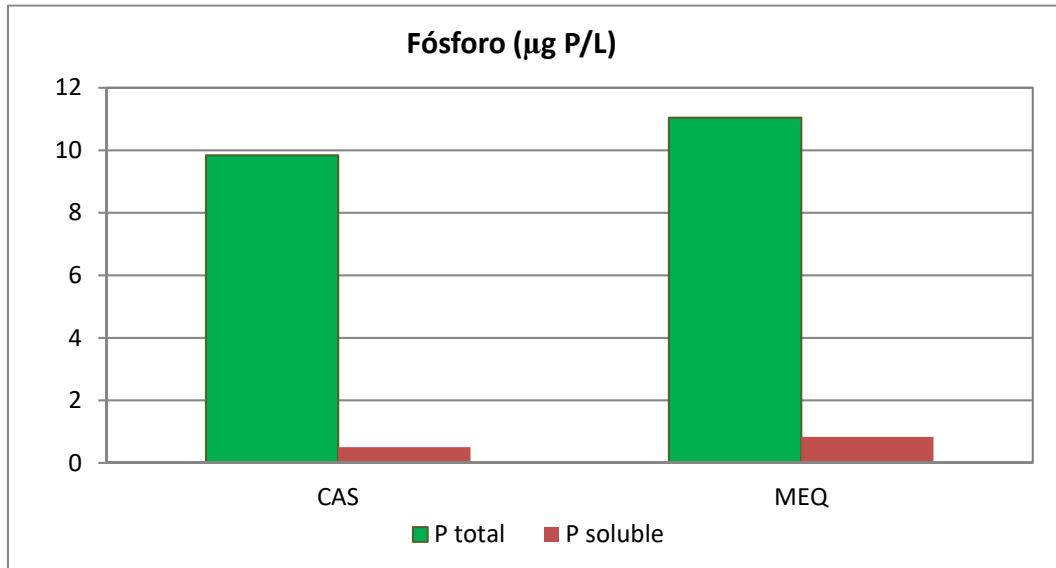


Figura 41. Valores de Fósforo soluble y total en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 12.

➤ El fósforo total en los embalses de tipo 12 (figura 41) alcanza una concentración media de 10,44 µg P/L, por debajo de la media de todos los tipos. El máximo valor en este tipo se ha detectado en el embalse de Mequinenza con 11,04 µg P/L, siendo el valor mínimo muy similar, el del embalse de Caspe, con una concentración de 9,84 µg P/L. Igualmente, los valores de P soluble también son similares, con una media de 0,67 µg P/L. Siendo la concentración en el embalse de Mequinenza de 0,83 µg P/L, mientras que en el embalse de Caspe el valor se sitúa en 0,5 µg P/L.

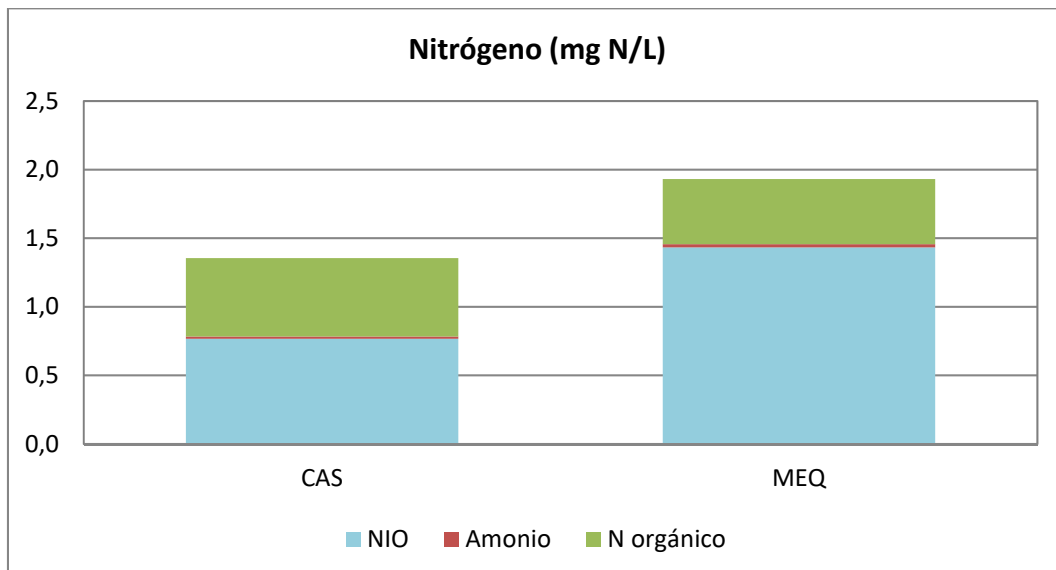


Figura 42. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2016 pertenecientes al tipo 12.

- El NIO (nitratos + nitritos) presenta una media de 1,10 mg N/L, siendo este tipo (figura 42) el valor más elevado en esta fracción de N. La concentración en el embalse de Mequinenza, con 1,43 mg N/L, es la más alta de este tipo. El NIO supone más del 50 % del N total, en todos los embalses.
- El amonio presenta un promedio de 0,020 mg N-NH₄/L, siendo el valor más bajo en Caspe con 0,016 mg N-NH₄/L y el más elevado en Mequinenza con 0,023 mg N-NH₄/L.
- El NT presentó el valor medio más alto de todos los tipos, de 1,64 mg N/L. El rango de variación fue desde los 1,35 mg N/L del embalse de Caspe, hasta los 1,93 mg N/L de Mequinenza. La aportación de la fracción orgánica al N total en estos embalses es del 24 % en Mequinenza y el 42 % en Caspe.
- En cuanto al contenido en sílice, los embalses del tipo 12 presentan, de media, una concentración de 2,73 mg SiO₂/L. La concentración mínima y máxima son 2,55 y 2,92 mg SiO₂/L, y corresponden a los embalses de Caspe y Mequinenza respectivamente.



G Tipo 13. Estany de Cavallers.

- El fósforo total presenta un valor muy por debajo de la media de todos los embalses, con una concentración de 1,22 $\mu\text{g P/L}$. Los valores de P soluble son también bajos, 0,81 $\mu\text{g P/L}$.
- En este embalse, la concentración media de nitrógeno inorgánico oxidado o NIO (nitratos + nitritos) en la ZF fue de 0,17 mg N/L.
- El amonio presenta valores bajos, menor de 0,01 mg N-NH₄/L.
- El nitrógeno inorgánico total alcanza un valor de 0,176 mg N/L
- El nitrógeno total presentó valores muy bajos, siendo la concentración en el embalse de Cavallers de 0,25 mg N/L.
- La sílice soluble presenta en este embalse valores bajos, en comparación con el conjunto de embalses estudiados. El estany de Cavallers presenta una concentración de 1,78 mg SiO₂/L.

Análisis global de nutrientes por tipos de embalses

Para mostrar de modo global los valores de cada una de las variables relacionadas con los nutrientes, se presentan los resultados con gráficas de dos tipos: por una parte, la figura del diagrama de cajas nos mostrará los valores medios, mediana, cuartiles y extremos para cada tipo de embalses; mientras que la figura de barras nos mostrará la distribución ordenada de los valores de la variable para todos los embalses, de tal manera que apreciamos con facilidad los valores mínimos y máximos.

Las tendencias observadas en relación al **N total** en la ZF (figura 43) es que 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 aguas arriba. Además, esta parte de la cuenca recibe la mayor cantidad de efluentes urbanos e industriales de núcleos urbanos como Logroño, Tudela, Zaragoza.

Los valores mínimos de N Total se dan en los tipos de montaña (tipo 1 y 13). Destacar el máximo del tipo 10, Las Torcas con el máximo absoluto de 2016, 4,29 mg N/L. En líneas generales, las concentraciones aumentan conforme nos acercamos al tramo bajo del río. El caso del Mezalocha y Las Torcas se explican por la elevada concentración de nitrato en las aguas, probablemente proveniente de las aguas de escorrentía de zonas agrícolas.

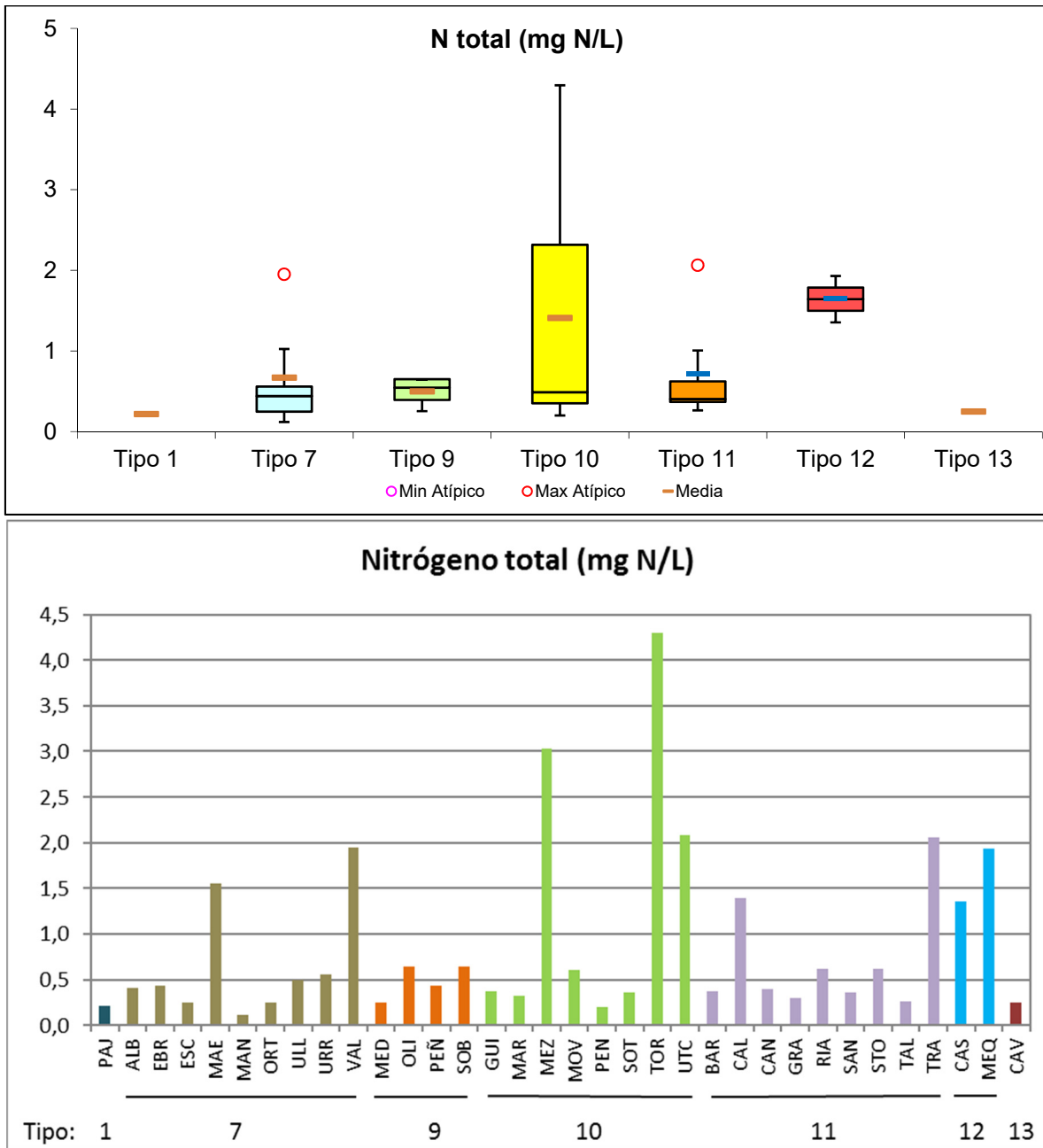


Figura 43. Valores de N Total en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / eje parte baja; 13: húmedo / alta montaña. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.

Como se observa en la figura 44, las tendencias para el **Nitrógeno Inorgánico Oxidado NIO** ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3$) son muy similares a las del N total, puesto que ya se ha indicado que generalmente es la variabilidad en la concentración de las formas inorgánicas la mayor proporción del N total, especialmente el nitrato.

El dato mínimo se ha dado en los embalses de Pena y Guiamets, ambos del tipo 10, por debajo del límite de detección y en Moneva, también del tipo 7, con 0,015 mg N/L. Los mayores contrastes se encuentran entre los embalses del tipo 10, donde encontramos también los valores máximos en los embalses de Mezalocha y Las Torcas con 2,75 y 2,95 mg N/L respectivamente.

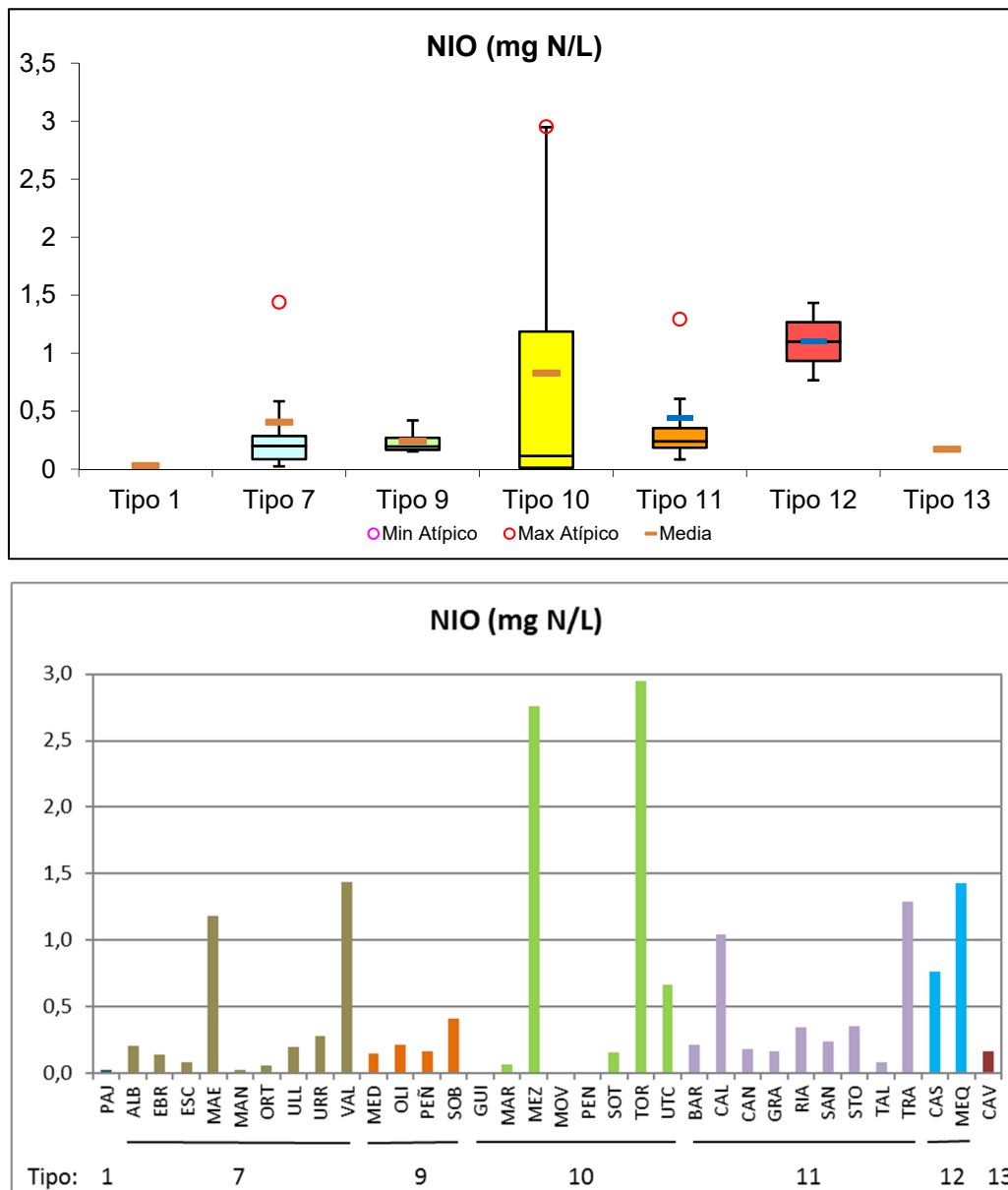


Figura 44. Valores de Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO) en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.

En cuanto al **amonio** (figura 45), los valores han sido inferiores a 0,07 mg N-NH₄/L en todos los casos. Los promedios más altos son los de los tipos 9 y 11, este último debido a los valores elevados de los embalses de La Tranquera, El Grado y Rialb. El más bajo ha correspondido al tipo 1.

Entre los embalses, el valor más elevado ha sido el de La Tranquera, seguido de Utchesa-Seca y El Grado; mientras que 11 embalses han registrado valores por debajo del límite de detección (0,01 mg N/L).

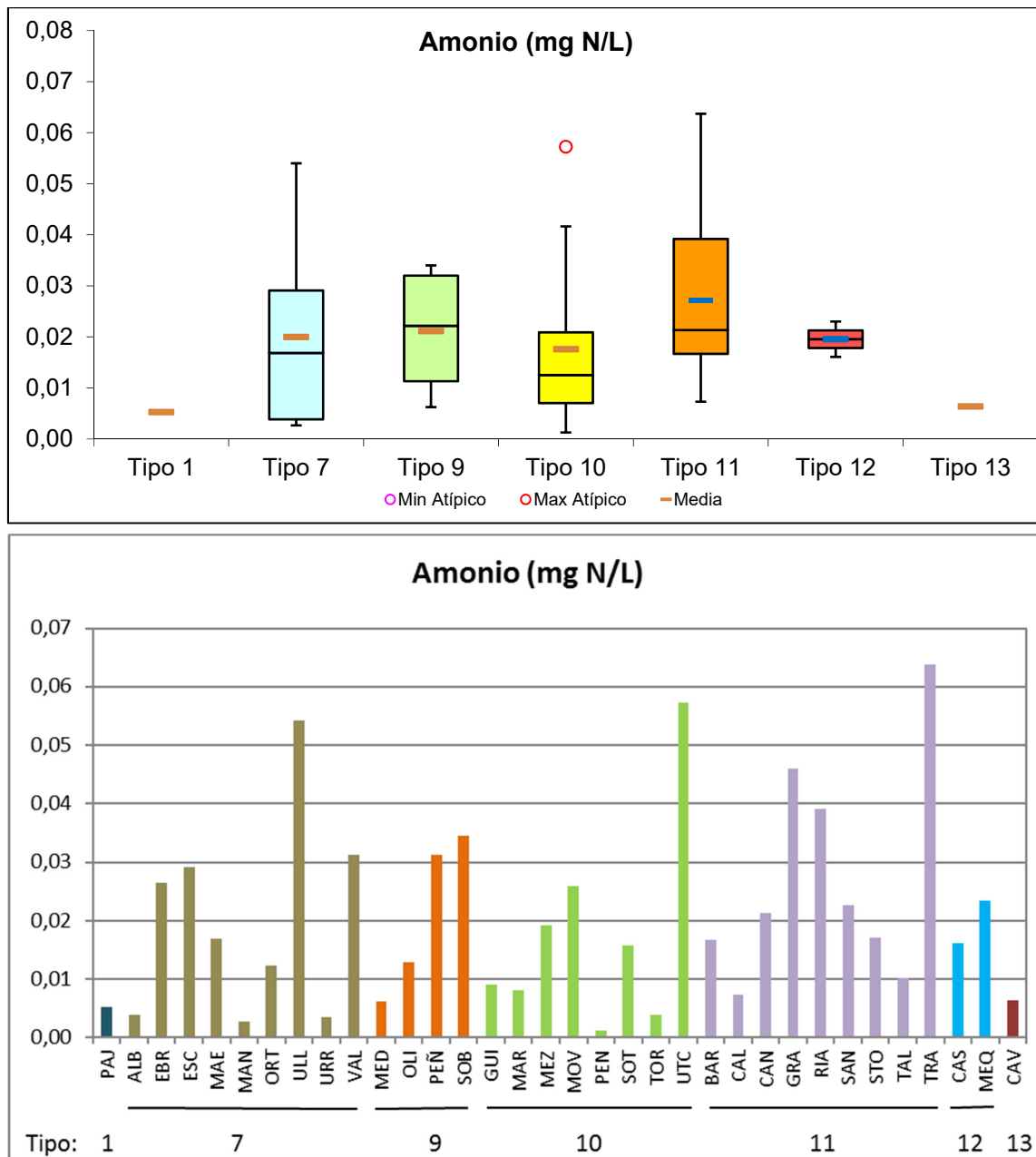


Figura 45. Valores de Amonio en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.

En las tendencias observadas en relación al **P total** en la ZF (figura 46), el tipo 10 muestra la media más elevada, debido a los valores de Utchesa-Seca con 139 µg P/L (máximo del ESTUDIO). Otros dos embalses más muestran concentraciones superiores a los 30 µg P/L, El Val con 33,99 µg P/L y Oliana con 52 µg P/L. El valor mínimo se da en el tipo 13, con una concentración de 1,22 µg P/L.

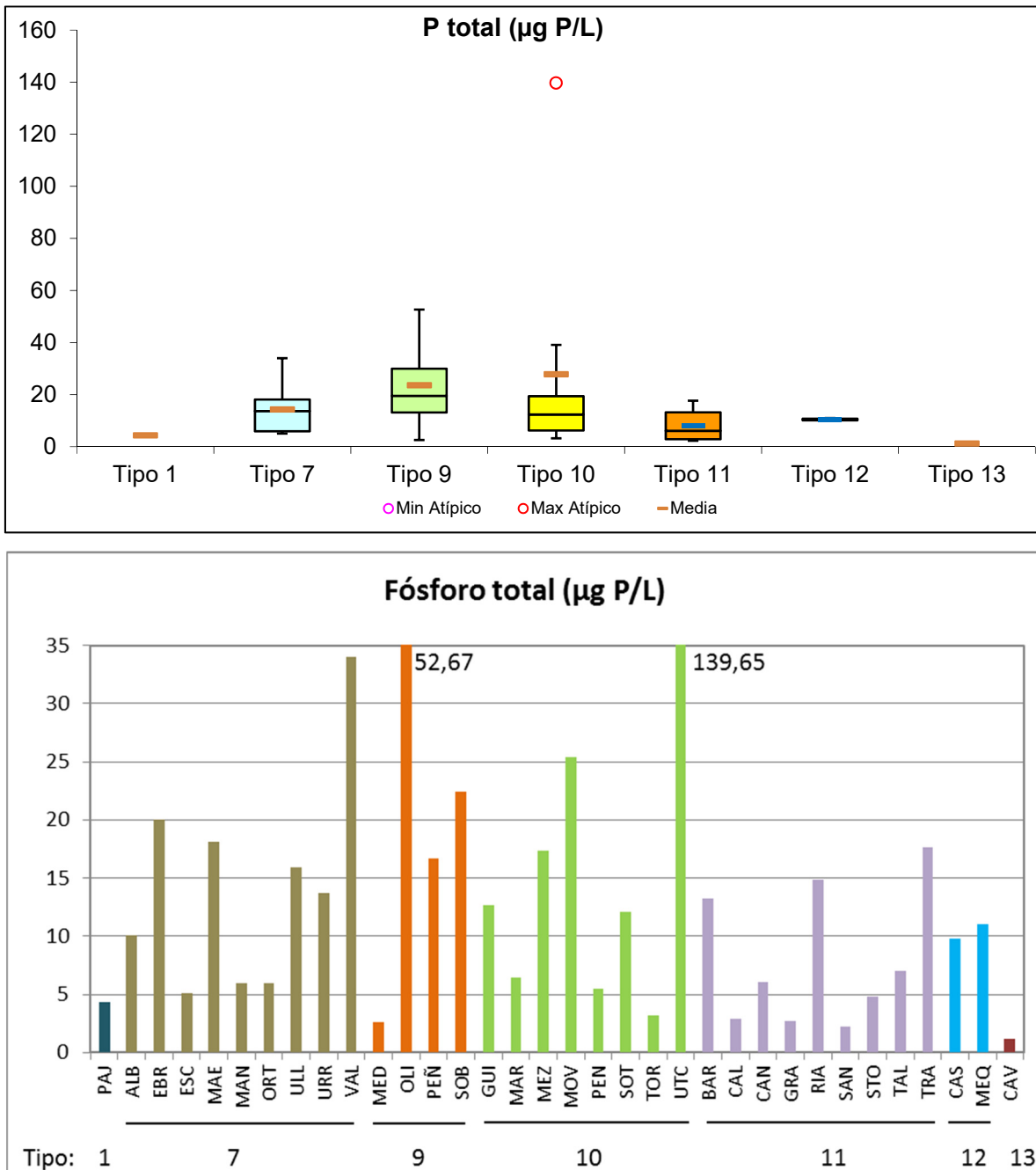


Figura 46. Valores de Fósforo Total en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.



Como se observa en la figura 47, las tendencias para el **P soluble** son muy parecidas a las del P total, pero la media más alta es para el tipo 9 porque hay tres embalses por encima de los 2 $\mu\text{g P/L}$.

Cabe destacar el máximo del embalse de Utchesa-Seca (tipo 10), como valor muy superior al resto, ya que supera los 9 $\mu\text{g P/L}$.

En general, los valores de P soluble son muy bajos, esto puede explicarse por los tamaños diferenciales de estos embalses, su tasa de renovación y su profundidad. Hay que tener presente que las aguas de desembalse hipolimnético procedentes de embalses anteriores pueden llegar rápidamente a embalses situados aguas abajo, donde si hay un reducido tiempo de residencia hídrica, éste no permite ni su completa captura por las algas ni su confinamiento en aguas profundas o en los sedimentos, mientras que si el embalse tiene un mayor tiempo de residencia hídrica, esto da tiempo a que sus aguas realicen procesos biológicos de retirada de fósforo tanto en la cadena trófica como en la sedimentación a lo largo del embalse.

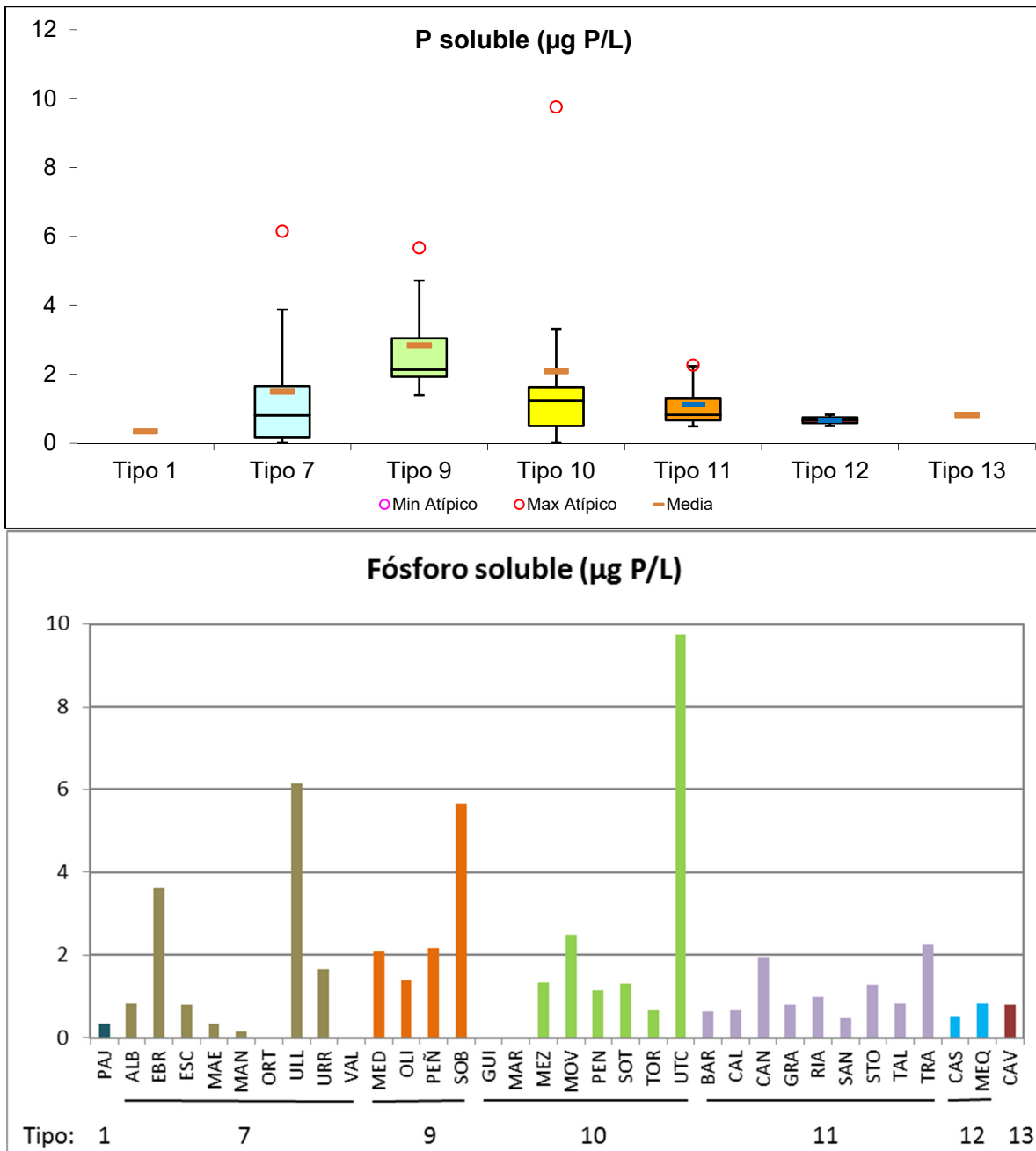


Figura 47. Valores de Fósforo Soluble en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.

Por último, las concentraciones de **silíce** (SiO_2) por tipos (figura 48) se sitúan generalmente en el rango 2-4 mg SiO_2/L . Por embalses hay que destacar el valor mínimo de Maidevera (tipo 7), que no llega a 0,5 mg SiO_2/L . En el valor máximo encontramos al embalse de Utchesa-Seca (tipo 10), que presenta concentraciones por encima de 6 mg SiO_2/L .

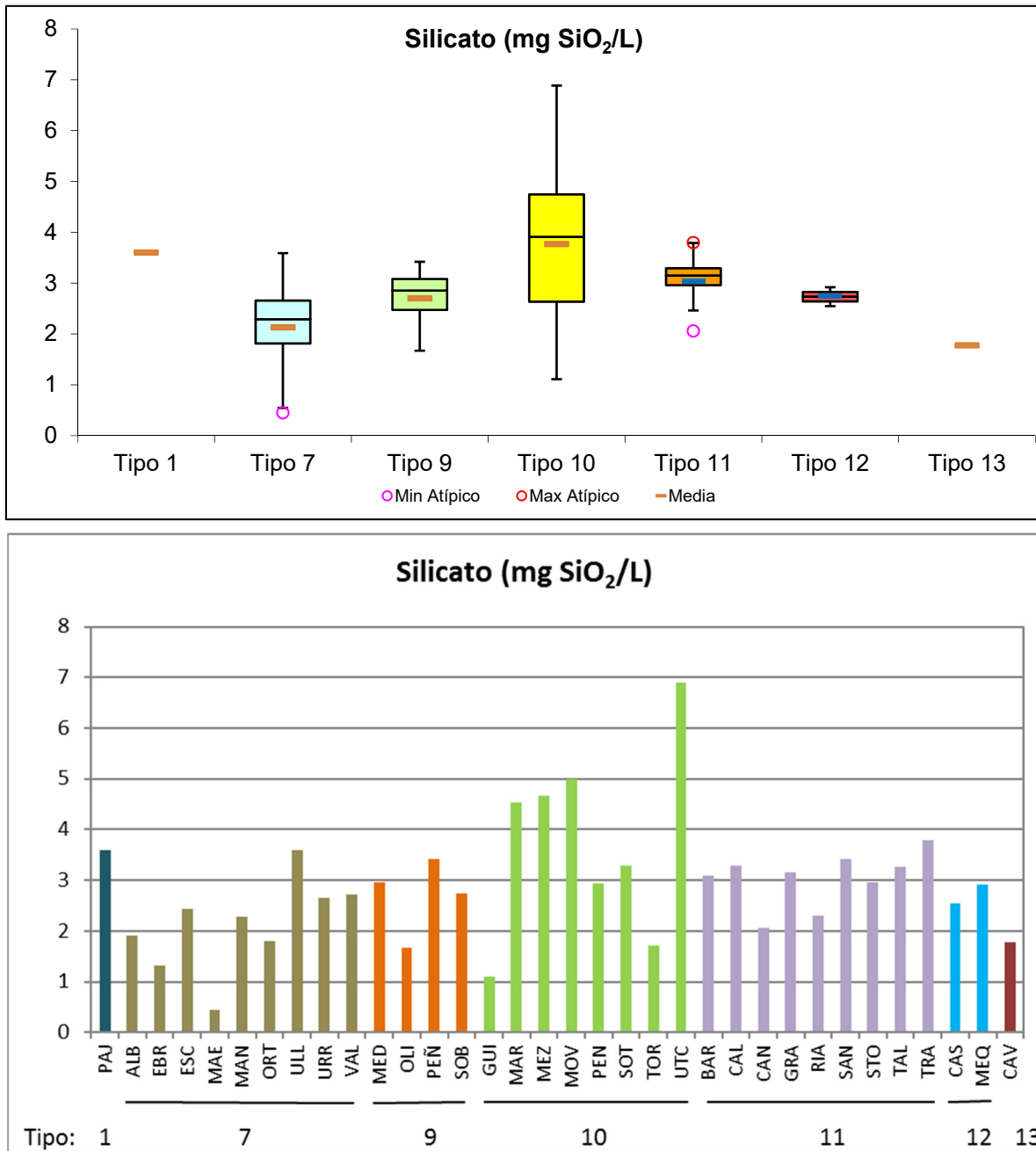


Figura 48. Valores de Silicato en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.

4.3. Características Biológicas

4.3.1. Fitoplancton

La comunidad fitoplanctónica estudiada (un total de 207 taxones en 34 embalses) está representada por diez grandes grupos algales, entre los que destacan, por su riqueza, los clorófitos (Chlorophyceae) y las diatomeas (Bacillariophyceae). La tabla siguiente resume la composición taxonómica global del fitoplancton en los embalses estudiados.

Tabla 10. Número de especies encontradas en 2016 por grupo fitoplanctónico.

Grupo	nº especies
Chlorophyceae	83
Bacillariophyceae	33
Cyanobacteria	22
Chrysophyceae	18
Dinophyceae	15
Euglenophyceae	12
Zygnematophyceae	10
Cryptophyceae	8
Xantophyceae	3
Synurophyceae	3

La comunidad fitoplanctónica, estudiada en los diferentes tipos de embalses, fue descrita a partir de las siguientes variables calculadas según los criterios de la metodología aplicada: riqueza (nº de especies), densidad celular (cél./ml), biovolumen celular (mm³/L), concentración de clorofila *a*, y diversidad según el índice de Shannon-Wiener. Los resultados obtenidos para los diferentes tipos de embalses se resumen a continuación.

La **riqueza** media de especies de fitoplancton en los diferentes tipos (figura 49) ha sido menor que el año 2015 para todos los tipos excepto para los tipos 1, 7 y 10 que ha sido mayor. Las medias de los diferentes tipos muestran un claro ascenso de los valores hacia las tipologías de los tramos bajos, solo roto por los máximos atípicos de algunos tipos. El máximo absoluto se registró en el embalse de Utchesa-Seca, del tipo 10, con 55 especies. Le siguieron Mezalocha y Sotona con 37, también ambos del tipo 10. Los valores mínimos se han dado en los embalses de Ortigosa (tipo 7) con 18 especies y Pena (tipo 10) con 15 especies, los dos únicos embalses con menos de 20 especies.

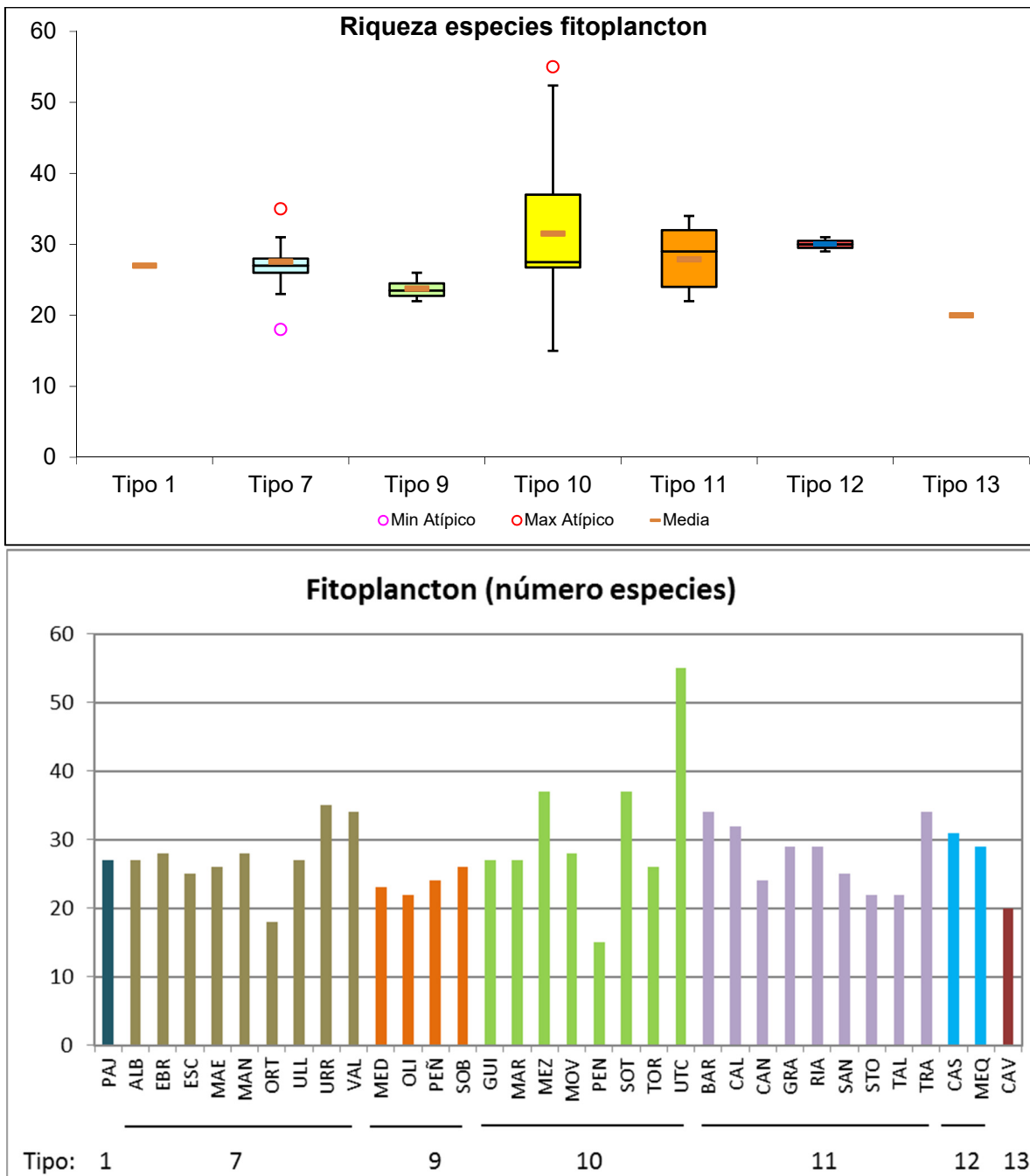


Figura 49. Riqueza de especies de fitoplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja; 13: húmedo / alta montaña. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.

La **densidad** celular (figura 50) presenta una tendencia parecida a la riqueza de especies, si exceptuamos el tipo 9, con valores superiores para la tendencia esperada, debido al máximo atípico del embalse de Oliana que supera las 90.000 cél./mL (máximo del ESTUDIO). También destaca la densidad de Guiamets con más de 40.000 cél./mL. Los promedios más bajos se presentan en el tipo 1 y 13, siendo este último el tipo con unos valores más bajos.

Los valores menores de densidad se han dado en el estany de Cavallers (tipo 13), con una densidad de 183 cél./mL, seguido del embalse de Pena (tipo 10) con 696 cél./mL.

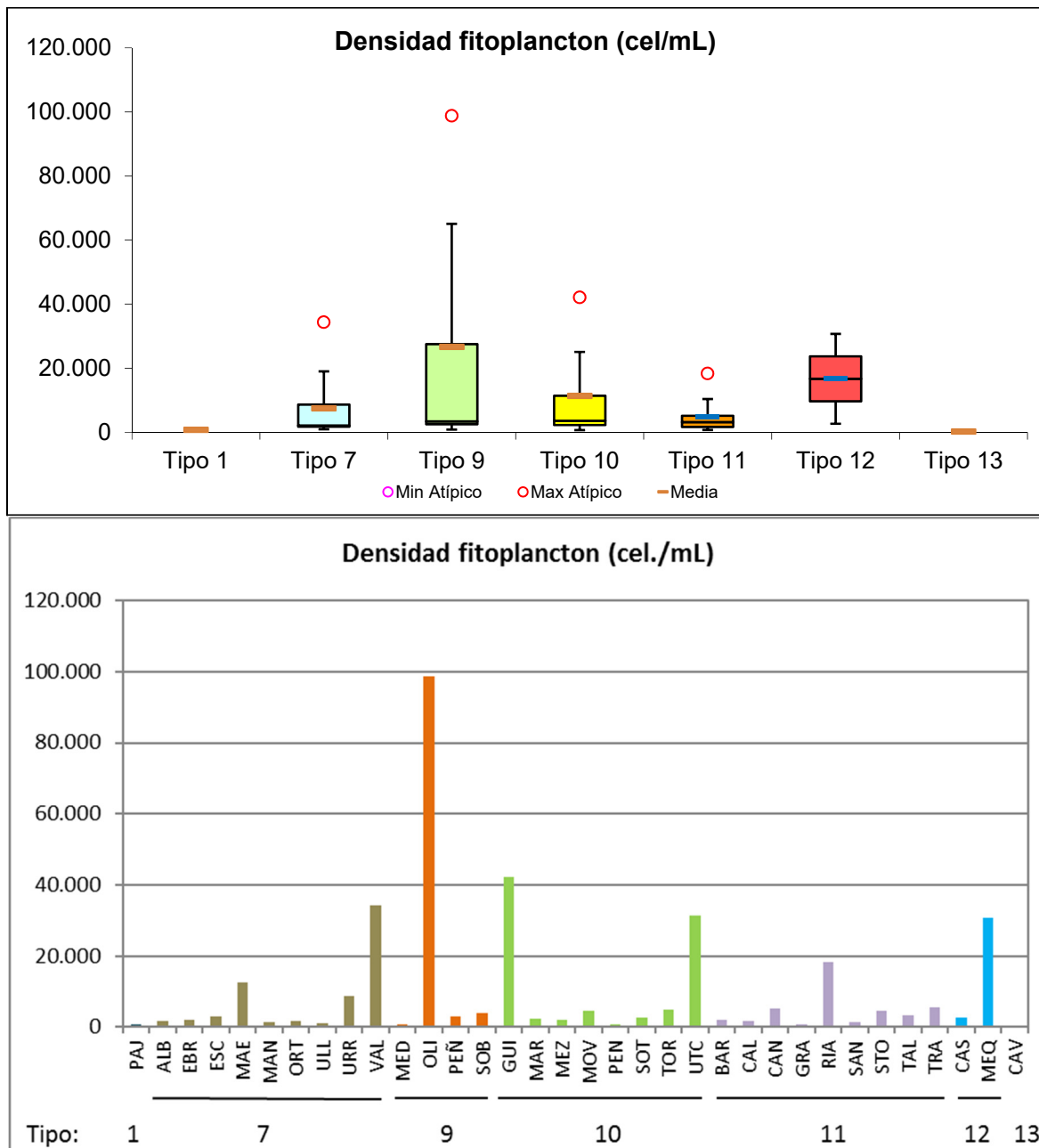


Figura 50. Densidad celular del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.

El comportamiento de la variable **biovolumen** celular de fitoplancton (figura 51) fue similar al de la variable densidad, aunque debido a los bajos valores en los embalses del tipo 12, la media de este tipo fue inferior a la de los tipos 7, 10 y 11. En este caso, el valor más elevado del ESTUDIO lo encontramos también en el embalse del tipo 9, Oliana, con 6,84 mm³/L. En el lado contrario, el menor valor se ha presentado en el estany de Cavallers (tipo 13), con valores inferiores a 0,1 mm³/L.

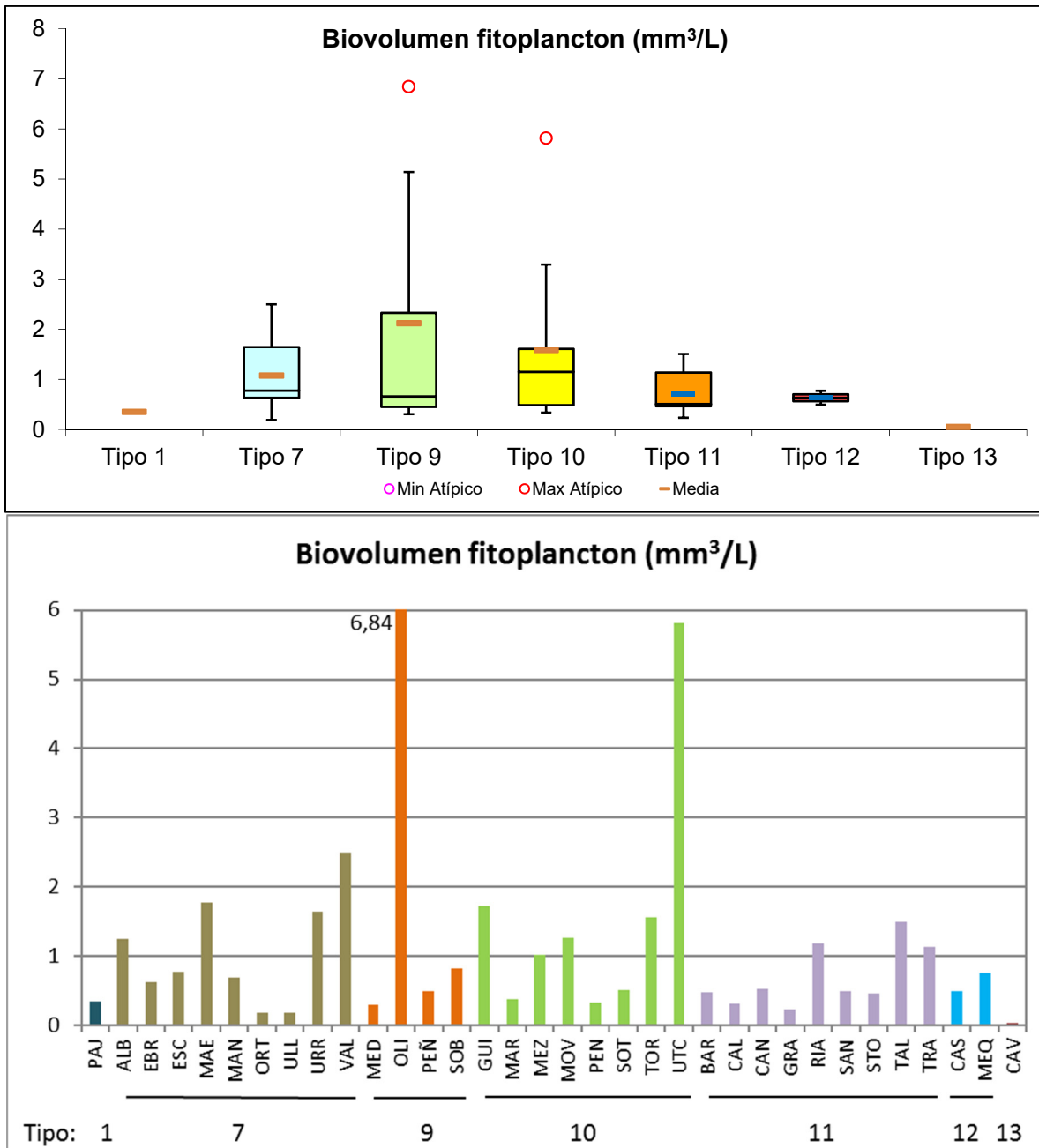


Figura 51. Biovolumen del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.

Los valores de **diversidad** obtenidos en las muestras de fitoplancton (figura 52) se pueden considerar los habituales en este tipo de estudios, entre 2,5 y 3,5 bits, aunque en los tipos 7, 10 y 12 encontramos una diversidad un poco inferior a 2,5 bits. El tipo 13 es el de mayor diversidad en promedio, con 3,5 bits, la diversidad máxima de todos los embalses correspondiente al estany de Cavallers. El valor medio más bajo de diversidad se ha dado en el tipo 10, con 2,3 bits. El embalse con un valor más bajo ha sido el de Guiamets, con 0,75 bits. Solo Urrúnaga, del tipo 7, tampoco ha superado el valor de 1,5 bits. En ambos casos es debido a la abundancia de una especie.

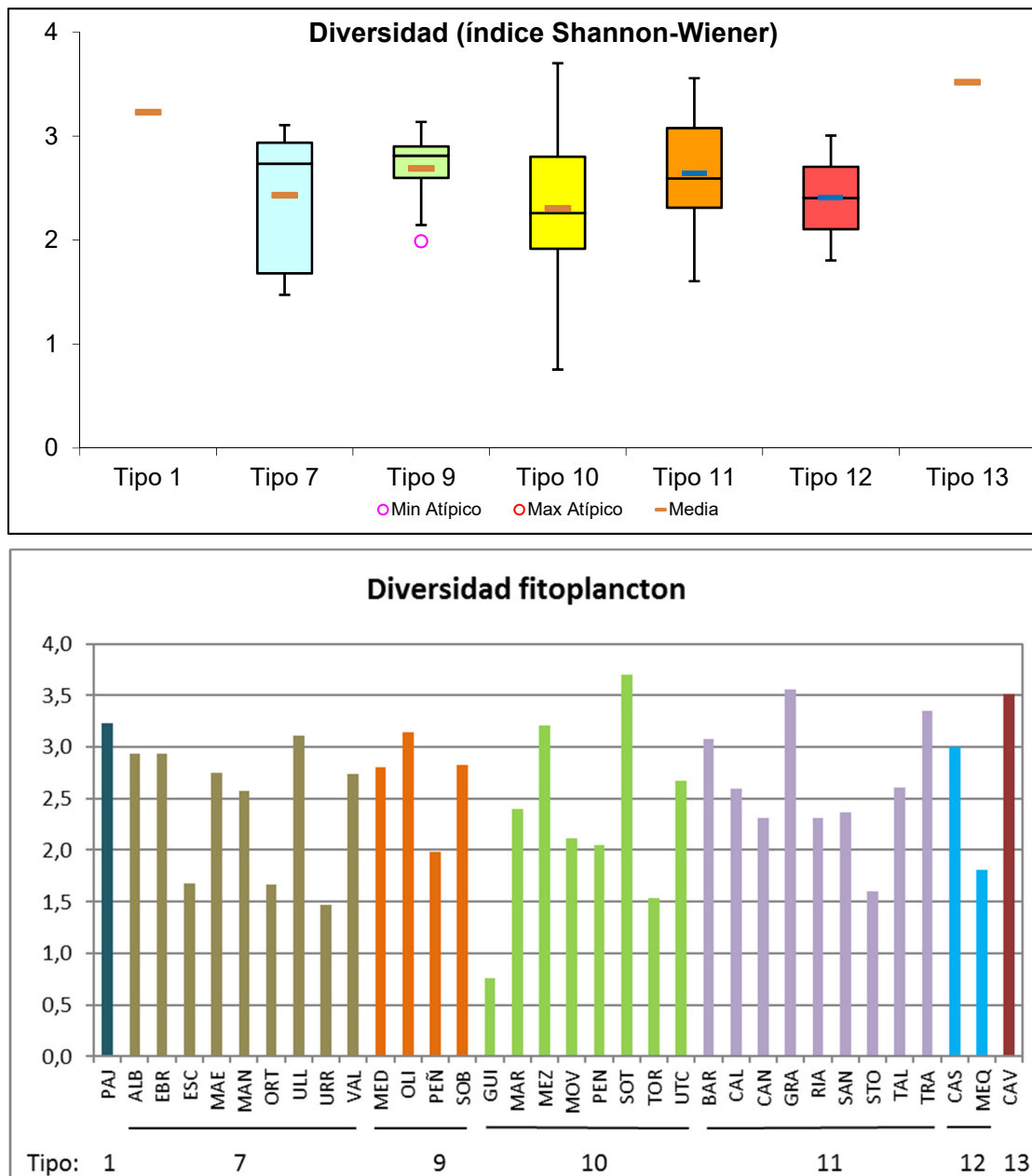


Figura 52. Diversidad del fitoplancton según el índice de Shannon-Wiener para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.

Las concentraciones de **clorofila a** (figura 53) presentaron valores medios muy similares entre los diversos tipos, exceptuando al tipo 10, por el máximo atípico registrado en el embalse de Utchesa-Seca que a su vez es el máximo absoluto de todo el estudio con una concentración de clorofila a de 91 $\mu\text{g/L}$, y al tipo 13, con una concentración por debajo de 1 $\mu\text{g/L}$. Destacar también los otros dos embalses con concentraciones superiores a 10 $\mu\text{g/L}$, el embalse de El Val con 21,27 $\mu\text{g/L}$ y el embalse de Oliana con 13,94 $\mu\text{g/L}$. En el lado contrario encontramos a los embalses de Pena, Calanda, El Grado y Cavallers con concentraciones inferiores a 1 $\mu\text{g/L}$.

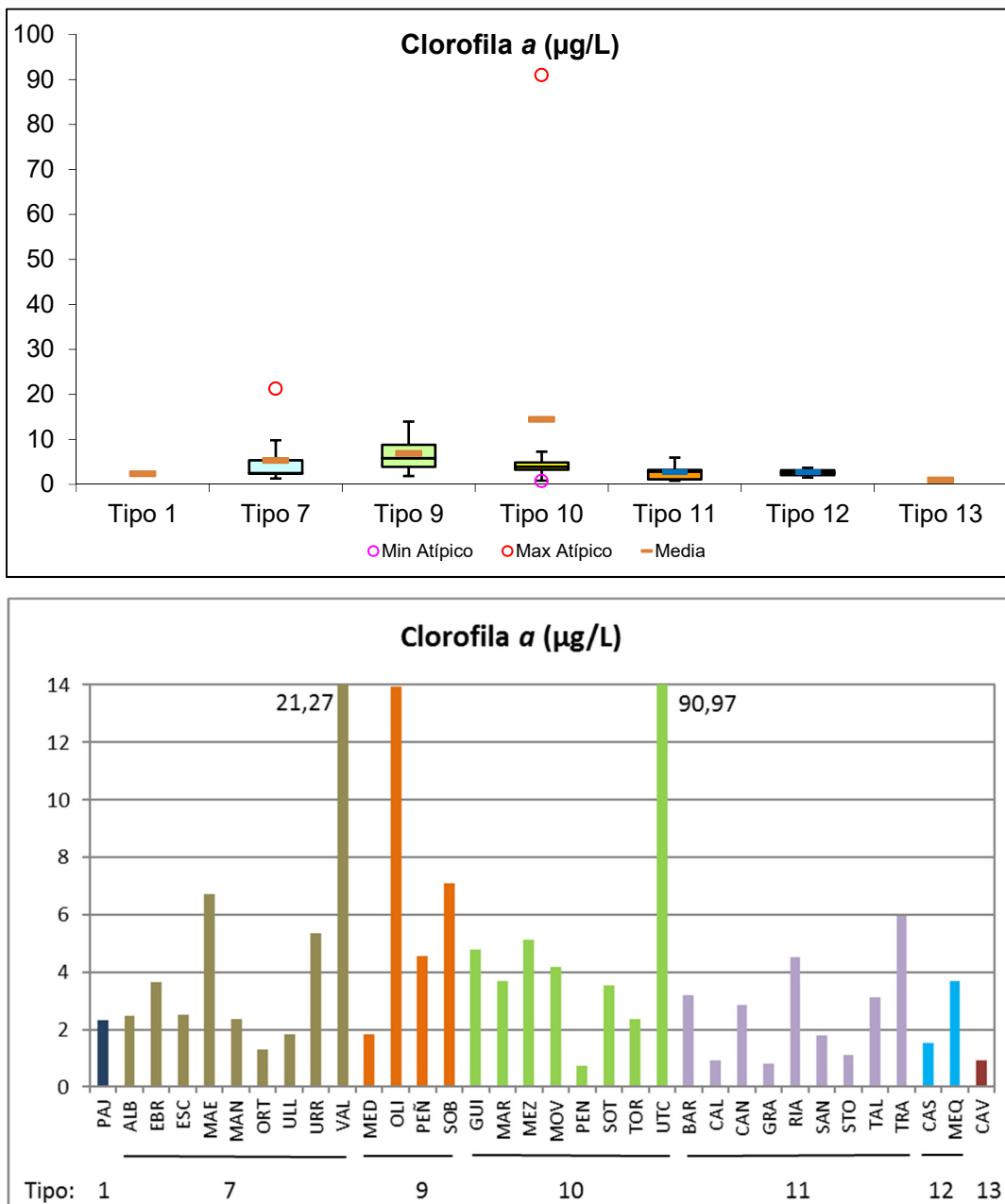


Figura 53. Concentración de clorofila a para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.

Con el fin de presentar una descripción más detallada de las comunidades algales planctónicas de los embalses estudiados, en las figuras 54 a 59 se muestra la distribución de la riqueza de especies para cada uno de los grupos fitoplanctónicos y tipo de embalse.

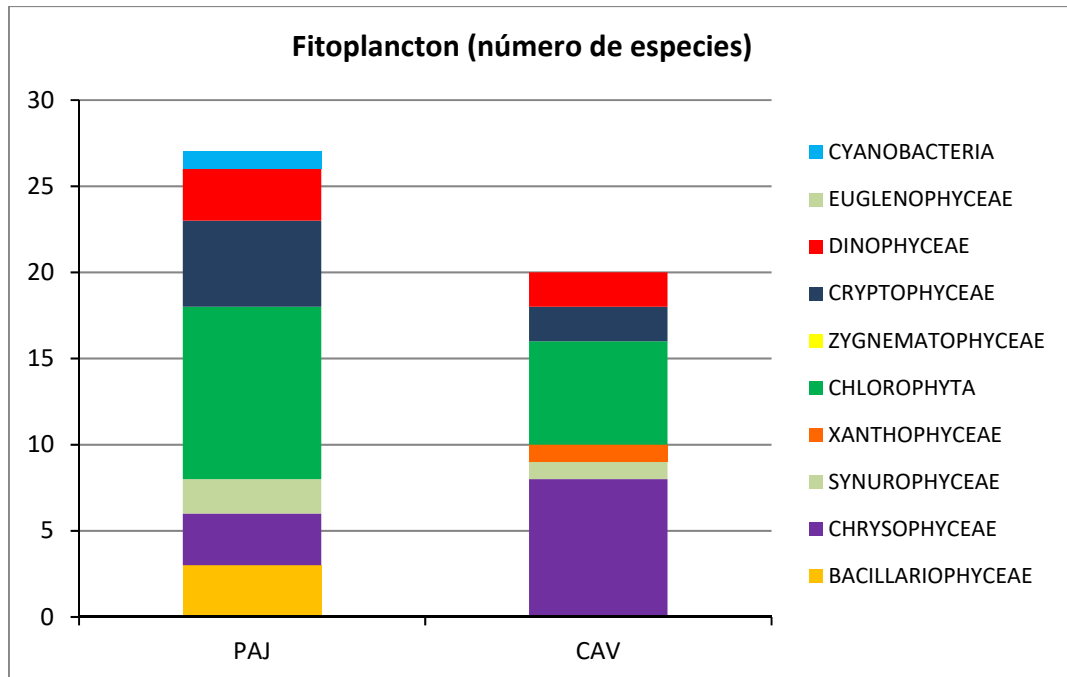


Figura 54. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los embalses del tipo 1 (PAJ) y tipo 13 (CAV) del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

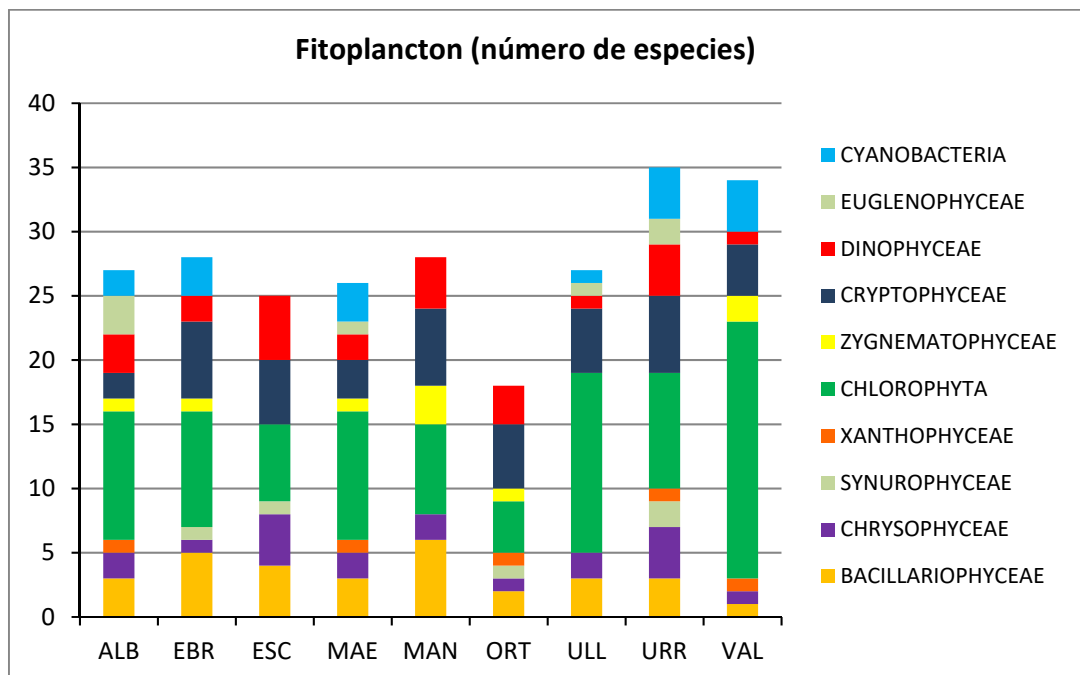


Figura 55. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 7 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

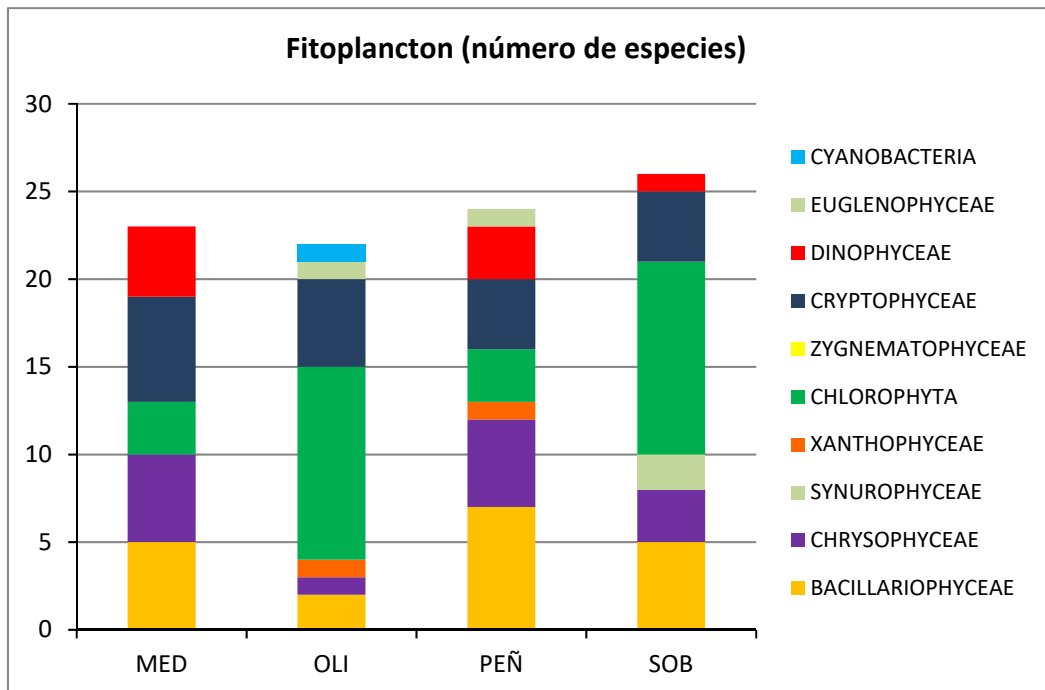


Figura 56. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 9 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

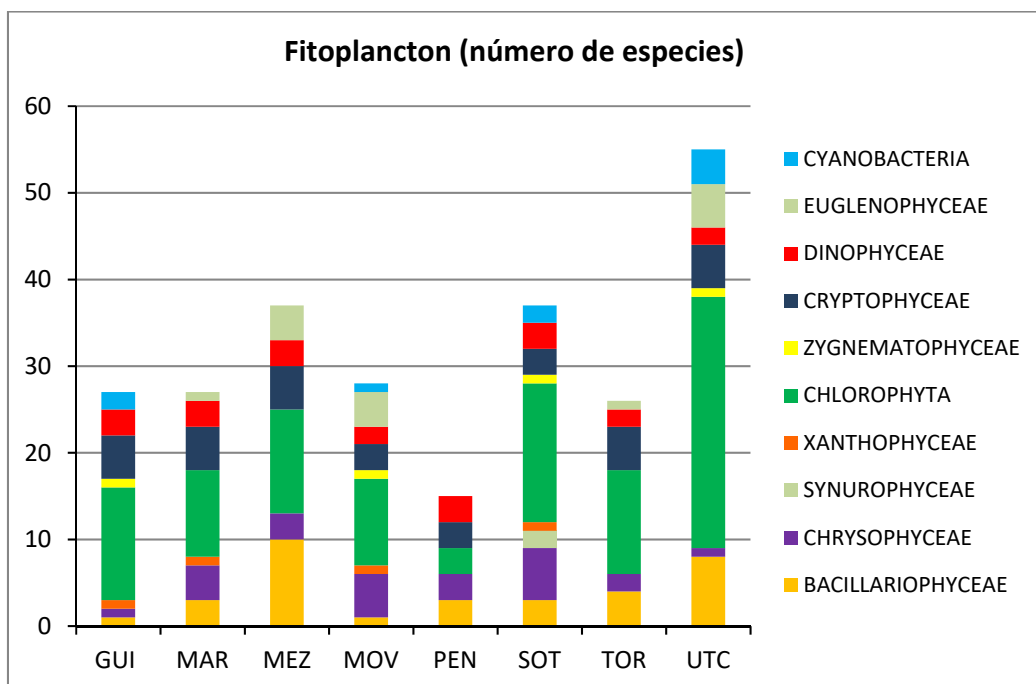


Figura 57. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 10 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

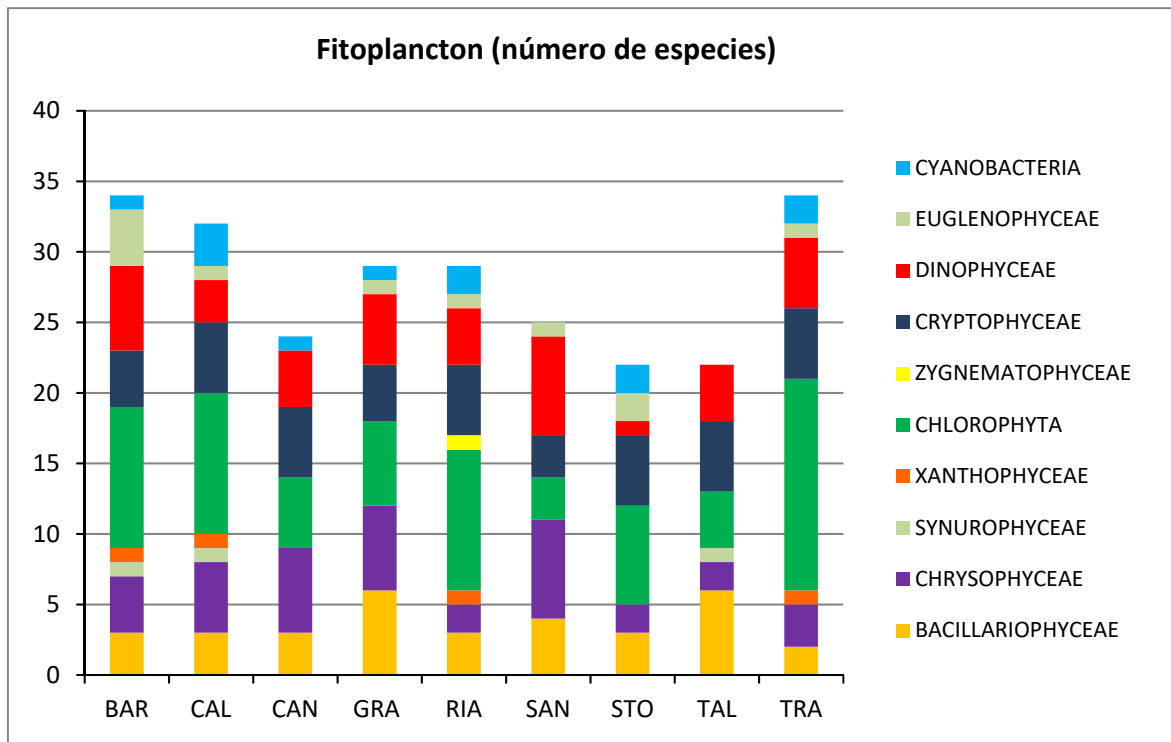


Figura 58. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 11 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

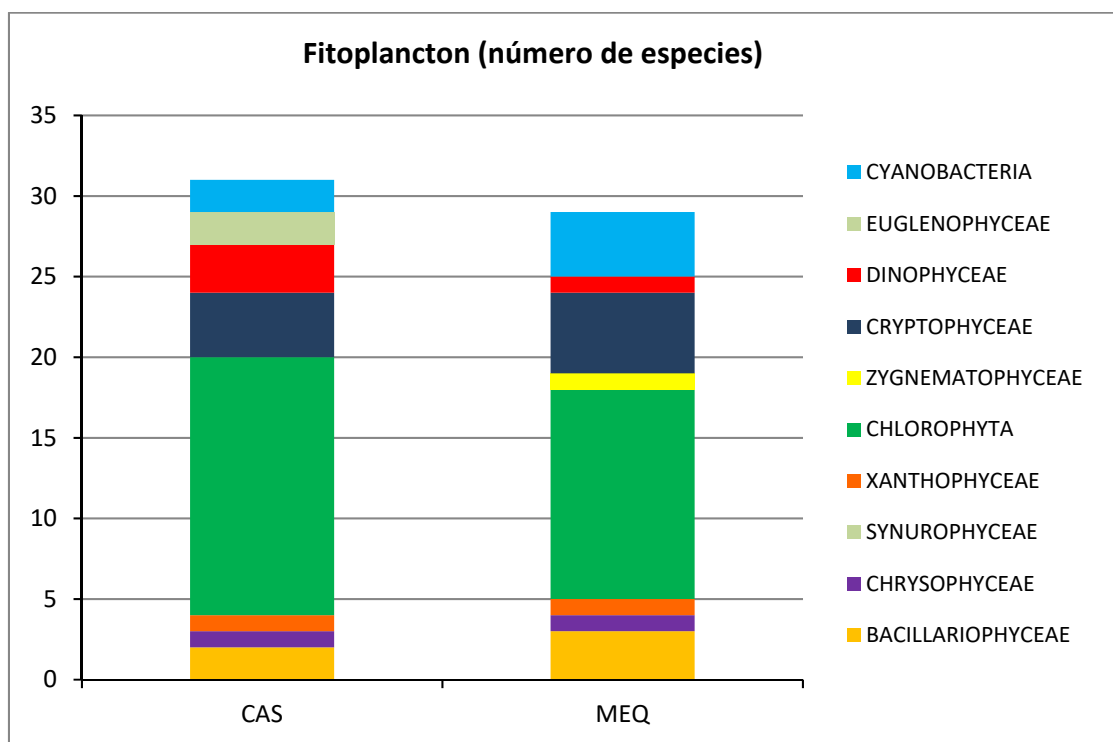


Figura 59. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 12 del

ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

Los resultados presentados en las figuras anteriores muestran que las Chlorophyceae son en general el grupo con más riqueza en casi todos los embalses, seguido de las Bacillariophyceae. Aunque hay dos embalses donde predominan las Cryptophyceae: Mediano y Ortigosa. En el estany de Cavallers y embalse de Santa Ana las Chrysophyceae han sido el primer grupo con más riqueza, aunque en el embalse de Santa Ana encontramos con la misma riqueza a las Dinophyceae.

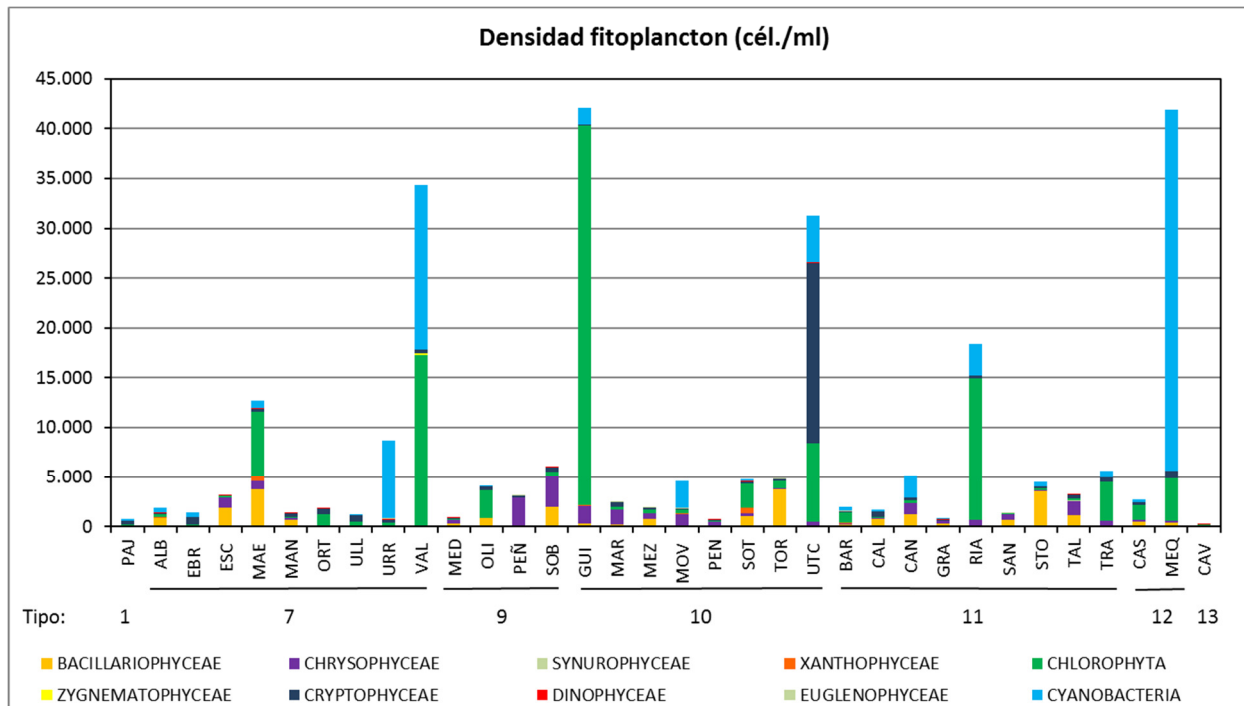


Figura 60. Densidad celular (en células por mililitro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO. Abreviaturas de los embalses según su nombre.

En cuanto a la densidad celular (figura 60), en primer lugar, como grupo dominante en los embalses, se sitúan las Chlorophyceae (Clorofíceas o algas verdes). Este grupo algal domina en tres de los cinco embalses con las mayores densidades, como son Guiamets (38.165 cél./mL), El Val (17.168 cél./mL) y Rialb (14.204 cél./mL). Y también en otros embalses como Maidevera (6.521 cél./mL) y La Tranquera (3.853 cél./mL).

Las Cianobacterias (algas verde-azules) son el segundo grupo con mayor densidad en el fitoplancton. Son las más abundantes en Mequinenza (36.343 cél./mL), Urrúnaga (7.850 cél./mL), Moneva (2.645 cél./mL) y Canelles (2.275 cél./mL). Destacar la densidad de El Val de 16.537 cél./mL, segunda densidad más elevada en este embalse.

El tercer grupo en importancia es Cryptophyceae, destacando su presencia en el embalse de Utchesa-Seca con 18.116 cél./mL. En el resto de embalses solo predomina en los embalses del Ebro con 737 cél./mL y en Ullívarri-Gamboa con 592 cél./mL.

Destacar la la dominancia del grupo Bacillariophyceae en muchos embalses, cuarto grupo en dominancia, pero muy cerca del tercero. Domina en Las Torcas (3.733 cél/mL), Santolea (3.542 cél/mL) y Escales (1.883 cél/mL). Y del grupo Chrysophyceae en otros dos embalses: Sobrón (3.054 cél/mL) y La Peña (2.846 cél/mL).

Si ahora comparamos la densidad de especies entre las muestras de los seis embalses estudiados en dos ocasiones (figura 61), no hay un grupo que domine en todos los embalses y en ambos muestreos. Solamente en el embalse de Mequinenza predominan la cianobacterias en ambos muestreos. De este modo, en los embalses del Ebro y Ullívarri-Gamboa donde predominaban las criptofíceas en el muestreo de verano, en otoño pasan a dominar por su densidad las cianobacterias en el Ebro y en Ullívarri-Gamboa las diatomeas. En el embalse de Sobrón, único en el que predominan las crisofíceas en verano, estas desaparecen en otoño y las diatomeas pasan a dominar la comunidad. En Oliana y La Sotonera, en el muestreo de verano predominan las clorofitas, sin embargo en otoño en Oliana dominan las cianobacterias y en La Sotonera lo hacen las diatomeas.

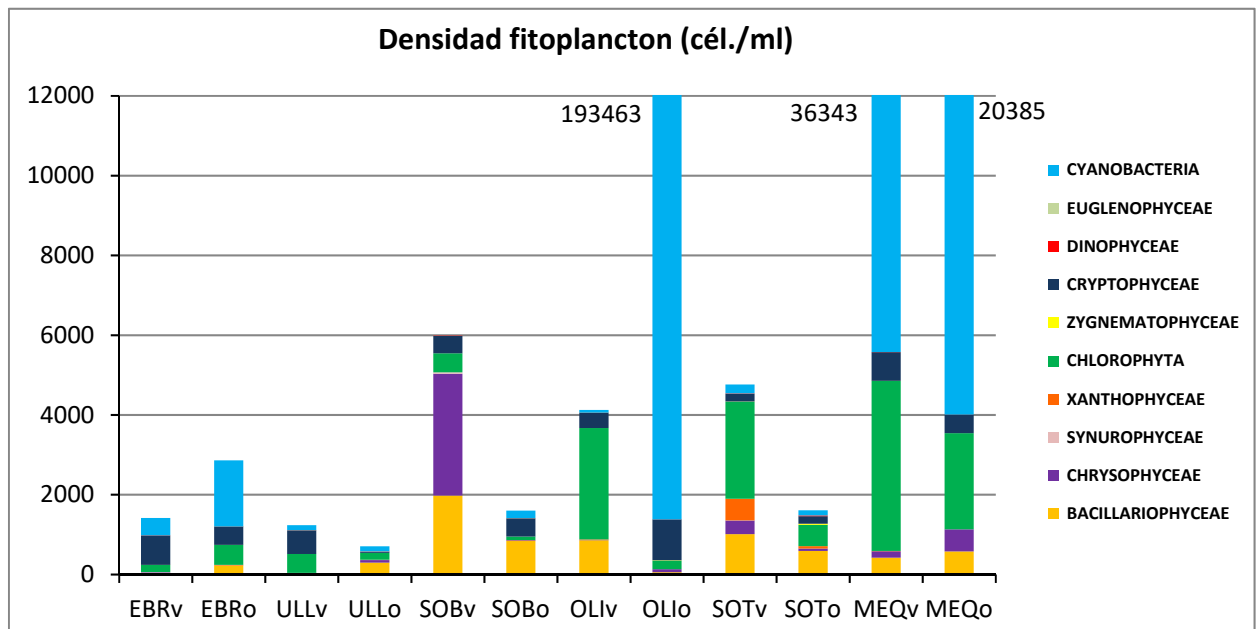


Figura 61. Comparativa de la densidad celular (en células por mililitro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO muestreados en dos ocasiones. Abreviaturas de los embalses según su nombre, v=verano y o=otoño.

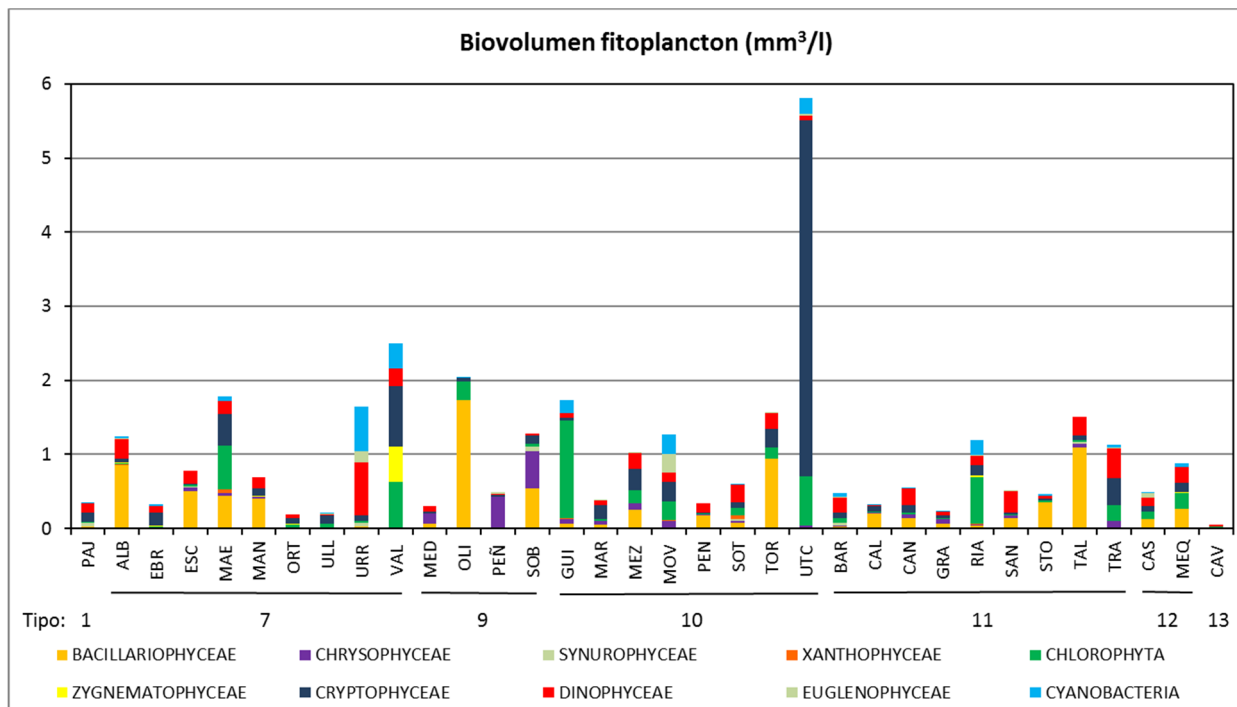


Figura 62. Biovolumen del fitoplancton (en mm³ por litro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO de. Abreviaturas de los embalses según su nombre.

Si observamos la representación de los biovolúmenes del fitoplancton (figura 62) son las Bacilarofíceas las que dominan en la mayoría de embalses, doce de ellos, lo que representa un 35 % del total. Los embalses son: Albiña, Calanda, Caspe, Escales, Mansilla, Mequinenza, Oliana, Sobrón, Santolea, Pena, Talarn y Las Torcas. En este caso, son Oliana y Talarn quienes presentan el valor más elevado de biovolumen dominado por las Bacilarofíceas, 1,7 y 1,1 mm³/L respectivamente.

El segundo grupo dominante, dominando en ocho embalses son las Criptofíceas, seguido por las Clorófitas, grupo que tenía la mayor densidad pero que dominan en tan solo tres embalses.

El cuarto grupo son las Dinófitas, que son de poca abundancia, pero grandes, ya que aportan mucho biovolumen para la cantidad que hay. Este grupo cobra relativa importancia en biovolumen en los embalses de Urrúnaga (0,7 mm³/mL) y La Tranquera (0,4 mm³/L).

Las crisofíceas (Chrysophyceae), algas típicas de aguas oligotróficas, ligeramente ácidas, poco mineralizadas y con valores bajos de alcalinidad, son importantes en embalses como Mediano, La Peña y Sobrón, todos del tipo 9. Las Cianobacterias, muy importantes en cuanto a su densidad, no son mayoritarias en ningún embalse respecto a su biovolumen.

Los euglenófitos (Euglenophyceae), las zignematofíceas (Zygnematomyceae), las xantofíceas (Xanthophyceae) y las Synurophyceae son siempre grupos minoritarios en densidad y biovolumen.

Si ahora comparamos el biovolumen de especies entre las muestras de los seis embalses estudiados en dos ocasiones (figura 63), se observa una mayor predominancia de las Bacilarofíceas en cuatro embalses, al menos en uno de los dos muestreos. Por un lado, en los embalses de Sobrón y Mequenza dominan en los dos muestreos realizados, pero en Oliana solo lo hace en verano y en Ullívarri-Gamboa en otoño. El embalse de La Sotonera es el único en el que predominan las dinofíceas, y lo hacen en ambos muestreos.

Destacar el aumento de las cianobacterias en los embalses del Ebro y Oliana en la muestra de otoño.

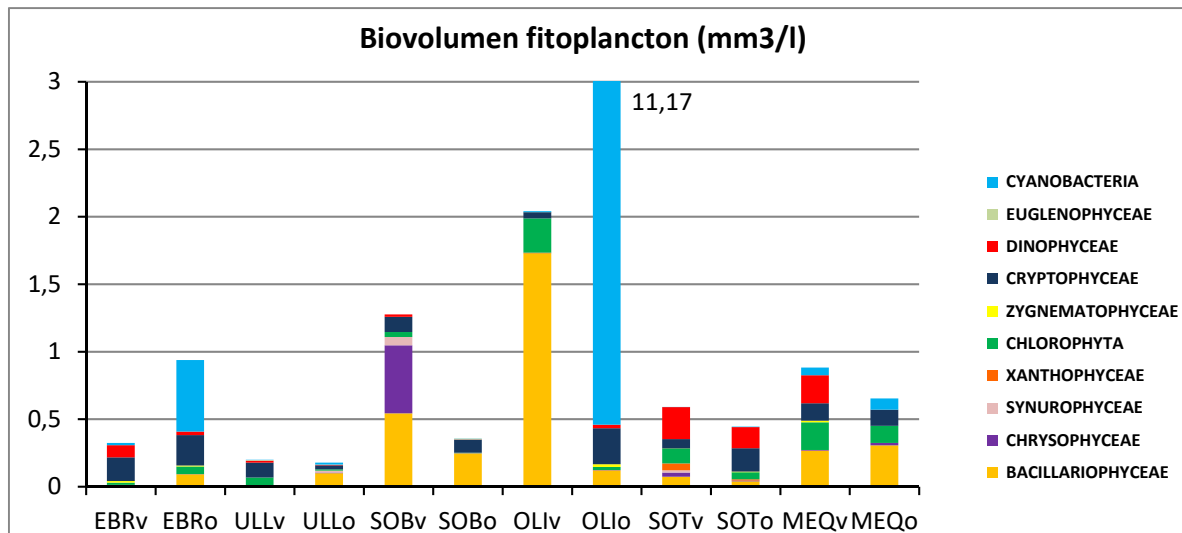


Figura 63. Comparativa del biovolumen (en mm³ por litro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO muestreados en dos ocasiones. Abreviaturas de los embalses según su nombre, v=verano y o=otoño.

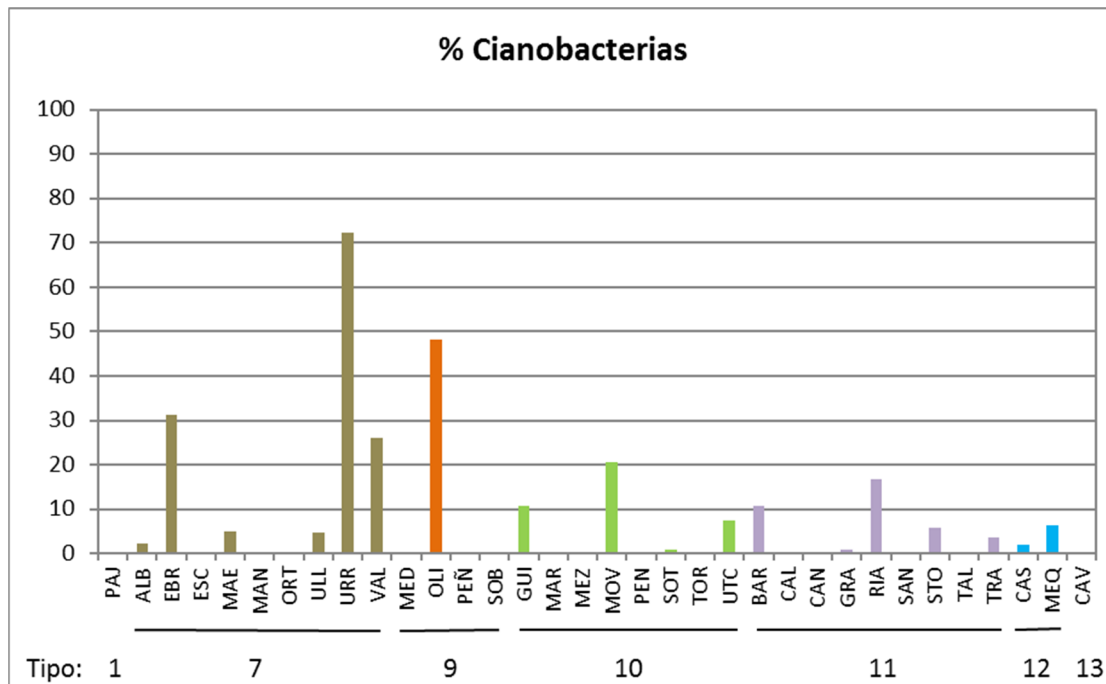


Figura 64. Porcentaje de Cianobacterias respecto a la densidad total del fitoplancton estimado según el Protocolo de análisis y cálculo de métricas de fitoplancton en lagos y embalses (MAGRAMA, 2015), para los diferentes embalses del ESTUDIO. Leyenda de los embalses ordenados según su tipo y después por su nombre.

El grupo Cyanobacteria (Cianobacterias o algas verde-azules) es el de mayor interés para la calidad de las masas de agua, no sólo por su biomasa, sino por la posibilidad de presentar sustancias tóxicas que pueden causar problemas para el uso del agua.

La figura 64 muestra cómo gran parte de los embalses, catorce, un 41,2 %, no tienen algas de este grupo y un 47 %, dieciseis embalses, las tienen en cantidades del 20 % de la densidad total o menores. Pero debemos señalar aquellos dos que poseen un porcentaje superior al 20 %, que ordenados de mayor a menor porcentaje son: Urrúnaga, Oliana, Ebro y El Val. A pesar de tener un porcentaje elevado, se debe considerar que su biovolumen no es tan elevado como para llegar a niveles preocupantes para la calidad del agua y su biomasa es muy baja respecto a otros grupos de células de mayor tamaño. La presencia de cianobacterias, probablemente esté relacionada con el alto nivel de nutrientes en el sistema. La bibliografía general (Oliver & Ganf, 2002; Reynolds, 2006) relaciona la densidad de cianofíceas formadoras de blooms con la eutrofización, aunque se han documentado numerosas excepciones, como ha sucedido en otros años en embalses como Itoiz, quizás más relacionado con la falta de sol que con los nutrientes.

4.3.2. Zooplancton

En las muestras cuantitativas (2 botellas Ruttner x 2,6 L), se registraron 76 especies de zooplancton en un total de 34 embalses, agrupadas en tres grupos taxonómicos principales, el orden Cladóceras (16 especies), la subclase Copépoda (11 taxones) y el *phylum* Rotífera (48 especies). También se contabilizaron las fases larvianas de *Dreissena polymorpha* (Mollusca, Bivalvia).

En las muestras de arrastre de redes verticales, la proporción entre grupos fue parecida, aunque recogiendo un total de 82 especies (ver tabla 11) y la presencia de la especie *Dreissena polymorpha*.

Tabla 11. Proporción entre grupos del zooplancton en la muestra cuantitativa y en la cualitativa mediante red.

	Cuantitativas		Redes	
Cladóceras	16	21,0 %	19	23,2 %
Copépoda	11	14,5 %	11	13,4 %
Rotífera	48	63,2 %	51	62,2 %
Otros taxones	1	1,3 %	1	1,2 %
Total	76		82	

La comunidad zooplanctónica estudiada en los diferentes cuerpos de agua fue descrita según las siguientes variables:

Densidad (individuos/L, ind./L), biomasa (μg peso seco/litro, $\mu\text{g/L}$), riqueza de especies y diversidad, a partir de las muestras cuantitativas. Seguidamente se resumen los resultados obtenidos por tipologías de embalses.

La **riqueza** de especies (figura 65) se situó en torno a 12 especies por embalse (valores de la media), con el tipo 7 presentando el mayor valor (12,7 especies) y el tipo 12 presentando el valor más bajo entre todos los tipos (11,5 especies). Valores destacados de riqueza zooplanctónica se dieron en los siguientes embalses: Urrúnaga con 18; le siguen Mezalocha y Canelles con 17 especies y Maidevera con 16. Se encontraron menos de 10 especies en cuatro embalses: El Grado y Ebro con 8, y Mansilla y Pena con 9.

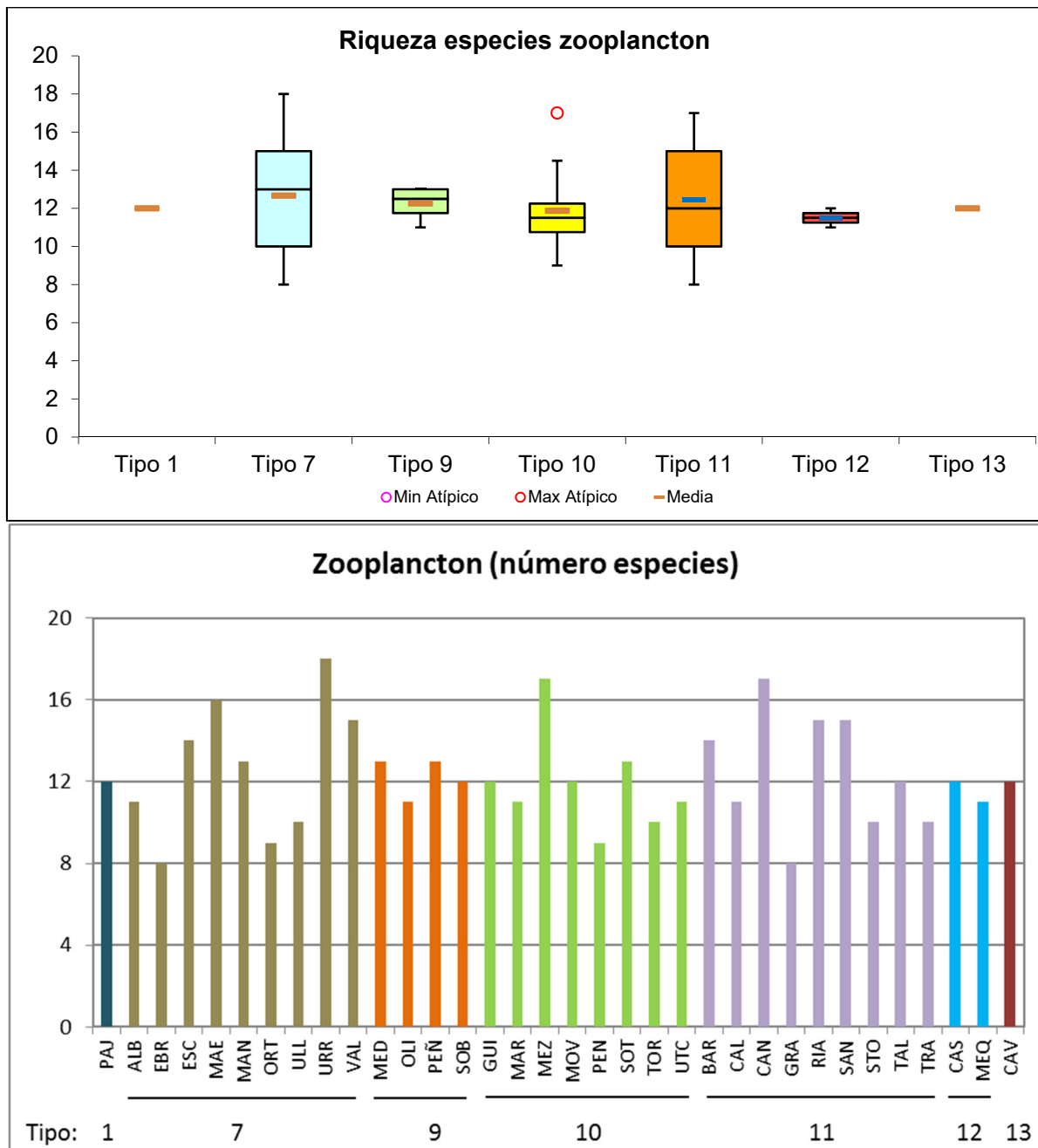


Figura 65. Riqueza de especies de zooplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / eje parte baja; 13: húmedo / alta montaña. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.

La **densidad** de individuos media (figura 66) ha sido de 627,96 ind/L, con valores que han ido desde los 19,23 ind/L en el embalse de El Grado hasta los 7.500 ind/L en Utchesa-Seca, máximo de este ESTUDIO. Por tipos, el promedio más alto con diferencia han sido para el tipo 10, con dos valores muy superiores al resto, el comentado de Utchesa-Seca y el de Moneva. Mientras que el más bajo ha sido para el tipo 13, seguido del tipo 1, embalses de alta montaña.

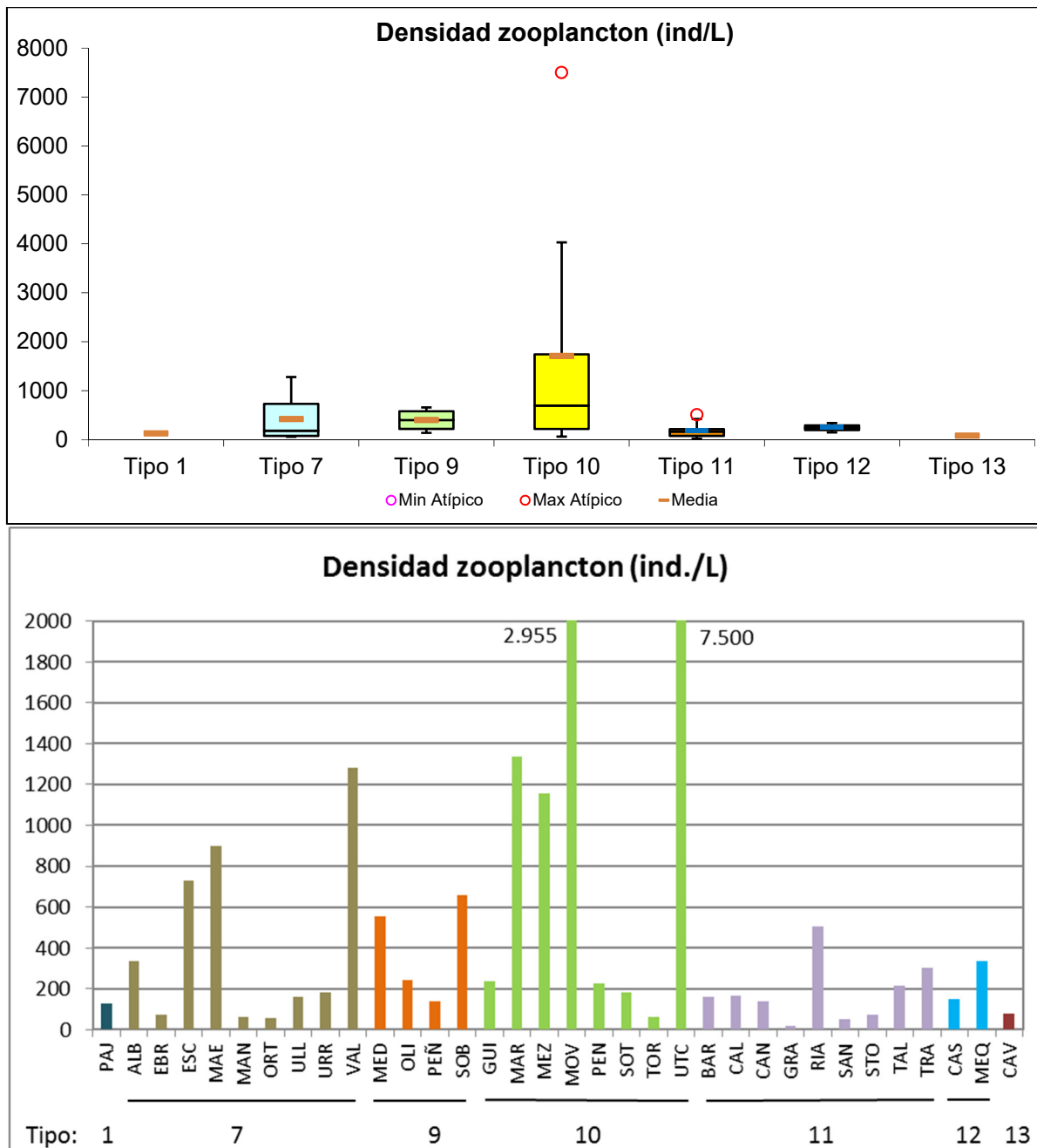


Figura 66. Densidad celular del zooplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 63.

La **biomasa** media (figura 67) fue mayor también en el tipo 10, con el máximo absoluto de todo el ESTUDIO del embalse de Utchesa-Seca, con 4.835 $\mu\text{g/L}$, especialmente debido a la presencia de *Daphnia cucullata* con una biomasa de 3.050 $\mu\text{g/L}$. En la parte opuesta, los valores menores han sido para el tipo 1. Por embalses los valores más bajos se han registrado en Ortigosa del tipo 7, con 12,85 $\mu\text{g/L}$, seguido de El Grado con 14,29 $\mu\text{g/L}$, del tipo 11.

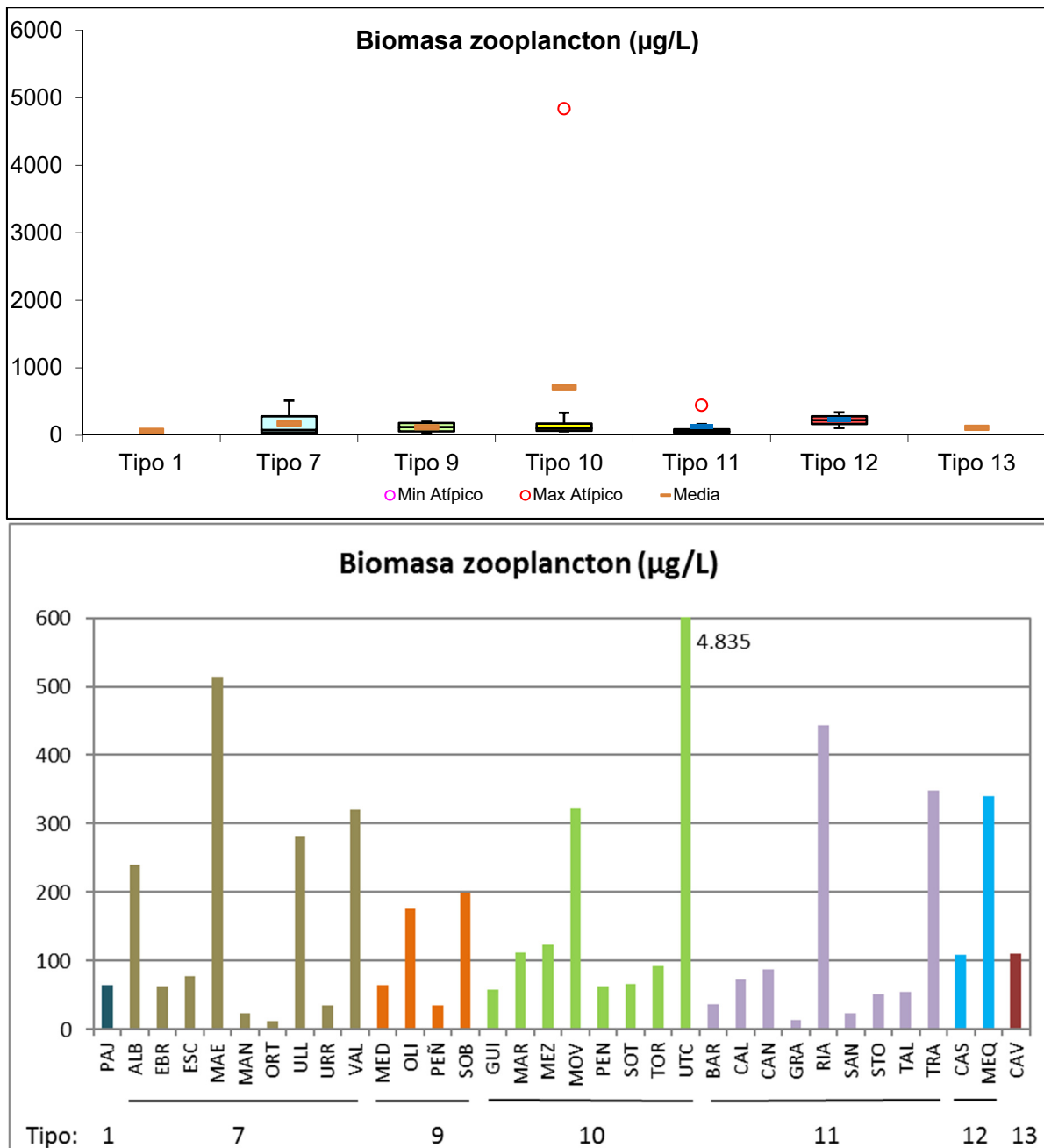


Figura 67. Biomasa del zooplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 63.

La **diversidad** máxima (figura 68) se presenta en el tipo 1 con 2,92 bits, mientras que la mínima está en el tipo 10 con 1,79 bits. Trece embalses se sitúan por debajo de los valores habituales de diversidad para los ecosistemas acuáticos, entre 2 y 3 bits. El máximo de diversidad se encuentra en Rialb, con 3,23 bits. Destacar el valor mínimo del embalse de Moneva (tipo 10) con 0,75 bits. Otros tres embalses, Mezalocha también del tipo 10 con 0,79 bits, Albiña del tipo 7 con 0,81 bits y La Tranquera del tipo 11 con 0,99 bits, no llegan a 1 bit.

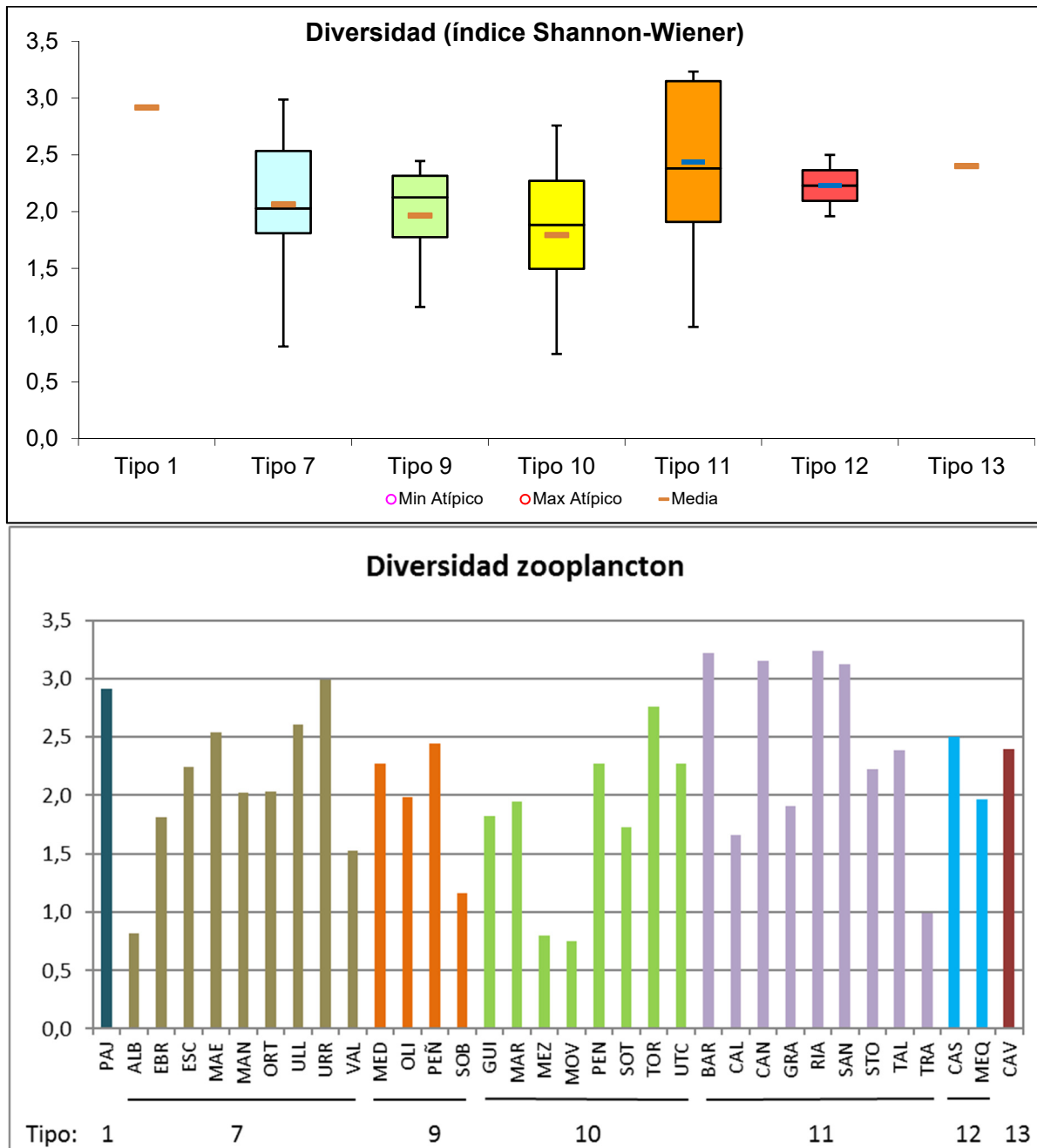


Figura 68. Diversidad del zooplancton según el índice de Shannon-Wiener para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 63.

En las figuras siguientes (figuras 69 a 74) observamos la distribución por tipos de la densidad del zooplancton en los diversos embalses estudiados, indicando los cuatro grupos zooplanctónicos.

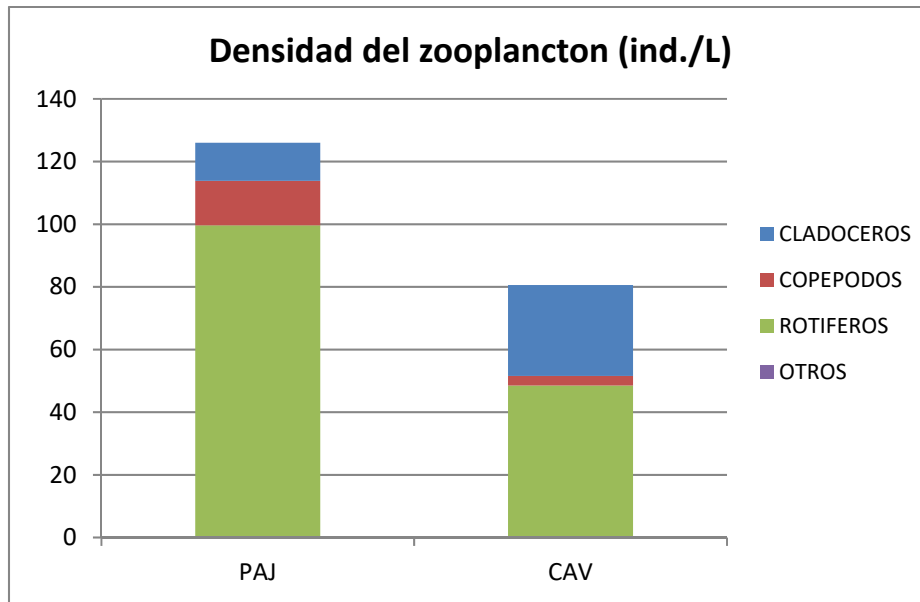


Figura 69. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico para los embalses del tipo 1 (PAJ) y tipo 13 (CAV) del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

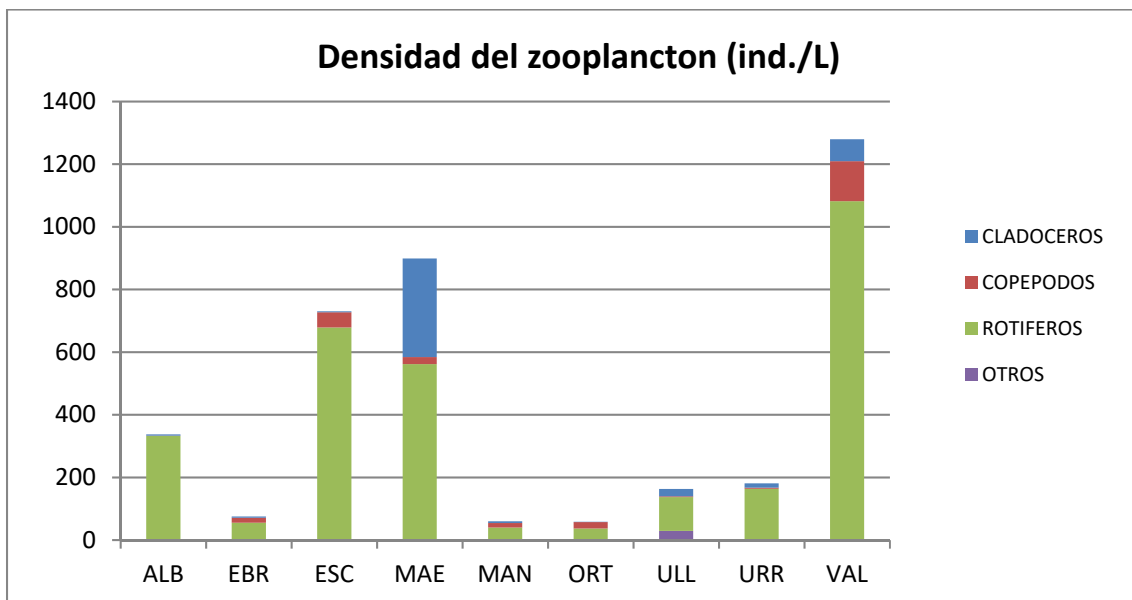


Figura 70. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 7 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

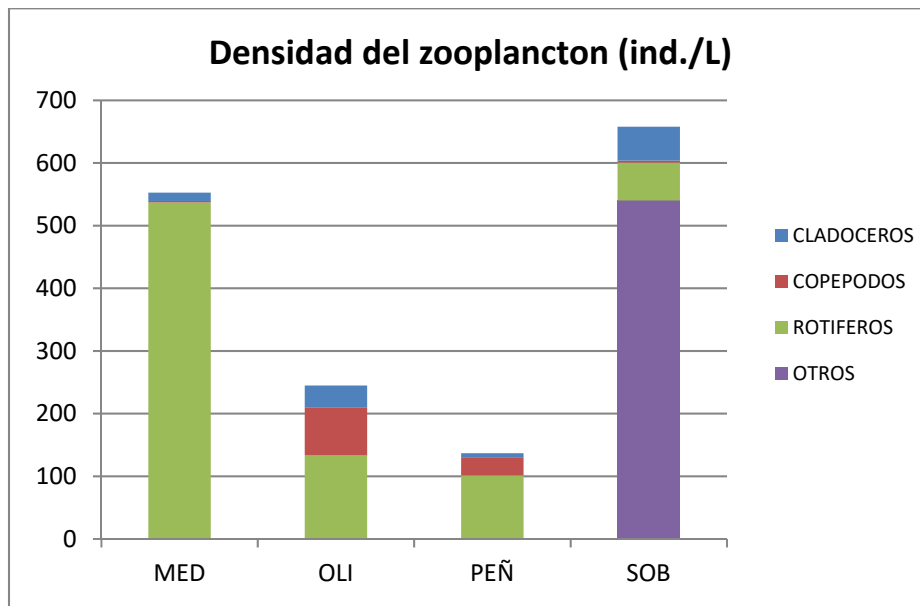


Figura 71. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 9 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

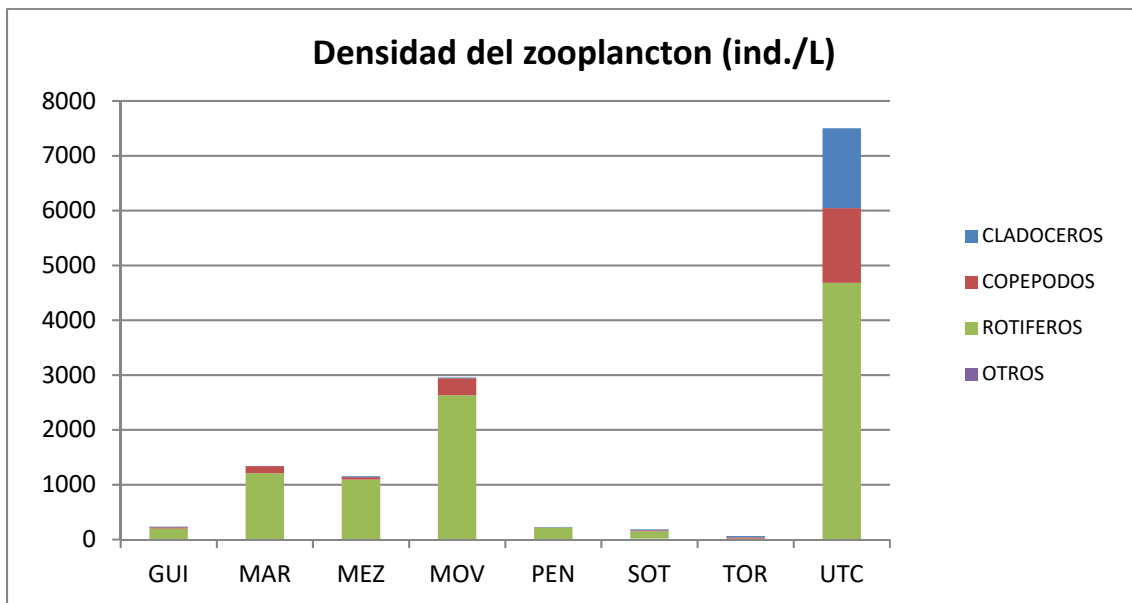


Figura 72. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 10 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

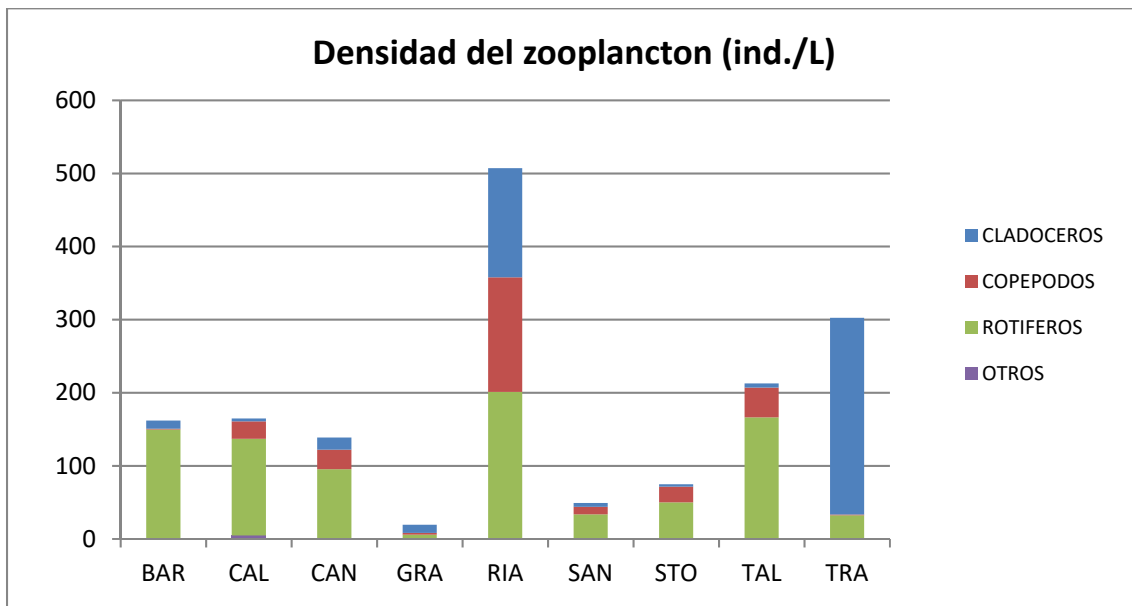


Figura 73. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 11 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

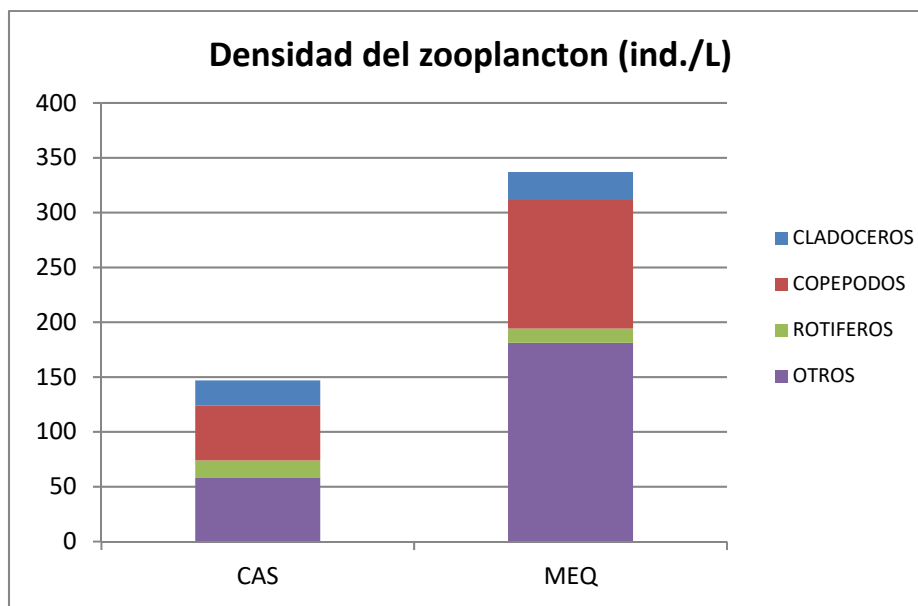


Figura 74. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 12 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

Se observa, como suele ser lo habitual, una clara predominancia de los rotíferos, representando la mayor densidad zooplanctónica en la mayoría de los embalses. La excepción más llamativa a esta regla general, con predominancia de los cladóceros, se da en Rialb y La Tranquera. La predominancia de otros taxones en tres embalses es debida a la abundancia de

las larvas planctónicas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*), en los embalses de Sobrón, Caspe y Mequinenza.

Si comparamos la distribución de la densidad del zooplancton en los diversos embalses estudiados en los dos muestreos efectuados, indicando los cuatro grupos zooplanctónicos (figura 75), se observa una clara predominancia de los rotíferos en los muestreos de verano, representando la mayor densidad zooplanctónica en la mayoría de los embalses, ya que solo no predominan en los embalses con fuerte presencia de mejillón zebra, Sobrón y Mequinenza. Las excepciones más llamativas a esta regla general se dan en las muestras otoñales de Ullívarri-Gamboa, con predominancia de los cladóceros, y de Oliana, con predominancia de copépodos. Los copépodos dominan en el embalse de Mequinenza en la muestra otoñal respecto al mejillón zebra.

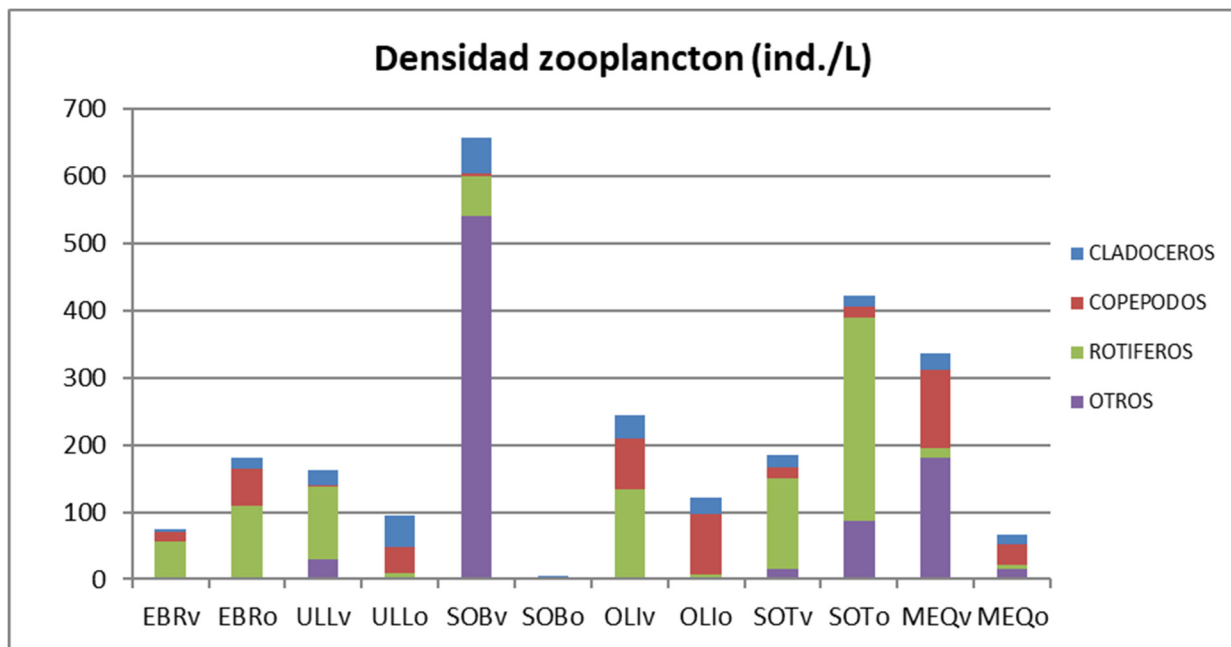


Figura 75. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los embalses del ESTUDIO muestreados en dos ocasiones. Abreviaturas de los embalses según su nombre, v=verano y o=otoño.

En 2016 se capturaron larvas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) en 7 embalses: Sobrón, Mequinenza, Caspe, Ullívarri-Gamboa, La Sotonera, Calanda y Urrúnaga. La densidad de larvas en el embalse de Sobrón fue la más alta (con 540 ind./L y representando un 82 % de la comunidad zooplanctónica). Seguidamente con densidades menores en valores absolutos se presentaron Mequinenza y Caspe con 181,2 y 58,5 ind./L respectivamente, lo que representa un 53,8 % de la comunidad zooplanctónica para Mequinenza y un 39,8 % para Caspe. Respecto al año 2015, el porcentaje en Sobrón, Mequinenza, Caspe y La Sotonera ha aumentado, aunque

en densidad ha disminuido en Sobrón y La Sotonera. En las muestras de red los valores porcentuales han sido más bajos en general, salvo en Caspe y La Sotonera, donde han sido similares, y en Calanda y Urrúnaga, donde han sido mayores a los obtenidos con las muestras cuantitativas.

Destacar que la presencia de mejillón cebra se ve reducida en los muestreos de final de verano, para los embalses en los que se tomaron dos muestras, excepto para el embalse de La Sotonera.

Se ha encontrado larvas en las muestras cuantitativas y en las cualitativas tan solo de los embalses del ESTUDIO en los que el mejillón cebra está presente.

Tabla 12. Abundancia de *Dreissena polymorpha* en los embalses estudiados en 2016.

Embalse	Código	Muestra	<i>D. polymorpha</i> (ind/L)	<i>D. polymorpha</i> (% densidad)	<i>D. polymorpha</i> (% red)
Sobrón	SOB	Verano	540,0	82,0	53,3
		Otoño	1,2	28,6	27,1
Mequinenza	MEQ	Verano	181,2	53,8	25,6
		Otoño	15,8	23,8	13,2
Caspe	CAS	Verano	58,5	39,8	38,1
Ullívarri-Gamboa	ULL	Verano	29,4	18,1	7,8
		Otoño	0,4	0,4	0,8
La Sotonera	SOT	Verano	15,9	8,7	7,4
		Otoño	87,3	20,7	2,7
Calanda	CAL	Verano	4,6	2,8	11,5
Urrúnaga	URR	Verano	1,5	0,9	22,8

4.4. Análisis multivariante

Seguidamente, con el fin de obtener una imagen o marco general de las variables ambientales estudiadas en los embalses y su distribución por tipos de embalses, se realizó un Análisis de Componentes Principales PCA.

Este método extrae nuevas variables (ejes de variación) obtenidas por combinación lineal de las variables originales introducidas en el análisis, optimizando explícitamente el ajuste de los datos biológicos a las variables ambientales consideradas (Ter Braak & Prentice, 1988). Así, en el PCA, los ejes que explican la respuesta biológica están forzados a ser combinación lineal de las variables ambientales estudiadas (Ter Braak & Smilauer, 1998). Los datos se han transformado previamente para normalizar sus valores según los procedimientos estadísticos habituales, cuando ha sido procedente.

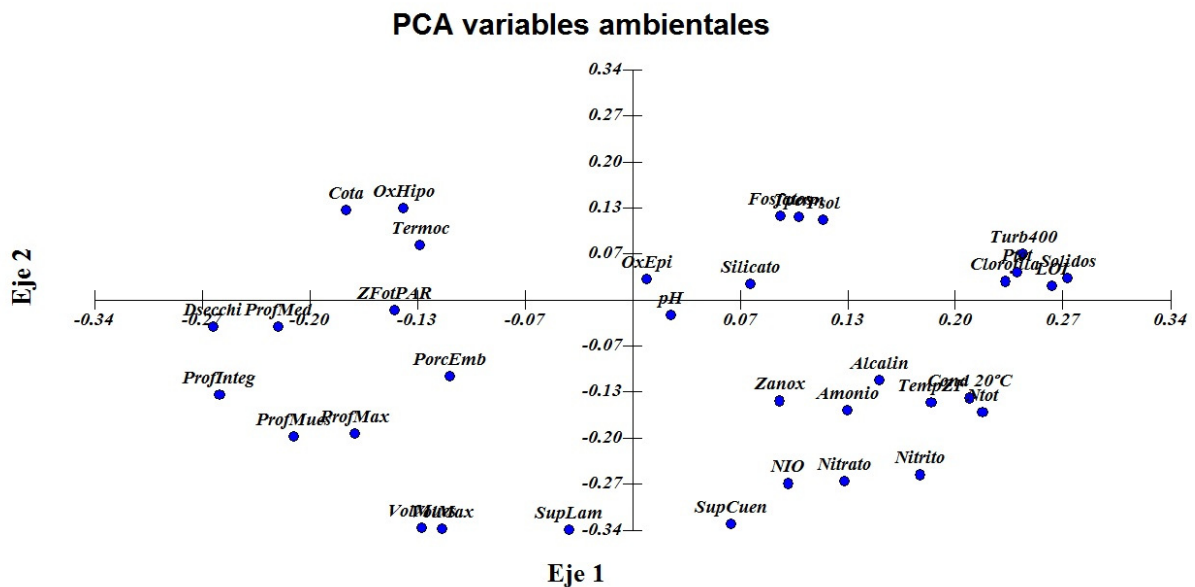


Figura 76. Representación de la posición de las variables estudiadas en los embalses en 2016 frente a los ejes principales 1 y 2 del análisis multivariante PCA.

Los resultados obtenidos muestran que los tres primeros ejes explican un 55,4 de la varianza entre los embalses. El porcentaje de la varianza explicado por el eje 1 es el 31,7 %, el segundo eje explica el 15 % y el tercer eje el 8,7 %. En la figura 76 se representa la posición de las variables con respecto a los ejes principales 1 y 2; mientras que la figura 77 hace la representación para los ejes principales 1 y 3.

El eje 1 da mayor peso en la zona negativa a las variables relacionadas con la transparencia, aguas bien oxigenadas y la altitud de los embalses, frente a una mayor concentración de nutrientes y embalses más turbios, tramos de orden superior que reciben la carga de nutrientes de aguas arriba de la cuenca.

En el eje 2 tienen mayor peso en la zona negativa las variables relacionadas con la hidromorfología y la concentración de los compuestos de nitrógeno, mientras que en la parte positiva tienen más peso las variables relacionadas con la oxigenación del hipolimnion, el fósforo soluble y biodisponible, y la termoclina.

El eje 3 separa en la zona positiva las variables relacionadas con la oxigenación, la superficie de la cuenca y la lámina de agua, el pH y la concentración de silicato; frente a la zona negativa con aguas deficientes de oxígeno en profundidad, con mayor porcentaje embalsado y elevadas cargas de nitrógeno.

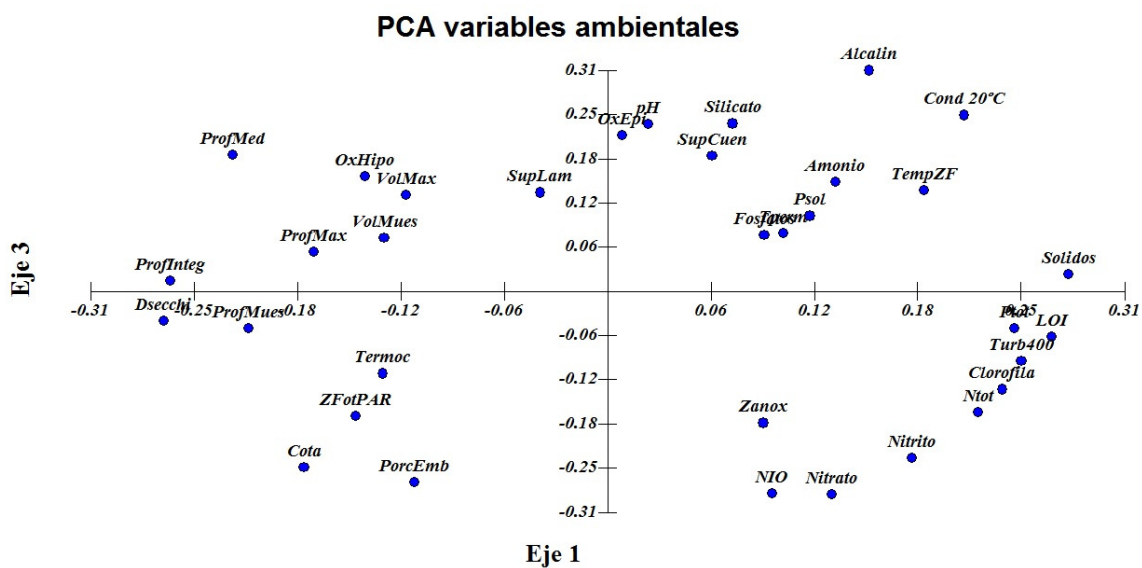


Figura 77. Representación de la posición de las variables estudiadas en los embalses en 2016 frente a los ejes principales 1 y 3 del análisis multivariante PCA.

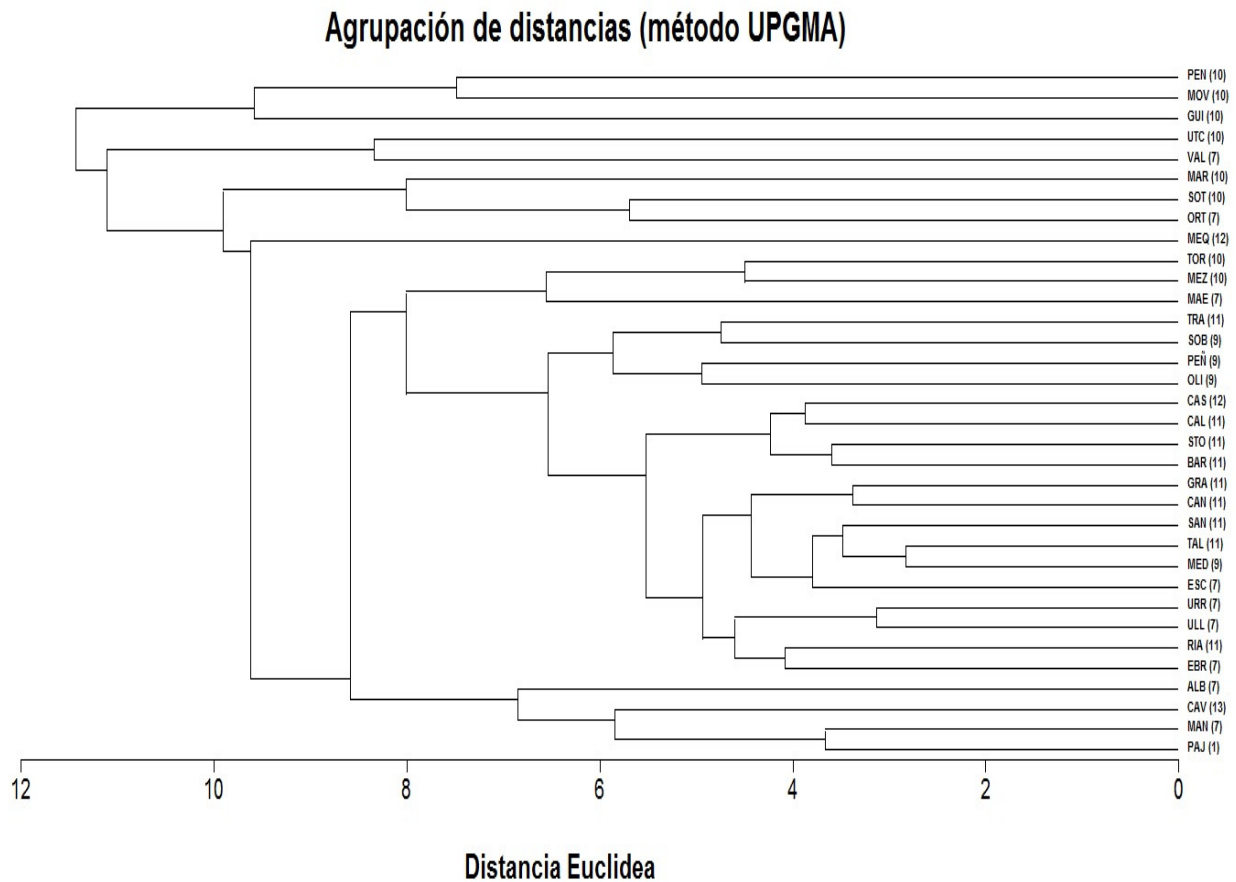
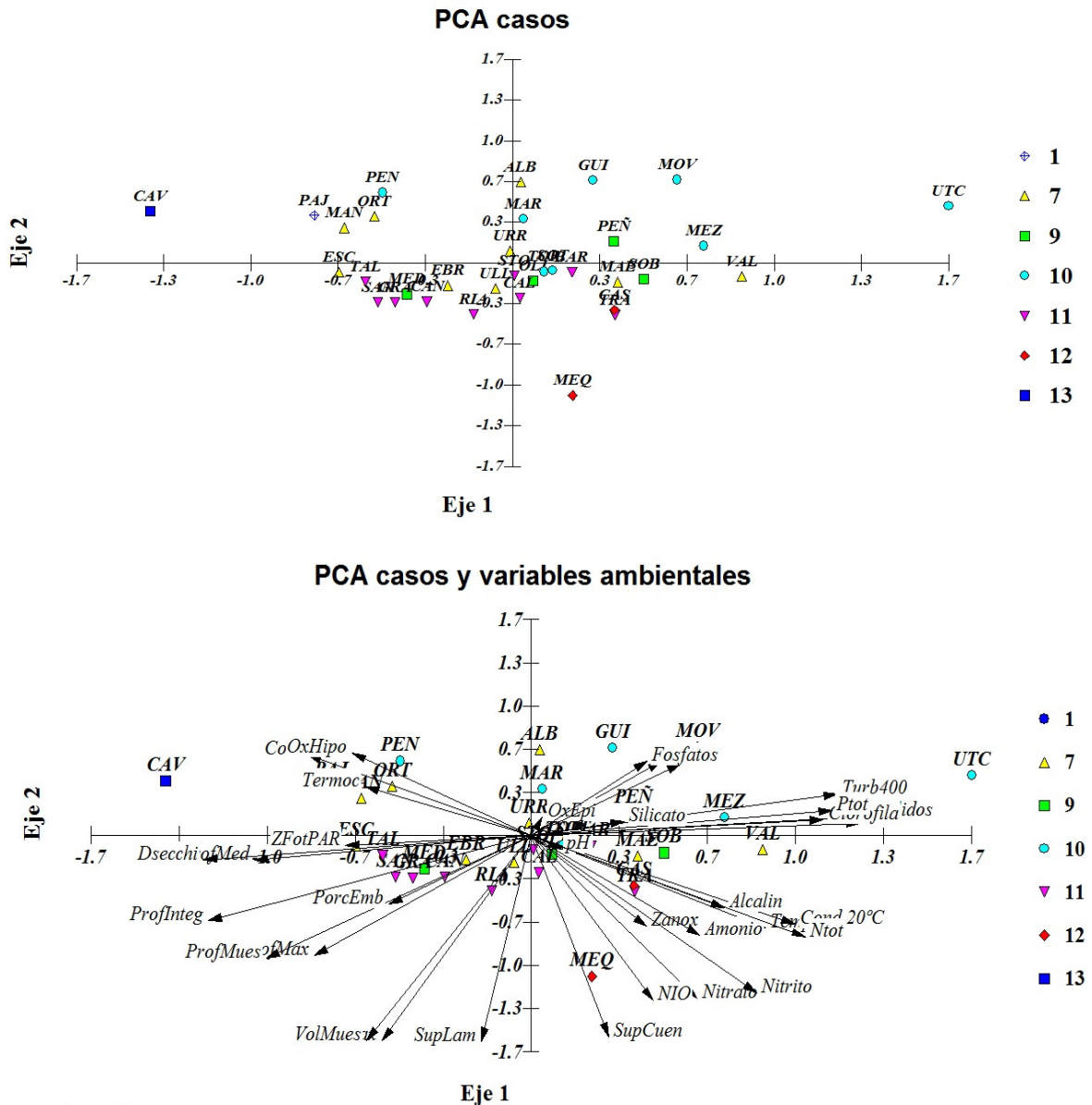


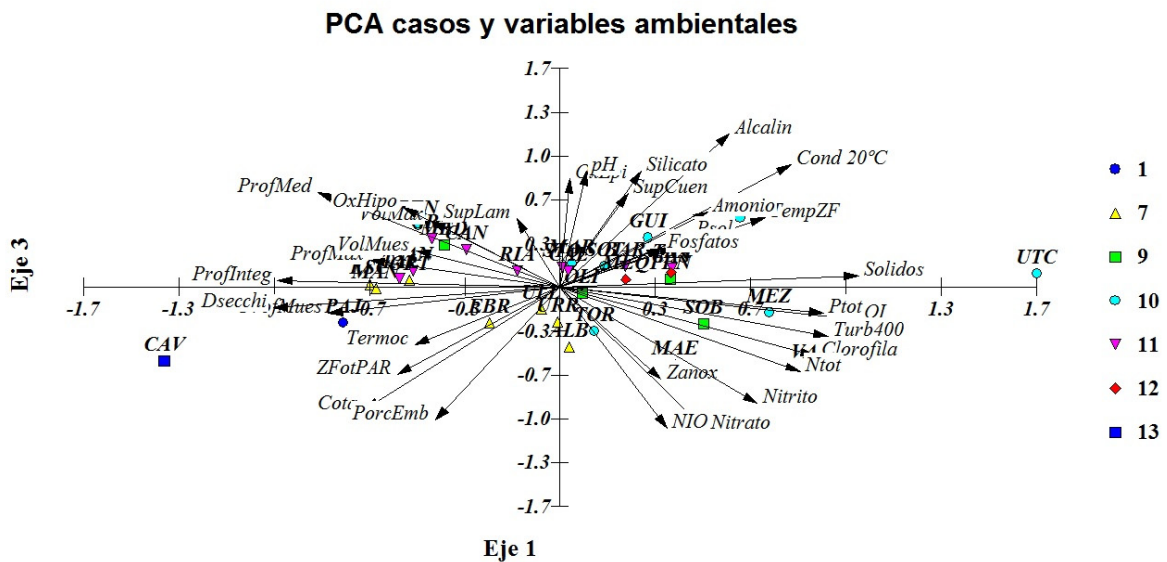
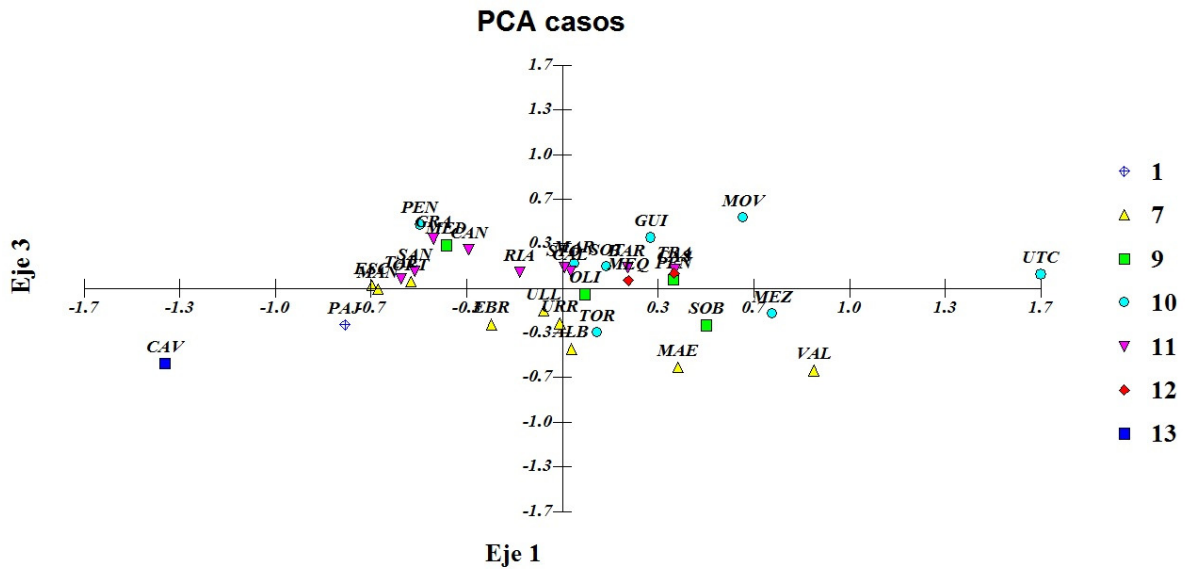
Figura 78. Agrupación de las distancias euclídeas entre los embalses según las variables estudiadas en ellos en 2016 en base al análisis multivariante PCA.

La agrupación de los embalses (figura 78) en primer lugar diferencia los embalses por su tiempo de renovación hidráulico. Entre los demás embalses se ha establecido un gradiente de agrupación en función de la combinación de variables de la transparencia y el estado trófico, quedando por un lado los embalses de mejor estado, más transparentes y menos carga de fósforo, y por otro lado los embalses más turbios, en peor estado y mayor concentración de fósforo, ya que hay una clara separación de los embalses de tipo 1, 13, 7 y 11 del resto, 9, 10 y 12.



Vector scaling: 4.76

Figura 79. Representación, en la gráfica superior, de la posición de los embalses estudiados en 2016 en el espacio definido por los ejes 1 y 2 del análisis multivariante PCA de las variables consideradas. En la gráfica inferior se ha posicionado además el momento de cada una de las variables representado por el vector que señala en su posición en los ejes.



Vector scaling: 3.85

Figura 80. Representación, en la parte superior, de la posición de los embalses estudiados en 2016 en el espacio definidos por los ejes 1 y 3 del análisis multivariante PCA de las variables consideradas. En la parte inferior se ha posicionado además el momento de cada una de las variables representado por el vector que señala en su extremo su posición en los ejes.

Las figuras 79 y 80 nos muestran la posición de los embalses en el espacio definido por los ejes 1, 2 y 3 de las componentes principales. A la vez que se representa cada embalse con su abreviatura y su color según la tipología a la que pertenece, se han señalado los vectores que marcan la posición en el espacio de las variables estudiadas en análisis de componentes principales.

Los resultados ponen de manifiesto en la zona negativa del eje 1 los embalses de mayor cota, los más transparentes y los más oxigenados, mientras en la zona positiva están los más



cargados en nutrientes, más mineralizados y turbios y de cotas bajas. El eje 2 separa los embalses principalmente en función de las características morfométricas del embalse y la concentración de nitrógeno. Por otra parte, el eje 3 sitúa en la parte positiva aquellos con una buena oxigenación, frente a los que tienen una mayor zona anóxica.

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 de materia orgánica, con una considerable pérdida de calidad del agua*. Según la definición adoptada por la OCDE (1982), es un *enriquecimiento de las aguas en sustancias nutritivas que conduce, generalmente, a modificaciones sintomáticas tales como aumento de la producción de algas y otras plantas acuáticas, degradación de la pesca y deterioro de la calidad del agua, así como de todos sus usos en general*.

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 estos índices, se ha adoptado en el presente ESTUDIO, el utilizado por la OCDE (tabla 13), 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.

Tabla 13. Niveles de calidad según la concentración de fósforo total.

Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Concentración de P (µg P/L)	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 ZF (µg/L) y densidad celular (nº células/ml).

Los índices contrastados fueron los siguientes:

- **EPA** con tres categorías tróficas y límites de 3 y 20 µg/L para la clorofila (máximo anual) y de 2,000 y 5,000 para la densidad celular.
- **LEE, JONES & RAST**, con cinco categorías tróficas y límites de 2,1 / 3 / 6,7 / 10 µg/L de clorofila (media anual).

- **OCDE**, con cinco categorías tróficas y límites de 1 / 2,5 / 8 y 25 µg/L para la media anual de clorofila-a y de 2,5 / 8 / 25 y 75 µg/L para el máximo anual.
- **MARGALEF**, con dos categorías tróficas y límite de 5 µg/L para la clorofila (media anual) y 5,000 cel/ml para la densidad celular.
- **CHE 2006**, con límites de 5000, 15000, 25000 y 50000 cel/ml.
- **MARGALEF 1983**, (adaptación), con límites de 100, 1000, 10000 y 100000 cel/ml.

Al contar en este ESTUDIO mayoritariamente con sólo una campaña de muestreo en la mayoría de embalses, 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 (tabla 14). La utilización de los límites de calidad relativos a la media anual de clorofila se basó en el hecho de que los muestreos fueron realizados durante la estación de verano. Según la bibliografía limnológica general, el verano coincidiría con un descenso de la producción primaria motivado por el agotamiento de nutrientes tras el pico de producción típico de finales de primavera (Russel-Hunter 1970). Por ello, la utilización de los límites o rangos relativos al máximo anual resultaría inadecuada.

En cuanto a la densidad algal fitoplanctónica, la aplicación de los límites de clase del estudio de la CHE (2007, 2008, 2009) no resultó adecuada, obteniendo una proporción de MAS en muy buen estado-potencial o mal estado-potencial (ultra-oligotrofia o hipertrofia) demasiado elevadas y estando las clases intermedias muy poco representadas. Por ello, basamos nuestros límites de estado trófico en la escala logarítmica basada en Margalef (1983), ya utilizada para incluir más clases de estado trófico en otros estudios (tabla 14). Estos resultados se ajustaban de forma más aproximada a los obtenidos mediante otras métricas estándar de la OCDE como las de P total o clorofila. En el presente ESTUDIO, los índices elegidos son los siguientes:

Tabla 14. Niveles de calidad según la clorofila a y la densidad algal del fitoplancton.

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



Embalse de Pena, con la mínima concentración de clorofila a (0,73 µg/L) en 2016



Embalse de Utchesa-Seca, con la máxima concentración de clorofila a (91 µg/L) en 2016

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 (tabla 15) 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.

Tabla 15. Niveles de calidad según la transparencia.

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



Estany de Cavallers con la mayor transparencia (17,2 m) y embalse de Utchesa-Seca con la menor (0,7 m) en 2016

5.3. Catalogación trófica final

Se han considerado la totalidad de los índices expuestos, que se especifican en la tabla 16, estableciéndose el estado trófico global de los embalses estudiados según la metodología descrita a continuación, utilizando el valor promedio de los dos muestreos en su caso.

Tabla 16. Resumen de los parámetros indicadores de estado trófico.

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

Sobre la base de esta propuesta, en la tabla 17 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.

Tabla 17. Valor numérico asignado a cada clase de estado trófico.

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

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 la tabla 18 se incluye también la catalogación de las diferentes masas de agua según la valoración de este estado trófico final.

La figura 81 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.

En la figura 82 se muestra la localización geográfica de los embalses clasificados por su estado trófico global o final, y en la tabla 18 el diagnóstico del estado trófico en 2016.

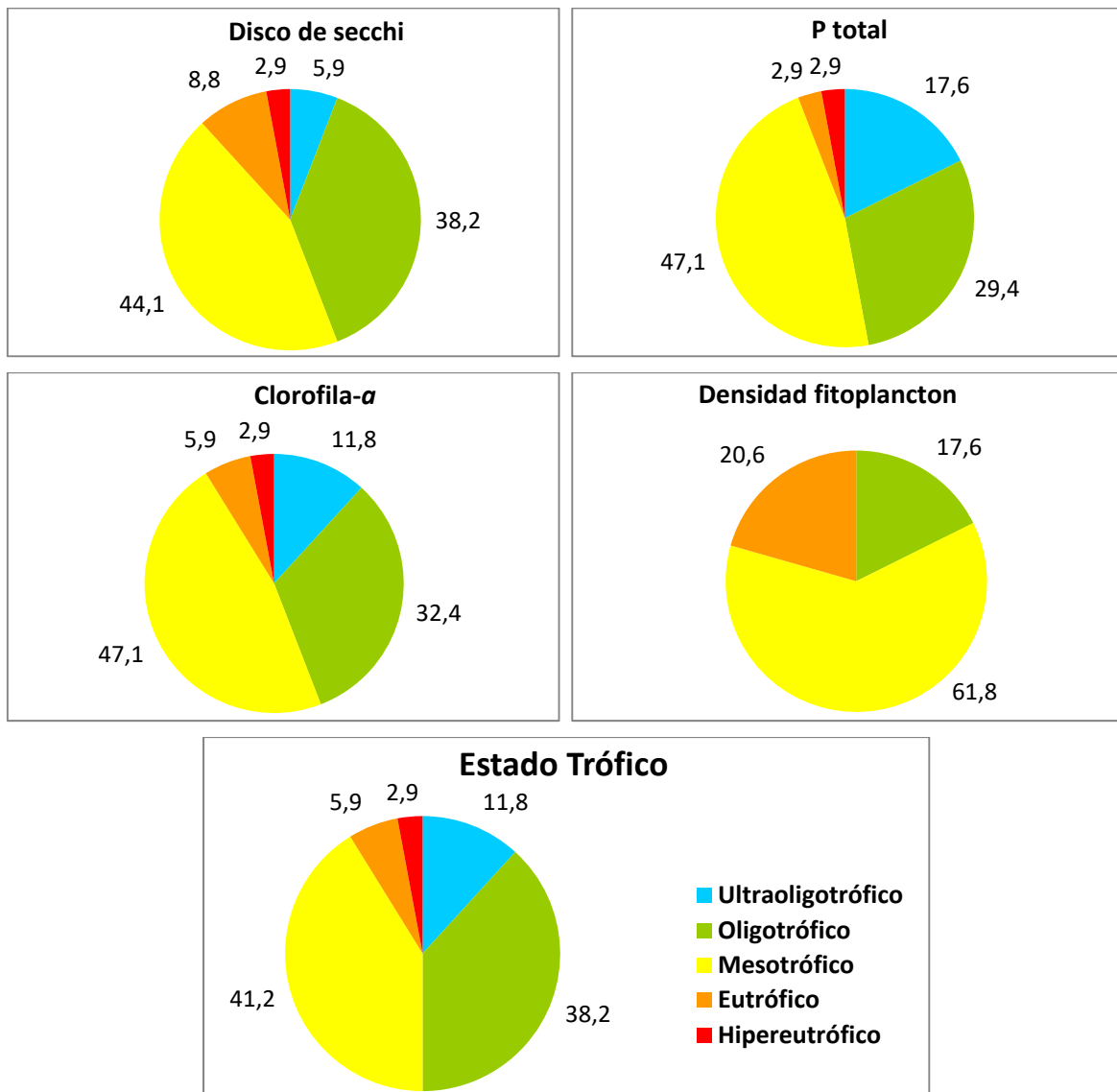
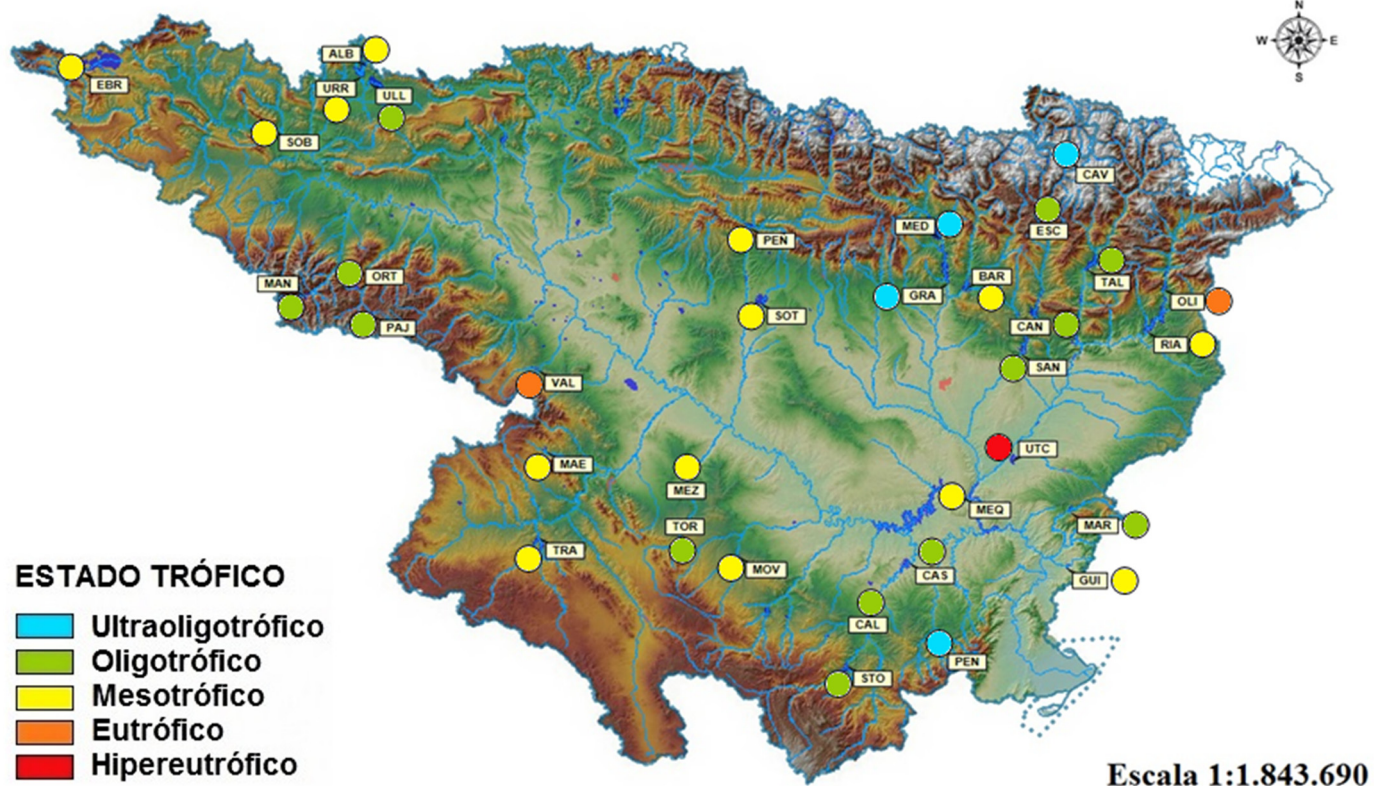


Figura 81. Clasificación trófica de los embalses mediante las diferentes variables y el estado trófico global final.

La variable más restrictiva a la hora de clasificar el estado trófico fue la densidad de fitoplancton aún sin clasificar a ningún embalse como hipereutrófico, ya que clasificó un 20,6 % de embalses como eutróficos y ninguno como ultraoligotrófico, mientras que el resto de variables clasificó solo un embalse como hipereutrófico y la segunda variable que más embalses determinó como eutróficos fue el DS con solo un 8,8 %. La clorofila a clasificó el 5,9 % de embalses como eutróficos y el P total solo el 2,9 %. El P total fue la variable que más embalses clasificó como ultraoligotróficos, un 17,6 %. La catalogación trófica final resultó un compromiso entre métricas. Las clases mayoritarias fueron mesotrófico y oligotrófico, con el 41,2 %, con las clases eutrófico con dos embalses y hipereutrófico con uno. Un 11,8 %, 4 embalses, se clasificaron como ultraoligotróficos.



Mediano (ultraoligotrófico)



Mansilla (oligotrófico)



El Val (eutrófico)

Figura 82. Clasificación de los embalses según su Estado Trófico en 2016.

Tabla 18. Diagnóstico del estado trófico en 2016 (² valor promedio en el caso de embalses con dos muestreos).

Embalse	Código MAS	P total	Disco Secchi	Clorofila a	Densidad fito	ESTADO TRÓFICO
Ebro ²	1	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Urrúnaga	2	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Albiña	5	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Ullívarri-Gamboa ²	7	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Sobrón ²	22	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Mediano	42	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Escales	43	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
La Peña	44	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
El Grado	47	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Talarn	50	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Oliana ²	53	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Barasona	56	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Canelles	58	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Mansilla	61	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Sotonera ²	62	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Rialb	63	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico
Pajares	64	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Santa Ana	66	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
El Val	68	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Mequinenza ²	70	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico
Mezalocha	71	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Margalef	72	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Las Torcas	75	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
La Tranquera	76	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Moneva	77	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Caspe	78	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Guiamets	79	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico



Embalse	Código MAS	P total	Disco Secchi	Clorofila a	Densidad fito	ESTADO TRÓFICO
Calanda	82	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Santolea	85	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Pena	912	Oligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Ortigosa	916	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Cavallers	1043	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Utchesa-Seca	1679	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Maidevera	RIO823	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico

6. POTENCIAL ECOLÓGICO

6.1. Consideraciones previas

Tradicionalmente, la evaluación de la calidad 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). Sólo 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), fisicoquímica 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 de agua muy modificada, asociado con su estructura y funcionamiento, y tiene que sintetizar y aglutinar los distintos elementos de calidad biológicos y fisicoquímicos.

Actualmente, se han diseñado diferentes metodologías y protocolos para cumplir estos objetivos, con resultados más o menos exitosos, a partir de una adecuada combinación de resultados tan dispares como los que aportan los índices biológicos –por un lado- y los índices hidromorfológicos y fisicoquímicos –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 la 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 por lo general asimilables a lagos.
- A continuación, clasificar la masa de agua, agrupándola en alguna de las categorías o tipologías. Esta primera fase ya se completó en el capítulo 3 del presente ESTUDIO, tomando como referencia la clasificación de masas de agua muy modificadas y artificiales asimilables a lagos, propuesta originalmente por el CEDEX e incluida en la Orden ARM/2656/2008 por la que se aprueba la *Instrucción de Planificación Hidrológica*, y su modificación posterior de mayo de 2011, la Orden ARM/1195/2011.

➤ 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 (máximo, bueno, moderado, deficiente y malo). A este respecto, si bien la DMA no requiere el establecimiento del límite entre las clases bueno y máximo, 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 embalses, 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 del fitoplancton y una métrica 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 el fitoplancton y el 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 nueva normativa de planificación hidrológica (RD 817/2015), estableceremos el potencial ecológico de los embalses mediante el uso de las condiciones de máximo potencial. Se procede según lo determinado en el Real Decreto 817/2015, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental, de Septiembre de 2015, donde se especifican los valores de referencia y los límites entre los estados bueno/moderado, moderado/deficiente y deficiente/malo (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. 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 realizados 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 probadas en los estudios de potencial ecológico de embalses de 2006 y 2007 (CHE, 2007 2008). Otras métricas son de nueva utilización y empezaron a utilizarse en el estudio del potencial ecológico de los embalses del Ebro de 2009.

Así, dentro del indicador fitoplancton, además de la concentración de clorofila, la densidad celular y el biovolumen algal, se han probado otros índices de composición taxonómica y/o funcional como son el *Assemblage Index (Q)* (Padisak *et al.* 2006), el *Indice Trófico (TI)*, Ptacnik *et al.*, 2009) o *Índice trófico de fitoplancton (PTI)*, Salmaso *et al.*, 2006). Respecto al índice biótico, basado en el concepto de especies indicadoras, se ha utilizado el *PRTI*, probado en los estudios de 2009 a 2015 y diseñado específicamente para el estudio de los embalses de la cuenca del Ebro. Se han rechazado las métricas relativas a la comunidad de cianobacterias (porcentaje de cianobacterias y abundancia de cianobacterias potencialmente tóxicas) ya que fueron descartadas en 2009 por su falta de correlación con las métricas de estado trófico. Por la misma razón han sido descartados para este estudio los índices *I_{PL}* y *MedPTI*. Por otro lado, el índice de grupos algales (*IGA*), ha sido descartado porque los resultados de años anteriores (CHE, 2007; 2008; 2009) a nivel de clases de calidad no resultaron coherentes con las clasificaciones del estado trófico, al menos utilizando los límites de clase propuestos originalmente.

Por otra parte, se ha incluido un parámetro relacionado con las especies de zooplancton, un índice biótico basado en el concepto de especie indicadora, el *ZRTI*, testado en los estudios de 2009 a 2015, y diseñado específicamente para el estudio de los embalses de la cuenca del Ebro. Y se han rechazado otros parámetros utilizados en los estudios de 2006 y 2007, ya que tenían resultados poco concluyentes, y eso impidió su utilización en la clasificación del potencial ecológico (CHE, 2007; 2008). Se trata de la relación entre el número de cladóceros de gran tamaño frente al total de cladóceros (*R_{cla}*) y la relación o cociente entre la biomasa de zooplancton y la biomasa de fitoplancton expresada como concentración de Clorofila *a* (*R_{zoo-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; 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 & 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). Finalmente, el uso del índice *riTLI*, fue descartado por no presentar correlaciones significativas con el *TLI*.

En la tabla 19 se presentan los indicadores de calidad, así como los elementos y parámetros de cada uno seleccionados para la determinación del potencial ecológico (PE) en los embalses muestreados en el año 2016.

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

Tabla 19. Parámetros candidatos para la determinación del potencial ecológico.

INDICADOR	ELEMENTOS	PARÁMETROS CANDIDATOS
Biológico: propuesta normativa	Composición, abundancia y biomasa del FITOPLANCTON	Biovolumen algal
		Biomasa algal: Clorofila <i>a</i>
		<i>Índice de Catalán (IGA)</i>
		<i>Porcentaje de cianobacterias</i>
Biológico: propuesta experimental	Composición, abundancia y biomasa del FITOPLANCTON	Densidad algal
		Biomasa algal: Clorofila <i>a</i>
		Biovolumen algal
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>
		<i>Phytoplankton Trophic Index (PTI)</i>
		<i>Trophic Index (TI)</i>
	<i>Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI)</i>	
Composición, abundancia y biomasa del ZOOPLANCTON	<i>Zooplankton Reservoir Trophic Index (ZRTI)</i>	
Fisicoquímico	Concentración de nutrientes	P total ($\mu\text{g P/L}$)
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética o media
	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi

6.2.1. Indicadores biológicos.

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

6.2.1.1 Aproximación experimental

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 2000 cél./ml y la segunda establece en 5000 cél./ml el umbral que separa la eutrofia moderada de la avanzada. Se ha considerado que esta última referencia -5000 cél./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 15000 cél./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 1000 y llegando a las 100000 cél./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 la tabla 20.

Tabla 20. Clases de potencial ecológico según la densidad algal del fitoplancton.

Clase de potencial	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Densidad algal (cél./ml)	<1.000	1.000-10.000	10.000-100.000	>100.000
Valoración de cada clase	2	3	4	5

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 la tabla 21.

Tabla 21. Clases de potencial ecológico según el biovolumen algal del fitoplancton.

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

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 seco total.

Este parámetro se incluye aquí 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, se han considerado los rangos establecidos por el sistema de clasificación trófica de la OCDE para medias anuales de clorofila (ver apartado 5.1 para una justificación de este criterio) para la media de la columna de agua integrando la capa fótica (tabla 22).

Tabla 22. Clases de potencial ecológico según la concentración de clorofila a.

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

4) Índice biótico de Padisak: *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.* (2009). 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

CODÓN	F_i	CODÓN	F_i
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:

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

El índice toma valores de 2 a 5, siendo las clases de potencial las definidas en la tabla 23.

Tabla 23. Clases de potencial ecológico según el índice *Assemblage Index Q*.

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

5) 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 taxa predominantes. Para el cálculo de este índice, a cada taxón (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, 65 especies de fitoplancton pudieron ser asignadas a los taxones indicadores del *PTI*, para el cálculo del índice.

En cuanto al *PTI*, se han considerado los rangos de calidad establecidos en la tabla 24, resultantes de hacer cuatro clases equitativas del rango 2 - 5.

Tabla 24. Clases de potencial ecológico según el índice PTI.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>PTI</i>	> 3,4	2,6-3,4	1,8-2,6	<1,8
Valoración de cada clase	2	3	4	5

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

Del inglés, *Trophic Index*, se trata de un índice biótico basado en el fitoplancton, diseñado para la evaluación del estado ecológico en lagos nórdicos (Ptacnik et al., 2009). Se basa en el biovolumen relativo de 277 taxones. Para el cálculo de este índice, a cada taxón (normalmente especie, género en algunos casos) se le asigna un máximo 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 taxón (método del *weighted averaging –media ponderada-*). 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 taxones:

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

Siendo: b_i la raíz cuadrada del biovolumen relativo de la especie i y w_i el óptimo trófico de la especie. En total, 79 especies de fitoplancton pudieron ser asignadas a los taxones 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 cuatro clases de calidad equitativas. Los rangos de calidad se muestran en la tabla 25.

Tabla 25. Clases de potencial ecológico según el índice *TI*.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>TI</i>	< 2,79	2,79-3,52	3,52-4,25	>4,25
Valoración de cada clase	2	3	4	5

7) Índice Trófico Fitoplanctónico de Embalses (*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 (Mellado A. e. al. (2010, julio). *Phytoplankton communities in reservoirs of the Ebro river basin as ecological status indicators*. Ponencia presentada en el XV Congreso de la Asociación Ibérica de Limnología, Ponta Delgada, Portugal).

Se basa en la abundancia relativa de los 165 taxones algales utilizados en el análisis de correspondencias canónicas (CCA), realizado con los datos de 2007 a 2009. Numerosos estudios han utilizado técnicas multivariantes para derivar métricas de calidad, como por ejemplo, Attayde y Bozelli (1998). Es evidente que con la nueva metodología de cálculo de la densidad fitoplanctónica (MAGRAMA, 2015), este cálculo del *PRTI* debería revisarse también.

Para el cálculo de este índice, a cada taxón (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 cuatro clases de calidad equitativas. Los rangos de calidad se muestran en la tabla 26.

Tabla 26. Clases de potencial ecológico según el índice *PRTI*.

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

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; $p = 0,000002$).

8) Índice Trófico Zooplanctónico de Embalses (*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 siguiendo la misma idea de cálculo del índice *PRTI* antes expuesto.

Se basa en la abundancia relativa de las 126 especies de la comunidad de zooplancton utilizadas en el CCA, realizado con los datos de 2007 a 2009. Para el cálculo de este índice, a cada taxón (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 *ZRTI* presenta un rango de variación de 1 a 15, calculándose las clases de potencial ecológico mediante una división equitativa de este rango en cuatro clases de calidad equitativas (tabla 27).

Tabla 27. Clases de potencial ecológico según el índice *ZRTI*.

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

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; $p = 0,00007$).

6.2.1.2 Aproximación normativa

Para la evaluación del Máximo Potencial Ecológico de las masas de agua artificiales y muy modificadas mediante el elemento de calidad fitoplancton, se deberán utilizar los valores de cambio de clases establecidos en forma de Ratio de Calidad Ecológico, según se indica en el anexo II, apartado c del Real Decreto 817/2015, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Para ello, se debe seguir el procedimiento descrito a continuación para el cálculo del RCE de cada uno de los cuatro parámetros utilizados:

- Cálculo de Ratio de Calidad Ecológico (RCE)

Cálculo para clorofila *a*:

$$RCE = [(1/Chla \text{ Observado}) / (1/Chla \text{ Máximo Potencial Ecológico})]$$

Cálculo para biovolumen:

$$RCE = [(1/biovolumen \text{ Observado}) / (1/ biovolumen \text{ Máximo Potencial Ecológico})]$$

Cálculo para el Índice de Grupos Algales (IGA):

$$RCE = [(400-IGA \text{ Observado}) / (400- IGA \text{ Máximo Potencial Ecológico})]$$

Cálculo para el porcentaje de cianobacterias indicadoras:

$$RCE = [(100 - \% \text{ cianobacterias Observado}) / (100 - \% \text{ cianobacterias Máximo Potencial Ecológico})]$$

1) Biovolumen algal

El biovolumen es una medida mucho más precisa de la biomasa algal, por tener en cuenta el tamaño o volumen celular de cada especie, además del número de células. La clasificación del potencial ecológico de acuerdo al biovolumen de fitoplancton se indica en la tabla 28.

Tabla 28. Clases de potencial ecológico según el RCE del biovolumen algal del fitoplancton.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>Tipos 1, 2 y 3</i>	> 0,189	0,188 – 0,126	0,125 – 0,063	< 0,063
Rango <i>Tipos 7, 8, 9, 10 y 11</i>	> 0,362	0,361 – 0,24	0,23 – 0,12	< 0,12
Rango <i>Tipo 12</i>	> 0,175	0,174 – 0,117	0,116 – 0,058	< 0,058
Rango <i>Tipo 13</i>	> 0,261	0,260 – 0,174	0,173 – 0,087	< 0,087
Valoración de cada clase	2	3	4	5

2) 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 seco total. La clasificación del potencial ecológico de acuerdo con la concentración de clorofila a se indica en la tabla 29.

Tabla 29. Clases de potencial ecológico según el RCE de la concentración de clorofila a.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Rango Tipos 1, 2 y 3	> 0,211	0,210 – 0,14	0,13 – 0,07	< 0,07
Rango Tipos 7, 8, 9, 10 y 11	> 0,433	0,432 – 0,287	0,286 – 0,143	< 0,143
Rango Tipo 12	> 0,195	0,194 – 0,13	0,12 – 0,065	< 0,065
Rango Tipo 13	> 0,304	0,303 – 0,203	0,202 – 0,101	< 0,101
Valoración de cada clase	2	3	4	5

3) 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 *Agència Catalana del Aigua* para la clasificación del estado ecológico de los lagos de montaña y cársticos de Cataluña (ACA 2003a).

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 la tabla 30.

Tabla 30. Clases de potencial ecológico según el RCE del Índice de Grupos Algales (IGA).

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>Tipos 1, 2 y 3</i>	> 0,974	0,973 – 0,649	0,648 – 0,325	< 0,325
Rango <i>Tipos 7, 8, 9, 10 y 11</i>	> 0,982	0,981 – 0,655	0,654 – 0,327	< 0,327
Rango <i>Tipo 12</i>	> 0,929	0,928 – 0,619	0,618 – 0,31	< 0,31
Rango <i>Tipo 13</i>	> 0,979	0,978 – 0,653	0,652 – 0,326	< 0,326
Valoración de cada clase	2	3	4	5

4) Porcentaje de cianobacterias indicadoras

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.

Para el cálculo del porcentaje de cianobacterias indicadoras se ha utilizado el procedimiento descrito en el Protocolo de análisis y cálculo de métricas de fitoplancton en lagos y embalses (MAGRAMA, 2015). Aplicando para el cálculo la siguiente fórmula:

$$\%CIANO = \frac{BVOL_{CIA} - [BVOL_{CHR} - (BVOL_{MIC} + BVOL_{WOR})]}{BVOL_{TOT}}$$

Donde:

BVOL _{CIA}	Biovolumen de cianobacterias totales
BVOL _{CHR}	Biovolumen de Chroococcales
BVOL _{MIC}	Biovolumen de <i>Microcystis</i>
BVOL _{WOR}	Biovolumen de <i>Woronichinia</i>
BVOL _{TOT}	Biovolumen total de fitoplancton

El Real Decreto 817/2015 incluye entre las métricas a considerar para el establecimiento del potencial ecológico en embalses, la densidad relativa de cianobacterias en la comunidad fitoplanctónica. Los valores de cambio de clases se establecen como se muestran en la tabla 31.

Tabla 31. Clases de potencial ecológico según la densidad relativa de cianobacterias.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>Tipos 1, 2 y 3</i>	> 0,908	0,907 – 0,607	0,606 – 0,303	< 0,303
Rango <i>Tipos 7, 8, 9, 10 y 11</i>	> 0,715	0,714 – 0,48	0,47 – 0,24	< 0,24
Rango <i>Tipo 12</i>	> 0,686	0,685 – 0,457	0,456 – 0,229	< 0,229
Rango <i>Tipo 13</i>	> 0,931	0,930 – 0,621	0,620 – 0,31	< 0,31
Valoración de cada clase	2	3	4	5

6.2.2. El Indicador Físicoquímico: 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 (tabla 32). Al igual que en el caso de la clorofila *a* se han aplicado los criterios de la normativa vigente del RD 817/2015, en este caso para el mínimo anual de transparencia. Las razones de la elección de estos rangos fueron expuestas en el apartado 5.1.

Tabla 32. Clases de potencial ecológico según la profundidad de visión del Disco de Secchi.

Clase de potencial ecológico	Muy Bueno	Bueno	Moderado
Disco de Secchi (DS, m)	> 6	6 - 3	< 3
Valoración de cada clase	1	2	3



Estany de Cavallers, con el máximo valor de disco de Secchi en 2016 (17,2 m)

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 correspondientes 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 la tabla 33 se resumen los límites establecidos.

Tabla 33. Clases de potencial ecológico según la concentración de oxígeno disuelto en el hipolimnion o en toda la columna de agua, cuando el embalse no está estratificado.

Clase de potencial ecológico	Muy Bueno	Bueno	Moderado
Concentración hipolimnética (mg/L O ₂)	> 6	6 - 4	< 4
Valoración de cada clase	1	2	3



Embalse de Maidevera, con la mínima concentración de oxígeno hipolimnético en 2016 (0,36 mg O₂/L)

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, pues en la mayoría de los casos es el principal elemento limitante para el crecimiento de las algas.

Se ha empleado el resultado obtenido en la muestra integrada, considerando los criterios de la OCDE especificados en la tabla 34 (OCDE, 1982) adaptado a los intervalos de calidad del RD 817/2015.

Tabla 34. Clases de potencial ecológico según la concentración de fósforo total.

Clase de potencial ecológico	Muy Bueno	Bueno	Moderado
Concentración de PT ($\mu\text{g P/L}$)	< 10	10 - 35	> 35
Valoración de cada clase	1	2	3



Embalse de Utchesa-Seca, donde se obtuvo la máxima concentración de P total en 2016 (139 $\mu\text{g P/L}$)

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 a 2015), en el cual ya se justificaba la no utilización de la metodología basada en los potenciales ecológicos máximos (*IPE_{ref}* o *IPE_{Emp}*). Como ya aparece en los informes de potencial ecológico de embalses de 2006, 2007 y 2008 (CHE, 2007 a 2015), la utilización de los *IPE_{Emp}* (máximos *IPE* alcanzados experimentalmente dentro de cada grupo de embalses) implicaría una mejora sustancial de la calidad evaluada, debido a los bajos *IPE* que deben ser tomados como “de referencia” en tipos poco representados en el ESTUDIO, o en aquellos otros donde es probable que no se haya contado con embalses cuyas condiciones fueran equiparables al máximo potencial ecológico. Así, encontramos más rigurosa la aplicación de rangos generales ya establecidos en la bibliografía y en la legislación (es decir, el método seguido hasta evaluar el *IPE*), mientras no se disponga de condiciones de máximo potencial para cada uno de los tipos.

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 2016, son los reflejados en la tabla 36 en las páginas siguientes. Los valores de los indicadores se asignarán a las cuatro clases de calidad (dependiendo de los límites establecidos para cada uno de ellos) de tal manera que finalmente tengamos un valor del 5 (malo) al 2 (bueno o superior) para cada indicador.

2. El valor de cada elemento se obtiene directamente a partir de una sola variable o parámetro, en el caso de los fisicoquímicos, 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 cuatro rangos de calidad (fitoplancton y zooplancton, figura 83).

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*.

La valoración del indicador fisicoquímico se obtiene realizando la media de las puntuaciones obtenidas para los tres elementos descritos anteriormente. Si la media de los tres elementos es

igual o superior a 4,2, se considera que se cumplen las condiciones fisicoquímicas propias de la categoría Muy bueno. Si se alcanzan o superan los 3,4 puntos, se considera que las condiciones fisicoquímicas tienen la categoría de Bueno. Si no se alcanzan los 3,4 puntos, se considera que las condiciones fisicoquímicas tienen la categoría de Moderado.

Un ejemplo práctico del protocolo de cálculo se muestra en las tablas 35 y 36.

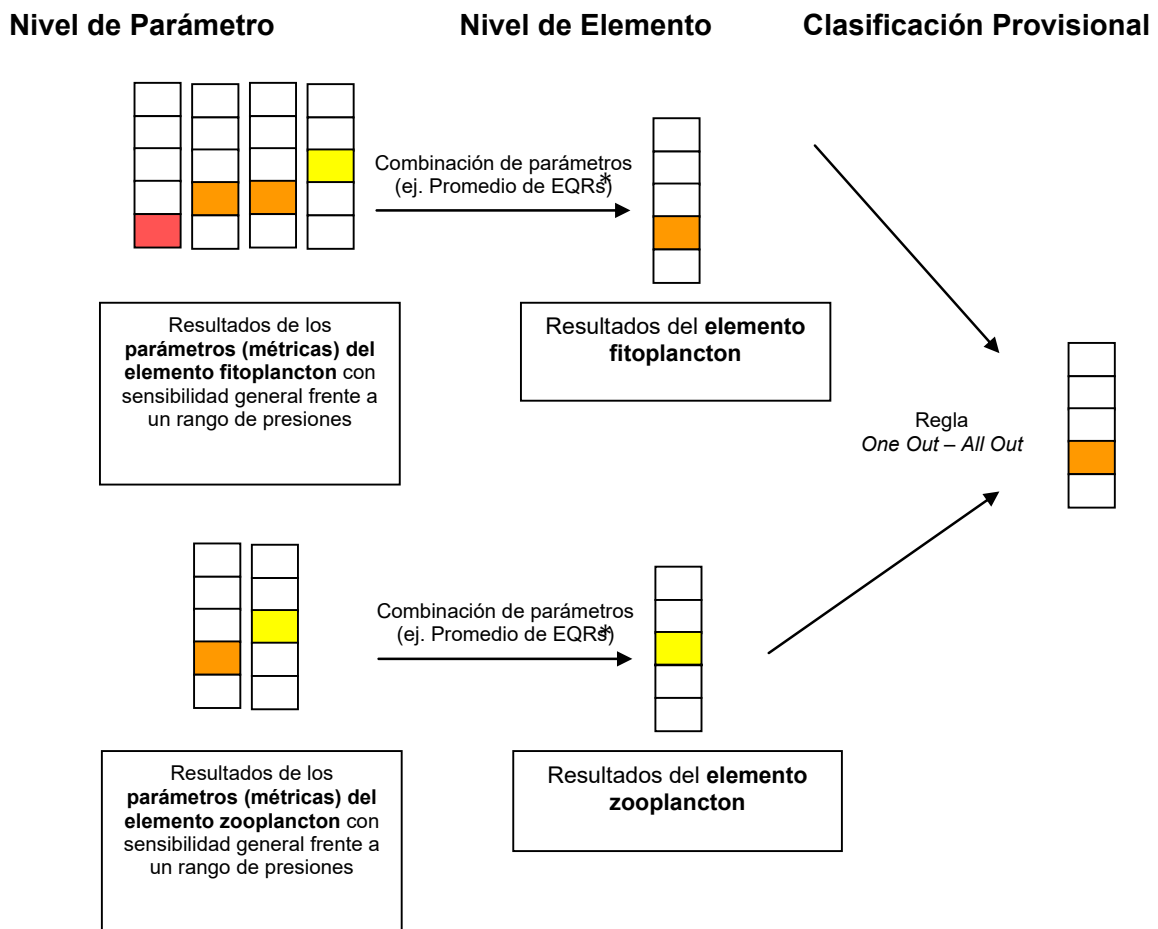


Figura 83. Aproximación experimental. Diagrama de clasificación del potencial ecológico provisional de acuerdo con la combinación de métricas y elementos biológicos. Una vez obtenida la clasificación provisional, esta se verá modificada o no atendiendo a los resultados del indicador fisicoquímico. *EQR: siglas de Índice de Calidad Ecológica.

Tabla 35. Parámetros y límites de clase para los diferentes indicadores considerados.

Indicador	Elementos	Parámetros	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Biológico	Composición, abundancia y biomasa de FITOPLANCTON	Densidad algal (cel/ml)	< 1000	1000 – 10000	10000 – 100000	>100000
		Clorofila a (µg/L)	0 – 2,5	2,5 – 8	8,0 – 25	>25
		Biovolumen algal (mm ³ /L)	< 0,5	0,5 – 2	2 – 8	>8
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>	> 3	3 - 2	2 - 1	<1
		<i>Phytoplankton Trophic Index (PTI)</i>	> 3,4	2,6-3,4	1,8-2,6	<1,8
		<i>Trophic Index (TI)</i>	< 2,79	2,79-3,52	3,52-4,25	>4,25
		<i>Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI)</i>	< 6,6	6,6-9,4	9,4-12,2	>12,2
	Composición, abundancia y biomasa de ZOOPLANCTON	<i>Zooplankton Reservoir Trophic Index (ZRTI)</i>	< 6,6	6,6-9,4	9,4-12,2	>12,2
Valoración del parámetro			2	3	4	5
Físicoquímico	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi (m)	> 3	1,5 – 3	0,7 – 1,5	
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética O ₂ (mg/L O ₂)	> 6	6 – 4	4 – 2	
	Concentración de nutrientes	Concentración de PT: media anual (µg P/L)	0 – 10	10 – 35	35 – 100	
Valoración del parámetro			1	2	3	

Tabla 36. Ejemplo teórico de aplicación de la metodología.

Indicador	Elementos	Parámetros	Valor Observado	Valor Parámetro	Valor Elemento	Valor del Indicador	PE
Biológico	FITOPLANCTON	Densidad algal (cel/ml)	945	2	2,86 (media)	3 (máximo)	3 (Moderado)
		Biomasa algal, Clorofila a (µg/L)	9,3	4			
		Biovolumen algal (mm ³ /L)	0,66	3			
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>	1,8	4			
		<i>Phytoplankton Trophic Index (PTI)</i>	3,5	2			
		<i>Trophic Index (TI)</i>	2,51	2			
	<i>Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI)</i>	8,0	3				
ZOOPLANCTON	<i>Zooplankton Reservoir Trophic Index (ZRTI)</i>	8,0	3	3			
Físico-Químico	Transparencia	Disco de Secchi	3,4	2	2	2 (máximo)	
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética O ₂	4,2	2	2		
	Concentración de nutrientes	Concentración de P	23	2	2		

4. 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 85.

5. El índice de potencial ecológico (IPE) del embalse, será de esta forma el valor más alto de los obtenidos para los indicadores biológicos, modificado después de aplicar los criterios de condiciones fisicoquímicas. El *IPE* será un número del 2 al 5, siendo 5 la clase peor y 2 la mejor.

En este esquema conceptual (figura 84), cuando los indicadores biológicos ofrecen un valor por debajo de bueno, la clasificación final del potencial ecológico viene dada directamente por éstos. Sin embargo, cuando el potencial ecológico se estima (mediante indicadores biológicos) como bueno o superior, las condiciones fisicoquímicas entran en juego, pudiendo bajar la clasificación del potencial a los niveles inferiores, a la vista del resultado obtenido para el indicador fisicoquímico.

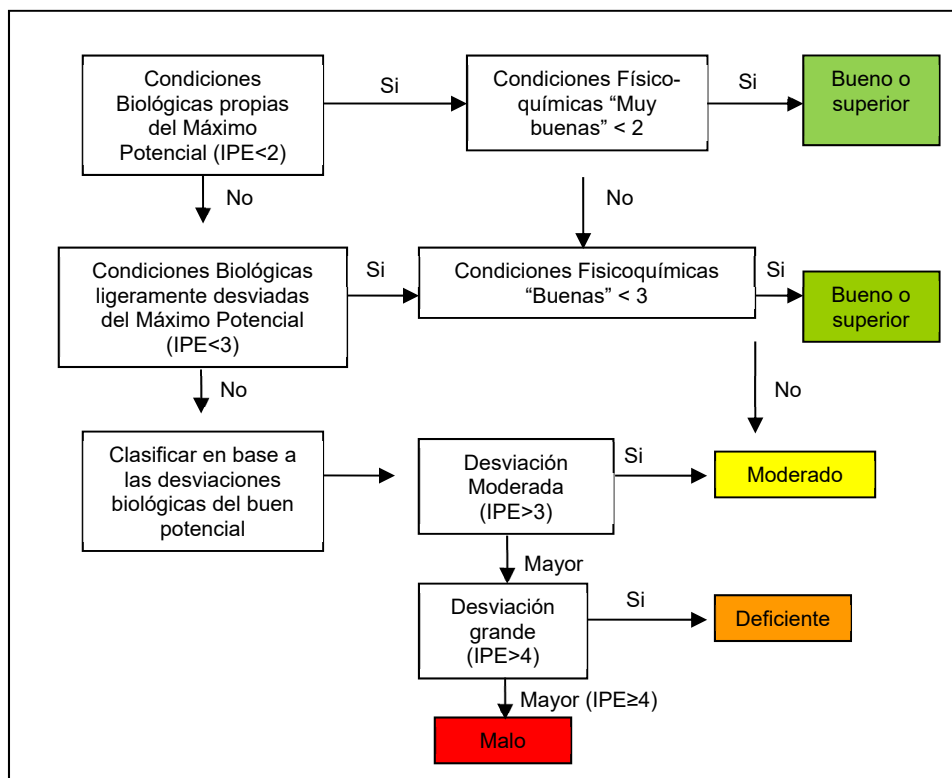


Figura 84. Diagrama de clasificación del potencial ecológico final de acuerdo con las recomendaciones de la UE CIS Working Group 2A, 2003) y los nuevos límites adaptados a lo establecido en el RD 817/2015. IPE: Índice de Potencial Ecológico.



La combinación de los dos indicadores, fisicoquímico y biológico, para la obtención del potencial ecológico final sigue el esquema de decisiones indicado en la tabla 37:

Tabla 37. Combinación de los indicadores para el cálculo del Potencial Ecológico.

Indicador Biológico	Indicador Físicoquímico	Potencial Ecológico Experimental
Bueno o superior	Muy bueno	Bueno o superior
Bueno o superior	Bueno	Bueno o superior
Bueno o superior	Moderado	Moderado
Moderado	Indistinto	Moderado
Deficiente	Indistinto	Deficiente
Malo	Indistinto	Malo

b) APROXIMACIÓN NORMATIVA

En aplicación del Real Decreto 817/2015, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental, 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 BS/M (Bueno o superior/Moderado), M/D (Moderado/Deficiente) y D/M (Deficiente/Malo) establecidos para cuatro métricas de fitoplancton en los diversos tipos de embalses en el Protocolo de análisis y cálculo de métricas de fitoplancton en lagos y embalses (MAGRAMA, 2015). 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 clases se especifican en la tabla 39.

La forma de proceder en la clasificación del potencial ecológico de un embalse dado, en esta aproximación normativa, una vez calculados los valores RCE para cada parámetro, se basa en los siguientes pasos:

1- Transformación de RCE a escalas numéricas equivalentes

Es necesario llevar a cabo la transformación de los valores de RCE obtenidos, a una escala numérica equivalente para los cuatro indicadores de acuerdo con el siguiente procedimiento.

Las ecuaciones para llevar a cabo esta transformación varían en función del tipo de masa de agua y son las que se indican a continuación, para los tipos presentes en el actual ESTUDIO:

Tipos 1, 2 y 3

Clorofila a	
RCE > 0,21	$RCE_{trans} = 0,5063 \times RCE + 0,4937$
RCE ≤ 0,21	$RCE_{trans} = 2,8571 \times RCE$
Biovolumen	
RCE > 0,19	$RCE_{trans} = 0,4938 \times RCE + 0,5062$
RCE ≤ 0,19	$RCE_{trans} = 3,1579 \times RCE$
% Cianobacterias	
RCE > 0,91	$RCE_{trans} = 4,4444 \times RCE - 3,4444$
RCE ≤ 0,91	$RCE_{trans} = 0,6593 \times RCE$
Índice de Grupos Algales (IGA)	
RCE > 0,9737	$RCE_{trans} = 15,234 \times RCE - 14,233$
RCE ≤ 0,9737	$RCE_{trans} = 0,6162 \times RCE$



Tipos 7, 8, 9, 10 y 11

Clorofila a	
RCE > 0,43	$RCE_{trans} = 0,7018 \times RCE + 0,2982$
RCE ≤ 0,43	$RCE_{trans} = 1,3953 \times RCE$
Biovolumen	
RCE > 0,36	$RCE_{trans} = 0,625 \times RCE + 0,375$
RCE ≤ 0,36	$RCE_{trans} = 1,6667 \times RCE$
% Cianobacterias	
RCE > 0,72	$RCE_{trans} = 1,4286 \times RCE - 0,4286$
RCE ≤ 0,72	$RCE_{trans} = 0,8333 \times RCE$
Índice de Grupos Algales (IGA)	
RCE > 0,9822	$RCE_{trans} = 22,533 \times RCE - 21,533$
RCE ≤ 0,9822	$RCE_{trans} = 0,6108 \times RCE$

Tipos 6 y 12

Clorofila a	
RCE > 0,195	$RCE_{trans} = 0,497 \times RCE + 0,503$
RCE ≤ 0,195	$RCE_{trans} = 3,075 \times RCE$
Biovolumen	
RCE > 0,175	$RCE_{trans} = 0,4851 \times RCE + 0,5149$
RCE ≤ 0,175	$RCE_{trans} = 3,419 \times RCE$
% Cianobacterias	
RCE > 0,686	$RCE_{trans} = 1,2726 \times RCE - 0,2726$
RCE ≤ 0,686	$RCE_{trans} = 0,875 \times RCE$
Índice de Grupos Algales (IGA)	
RCE > 0,929	$RCE_{trans} = 5,6325 \times RCE - 4,6325$
RCE ≤ 0,929	$RCE_{trans} = 0,6459 \times RCE$

Tipo 13

Clorofila a	
RCE > 0,304	$RCE_{trans} = 0,575 \times RCE + 0,425$
RCE ≤ 0,304	$RCE_{trans} = 1,9714 \times RCE$
Biovolumen	
RCE > 0,261	$RCE_{trans} = 0,541 \times RCE + 0,459$
RCE ≤ 0,261	$RCE_{trans} = 2,3023 \times RCE$
% Cianobacterias	
RCE > 0,931	$RCE_{trans} = 5,7971 \times RCE - 4,7971$
RCE ≤ 0,931	$RCE_{trans} = 0,6445 \times RCE$
Índice de Grupos Algales (IGA)	
RCE > 0,979	$RCE_{trans} = 18,995 \times RCE - 17,995$
RCE ≤ 0,979	$RCE_{trans} = 0,6129 \times RCE$

2- Combinación de RCE transformados para la clasificación del estado ecológico

Para la combinación de los distintos indicadores representativos del elemento de calidad fitoplancton se hallará la media de los RCE transformados correspondientes a los parámetros “abundancia-biomasa” y “composición”.

La combinación de los RCE transformados se llevará a cabo primero para los indicadores de clorofila y biovolumen, ambos representativos de la abundancia. La combinación se hará mediante las medias de los RCE transformados.

Posteriormente se llevará a cabo la combinación de los indicadores representativos de la composición: porcentaje de cianobacterias y el IGA. La combinación se hará mediante las medias de los RCE transformados.

Finalmente, para la combinación de los indicadores de composición y abundancia-biomasa se hará la media aritmética.

3- Clasificación

El valor final de la combinación de los RCE transformados se clasificará de acuerdo a la siguiente escala de la tabla 38:

Tabla 38. Ratios de calidad según el índice de potencial ecológico normativo RCET.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
<i>RCET</i>	> 0,6	0,4-0,6	0,2-0,4	<0,2
Valoración de cada clase	2	3	4	5

Tabla 39. Valores de referencia propios del tipo (VR_t) y límites de cambio de clase de potencial ecológico (B⁺/M, Bueno o superior-Moderado; M/D, Moderado-Deficiente; D/M, Deficiente-Malo) de los indicadores de los elementos de calidad de embalses (RD 817/2015). Se han incluido sólo los tipos de embalses presentes en el ESTUDIO.

Tipo	Elemento	Parámetro	Indicador	VR_t	B ⁺ /M (RCE)	M/D (RCE)	D/M (RCE)
Tipo 1	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a mg/m ³	2,00	0,211	0,14	0,07
			Biovolumen mm ³ /L	0,36	0,189	0,126	0,063
		Composición	Índice de Catalán (IGA)	0,10	0,974	0,649	0,325
			Porcentaje de cianobacterias	0,00	0,908	0,607	0,303
Tipo 7	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a mg/m ³	2,60	0,433	0,287	0,143
			Biovolumen mm ³ /L	0,76	0,362	0,24	0,12
		Composición	Índice de Catalán (IGA)	0,61	0,982	0,655	0,327
			Porcentaje de cianobacterias	0,00	0,715	0,48	0,24
Tipo 9	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a mg/m ³	2,60	0,433	0,287	0,143
			Biovolumen mm ³ /L	0,76	0,362	0,24	0,12
		Composición	Índice de Catalán (IGA)	0,61	0,982	0,655	0,327
			Porcentaje de cianobacterias	0,00	0,715	0,48	0,24
Tipo 10	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a mg/m ³	2,60	0,433	0,287	0,143
			Biovolumen mm ³ /L	0,76	0,362	0,24	0,12
		Composición	Índice de Catalán (IGA)	0,61	0,982	0,655	0,327
			Porcentaje de cianobacterias	0,00	0,715	0,48	0,24
Tipo 11	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a mg/m ³	2,60	0,433	0,287	0,143
			Biovolumen mm ³ /L	0,76	0,362	0,24	0,12
		Composición	Índice de Catalán (IGA)	0,61	0,982	0,655	0,327
			Porcentaje de cianobacterias	0,00	0,715	0,48	0,24
Tipo 12	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a mg/m ³	2,40	0,195	0,13	0,065
			Biovolumen mm ³ /L	0,63	0,175	0,117	0,058
		Composición	Índice de Catalán (IGA)	1,50	0,929	0,619	0,31
			Porcentaje de cianobacterias	0,10	0,686	0,457	0,229
Tipo 13	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a mg/m ³	2,10	0,304	0,203	0,101
			Biovolumen mm ³ /L	0,43	0,261	0,174	0,087
		Composición	Índice de Catalán (IGA)	1,10	0,979	0,653	0,326
			Porcentaje de cianobacterias	0,00	0,931	0,621	0,31

6.4. Potencial Ecológico: Resultados

6.4.1 Indicadores Biológicos y Fisicoquímicos

La selección de métricas o parámetros biológicos a utilizar en el cálculo final del potencial ecológico se basó en los estudios previos a éste, eliminando así las métricas no correlacionadas significativamente con un índice de estado trófico, el *TSI* de Carlson. La correlación del *TLI* de Burns *et al.* (1999) 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 (CHE, 2009).

a) Biológicos

Los resultados para cada una de las métricas se muestran dentro de los apartados de las dos propuestas para la determinación del potencial ecológico (apartados 6.4.2 y 6.4.3).

b) Fisicoquímicos

Los resultados obtenidos para cada una de las métricas o parámetros fisicoquímicos se pueden observar en la figura 85.

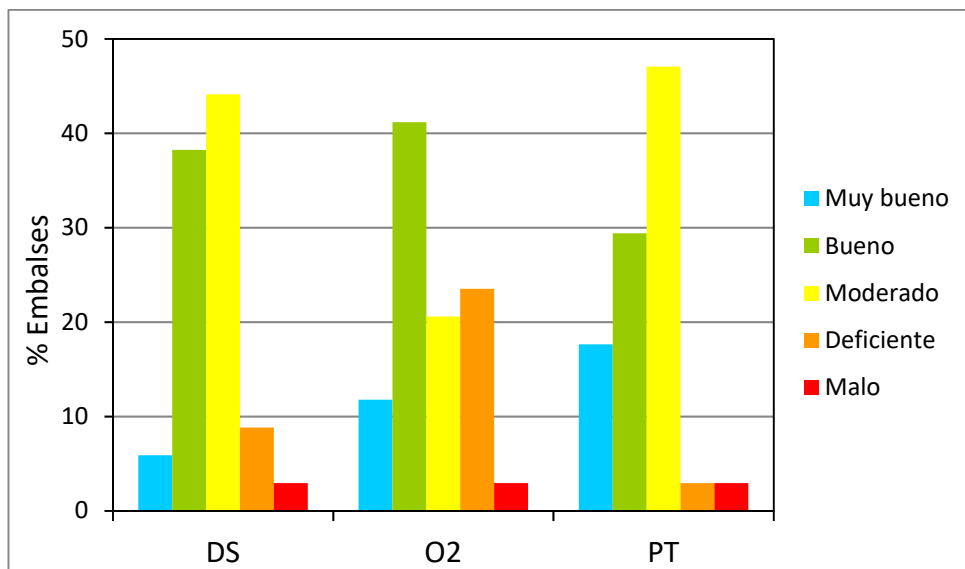


Figura 85. Evaluación de la calidad en embalses mediante los parámetros fisicoquímicos.

En todos los parámetros encontramos las cinco clases de calidad representadas, predominando en la profundidad del Disco de Secchi y el fósforo total los embalses con buena o moderada calidad. El oxígeno es el parámetro que clasifica el mayor número de embalses con muy buena o buena calidad, en total son 18 que supone el 52,9 %, aunque también es el que

mayor número de embalses clasifica en deficiente (8), siendo el parámetro que menos embalses clasifica en estado moderado, tan solo 7. Mientras que la concentración de fósforo total y la profundidad del DS clasifican la mayoría de embalses como buenos o moderados, más del 75 % en ambos parámetros. Aunque el fósforo total clasifica seis embalses en muy buen estado y tan solo uno como deficiente y uno como malo, en cambio el DS clasifica solamente dos embalses en muy buen estado, tres como deficientes y uno en mal estado.

Finalmente, como resultado de la combinación de parámetros, se estimó el valor global del elemento fisicoquímico según la metodología planteada (figura 86), donde se observa que con la combinación de parámetros disminuye la cantidad de embalses clasificados como buenos o muy buenos.

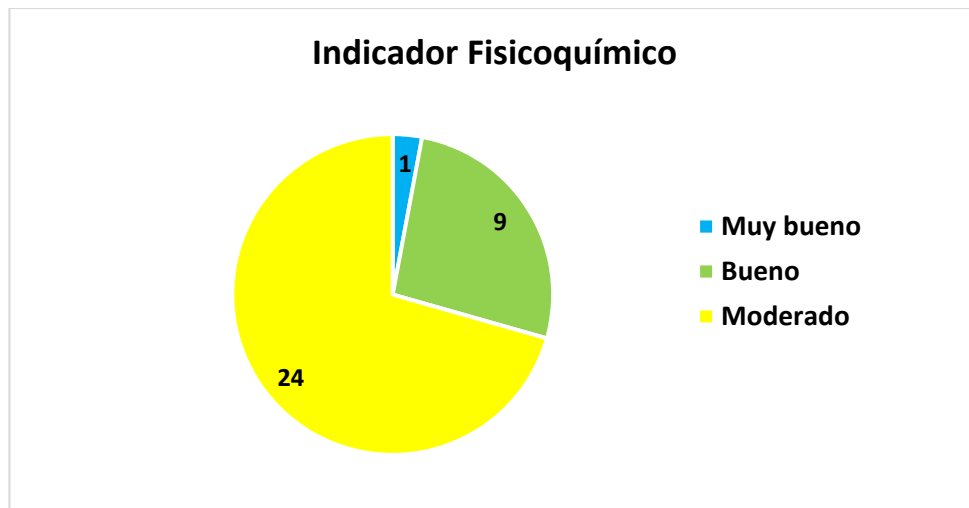


Figura 86. Evaluación de la calidad mediante el indicador fisicoquímico. Las tres clases establecidas son: Muy bueno, Bueno y Moderado. (Se incluye el número de embalses clasificados en cada categoría en 2016).

En la tabla 40 se recoge, para cada embalse, la calidad otorgada por cada variable fisicoquímica y su combinación final que muestra el indicador fisicoquímico de cada embalse.

Tabla 40. Valor del indicador fisicoquímico a partir de la calidad otorgada por las variables consideradas. ² En embalses muestreados en dos ocasiones se considera el valor promedio.

EMBALSE	CÓDIGO	DISCO DE SECCHI	OXÍGENO	P TOT	IND_FQ
Ebro ²	1	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado
Urrúnaga	2	Moderado	Deficiente	Moderado	Moderado
Albiña	5	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado
Ullívarri-Gamboa ²	7	Bueno	Deficiente	Moderado	Moderado
Sobrón ²	22	Moderado	Deficiente	Moderado	Moderado
Mediano	42	Bueno	Bueno	Muy bueno	Bueno
Escales	43	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
La Peña	44	Deficiente	Bueno	Moderado	Moderado
El Grado	47	Bueno	Bueno	Muy bueno	Bueno
Talarn	50	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
Oliana ²	53	Moderado	Deficiente	Deficiente	Moderado
Barasona	56	Deficiente	Bueno	Moderado	Moderado
Canelles	58	Bueno	Muy bueno	Bueno	Bueno
Mansilla	61	Bueno	Moderado	Bueno	Moderado
La Sotonera ²	62	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado
Rialb	63	Moderado	Bueno	Moderado	Moderado
Pajares	64	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
Santa Ana	66	Bueno	Bueno	Muy bueno	Bueno
El Val	68	Moderado	Malo	Moderado	Moderado
Mequinenza ²	70	Bueno	Deficiente	Moderado	Moderado
Mezalocha	71	Deficiente	Muy bueno	Moderado	Moderado
Margalef	72	Bueno	Deficiente	Bueno	Moderado
Las Torcas	75	Moderado	Bueno	Muy bueno	Moderado
La Tranquera	76	Bueno	Moderado	Moderado	Moderado
Moneva	77	Moderado	Bueno	Moderado	Moderado
Caspe	78	Moderado	Moderado	Bueno	Moderado
Guiamets	79	Moderado	Deficiente	Moderado	Moderado
Calanda	82	Moderado	Moderado	Muy bueno	Moderado
Santolea	85	Moderado	Bueno	Bueno	Moderado
Pena	912	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
Ortigosa	916	Muy bueno	Bueno	Bueno	Bueno
Cavallers	1043	Muy bueno	Muy bueno	Muy bueno	Muy bueno
Utchesa-Seca	1679	Malo	Muy bueno	Malo	Moderado
Maidevera	RIO823	Moderado	Deficiente	Moderado	Moderado

6.4.2 Potencial Ecológico final (*aproximación experimental*)

Los resultados obtenidos (en términos de clases de calidad) para cada una de las 7 métricas del fitoplancton se pueden observar en la figura 87.

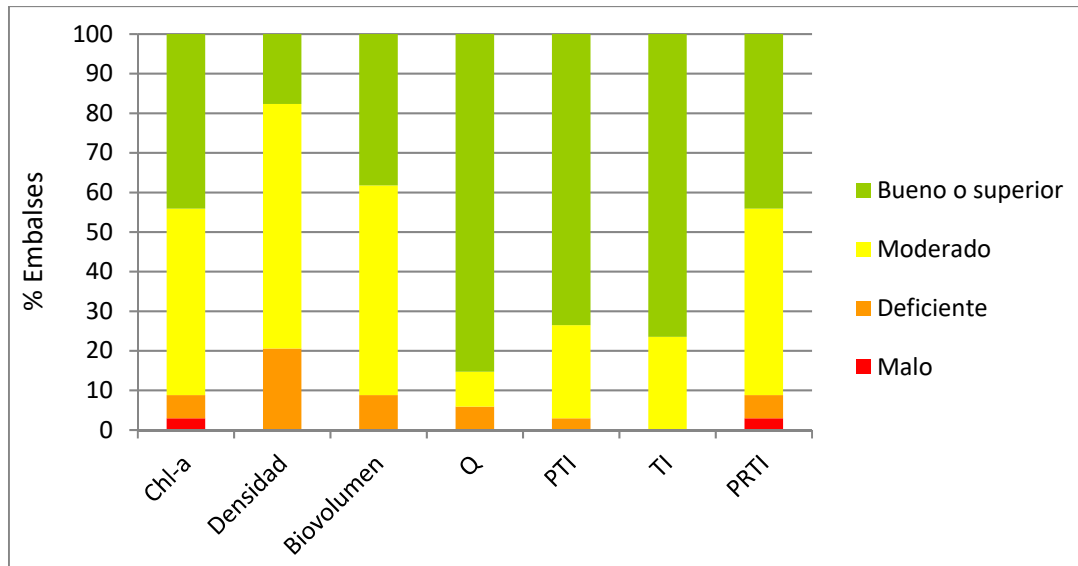


Figura 87. Evaluación de la calidad mediante los parámetros del fitoplancton.

Se puede observar cierta disparidad en los resultados obtenidos mediante las métricas del fitoplancton, aunque en general se observa predominancia de las clases de potencial Moderado y Bueno o superior. Esta generalización no se cumple en el índice Q, que clasifica a la mayoría de embalses como Bueno o superior. Los índices calculados, conceden predominancia a la clase Bueno o superior, excepto el PRTI y los parámetros aplicados de forma directa, donde predominan las clases inferiores, es decir, son más restrictivos.

El PRTI y la concentración de clorofila *a*, son los únicos que tienen todas las clases representadas, clasificando un embalse en mala calidad. Estos parámetros no difieren entre en cuanto al número de embalses clasificado en cada clase.

El Trophic Index (TI) clasifica a los embalses de una manera muy homogénea, ya que predomina la clasificación de embalses en estado Bueno o superior, con 8 embalses clasificados en estado Moderado.

Finalmente, la densidad del fitoplancton se presenta como la variable más restrictiva, debido a que es la que más embalses clasifica como deficientes, 7 en total.

En cuanto a la variable del zooplancton, el índice de zooplancton ZRTI, aplicado en los estudios de 2009 a 2015, los resultados obtenidos para cada potencial ecológico en porcentajes se pueden observar en la figura 88.

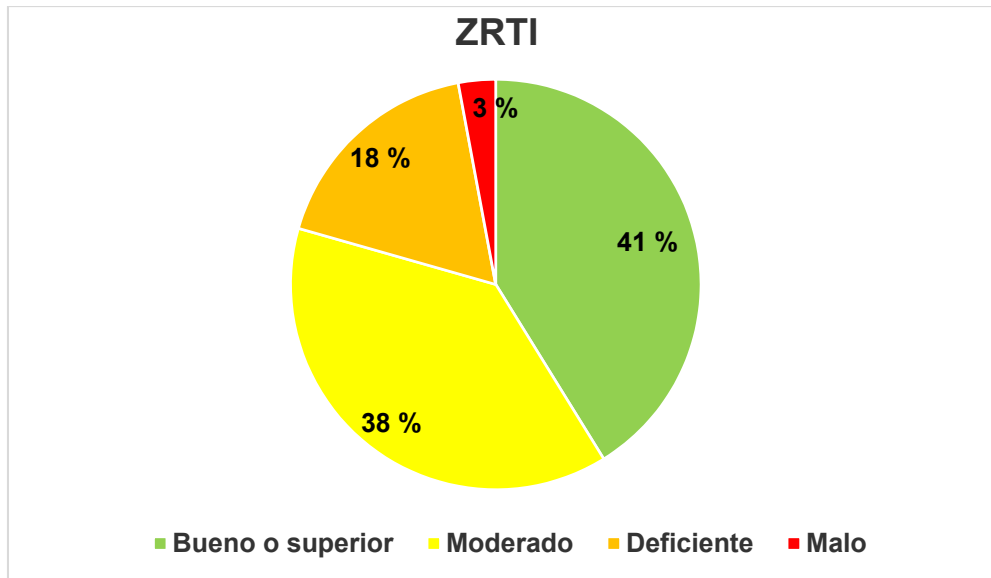


Figura 88. Evaluación de calidad mediante el parámetro de zooplancton ZRTI.

El índice de zooplancton ZRTI, clasifica el 59 % de los embalses con una calidad Moderada o inferior, un 38 % como moderados, un 18 %, como deficientes y un embalse como malo. La mayoría de los embalses se clasifican como Bueno o superior, un 41 %. Resultado parecido al potencial ecológico resultante de la combinación de todos los parámetros, aunque hay un aumento de los embalses moderados en detrimento de los clasificados como bueno o superior por el ZRTI, pero se mantiene el porcentaje de embalses deficiente, lo que indica que el zooplancton ha sido mayormente el elemento más restrictivo.

Una vez obtenidos los dos tipos de indicadores, y siguiendo la metodología expuesta en la figura 81, se procedió a la estima del índice de potencial ecológico o *IPE*.

La figura 89 muestra la proporción final de las clases de potencial ecológico, confrontando las proporciones dadas por el indicador biológico con las dadas por el índice de potencial ecológico final en los embalses estudiados en 2016, evaluada en el presente ESTUDIO.

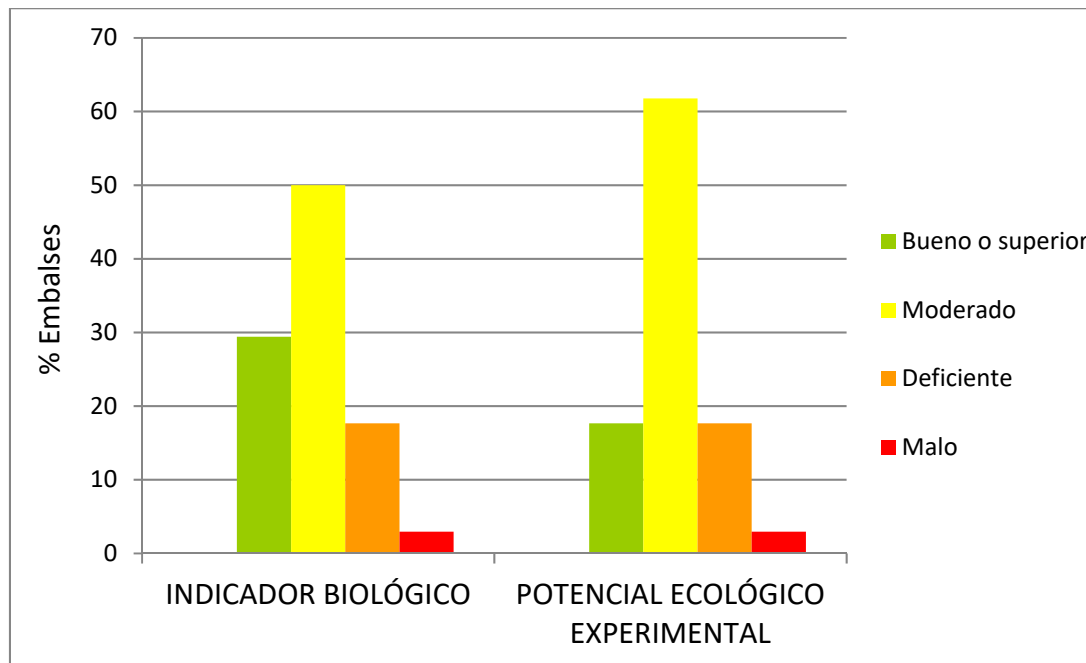


Figura 89. Proporción de clases de potencial ecológico evaluadas mediante el indicador biológico y mediante el *IPE*, tras aplicar los umbrales del indicador fisicoquímico, según el esquema de la figura 85.

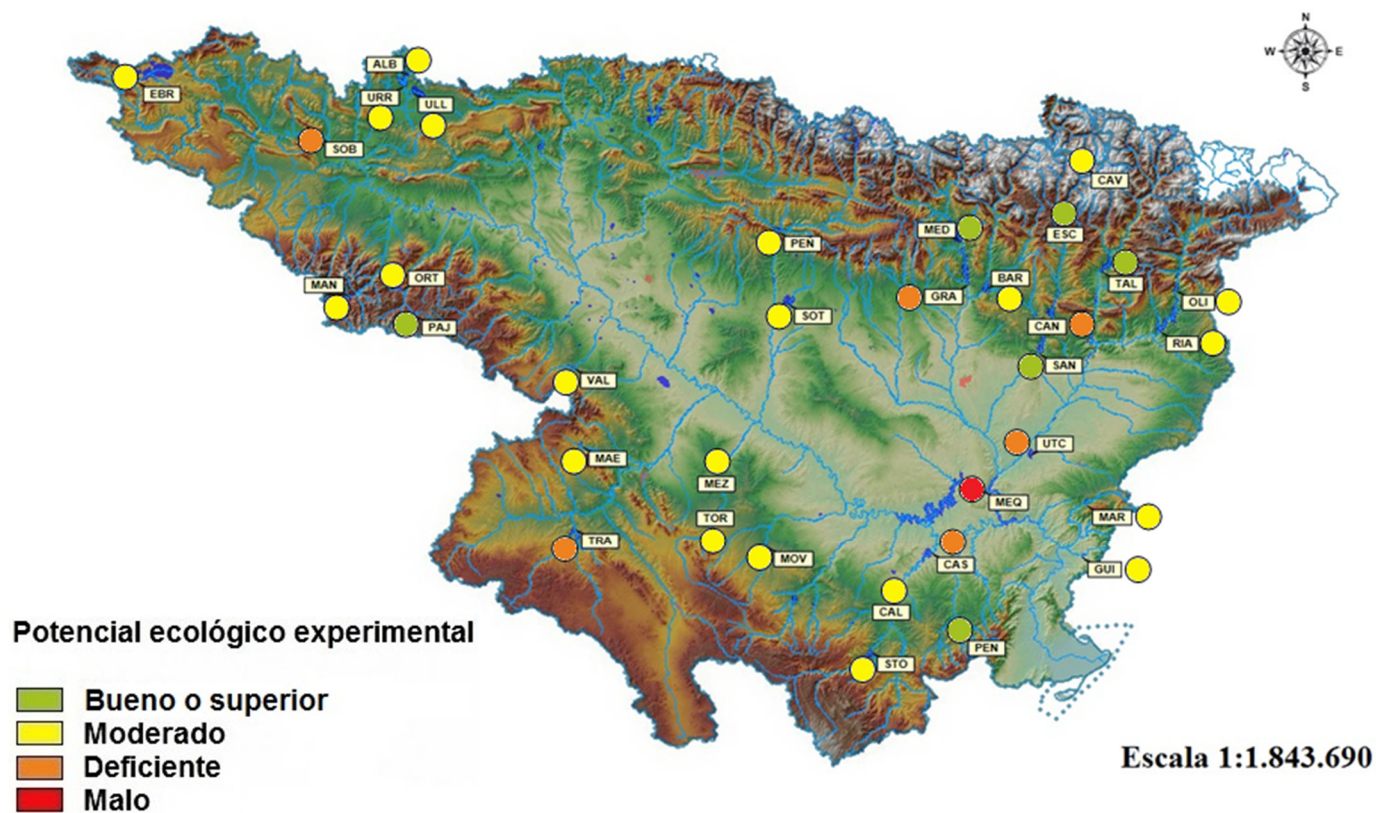
En cuatro embalses calificados como de potencial biológico Bueno o superior, el indicador fisicoquímico (inferior al umbral que suponemos asegura el funcionamiento del ecosistema) hizo cambiar el potencial ecológico a moderado.

La tabla 41 recoge la información más relevante obtenida para cada uno de los embalses evaluados: nombre del embalse, código (COD), la tipología del embalse (TIPO), el resultado de la evaluación biológica final (PE-BIO), el de la evaluación fisicoquímica (IND-FQ), el índice de potencial ecológico (IPE_BIO) evaluado para las masas de agua siguiendo la metodología empleada, así como la evaluación final de potencial ecológico según esta aproximación experimental (*PEexp*). Asimismo, en la figura 90 se muestra el mapa de potencial ecológico de los embalses estudiados.



Tabla 41. Establecimiento del potencial ecológico (aproximación experimental) (Clases: Bueno o superior, Moderado, Deficiente, Malo). ² En embalses con dos muestras se indica el valor promedio.

EMBALSE	MAS	TIPO	IPE_BIO	PE-BIO	IND_FQ	PEexp
Ebro ²	1	7	2,71	Moderado	Moderado	Moderado
Urrúnaga	2	7	2,71	Moderado	Moderado	Moderado
Albiña	5	7	2,57	Bueno o sup	Moderado	Moderado
Ullívarri-Gamboia ²	7	7	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
Sobrón ²	22	9	4,00	Deficiente	Moderado	Deficiente
Mediano	42	9	2,14	Bueno o sup	Bueno	Bueno o sup.
Escales	43	7	2,43	Bueno o sup	Bueno	Bueno o sup.
La Peña	44	9	2,29	Bueno o sup	Moderado	Moderado
El Grado	47	11	4,00	Deficiente	Bueno	Deficiente
Talarn	50	11	2,43	Bueno o sup	Bueno	Bueno o sup.
Oliana ²	53	9	3,14	Moderado	Moderado	Moderado
Barasona	56	11	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
Canelles	58	11	4,00	Deficiente	Bueno	Deficiente
Mansilla	61	7	2,43	Bueno o sup	Moderado	Moderado
La Sotonera ²	62	10	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
Rialb	63	11	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
Pajares	64	1	2,00	Bueno o sup	Bueno	Bueno o sup.
Santa Ana	66	11	2,29	Bueno o sup	Bueno	Bueno o sup.
El Val	68	7	3,29	Moderado	Moderado	Moderado
Mequinenza ²	70	12	5,00	Malo	Moderado	Malo
Mezalocha	71	10	2,71	Moderado	Moderado	Moderado
Margalef	72	10	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
Las Torcas	75	10	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
La Tranquera	76	11	4,00	Deficiente	Moderado	Deficiente
Moneva	77	10	3,29	Moderado	Moderado	Moderado
Caspe	78	12	4,00	Deficiente	Moderado	Deficiente
Guiamets	79	10	2,71	Moderado	Moderado	Moderado
Calanda	82	11	2,14	Bueno o sup	Moderado	Moderado
Santolea	85	11	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
Pena	912	10	2,14	Bueno o sup	Bueno	Bueno o sup.
Ortigosa	916	7	3,00	Moderado	Bueno	Moderado
Cavallers	1043	13	3,00	Moderado	Muy bueno	Moderado
Utchesa-Seca	1679	10	4,00	Deficiente	Moderado	Deficiente
Maidevera	RIO823	7	3,00	Moderado	Moderado	Moderado



Escales (bueno o superior)



Santolea (moderado)



La Tranquera (deficiente)

Figura 90. Mapa de clasificación del Potencial Ecológico (PEexp) de los embalses en 2016.

Para concluir se analizan las tendencias de potencial ecológico por tipos de embalse. Se obtuvieron los siguientes resultados, representados gráficamente en la figura 91.

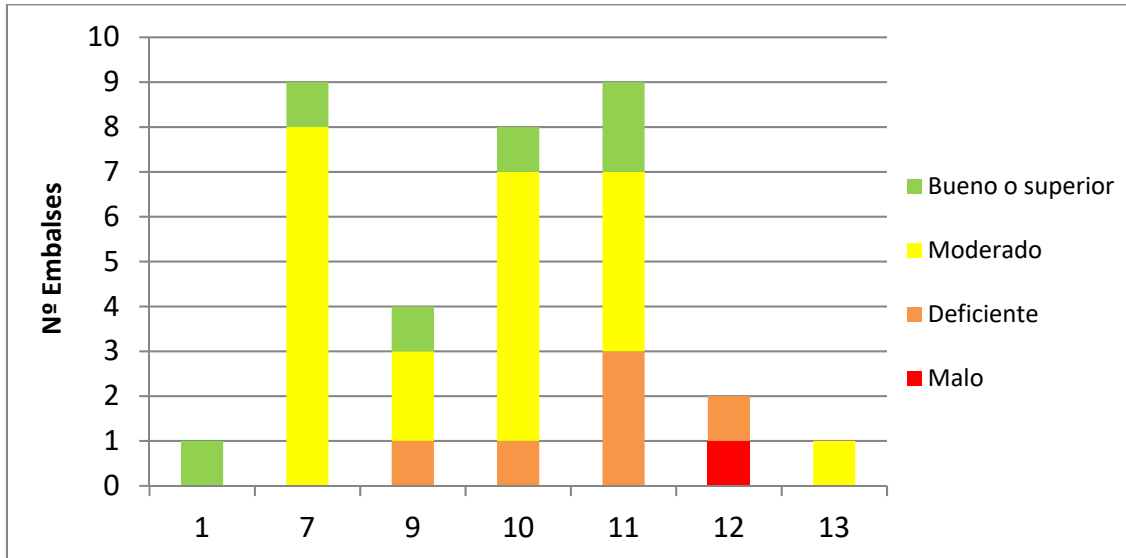


Figura 91. Clasificación del potencial ecológico de los embalses según el *PEexp* por tipos de embalse.

Los embalses de Tipo 7, calcáreos, en zonas húmedas y frías de cabecera, presentaron mayoritariamente un potencial Moderado, en ocho de los embalses, seguido de Bueno o superior con un embalse.

En los cuatro embalses del Tipo 9, calcáreo de zonas húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal, solo un embalse alcanza el potencial ecológico Bueno o superior, dos se clasifican como Moderados, y uno como Deficiente.

El Tipo 10, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos, clasifica todos los embalses como Moderados, excepto un embalse que se clasifica como Deficiente y otro como Bueno o superior.

En el Tipo 11, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal, clasifica cuatro embalses como Moderados, tres como Deficientes y dos embalses como Bueno o superior.

En el Tipo 12, los embalses se clasifican uno como Deficiente y otro como Malo. Es el tipo con los embalses en peor estado.

En cuanto a los embalses de los Tipos 1 y 13, el embalse del tipo 1 se han clasificado en estado ecológico Bueno o superior y el del tipo 13 con potencial ecológico Moderado, pese a ser un embalse de alta montaña.

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 el Real Decreto 817/2015, dio como resultado la clasificación de los embalses estudiados que se expone en la tabla 42. El potencial ecológico final tiene en cuenta el indicador fisicoquímico del embalse, modificándose éste según la misma metodología descrita para la aproximación experimental.

Tabla 42. Resultado de la aplicación de las condiciones de referencia al potencial ecológico según la “aproximación normativa”. Se incluyen las evaluaciones de potencial de las cuatro métricas del fitoplancton y el resultado de la evaluación biológica final (PE-BIO), el de la evaluación fisicoquímica (IND-FQ) y en la última columna aparece el potencial ecológico final o *PE_{norm}*.² En embalses con dos muestreos se ha considerado el valor promedio.

EMBALSE	MAS	PE-Chla	PE-Biovol	PE-IGA	PE-%Ciano	PE_BIO	IND_FQ	PE _{norm}
Ebro ²	1	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Deficiente	Moderado.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Urrúnaga	2	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Malo	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Albiña	5	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Ullívarri-Gamboa ²	7	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Sobrón ²	22	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Mediano	42	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno	Bueno o sup.
Escales	43	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno	Bueno o sup.
La Peña	44	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
El Grado	47	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno	Bueno o sup.
Talarn	50	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno	Bueno o sup.
Oliana ²	53	Deficiente	Deficiente	Deficiente	Deficiente	Deficiente	Moderado	Deficiente
Barasona	56	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Canelles	58	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno	Bueno o sup.
Mansilla	61	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
La Sotonera ²	62	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Rialb	63	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Pajares	64	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno	Bueno o sup.
Santa Ana	66	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno	Bueno o sup.
El Val	68	Deficiente	Bueno o sup.	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado
Mequinenza ²	70	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Mezalocha	71	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Margalef	72	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Las Torcas	75	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
La Tranquera	76	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Moneva	77	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Caspe	78	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Guiamets	79	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Deficiente	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Calanda	82	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Santolea	85	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Pena	912	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno	Bueno o sup.
Ortigosa	916	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno	Bueno o sup.
Cavallers	1043	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Muy bueno	Bueno o sup.
Utchesa-Seca	1679	Malo	Deficiente	Deficiente	Bueno o sup.	Moderado	Moderado	Moderado
Maidevera	RIO823	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado

En el siguiente gráfico (figura 92) se resumen los resultados ofrecidos por cada una de las métricas utilizadas en el cálculo del potencial ecológico según esta aproximación normativa.

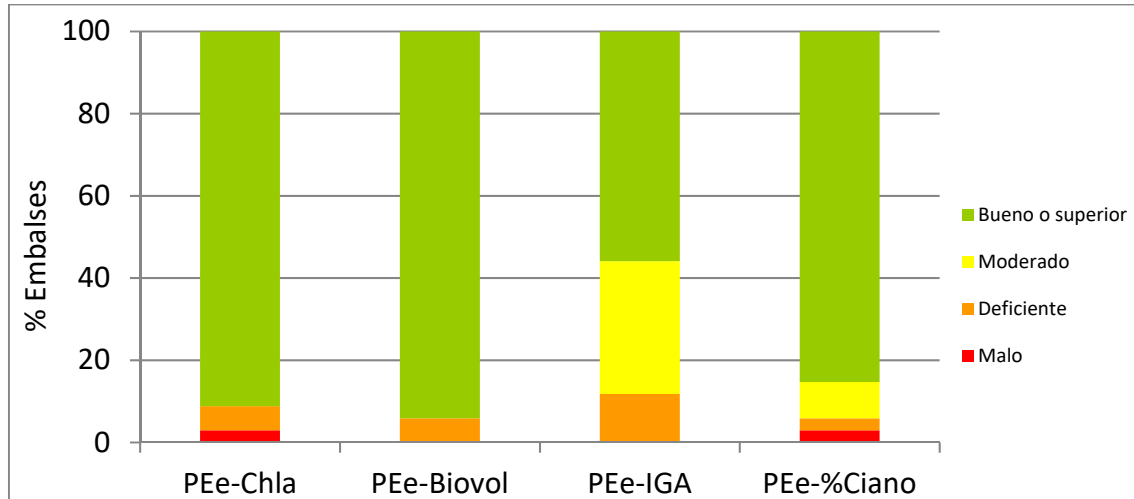


Figura 92. Clasificación del potencial ecológico según los parámetros de la aproximación normativa.

Las variables biovolumen y concentración de clorofila *a*, son las menos restrictivas, con más de un 90 % de los embalses clasificados en estado bueno o superior. El porcentaje de cianobacterias da unos resultados muy similares. El IGA es el más restrictivo y clasifica un 44 % de los embalses con un potencial inferior a bueno. Solo las variables concentración de clorofila *a* y porcentaje de cianobacterias clasifican un embalse como malo.

Estos resultados se deben a la modificación del procedimiento para la transformación del RCE a una escala numérica equivalente para los cuatro indicadores. Estos planteamientos condicionan al alza la clasificación *normativa* del potencial ecológico y en nuestra opinión, el potencial ecológico calculado según la “aproximación normativa” podría estar sobreestimado en muchos casos (CHE, 2009).

Asimismo, en la siguiente figura (figura 93) se muestran los resultados finales de potencial ecológico *PE_{norm}* derivados de estas cuatro métricas, combinadas según la metodología expuesta anteriormente (sección 6.3.b.), en comparación con aquellos obtenidos previamente mediante la aproximación experimental, *PE_{exp}* (según la metodología expuesta en la sección 6.3.a.). Ambos resultados han sido “corregidos” o modificados teniendo en cuenta el indicador fisicoquímico del embalse. Como se puede apreciar, la aproximación normativa da como resultado clasificaciones de mayor potencial ecológico que la experimental, con más embalses clasificados en potencial Bueno o superior. Aunque la proporción de embalses clasificados como moderados es muy similar para las dos metodologías, la aproximación experimental clasifica

muchos más embalses como deficientes.

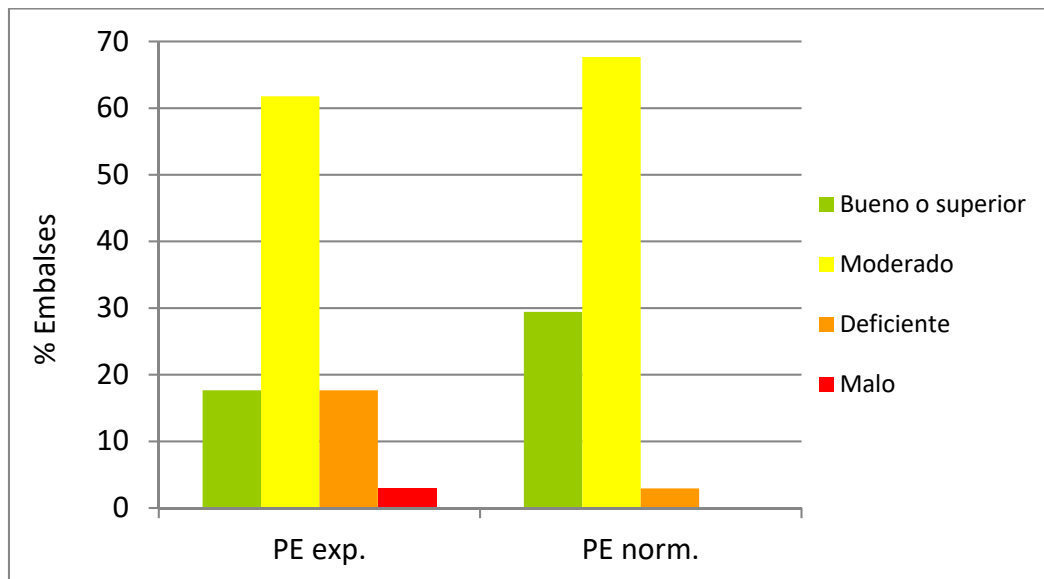
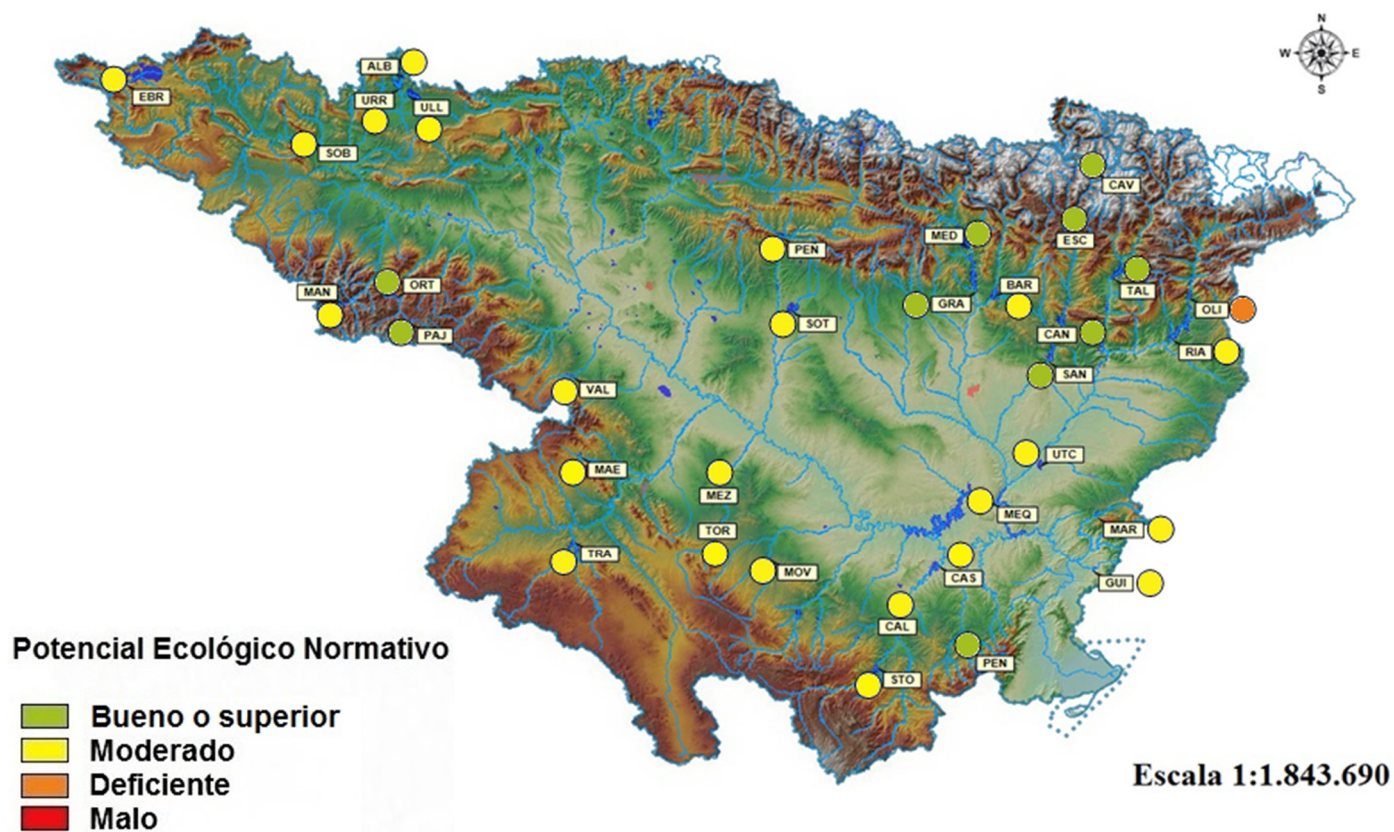


Figura 93. Clasificación del potencial ecológico final según la aproximación normativa PE_{norm} y la aproximación experimental, PE_{exp} . (Para ver las metodologías de cálculo, ir a la sección 6.3 a y b).

La figura 94 muestra el mapa de potencial ecológico de los embalses muestreados en 2016 clasificados conforme al Real Decreto 817/2015, esto es, según la aproximación normativa o PE_{norm} . y la figura 95 muestra el mapa que refleja para los embalses muestreados el Estado Trófico y los Potenciales Ecológicos calculados (PE_{exp} y PE_{norm}) de modo que sirva como comparación de los resultados.

A partir de esta comparación se puede observar que existe relación entre el estado trófico y el potencial ecológico normativo y experimental, ya que excepto en casos puntuales no hay más de un salto de clase de diferencia entre los resultados para un mismo embalse.

Solo existe una diferencia entre el PE_{norm} . y el Estado Trófico que supere un salto de clase, en el embalse de Utchesa-Seca. Mientras que con el PE_{exp} . se dan diferencias de dos clases por debajo respecto al Estado Trófico en tres masas: Caspe, Canelles y Cavallers. En el embalse de El Grado esta diferencia es de tres clases, las que hay entre Ultraoligotrófico (Estado Trófico) y Deficiente (PE_{exp}). Solo en dos de estos embalses existe una diferencia de dos clases entre el PE_{exp} . y el PE_{norm} ., en los embalses de Canelles y El Grado.



Grado (bueno o superior)



Calanda (moderado)



Utchesa-Seca (deficiente)

Figura 94. Mapa de clasificación del Potencial Ecológico (*PE_{norm}*) de los embalses en 2016.

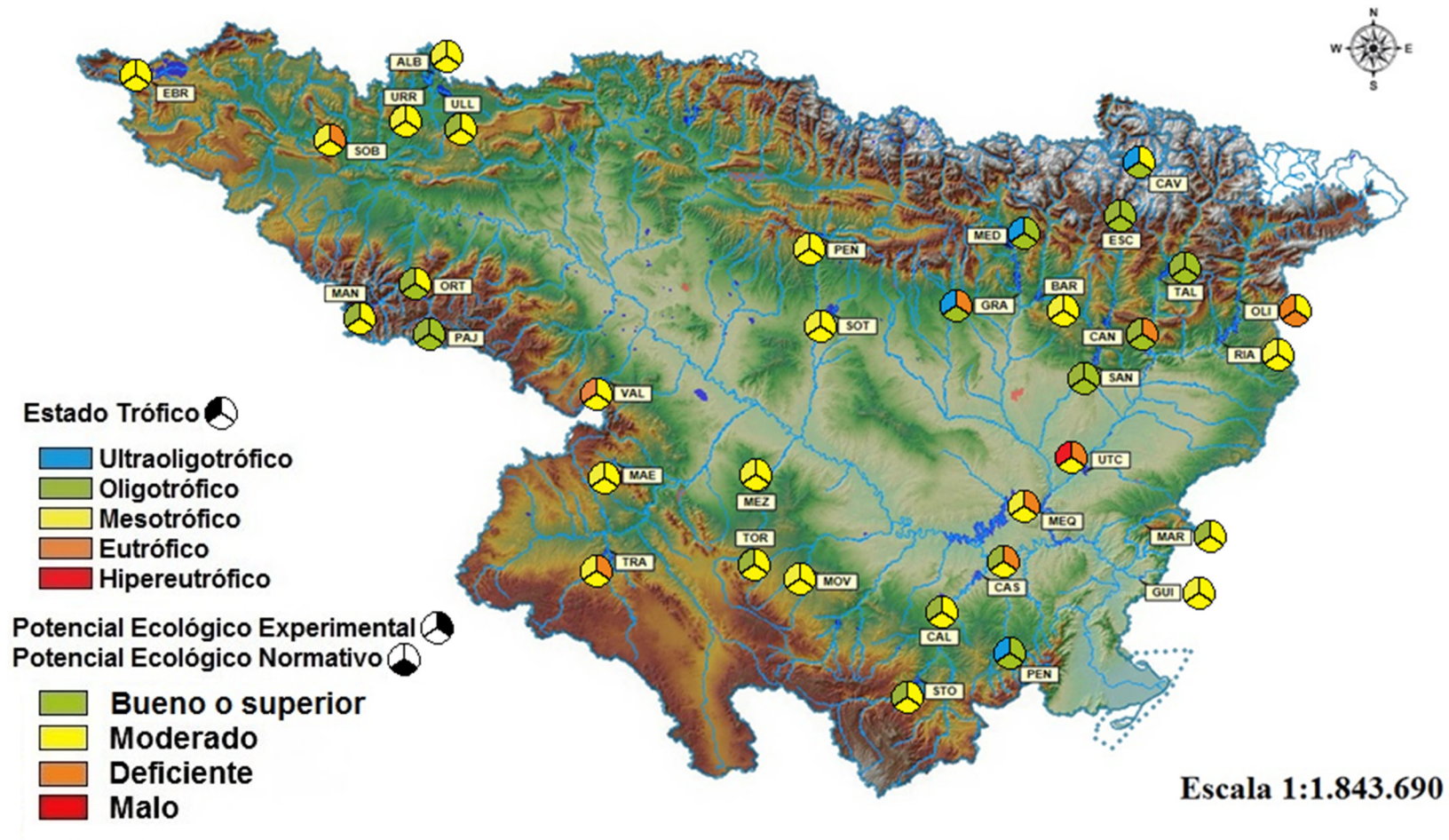


Figura 95. Mapa de clasificación del Estado Trófico y del Potencial Ecológico (*PEexp* y *PEnorm*) de los embalses en 2016.

6. RESUMEN – CONCLUSIONES

Clasificación

- Los 34 embalses se han clasificado en 7 categorías (según el esquema nacional de clasificación de la orden de planificación hidrológica) 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 1	Tipo 7	Tipo 10	Tipo 9	Tipo 11	Tipo 12	Tipo 13
1	9	4	8	9	2	1
2,9 %	26,5 %	11,8 %	23,5 %	26,5 %	5,9 %	2,9 %

Las categorías que agrupan a un mayor número de embalses son la 7, la 11 y la 10.

Características hidromorfológicas

- Las masas de agua son de capacidad variable, con volúmenes inferiores a 10 Hm³ en un 20,6 % de los casos. El mismo porcentaje de embalses, un 17,6, presentan volúmenes entre 10 y 30 Hm³, entre 70 y 150 Hm³ y entre 300 y 1600 Hm³. Los embalses con un volumen entre 30 y 70 Hm³ representan un 14,7 % del total de embalses y un 11,8 % de embalses presenta volúmenes entre 150 y 300 Hm³. El mayor embalse de toda la cuenca es 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 44 ha del embalse de Margalef, hasta las 6478 ha del embalse de Mequinzenza. 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 superan las 100 ha, solo un 20,6 % (6 embalses) no lo hace.
- Las masas de agua son de profundidad muy variable, con un rango de 16,6 a 115 m, valores registrados para los embalses de Utchesa-Seca con 16,6 m y Escales con 115 m. La distribución de esta variable en el conjunto de embalses estudiados se representa en la figura 6. Se pueden observar dos grupos de embalses, separados por la profundidad de 50 m.
- Los embalses estudiados durante 2016 reciben aportaciones desde cuencas vertientes con extensiones muy variables. El rango de áreas de cuenca va desde los 10 km² del embalse de Albiña, hasta los 57.908 km² de Mequinzenza. La distribución de esta variable se representa

en la figura 7. Como se puede apreciar, la mayoría de embalses estudiados tienen cuencas de aportación medianas, con solo un embalse con más de 10.000 km². Alrededor de un 47 % tienen cuencas de más de 1.000 km², siendo ésta, por tanto, la clase predominante. Un 29 % de los embalses estudiados tienen un tamaño de cuenca entre los 100 y los 1.000 km², mientras que el menor porcentaje, un 17,6 %, es para los embalses con un tamaño de cuenca inferior a los 100 km².

➤ El **tiempo de renovación** ha presentado los valores más bajos se han dado en embalses pequeños o medios de cursos fluviales importantes, siendo los mínimos, inferiores a un mes, en Mansilla, Oliana y La Peña. En este último, al igual que en el de Utchesa-Seca, del que no se disponen datos, la circulación del agua es observable a simple vista y se comportan prácticamente como un río. Otros embalses de mayor tamaño, pero con un caudal importante en su aportación son Escales, Mediano, Talarn y Mequinenza, donde el TRH es inferior a tres meses aunque son embalses con una gran capacidad. Los valores más elevados, por el contrario, se dan en embalses de cursos reducidos y escasa capacidad, como es el caso de Pena (29,02 meses) y Guiamets, siempre el más elevado en todos los años que se ha estudiado (máximo absoluto con 61,29 meses para 2016).

➤ El **hidroperiodo** es muy variable para diez embalses, con un hidroperiodo superior a 0,6. Destacar las masas de Cavallers, Barasona, Mediano y Ortigosa con un hidroperiodo de variación superior a 0,8. Tres embalses son cero porque no hay datos de la renovación de sus aguas. Destacar también la estabilidad de Mequinenza a pesar de su bajo tiempo de renovación.

Características fisicoquímicas

En lo que respecta al **disco de Secchi**, los embalses de tipo 13 presentan los valores más elevados, seguidos del tipo 1, frente al tipo 9 que presenta los valores más bajos, cabe destacar la transparencia de los embalses del tipo 12. El máximo absoluto correspondió a Cavallers (tipo 13), con 17,2 m. El mínimo absoluto de transparencia (0,7 m) correspondió al embalse de Utchesa-Seca, del tipo 10.

➤ En cuanto a la **temperatura** de los embalses, considerando la media en la ZF (menos influenciada que la superficial por las condiciones meteorológicas inmediatas o por la hora del muestreo), observamos que las temperaturas medias de los tipos aumentan progresivamente del tipo uno al tipo 12, y la mínima es el tipo 1 y 13, embalses de alta montaña. La diferencia entre la temperatura mínima del tipo 13 (13,34 °C) y la máxima del tipo 12 (24,0 °C), es de 10 grados. Destacar la temperatura máxima absoluta del tipo 11 en el embalse de Barasona con 25,2 °C. La relación directa y negativa de la temperatura media en la ZF con la altitud del embalse

se puede apreciar en la figura 22.

- Respecto al **pH** en la ZF, resaltan los valores de pH más bajos en el tipo 1 y tipo 13. El resto de los tipos tienen medias similares, siendo el promedio más elevado el del tipo 10. El valor puntual más alto se ha observado en el embalse de Escales (tipo 7) a 11 m de profundidad, con un valor de 8,74.
- Respecto a **la conductividad** media en la ZF, los valores más elevados se dan en el tipo 12 con 1082 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de media, conteniendo el valor más alto, de 1113 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el embalse de Caspe. Mientras que el valor más bajo se da en el tipo 13, en embalses de alta montaña, con 12,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$.
- Las tendencias observadas en relación con la **alcalinidad** en la ZF, el tipo 13 muestra el valor más bajo de alcalinidad, con 0,2 meq/L. Los embalses de tipo 10 (calcáreo / no húmedo / en cabecera) muestran las alcalinidades más elevadas con valores de 3,04 meq/L. Puntualmente, los valores más elevados se han registrado en las muestras integradas de Pena y Margalef (ambos del tipo 10) con 3,95 y 3,71 meq/L respectivamente. El valor más alto de todo el ESTUDIO se ha encontrado en el fondo de embalse de Sobrón con 6,39 meq/L para la muestra de inicio de verano.
- La **turbidez** fue baja en casi todos los tipos de embalses, aunque si se aprecia un valor bastante más bajo en los tipos 13, con una media de 0,9 UAF. El valor más alto es el del tipo 10 con 4,7 UAF. El valor promedio para todos los embalses se encuentra en 3,2 UAF. El valor más bajo en la muestra integrada corresponde a Cavallers con 0,9 UAF, tipo 13, mientras que el valor máximo de todos los embalses es para el embalse de Utchesa-Seca con 14,85 UAF, tipo 10, seguido de Albiña, del tipo 7, con 6,9 UAF. El embalse de Utchesa-Seca, es un cuerpo de agua somero y sujeto a una fuerte corriente de agua. La turbidez presenta una correlación significativa negativa con el disco de Secchi, tal que los embalses con mayor turbidez han presentado menores valores de disco de Secchi.
- En general, los embalses estudiados presentan una buena **oxigenación**, siendo el valor más bajo para el tipo 12, con un valor de 3,7 mg/L y por tanto con una clase de calidad deficiente. Se destaca la baja oxigenación (valor inferior a 4 mg O_2/L) en el promedio de la columna de agua en los embalses de Maidevera (2,69 mg/L) y Mequinenza (2,64 mg/L). Los máximos de oxígeno se alcanzan normalmente a profundidades comprendidas entre los 2 y los 8 metros. El máximo de oxígeno puntual se encuentra en Canelles (tipo 11) y se sitúa a unos 9 m de profundidad, con un valor de 16,88 mg/L. Los tipos 7, 9, 10, 11 y 12 presentan algún embalse con zona anóxica, siendo un total de 14 embalses con zona anóxica. Las más importantes por

su espesor son las de El Val con 35,6 m, Maidevera con 23 m, Mequinenza con 12,5 m, Sobrón con 12 m, Margalef con 11,9 y La Tranquera con 10,8 m. En otros 21 embalses no existe zona anóxica.

➤ La calidad de las masas de agua según la oxigenación es óptima en un 41,2 % de los embalses, la clase más abundante. Las masas de agua con niveles bajos de oxigenación (nivel de calidad deficiente o mala, un 26,4 %) coinciden con masas de agua estratificadas que presentan un hipolimnion poco oxigenado o anóxico, o masas no estratificadas con anoxia en las capas del fondo.

Concentración de nutrientes

En cuanto al **N total**, el tipo 12 en general muestra los valores más elevados, como cabría esperar. Sin embargo, estos valores del grupo son sobrepasados por el valor extremo del embalse del tipo 10, Las Torcas con 4,29 mg N/L. Los valores mínimos de N Total se dan en los tipos de montaña (tipo 1 y 13). En líneas generales, las concentraciones aumentan conforme nos acercamos al tramo bajo del río.

➤ Es la variabilidad en la concentración de nitrato la que marca las tendencias generales en el **N inorgánico total**, este predomina en todos los embalses. En cuanto al amonio, los valores han sido inferiores a 0,07 mg N-NH₄/L en todos los casos. Los promedios más altos son los de los tipos 9 y 11, este último debido a los valores elevados de los embalses de La Tranquera, El Grado y Rialb. El más bajo ha correspondido al tipo 1.

➤ En cuanto a la fracción porcentual del **N orgánico**, este domina en 6 embalses del tipo 10, 4 del tipo 7, 2 del tipo 9 y uno en los tipos 1 y 11.

➤ En relación al **P total** en la ZF, el tipo 10 muestra los valores más elevados, debido a los valores de Utchesa-Seca con 139 µg P/L (máximo del ESTUDIO). Otros dos embalses más muestran concentraciones superiores a los 30 µg P/L, El Val con 33,99 µg P/L y Oliana con 52 µg P/L. El valor mínimo se da, en el tipo 13, con una concentración de 1,22 µg P/L.

La fracción de **P soluble** presenta una tendencia muy parecida a la del P total, pero la media más alta es para el tipo 9 porque hay tres embalses por encima de los 2 µg P/L. Cabe destacar el máximo del embalse de Utchesa-Seca (tipo 10), como valor muy superior al resto, que supera los 9 µg P/L.

➤ Las concentraciones de **sílice** se sitúan generalmente en el rango 2-4 mg SiO₂/L (figura

52). Por embalses hay que destacar el valor mínimo de Maidevera (tipo 7), que no llega a 0,5 mg SiO₂/L. En el valor máximo encontramos al embalse de Utchesa-Seca (tipo 10), que presenta concentraciones por encima de 6 mg SiO₂/L.

Características biológicas

➤ La **comunidad fitoplanctónica** estudiada (un total de 207 taxones en 34 embalses) está representada por diez grandes grupos algales, entre los que destacan, por su riqueza, los clorófitos (Clorophyceae) y las diatomeas (Bacillariophyceae). Las Clorofíceas son el taxón más abundante en casi todos los embalses, seguido de las Criptofíceas. En algunos embalses son las Diatomeas o las Crisofíceas las más abundantes.

➤ La **riqueza** media de especies de fitoplancton en los diferentes tipos (figura 53) ha sido menor al año 2015 para todos los tipos excepto para los tipos 1,7 y 10 que ha sido mayor. Las medias de los diferentes tipos muestran un claro ascenso de los valores hacia las tipologías de los tramos bajos, solo roto por los máximos atípicos de algunos tipos. El máximo absoluto se registró en el embalse de Utchesa-Seca, del tipo 10, con 55 especies. Le siguieron Mezalocha y Sotonera con 37, también ambos del tipo 10. Los valores mínimos se han dado en los embalses de Ortigosa (tipo 7) con 18 especies y Pena (tipo 10) con 15 especies, los dos únicos embalses con menos de 20 especies.

➤ La **densidad celular** presenta una tendencia parecida a la riqueza de especies, si exceptuamos el tipo 9, con valores superiores para la tendencia esperada, debido al máximo atípico del embalse de Oliana que supera las 90.000 cél./mL (máximo del ESTUDIO). También destaca la densidad de Guiamets con más de 40.000 cél./mL. Los promedios más bajos se presentan en el tipo 1 y 13, siendo este último el tipo con unos valores más bajos. Los valores menores de densidad se han dado en el estany de Cavallers (tipo 13), con una densidad de 183 cél./mL, seguido del embalse de Pena (tipo 10) con 696 cél./mL.

➤ El comportamiento del **biovolumen** fue similar al de la variable densidad, aunque debido a los bajos valores en los embalses del tipo 12, la media de este tipo fue inferior a la de los tipos 7, 10 y 11. En este caso, el valor más elevado del ESTUDIO lo encontramos también en el embalse del tipo 9, Oliana, con 6,84 mm³/L. En el lado contrario, el menor valor se ha presentado en el estany de Cavallers (tipo 13), con valores inferiores a 0,1 mm³/L.

➤ Los valores de **diversidad** se pueden considerar los habituales en este tipo de estudios, entre 2,5 y 3,5 bits, aunque en los tipos 7, 10 y 12 encontramos una diversidad un poco inferior a 2,5 bits. El tipo 13 es el de mayor diversidad en promedio, con 3,5 bits. El valor medio más

bajo de diversidad se ha dado en el tipo 10, con 2,3 bits. El embalse con un valor más bajo ha sido el de Guiamets, con 0,75 bits. Solo Urrúnaga, del tipo 7, tampoco ha superado el valor de 1,5 bits. En ambos casos es debido a la abundancia de una especie.

➤ Las concentraciones de **clorofila a** presentaron valores medios muy similares entre los diversos tipos, exceptuando al tipo 10, por el máximo atípico registrado en el embalse de Utchesa-Seca que a su vez es el máximo absoluto de todo el estudio con una concentración de clorofila a de 91 µg/L, y al tipo 13, con una concentración por debajo de 1 µg/L. Destacar también los otros dos embalses con concentraciones superiores a 10 µg/L, el embalse de El Val con 21,27 µg/L y el embalse de Oliana con 13,94 µg/L. En el lado contrario encontramos a las masas de Pena, Calanda, El Grado y Cavallers con concentraciones inferiores a 1 µg/L.

➤ En gran parte de los embalses, un 41 %, no hay **Cianobacterias** y en un 47 % su densidad es suficientemente baja para no presentar problemas, menores del 20 % del total. Pero debemos señalar aquellos que poseen un porcentaje superior al 20 %, que ordenados de mayor a menor porcentaje son: Urrúnaga, Oliana, Ebro y El Val. A pesar de tener un porcentaje elevado, se debe considerar que su biovolumen no es tan elevado como para llegar a niveles preocupantes para la calidad del agua y su biomasa es muy baja respecto a otros grupos de células de mayor tamaño.

➤ Se identificaron 76 especies de **zooplancton** en las muestras cuantitativas en un total de 34 embalses, agrupadas en tres grupos taxonómicos principales, el orden Cladóceras (16 especies), la subclase Copépoda (11 taxones) y el phylum Rotífera (48 especies). También se contabilizaron las fases larvianas de *Dreissena polymorpha* (Mollusca, Bivalvia).

➤ La **riqueza** de especies se movió en torno a las 12 especies por embalse (valores de la media), con el tipo 7 presentando el mayor valor (12,7 especies) y el tipo 12 presentando el valor más bajo entre todos los tipos (11,5 especies). Valores destacados de riqueza zooplanctónica se dieron en los siguientes embalses: Urrúnaga con 18; le siguen Mezalocha y Canelles con 17 especies y Maidevera con 16. Se encontraron menos de 10 especies en cuatro embalses: El Grado y Ebro con 8, y Mansilla y Pena con 9.

➤ La **densidad** de individuos media ha sido de 627,96 ind/L, con valores que han ido desde los 19,23 ind/L en el embalse de El Grado hasta los 7.500 ind/L en Utchesa-Seca, siendo el cuarto embalse en cuanto a la densidad de fitoplancton. Por tipos, el promedio más alto con diferencia han sido para el tipo 10, con dos valores muy superiores al resto, el comentado de Utchesa-Seca y el de Moneva. Mientras que el más bajo ha sido para el tipo 13, seguido del tipo 1, embalses de alta montaña. Los rotíferos son los más abundantes en densidad, en general en

casi todos los embalses, aunque en La Tranquera predominan los cladóceros. La predominancia de otros taxones en tres embalses es debida a la abundancia de las larvas planctónicas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*), en los embalses de Sobrón, Caspe y Mequinenza.

➤ La **biomasa** media fue mayor también en el tipo 10, con el máximo absoluto de todo el ESTUDIO del embalse de Utchesa-Seca, con 4.835 µg/L, especialmente debido a la presencia de *Daphnia cucullata* con una biomasa de 3.050 µg/L. En la parte opuesta, los valores menores han sido para el tipo 1. Por embalses los valores más bajos se han registrado en Ortigosa del tipo 7, con 12,85 µg/L, seguido de El Grado con 14,29 µg/L, del tipo 11.

➤ La **diversidad** máxima se presenta en el tipo 1 con 2,92 bits, mientras que la mínima está en el tipo 10 con 1,79 bits. Trece embalses se sitúan por debajo de los valores habituales de diversidad para los ecosistemas acuáticos, entre 2 y 3 bits. El máximo de diversidad se encuentra en Rialb, con 3,23 bits. Destacar el valor mínimo del embalse de Moneva (tipo 10) con 0,75 bits. Otros tres embalses, Mezalocha también del tipo 10 con 0,79 bits, Albiña del tipo 7 con 0,81 bits y La Tranquera del tipo 11 con 0,99 bits, no llegan a 1 bit.

➤ En 2016 se capturaron larvas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) en 7 embalses. La densidad de larvas en el embalse de Sobrón fue la más alta (con 540 ind./L y representando un 82 % de la comunidad zooplanctónica). El valor más bajo se presentó en Urrúnaga con 1,5 ind./L y representando un 0,9 % de la comunidad. la presencia de mejillón cebra se ve reducida en los muestreos de final de verano, para los embalses en los que se tomaron dos muestras, excepto para el embalse de La Sotonera.

Análisis multivariante

El análisis multivariante **PCA** aplicado a las variables fisicoquímicas ha explicado un 55,4 % de la variabilidad, asignando al primer eje un 31,7 % de la varianza explicada, al segundo un 15 % y al tercero un 8,7 %. El eje 1 da mayor peso en la zona negativa a las variables relacionadas con la transparencia, aguas bien oxigenadas y la altitud de los embalses, frente a una mayor concentración de nutrientes y embalses más turbios, tramos de orden superior que reciben la carga de nutrientes de aguas arriba de la cuenca. En el eje 2 tienen mayor peso en la zona negativa las variables relacionadas con la hidromorfología y la concentración de los compuestos de nitrógeno, mientras que en la parte positiva tienen más peso las variables relacionadas con la oxigenación del hipolimnion, el fósforo soluble y biodisponible, y la termoclina. El eje 3 separa en la zona positiva las variables relacionadas con la oxigenación, la superficie de la cuenca y la lámina de agua, el pH y la concentración de silicato; frente a la zona negativa con aguas

deficientes de oxígeno en profundidad, con mayor porcentaje embalsado y elevadas cargas de nitrógeno.

➤ La agrupación de distancias euclídeas entre embalses según los resultados del PCA en primer lugar diferencia los embalses por su tiempo de renovación hidráulico. Entre los demás embalses se ha establecido un gradiente de agrupación en función de la combinación de variables de la transparencia y el estado trófico, quedando por un lado los embalses de mejor estado, más transparentes y menos carga de fósforo, y por otro lado los embalses más turbios, en peor estado y mayor concentración de fósforo, ya que hay una clara separación de los embalses de tipo 1,13, 7 y 11 del resto, 9, 10 y 12.

Estado trófico

➤ De los 34 embalses analizados, la mayor parte de ellos son mesotróficos y oligotróficos. En 2016 la densidad de fitoplancton es el elemento más restrictivo, que clasificó un 20,6 % de embalses como eutróficos y ninguno como ultraoligotrófico, mientras que el resto de variables clasificó solo un embalse como hipereutrófico y la segunda variable que más embalses determinó como eutróficos fue el DS con solo un 8,8 %. La clorofila *a* clasificó el 5,9 % de embalses como eutróficos y El P total solo el 2,9 %. El P total fue la variable que más embalses clasificó como ultraoligotróficos, un 17,6 %. La catalogación trófica final resultó un compromiso entre métricas. Las clases mayoritarias fueron mesotrófico y oligotrófico, con el 41,2 %, con las clases eutrófico con dos embalses y hipereutrófico con uno. Un 11,8 %, 4 embalses, se clasificó como ultraoligotróficos.

Potencial ecológico

Aproximación experimental:

➤ **MÉTRICAS DEL FITOPLANCTON:** El fitoplancton fue el elemento del cual se incluyeron más parámetros indicadores, con un total de 7 métricas: clorofila *a*, densidad, biovolumen, y los índices *Q*, *PTI*, *TI* y *PRTI*. La densidad celular es el parámetro que peor valora el estado de los embalses, mientras que el *TI* es el que mejor los valora, clasificando en estado bueno todos los embalses excepto ocho, clasificados como moderados. Las clases dominantes son las de bueno y máximo en el resto de índices excepto en el *PRTI*. En cambio, en los parámetros aplicados de forma directa, predomina la clase moderado, es decir, son más restrictivos.

➤ **MÉTRICAS DEL ZOOPLANCTON:** En cuanto a las variables del zooplancton, el índice

de zooplancton *ZRTI* es el que se ha utilizado para el establecimiento del potencial ecológico. Los 34 embalses, se clasifican de la siguiente manera: 14 embalses (el 41 %) en estado Bueno o superior; 13 embalses, un 38 %, en estado moderado, 6 embalses, un 17 % en estado deficiente y 1 en mal estado, el 2,9 %.

➤ **MÉTRICAS FÍSICOQUÍMICAS:** En todos los parámetros encontramos las cinco clases de calidad representadas, predominando en los tres los embalses con buena o moderada calidad. El oxígeno es el parámetro que clasifica el mayor número de embalses con muy buena o buena calidad, 18 el 52,9 %, aunque también es el que mayor número de embalses clasifica en deficiente (8), siendo el parámetro que menos embalses clasifica en estado moderado, tan solo 7. Mientras que la concentración de fósforo total y la profundidad del DS clasifican la mayoría de embalses como buenos o moderados, más del 75 % en ambos parámetros. Aunque el fósforo total clasifica seis embalses en muy buen estado y tan solo uno como deficiente y uno como malo, en cambio el DS clasifica solamente dos embalses en muy buen estado, tres como deficientes y uno en mal estado.

➤ De acuerdo con la combinación de parámetros fisicoquímicos, el valor global ha sido de un embalse con la categoría de malo, seis embalses como deficientes, seis con potencial Bueno o superior y 21 embalses en la categoría de Moderado.

➤ En cuatro embalses calificados como de potencial biológico Bueno o superior, el indicador fisicoquímico (inferior al umbral que suponemos asegura el funcionamiento del ecosistema) hizo cambiar el potencial ecológico a moderado.

La siguiente tabla resume los resultados de potencial ecológico para los 34 embalses estudiados en 2016, obtenidos mediante la ***aproximación experimental***.

Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Mediano, Escales, Talarn, Pajares, Santa Ana, Pena	Ebro ² , Urrúnaga, Albiña, Ullívarri-Gamboa ² , La Peña, Oliana ² , Barasona, Mansilla, La Sotonera ² , Rialb, El Val, Mezalocha, Margalef, Las Torcas, Moneva, Guiamets, Calanda, Santolea, Maidevera, Ortigosa, Cavallers	Sobrón ² , El Grado, Canelles, La Tranquera, Caspe, Utchesa-Seca	Mequinzenza ²

² Embalses donde se ha realizado dos muestreos

Aproximación normativa:

➤ En 22 de los 34 embalses clasificados como de potencial Bueno o superior por el Indicador Biológico, el Indicador Físicoquímico hizo descender el potencial final Moderado. Solo tres embalses fueron clasificados directamente, Oliana como Deficiente y Utchesa-Seca y El Val como Moderados.

La siguiente tabla resume los resultados de potencial ecológico para los embalses estudiados en 2016, obtenidos mediante la ***aproximación normativa***.

Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Mediano, Escales, Grado, Talarn, Canelles, Pajares, Santa Ana, Pena, Ortigosa, Cavallers	Ebro ² , Urrúnaga, Albiña, Ullívarri-Gamboa ² , Sobrón ² , La Peña, Barasona, Mansilla, La Sotonera ² , Rialb, El Val, Mequinenza ² , Mezalocha, Margalef, Las Torcas, La Tranquera, Moneva, Caspe, Guiamets, Calanda, Santolea, Utchesa-Seca, Maidevera	Oliana ²	

² Embalses donde se ha realizado dos muestreos.

7. PROPUESTA DE MEDIDAS CORRECTORAS

De acuerdo con lo establecido en el Pliego, para los embalses cuyo estado trófico o Potencial Ecológico no es bueno, proponemos un conjunto de medidas correctoras que deberían considerarse para tratar de alcanzar el buen estado a corto o medio plazo.

Los embalses que vamos a considerar son los que están incluidos en la tabla anterior siguiendo el sistema de clasificación de cálculo del Potencial Ecológico Normativo. Todos ellos tienen un Potencial Ecológico calificado como Moderado, condicionado por el indicador fisicoquímico en todos ellos, solo en tres embalses el indicador biológico también los clasifica como moderados, son los embalses de Urrúnaga, El Val y Utchesa-Seca.

Dado que las problemáticas de los embalses que no están en buen estado es variada, las propuestas las realizaremos por grupos de similaridad, analizando el elemento más restrictivo en los casos, para proponer las medidas que podrían implementarse para tratar de mejorar el estado y el potencial ecológico.

a) Embalses mal clasificados.

El embalse de Utchesa-Seca, que regula el canal de Serós, presenta un tiempo de retención muy corto, de tal manera que su comportamiento no es el de un embalse en el sentido que se atribuye a las masas de agua muy modificadas en la Directiva Marco del Agua, donde se asimila su comportamiento a lagos. La alta renovación de sus aguas hace que tengan características lólicas y no leníticas, por lo que los sistemas de clasificación no funcionan bien en estas masas de agua. No hay tiempo para la sedimentación, tienen escasa profundidad, el agua circula a una velocidad apreciable y los índices de evaluación del estado trófico castigan la poca transparencia del agua. Igual sucede con el indicador químico, ya que tiene un contenido en Fósforo total muy alto, presente por la materia en suspensión que arrastran las aguas. Aunque el potencial biológico también es Moderado por la elevada concentración de fitoplancton.

Se propone que estos embalses se clasifiquen como masas de agua tipo río en lugar de tipo embalse a efectos de la Directiva Marco del Agua.

b) Embalses turbios y someros.

Los embalses de La Peña y La Sotenera presentan una escasa profundidad y superficie abierta al viento, por lo que cuando supera velocidades de 2-3 m/seg se produce la resuspensión del sedimento superficial. Esto da al agua una turbidez por limos y arcillas suspendidas que perjudica al indicador de la transparencia del agua y al fósforo total. No es posible tomar medidas

por ello de gestión que puedan mejorar su calidad, pues son así estos embalses.

c) Embalses con mucha renovación, pero con fondo anóxico.

Los embalses de Mequinenza y Mansilla con aguas que se utilizan principalmente para su aprovechamiento hidroeléctrico y también para el regadío. A pesar de su capacidad, enorme en el caso de Mequinenza, el tiempo de renovación es de aproximadamente dos meses para Mequinenza y de un mes para Mansilla, valores bajos para un embalse. En el embalse de Mequinenza se observa en un estudio longitudinal cómo sus características van cambiando desde Caspe hasta Mequinenza, mejorando su calidad. La recomendación sería tratar de aliviar las aguas hipolimnéticas durante los periodos de lluvias y caudales elevados en el río, contribuyendo a la renovación del fondo del embalse. El embalse de Mansilla necesita estudios adicionales para concluir su problemática.

d) Embalses de cabecera.

Es el caso de embalses que son el primero del curso fluvial, como Albiña, Ebro, Ullívarri-Gamboa, Urrúnaga y Las Torcas. Las aportaciones por el curso del río hacen que la llegada de materiales del continuo fluvial, en zonas de arrastre importante, produzca aporte de nutrientes a los que responde el ecosistema del embalse con el crecimiento algal. Esto produce procesos de descomposición en el fondo que consumen el oxígeno hipolimnético y durante la estratificación estival se produce el agotamiento del oxígeno en el fondo. Es importante en estas cuencas el control de los vertidos difusos procedentes de actividades humanas, que se unen a las aportaciones de origen natural para producir conjuntamente la eutrofización y después el crecimiento algal. En el caso de estos embalses, exceptuando a Las Torcas, no es tanto el crecimiento algal el factor que hace empeorar el índice de calidad, sino la estructura y composición de este, ya que en todos ellos es el indicador índice de grupos algales quien los clasifica como deficientes, o en el caso de Albiña moderado. El embalse de Urrúnaga, además tiene un elevado porcentaje de cianobacterias. La calidad del embalse de Urrúnaga se podría mejorar utilizando el agua superficial del embalse de Albiña, para así aprovechar la capacidad de depuración de las aguas retenidas y mejorar progresivamente la calidad del agua en cada uno de los embalses (Armengol *et al.*, 2009).

e) Embalses con poca renovación.

Es el caso de los embalses de Guiamets y Margalef. La poca circulación de las aguas hace que las escasas aportaciones de la cuenca fertilicen el sistema y lo mantengan en un estado moderado. Margalef tiene el hipolimnion prácticamente anóxico, mientras en Guiamets, también son las poblaciones algales las que lo hacen empeorar de calidad. Además, en Guiamets, existe

la posibilidad de la presencia de cianotoxinas, debido a la presencia de *Oscillatoria rubescens*, especie potencialmente productora. Este año, en el momento del muestreo, el biovolumen de la especie no era elevado (al contrario que en 2015), pero la administración debería tomar medidas complementarias teniendo en cuenta los usos recreativos y de regadío que se dan a las aguas de este embalse. Ya que en el RD 1341/2007, de 11 de octubre, sobre la gestión de la calidad de las aguas de baño, en su Artículo 6 se determina que cuando el perfil de las aguas de baño muestre propensión a la proliferación de cianobacterias, se llevará a cabo un control adecuado que permita su identificación y se comunicará a la autoridad sanitaria, que evaluará los riesgos para la salud. Por lo que se refiere a la problemática del hipolimnion anóxico, se debería aprovechar las épocas de lluvia para favorecer el desembalse profundo de las aguas hipolimnéticas.

f) Embalses de Oliana y Rialb.

Son dos embalses uno tras otro, con bastante renovación y donde el indicador de mala calidad es el crecimiento algal, que se manifiesta en densidades elevadas de fitoplancton y de cianobacterias. Es un efecto típico de la aportación de nutrientes desde la cuenca. Se debería controlar si son de origen natural o proceden de actividades humanas. Es conocido en esta zona pirenaica que la geología del terreno proporciona fósforo en cantidad suficiente para el crecimiento de las algas (como en la cuenca próxima del río Ter). Si fuera el caso, no hay otra posibilidad que tratar de favorecer el desembalse hipolimnético. Si fuera de origen humano, se trataría de controlar las fuentes de eutrofización. En este caso, la gestión hídrica de embalses en cadena, según el año sea húmedo o seco.

Además, hay que mencionar la abundante presencia de desechos antrópicos en las márgenes del embalse de Oliana, como se puede apreciar en las siguientes fotografías. Por

tanto, se recomienda la intervención para la retirada de los mismos.



g) Embalses de Barasona, El Val, Maidevera, Mezalocha, Moneva y La Tranquera.

Estos embalses tienen una renovación similar, próxima al año, y una problemática similar. Se encuentran en zonas despobladas, donde parece que no debería encontrarse en estado deficiente. Sin embargo, el crecimiento algal es importante y en alguno de ellos también la concentración de los nutrientes. En Barasona, el fuerte hidroperiodo que se da, podría provocar la resuspensión de limos, que tardan en sedimentar, y de fósforo. En Maidevera no se conoce la procedencia de ellos, mientras que en El Val parecen proceder de las aportaciones del río Val y en La Tranquera parece que existe contaminación difusa desde las poblaciones próximas al embalse, como Nuévalos. Los procesos de descomposición en el hipolimnion consumen el oxígeno y se encuentra en anoxia durante el verano, dando un indicador de mala calidad, al que se une el crecimiento algal y la presencia de cianofíceas. En el caso de Mezalocha no se dan periodos de anoxia, pero sí que se registra una concentración muy elevada de nitratos, seguramente procedentes de actividades humanas, como aguas residuales o agricultura. Se debería investigar esta presencia de aportaciones con nutrientes por si fueran la causa del estado moderado, y tratar de controlarlas en su caso. En Moneva el problema se asocia al fosforo, debido a su pequeño tamaño y al gráfico de renovación observado, este aporte puede deberse a las entradas puntuales en primavera y sobre todo en otoño, provocadas por lluvias torrenciales.

h) Embalse de Sobrón.

Este embalse presenta una tasa de renovación muy alta, con una circulación de agua importante, pero el hipolimnion se encuentra en estado de anoxia. En este embalse se ha observado en los años anteriores la problemática de estratificación térmica severa debida a la presencia de aportaciones de agua de refrigeración con temperatura elevada; sin embargo, en

la actualidad esta circunstancia térmica no siempre se presenta y en los dos últimos años también ha habido estratificación. El hecho más destacable se debe a la presencia de una capa profunda mucho más mineralizada que la superficial, que puede generar un gradiente de densidad que hace que las aguas del fondo y la superficie no se mezclen con facilidad. Se debería conocer cuál es el origen de esta mayor salinidad hipolimnética, si es de tipo natural o procedente de los tratamientos antihielo de la carretera que discurre por su margen izquierda. En cualquier caso, la presencia del gradiente de densidad, ya sea salino o térmico, hace que los procesos de descomposición del hipolimnion agoten el oxígeno, siendo el factor que hace empeorar la calidad, conjuntamente con la presencia de grupos algales (no cianobacterias) indicadores de baja calidad. Es probable que haya una aportación de nutrientes por el curso fluvial que favorece el crecimiento fitoplanctónico. Se debería pues investigar si existen fuentes difusas de contaminación de origen humano que contribuyan a la eutrofización del embalse. Sería recomendable que durante los periodos de crecidas se procediera también al desembalse hipolimnético para favorecer la salida de las aguas de las capas profundas del gradiente de densidad, más salinas y anóxicas.

i) Embalses de Calanda, Caspe y Santolea

Estos tres embalses forman parte del mismo sistema, ya que pertenecen al mismo río, el Guadalupe. Todos ellos se ven afectados por el mismo parámetro, la transparencia medida por el disco de Secchi. En el caso del embalse de Santolea, puede deberse al rellenado del embalse después del vaciado total para la construcción del embalse de cola y presencia de materiales finos suspendidos. En los embalses de Calanda y Caspe además hay una pobre oxigenación de las aguas, aspecto que se podría mejorar con la gestión hídrica de los embalses en cadena, lo que repercutiría en la mejora de la calidad global de estas masas de agua.

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.

Armengol, J., Rodríguez, J.J., García, J.C., Ordoñez, J. y Marcé, R. (2009). La gestión de los embalses en relación a la calidad del agua en condiciones de sequía extrema. *Ingeniería del agua*, 16(4), 285-294

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.

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.

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 en: <http://www.chebro.es>.

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. Disponible en: <http://www.chebro.es>.

CHE (2007). *Informe final potencial ecológico en embalses 2006*. UTE Red Biológica del Ebro. Disponible en: <http://www.chebro.es>.

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

CHE (2008). *Informe final potencial ecológico en embalses 2007*. UTE Red Biológica del Ebro. Disponible en: <http://www.chebro.es>.

CHE (2009). *Informe final potencial ecológico en embalses 2008*. UTE Red Biológica del Ebro. Disponible en: <http://www.chebro.es>.

CHE (2014). *Informe final potencial ecológico en embalses 2013*. Explotación de la red de seguimiento de embalses en aplicación de la directiva marco del agua en la demarcación hidrográfica del ebro. Área de calidad de aguas, Confederación Hidrográfica del Ebro. Disponible en: <http://www.chebro.es>.

CHE (2015). *Informe final potencial ecológico en embalses 2014*. Explotación de la red de seguimiento de embalses en aplicación de la directiva marco del agua en la demarcación hidrográfica del ebro. Área de calidad de aguas, Confederación Hidrográfica del Ebro. Disponible en: <http://www.chebro.es>.

CHE (2016). *Informe final potencial ecológico en embalses 2015*. Red de seguimiento de masas de agua muy modificadas. Área de calidad de aguas, Confederación Hidrográfica del Ebro. Disponible en: <http://www.chebro.es>.

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.

Ferree, M.A., and R.D. Shannon (2001). Evaluation of a second derivative UV/visible spectroscopy technique for nitrate and total nitrogen analysis of wastewater samples. *Water Research* 35:327-332.

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.

Hutchinson, G.E. (1957). *A Treatise on Limnology. Volume 1. Geography, physics and chemistry*. Wiley, New York. 1015 pp.

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

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

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

MAGRAMA (2015). Protocolo de análisis y cálculo de métricas de fitoplancton en lagos y embalses. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Disponible en : <http://www.magrama.gob.es>

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

Moss, B. *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.

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

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

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

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

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. y 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.

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.

Wetzel, R.G. 1975. *Limnology*. Saunders, Philadelphia. 743 pp.

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.



9. ANEXO 1: TABLAS DE DATOS

Valores de las variables hidrológicas del embalse en el momento de la toma de muestras, de la capa superficial del embalse (1 m), de la penetración luminosa y zona fótica medida mediante Disco de Secchi (DS) y medidor de PAR (PAR) y del espesor de la zona anóxica del embalse en el fondo.

Abrev.	Código	Fecha	Prof.	Volumen	% Emb	T. Perm.	Temp	Termoclina	Cond 20°	pH	Disco Secchi	Zona Fótica	Zona Fótica	Zona Anoxia
	MAS		(m)	(Hm ³)		(año)	(°C)	(P/A)	(μS/cm)		(m)	(DS) (m)	(PAR) (m)	(m)
EBR	1	22-jun-16	20,6	512,9	95	0,94	18,2	P	188	8,18	4,50	11,3	8,8	0,0
URR	2	12-jul-16	17,2	55,6	77	0,42	21,4	P	168	8,41	2,90	7,3	9,5	0,7
ALB	5	21-jun-16	18,3	3,8	76	0,86	18,4	P	86	8,00	1,75	4,4	5,5	0,0
ULL	7	12-jul-16	23,3	117,3	80	0,77	20,8	P	244	8,43	3,50	8,8	10,0	5,3
SOB	22	13-jul-16	27,0	18,0	90	0,14	21,6	P	324	8,31	1,70	4,3	6,0	11,5
MED	42	9-ago-16	44,8	271,6	62	0,23	23,5	A	223	8,14	3,20	8,0	14	0,0
ESC	43	2-ago-16	92,0	138,1	91	0,24	18,7	P	180	8,55	5,60	14,0	16,5	0,0
PEÑ	44	21-jun-16	13,0	10,6	71	0,01	17,5	A	287	8,26	1,15	2,9	5,5	0,0
GRA	47	9-ago-16	60,0	268,5	67,3	0,29	19,3	P	240	8,16	4,20	10,5	14	0,0
TAL	50	28-jun-16	55,0	214,4	94	0,19	18,2	P	155	8,46	5,70	14,3	16,0	0,0
OLI	53	27-jun-16	50,0	73,4	87	0,08	18,9	P	187	8,45	2,90	7,3	7,5	0,0
BAR	56	10-ago-16	18,2	36,6	43	0,09	25,2	A	269	8,24	1,50	3,8	6,5	0,0
CAN	58	1-ago-16	124,0	484,7	71	0,93	23,2	P	223	8,2	3,50	8,8	13,0	0,0
MAN	61	26-jul-16	35,5	39,2	58	0,08	20,1	A	148	7,87	4,70	11,8	13,0	0,0
SOT	62	11-jul-16	20,0	160,9	85	0,50	23,5	A	331	8,34	2,25	5,6	10,5	1,0
RIA	63	28-jun-16	61,4	335,2	83	0,33	20,4	P	230	8,36	2,75	6,9	9,5	0,0
PAJ	64	25-jul-16	43,0	23,0	68	0,48	17,9	P	71	7,81	5,60	14,0	11,0	0,0
SAN	66	3-ago-16	52,5	132,5	95	0,28	15,7	A	267	8,13	3,35	8,4	21	4,5
VAL	68	27-jul-16	45,6	20,0	83	0,59	22,8	P	387	8,16	1,70	4,3	5,5	35,6
MEQ	70	20-jul-16	57,0	1328,1	87	0,18	23,6	A	815	8,24	3,70	9,3	12,0	12,5



Abrev.	Código	Fecha	Prof.	Volumen	% Emb	T. Perm.	Temp	Termoclina	Cond 20°	pH	Disco Secchi	Zona Fótica	Zona Fótica	Zona Anoxia
	MAS		(m)	(Hm ³)		(año)	(°C)	(P/A)	(µS/cm)		(m)	(DS) (m)	(PAR) (m)	(m)
MEZ	71	20-jun-16	12,6	2,9	74	-	18,4	A	539	8,19	1,00	2,5	4,5	0,0
MAR	72	15-jun-16	25,9	2,0	67	-	19,3	P	353	8,27	5,60	14,0	11,5	11,9
TOR	75	18-jul-16	21,3	5,1	73	0,27	21,9	P	474	8,13	2,90	7,3	11,5	0,0
TRA	76	10-ago-16	26,8	38,7	47	0,71	24,2	A	646	8,26	4,90	12,3	12,5	10,8
MOV	77	19-jul-16	4,0	1,3	16	0,87	22,1	A	930	8,10	1,90	4,8	4,0	0,3
CAS	78	20-jul-16	26,5	40,8	50	0,90	23,9	A	1113	8,19	1,75	4,4	9,5	5,0
GUI	79	15-jun-16	31,0	7,1	71	5,04	21,9	P	386	8,56	1,60	4,0	8,0	7,5
CAL	82	19-jul-16	29,8	29,8	55	0,34	21,9	A	642	8,06	2,90	7,3	14,5	0,0
STO	85	8-ago-16	23,1	23,7	49	0,60	24,9	A	723	8,09	2,90	7,3	13,0	0,0
PEN	912	13-jun-16	27,3	14,7	82	2,39	18,0	P	319	8,33	4,20	10,5	11,0	0,0
ORT	916	26-jul-16	35,0	24,0	73	0,12	17,5	P	163	7,95	6,20	15,5	7,5	0,0
CAV	1043	2-ago-16	73,7	15,4	96	0,11	13,3	P	12	6,98	17,20	43,0	34,0	0,0
UTC	1679	29-jun-16	2,3	2,0	50	-	24,1	A	477	8,26	0,65	1,6	1,8	0,0
MAE	RIO823	27-jul-16	31,6	15,2	76	0,89	23,1	A	389	8,27	2,30	5,8	7,5	23,0
EBR	1	19-sep-16	14,0	260,5	48,2	0,94	18,4	A	195	7,9	1,4	3,5	4,0	0
ULL	7	21-sep-16	21,8	98,5	67,5	0,77	19,5	A	219	8,1	7,8	19,4	12,5	4,3
SOB	22	20-sep-16	27,0	18,5	92,5	0,14	17,8	A	255	7,9	2,0	5	6,0	7
OLI	53	12-sep-16	37,0	35,5	42,3	0,08	23,0	P	270	8,4	2,7	6,75	6,0	20
SOT	62	13-sep-16	12,8	73,2	38,7	0,50	23,3	A	318	8,4	1,1	2,75	5,5	2,8
MEQ	70	14-sep-16	53,1	1087,1	70,9	0,18	24,6	A	1288	7,9	3,8	9,5	12,0	34

Valores de la muestra integrada
Primera Parte

Abrev	Código	Prof. Integ.	Fecha	Cond 20°C	pH	Solidos	LOI	Turb 400	Clorofila	Alcalin	Alcalin	Nitrato	Nitrato	Nitrito	Nitrito	NIO
	CHE	(m)		(µS/cm)		(mg/L)	(mg/L)	(NTU)	(ug/L)	(mM)	(mg/L)	(µM)	(mg/L)	(µM)	(mg/L)	(mg N/L)
EBR	1	9	22-jun-16	188	8,18	1,29	0,64	2,89	2,26	1,24	124	14,00	0,87	0,400	0,0184	0,202
URR	2	9	12-jul-16	168	8,41	1,32	0,96	2,58	5,34	1,36	136	20,00	1,24	0,390	0,0179	0,285
ALB	5	6	21-jun-16	86	8,00	3,56	1,53	6,90	2,47	0,52	52	15,00	0,93	0,112	0,0051	0,212
ULL	7	10	12-jul-16	244	8,43	1,12	0,56	1,88	2,26	2,28	228	26,00	1,61	0,732	0,0337	0,374
SOB	22	6	13-jul-16	324	8,31	4,47	1,39	4,37	11,13	2,32	232	39,00	2,42	0,392	0,0180	0,551
MED	42	14	9-ago-16	223	8,14	2,10	0,41	1,97	1,85	1,96	196	10,72	0,66	0,209	0,0096	0,153
ESC	43	17	2-ago-16	180	8,55	1,42	0,67	1,76	2,50	1,44	144	6,04	0,37	0,088	0,0041	0,086
PEÑ	44	6	21-jun-16	287	8,26	7,54	1,13	5,68	4,57	2,28	228	12,01	0,74	0,211	0,0097	0,171
GRA	47	14	9-ago-16	240	8,16	1,68	0,35	2,31	0,81	2,36	236	11,58	0,72	0,126	0,0058	0,164
TAL	50	16	28-jun-16	155	8,46	1,29	1,03	1,40	3,13	1,36	136	5,83	0,36	0,114	0,0052	0,083
OLI	53	8	27-jun-16	187	8,45	4,32	1,73	3,80	6,73	1,52	152	22,00	1,36	0,701	0,0323	0,318
BAR	56	7	10-ago-16	269	8,24	7,02	0,89	5,50	3,20	1,96	196	15,00	0,93	0,211	0,0097	0,213
CAN	58	13	1-ago-16	223	8,2	2,32	0,69	2,22	2,86	1,80	180	13,00	0,81	0,193	0,0089	0,185
MAN	61	13	26-jul-16	148	7,87	1,18	0,43	0,85	2,37	1,52	152	1,66	0,10	0,056	0,0026	0,024
SOT	62	10	11-jul-16	331	8,34	3,40	0,84	1,61	3,38	2,52	252	17,00	1,05	0,253	0,0116	0,242
RIA	63	10	28-jun-16	230	8,36	1,94	0,85	2,49	4,53	1,76	176	24,00	1,49	0,763	0,0351	0,347
PAJ	64	11	25-jul-16	71	7,81	1,12	0,17	1,58	2,32	0,56	56	1,95	0,12	0,086	0,0040	0,029
SAN	66	21	3-ago-16	267	8,13	1,16	0,57	1,25	1,79	1,96	196	17,00	1,05	0,120	0,0055	0,240
VAL	68	6	27-jul-16	387	8,16	9,42	4,60	4,83	21,27	2,20	220	99,00	6,14	3,738	0,1720	1,438
MEQ	70	12	20-jul-16	815	8,24	2,13	1,12	1,88	3,66	3,12	312	100,00	6,20	2,368	0,1089	1,433
MEZ	71	6	20-jun-16	539	8,19	8,82	1,27	6,80	5,12	3,35	335	195,00	12,09	1,773	0,0816	2,755
MAR	72	12	15-jun-16	353	8,27	2,11	1,47	1,82	3,70	3,71	371	4,77	0,30	0,103	0,0048	0,068
TOR	75	12	18-jul-16	474	8,13	4,02	0,95	2,40	2,38	3,00	300	209,00	12,96	1,773	0,0816	2,951
TRA	76	13	10-ago-16	646	8,26	1,78	1,43	1,28	5,95	3,00	300	91,00	5,64	1,290	0,0593	1,292



Abrev	Código	Prof. Integ.	Fecha	Cond 20°C	pH	Solidos	LOI	Turb 400	Clorofila	Alcalin	Alcalin	Nitrato	Nitrato	Nitrito	Nitrito	NIO
	CHE	(m)		(µS/cm)		(mg/L)	(mg/L)	(NTU)	(ug/L)	(mM)	(mg/L)	(µM)	(mg/L)	(µM)	(mg/L)	(mg N/L)
MOV	77	3	19-jul-16	930	8,10	4,79	1,03	3,86	4,16	2,76	276	0,96	0,06	0,121	0,0056	0,015
CAS	78	9	20-jul-16	1113	8,19	4,99	1,10	3,37	1,51	2,68	268	54,00	3,35	0,736	0,0338	0,766
GUI	79	9	15-jun-16	386	8,56	5,55	2,54	3,40	4,77	3,47	347	0,00	0,00	0,008	0,0004	0,000
CAL	82	14	19-jul-16	642	8,06	2,83	0,55	1,79	0,91	2,96	296	74,00	4,59	0,761	0,0350	1,047
STO	85	13	8-ago-16	723	8,09	2,77	0,59	2,25	1,11	2,52	252	25,00	1,55	0,231	0,0106	0,353
PEN	912	12	13-jun-16	319	8,33	1,36	0,49	1,03	0,73	3,95	395	0,05	0,00	0,014	0,0006	0,001
ORT	916	13	26-jul-16	163	7,95	0,98	0,33	1,37	1,30	1,64	164	4,31	0,27	0,060	0,0028	0,061
CAV	1043	30	2-ago-16	12	6,98	0,35	0,21	0,85	0,93	0,24	24	12,09	0,75	0,062	0,0029	0,170
UTC	1679	2	29-jun-16	477	8,26	16,85	10,32	14,85	90,97	1,72	172	45,00	2,79	2,373	0,1091	0,663
MAE	RIO823	7	27-jul-16	389	8,27	4,40	2,09	4,10	6,71	2,16	216	83,00	5,15	1,290	0,0593	1,180
EBR	1	6	19-sep-16	195	7,87	7,41	6,99	1,24	4,99	1,24	124	5,43	0,34	0,550	0,0253	0,084
ULL	7	12	21-sep-16	219	8,09	0,79	1,55	2,00	1,37	2,00	200	1,66	0,10	0,076	0,0035	0,024
SOB	22	6	20-sep-16	255	7,89	3,39	4,47	1,88	3,02	1,88	188	20,00	1,24	0,174	0,0080	0,282
OLI	53	6	12-sep-16	270	8,35	4,11	3,86	1,92	21,14	1,92	192	8,13	0,50	0,464	0,0214	0,120
SOT	62	6	13-sep-16	318	8,38	7,56	4,74	2,24	3,69	2,24	224	4,58	0,28	0,673	0,0310	0,074
MEQ	70	12	14-sep-16	1288	7,94	2,02	1,22	2,85	3,69	2,85	285	101,00	6,26	1,343	0,0618	1,433

Valores de la muestra integrada
Segunda Parte

Abrev	Código	Prof. Integ.	Amonio	Amonio	Amonio	Ntot	Ntot	Psol	Psol	Fosfatos	Ptot	Ptot	Silicato	Silicato
	CHE	(m)	(μ M)	(mg/L)	(mg N/L)	(μ M)	(mg N/L)	(μ M)	(mg P/L)	(mg/L)	(μ M)	(mg P/L)	(μ M)	(mg SiO ₂ /L)
EBR	1	9	1,58	0,028	0,022	32,05	0,45	0,0161	0,0005	0,0015	0,4369	0,0135	24,00	1,44
URR	2	9	0,25	0,004	0,003	39,84	0,56	0,0533	0,0017	0,0051	0,4417	0,0137	44,27	2,66
ALB	5	6	0,27	0,005	0,004	29,36	0,41	0,0269	0,0008	0,0026	0,3249	0,0101	31,89	1,91
ULL	7	10	0,92	0,017	0,013	47,36	0,66	0,0320	0,0010	0,0030	0,3036	0,0094	52,40	3,14
SOB	22	6	2,49	0,045	0,035	57,74	0,81	0,1173	0,0036	0,0111	0,8226	0,0255	53,66	3,22
MED	42	14	0,45	0,008	0,006	18,06	0,25	0,0678	0,0021	0,0064	0,0830	0,0026	49,47	2,97
ESC	43	17	2,08	0,037	0,029	17,59	0,25	0,0263	0,0008	0,0025	0,1632	0,0051	40,45	2,43
PEÑ	44	6	2,24	0,040	0,031	31,33	0,44	0,0700	0,0022	0,0066	0,5377	0,0167	57,01	3,42
GRA	47	14	3,29	0,059	0,046	21,83	0,31	0,0261	0,0008	0,0025	0,0885	0,0027	52,50	3,15
TAL	50	16	0,73	0,013	0,010	18,80	0,26	0,0267	0,0008	0,0025	0,2264	0,0070	54,57	3,27
OLI	53	8	0,83	0,015	0,012	48,38	0,68	0,0480	0,0015	0,0046	2,6058	0,0808	22,81	1,37
BAR	56	7	1,19	0,021	0,017	26,50	0,37	0,0209	0,0006	0,0020	0,4260	0,0132	51,53	3,09
CAN	58	13	1,52	0,027	0,021	28,77	0,40	0,0630	0,0020	0,0060	0,1969	0,0061	34,28	2,06
MAN	61	13	0,19	0,003	0,003	8,48	0,12	0,0054	0,0002	0,0005	0,1912	0,0059	38,16	2,29
SOT	62	10	1,22	0,022	0,017	32,42	0,45	0,0373	0,0012	0,0035	0,2705	0,0084	54,22	3,25
RIA	63	10	2,80	0,050	0,039	44,46	0,62	0,0320	0,0010	0,0030	0,4803	0,0149	38,57	2,31
PAJ	64	11	0,38	0,007	0,005	15,40	0,22	0,0109	0,0003	0,0010	0,1406	0,0044	60,02	3,60
SAN	66	21	1,61	0,029	0,023	26,22	0,37	0,0158	0,0005	0,0015	0,0731	0,0023	57,14	3,43
VAL	68	6	2,24	0,040	0,031	139,26	1,95	0,0000	0,0000	0,0000	1,0963	0,0340	45,15	2,71
MEQ	70	12	1,99	0,036	0,028	155,10	2,17	0,0430	0,0013	0,0041	0,2943	0,0091	46,13	2,77
MEZ	71	6	1,37	0,025	0,019	216,72	3,03	0,0431	0,0013	0,0041	0,5601	0,0174	77,66	4,66
MAR	72	12	0,58	0,010	0,008	22,92	0,32	0,0000	0,0000	0,0000	0,2090	0,0065	75,50	4,53
TOR	75	12	0,28	0,005	0,004	306,78	4,29	0,0215	0,0007	0,0020	0,1039	0,0032	28,69	1,72
TRA	76	13	4,55	0,082	0,064	147,37	2,06	0,0730	0,0023	0,0069	0,5699	0,0177	63,24	3,79



Abrev	Código	Prof. Integ.	Amonio	Amonio	Amonio	Ntot	Ntot	Psol	Psol	Fosfatos	Ptot	Ptot	Silicato	Silicato
	CHE	(m)	(μ M)	(mg/L)	(mg N/L)	(μ M)	(mg N/L)	(μ M)	(mg P/L)	(mg/L)	(μ M)	(mg P/L)	(μ M)	(mg SiO ₂ /L)
MOV	77	3	1,85	0,033	0,026	43,31	0,61	0,0806	0,0025	0,0077	0,8195	0,0254	83,39	5,00
CAS	78	9	1,15	0,021	0,016	96,72	1,35	0,0161	0,0005	0,0015	0,3174	0,0098	42,45	2,55
GUI	79	9	0,65	0,012	0,009	26,32	0,37	0,0000	0,0000	0,0000	0,4070	0,0126	18,51	1,11
CAL	82	14	0,52	0,009	0,007	99,91	1,40	0,0215	0,0007	0,0020	0,0923	0,0029	54,87	3,29
STO	85	13	1,23	0,022	0,017	44,44	0,62	0,0417	0,0013	0,0040	0,1549	0,0048	49,33	2,96
UTC	912	2	4,09	0,074	0,057	148,38	2,08	0,3147	0,0098	0,0299	4,5050	0,1397	114,78	6,89
MAE	916	7	1,20	0,022	0,017	110,87	1,55	0,0109	0,0003	0,0010	0,5847	0,0181	7,45	0,45
PEN	1043	12	0,09	0,002	0,001	14,21	0,20	0,0370	0,0011	0,0035	0,1760	0,0055	48,98	2,94
ORT	1679	13	0,88	0,016	0,012	17,62	0,25	0,0000	0,0000	0,0000	0,1912	0,0059	30,20	1,81
CAV	RIO823	30	0,45	0,008	0,006	17,64	0,25	0,0263	0,0008	0,0025	0,0394	0,0012	29,60	1,78
EBR	1	6	2,20	0,040	0,031	30,47	0,427	0,2168	0,0067	0,0206	0,8541	0,0265	20,00	1,20
ULL	7	12	6,81	0,123	0,095	23,12	0,324	0,3649	0,0113	0,0347	0,7240	0,0224	67,26	4,04
SOB	22	6	2,43	0,044	0,034	34,55	0,484	0,2486	0,0077	0,0236	0,6222	0,0193	37,79	2,27
OLI	53	6	1,01	0,018	0,014	44,44	0,622	0,0426	0,0013	0,0040	0,7923	0,0246	32,80	1,97
SOT	62	6	1,02	0,018	0,014	19,69	0,276	0,0479	0,0015	0,0045	0,5117	0,0159	55,44	3,33
MEQ	70	12	1,35	0,024	0,019	120,84	1,692	0,0106	0,0003	0,0010	0,4182	0,0130	51,11	3,07

Datos de todas las variables determinadas en el Estudio para la muestra integrada y para las muestras puntuales a diferentes profundidades
Primera Parte

Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond 20º (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (UAF)	Alcalin (mM)	Clorofila (µg/L)
1	EBR	int 9 m	22-jun-16	18,2	7,84	86,89	188	8,2	1,286	0,639	2,89	1,24	2,262
1	EBR	3 m	22-jun-16	18,5	8,23	91,42	186	8,3	-	-	2,49	1,24	2,096
1	EBR	20 m	22-jun-16	13,5	2,00	22,90	195	7,2	-	-	26,64	1,28	1,831
2	URR	int 9 m	12-jul-16	21,4	6,19	70,40	168	8,4	1,317	0,959	2,58	1,36	5,342
2	URR	2 m	12-jul-16	22,0	7,91	91,93	166	8,9	1,736	1,283	2,40	1,32	7,954
2	URR	17 m	12-jul-16	13,2	1,61	15,57	224	7,7	-	-	4,28	2,12	1,043
5	ALB	int 6 m	21-jun-16	18,4	7,76	84,58	86	8,0	3,559	1,532	6,90	0,517	2,471
5	ALB	2 m	21-jun-16	19,1	8,07	88,83	85	8,1	-	-	6,01	0,517	2,076
5	ALB	5 m	21-jun-16	17,0	7,44	78,91	93	7,9	-	-	6,59	0,517	3,124
5	ALB	16 m	21-jun-16	10,3	3,52	33,76	84	7,2	-	-	9,23	0,437	0,636
7	ULL	int 10 m	12-jul-16	20,8	7,16	80,34	244	8,4	1,123	0,562	1,88	2,28	2,259
7	ULL	2 m	12-jul-16	21,6	7,44	84,55	242	8,5	1,019	1,057	1,70	2,32	2,553
7	ULL	5 m	12-jul-16	21,2	7,43	83,74	242	8,5	-	-	2,25	2,36	2,512
7	ULL	23 m	12-jul-16	12,9	0,73	6,93	272	7,6	-	-	4,74	3,51	0,545
22	SOB	int 6 m	13-jul-16	21,6	7,31	84,46	324	8,3	4,473	1,392	4,37	2,316	11,132
22	SOB	2 m	13-jul-16	21,6	7,35	84,99	324	8,3	-	-	4,37	2,316	12,702
22	SOB	17 m	13-jul-16	14,1	0,99	11,72	473	7,7	-	-	3,40	3,515	0,885
22	SOB	26 m	13-jul-16	12,7	0,76	9,43	509	7,7	-	-	10,39	6,393	1,100
42	MED	int 14 m	9-ago-16	23,5	8,21	100,00	223	8,1	2,097	0,414	1,97	1,956	1,848
42	MED	2 m	9-ago-16	25,0	8,21	102,33	223	8,2	-	-	1,97	2,116	1,928
42	MED	6 m	9-ago-16	24,7	8,33	103,43	223	8,2	-	-	2,86	2,116	2,262
42	MED	44 m	9-ago-16	13,1	6,49	67,25	223	7,9	-	-	3,46	2,116	0,272



Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond 20º (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (UAF)	Alcalin (mM)	Clorofila (µg/L)
43	ESC	int 17 m	2-ago-16	18,7	9,83	106,66	180	8,6	1,415	0,669	1,76	1,436	2,499
43	ESC	7 m	2-ago-16	18,6	11,56	125,46	170	8,6	-	-	1,55	1,436	2,200
43	ESC	14 m	2-ago-16	15,7	10,39	106,60	172	8,5	-	-	1,34	1,396	3,495
43	ESC	50 m	2-ago-16	10,0	8,38	76,81	179	7,7	-	-	1,67	1,476	0,296
44	PEÑ	int 6 m	21-jun-16	17,5	7,78	83,25	287	8,3	7,541	1,128	5,68	2,276	4,569
44	PEÑ	3 m	21-jun-16	17,6	8,17	87,52	285	8,4	-	-	4,59	2,316	8,383
44	PEÑ	12 m	21-jun-16	13,3	4,84	48,51	301	7,8	-	-	10,18	2,355	1,015
47	GRA	int 14 m	9-ago-16	19,3	8,38	94,23	240	8,2	1,680	0,347	2,31	2,355	0,807
47	GRA	10 m	9-ago-16	17,6	8,50	92,70	234	8,2	-	-	2,40	2,355	1,603
47	GRA	25 m	9-ago-16	8,8	8,02	74,26	286	8,2	-	-	1,67	2,715	0,517
47	GRA	50 m	9-ago-16	8,3	6,83	63,00	289	8,0	-	-	1,31	2,715	0,244
50	TAL	int 16 m	28-jun-16	18,2	9,26	102,00	155	8,5	1,287	1,027	1,40	1,356	3,127
50	TAL	2 m	28-jun-16	21,7	8,67	101,00	160	8,5	-	-	1,22	1,396	1,509
50	TAL	11 m	28-jun-16	16,3	9,69	103,00	153	8,5	-	-	1,82	1,156	4,251
50	TAL	50 m	28-jun-16	11,9	7,20	71,27	169	7,7	16,300	1,433	16,56	1,356	0,520
53	OLI	int 8 m	27-jun-16	18,9	8,70	98,26	187	8,5	4,324	1,730	3,80	1,516	6,734
53	OLI	2 m	27-jun-16	21,7	9,69	113,91	186	8,8	2,722	1,537	3,19	1,556	4,536
53	OLI	6 m	27-jun-16	18,9	8,98	100,95	187	8,6	-	-	3,80	1,516	7,946
53	OLI	50 m	27-jun-16	10,5	3,83	40,35	220	7,5	-	-	6,65	1,956	0,515
56	BAR	int 7m	10-ago-16	25,2	7,46	92,85	269	8,2	7,021	0,890	5,50	1,956	3,204
56	BAR	1 m	10-ago-16	25,2	7,48	93,16	268	8,3	-	-	4,40	1,956	3,482
56	BAR	4 m	10-ago-16	25,2	7,49	93,26	269	8,2	-	-	4,37	1,956	3,521
56	BAR	18 m	10-ago-16	23,2	6,48	78,44	277	7,8	58,914	3,443	43,04	2,156	1,615

Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond 20º (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (UAF)	Alcalin (mM)	Clorofila (µg/L)
58	CAN	int 13 m	1-ago-16	23,2	10,09	118,10	223	8,2	2,319	0,688	2,22	1,796	2,857
58	CAN	2 m	1-ago-16	25,9	7,90	98,30	228	8,2	1,797	0,766	1,91	1,796	1,304
58	CAN	10 m	1-ago-16	19,6	14,87	164,17	213	8,3	-	-	2,86	1,756	5,142
58	CAN	50 m	1-ago-16	9,5	8,05	72,95	252	7,6	-	-	1,55	1,796	1,321
61	MAN	int 13 m	26-jul-16	20,1	7,52	86,51	148	7,9	1,185	0,432	0,85	1,516	2,371
61	MAN	2 m	26-jul-16	21,1	8,06	94,35	147	8,1	-	-	1,00	1,916	2,345
61	MAN	12 m	26-jul-16	18,1	5,83	63,52	151	7,4	-	-	1,00	1,516	2,569
61	MAN	35 m	26-jul-16	7,4	3,80	34,30	155	7,2	-	-	3,43	1,956	0,256
62	SOT	int 10 m	11-jul-16	23,5	8,04	96,03	331	8,3	3,399	0,839	1,61	2,515	3,384
62	SOT	2 m	11-jul-16	26,0	7,96	99,37	328	8,3	3,204	1,093	1,43	2,475	2,084
62	SOT	8 m	11-jul-16	21,9	8,06	93,44	334	8,4	-	-	1,88	2,475	4,132
62	SOT	19 m	11-jul-16	16,4	2,60	28,48	356	7,6	-	-	4,80	2,715	1,176
63	RIA	int 10 m	28-jun-16	20,4	8,92	102,61	230	8,4	1,940	0,852	2,49	1,756	4,529
63	RIA	2 m	28-jun-16	22,7	9,77	116,01	231	8,6	-	-	2,40	1,836	4,347
63	RIA	6 m	28-jun-16	20,1	9,38	106,72	239	8,6	-	-	3,28	1,796	5,694
63	RIA	50 m	28-jun-16	12,0	6,29	62,94	240	7,7	-	-	4,10	1,956	0,623
64	PAJ	int 11 m	25-jul-16	17,9	7,16	77,51	70,66	7,8	1,122	0,169	1,58	0,557	2,315
64	PAJ	2 m	25-jul-16	20,2	7,47	84,05	71,23	7,9	-	-	1,46	0,557	1,796
64	PAJ	10 m	25-jul-16	12,0	6,61	63,60	68,89	7,8	-	-	1,79	0,517	2,759
64	PAJ	39 m	25-jul-16	6,3	6,55	55,84	72	7,1	-	-	3,10	0,557	0,447
66	SAN	int 21 m	3-ago-16	15,7	9,64	100,77	267	8,1	1,158	0,568	1,25	1,956	1,795
66	SAN	3 m	3-ago-16	19,2	10,65	118,68	267	8,2	-	-	1,94	1,956	4,154
66	SAN	16 m	3-ago-16	12,3	9,16	90,26	261	7,9	-	-	1,15	1,956	1,938
66	SAN	50 m	3-ago-16	9,5	1,26	16,02	338	7,2	-	-	2,43	2,316	0,570



Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond 20º (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (UAF)	Alcalin (mM)	Clorofila (µg/L)
68	VAL	int 6 m	27-jul-16	22,8	9,13	107,71	387	8,2	9,422	4,600	4,83	2,196	21,265
68	VAL	3 m	27-jul-16	23,4	10,43	123,98	378	8,3	-	-	4,77	1,716	23,105
68	VAL	28 m	27-jul-16	10,9	1,70	17,77	513	7,4	-	-	1,88	2,755	1,459
68	VAL	45 m	27-jul-16	9,9	0,98	11,13	528	7,3	-	-	1,88	3,315	1,380
70	MEQ	int 12 m	20-jul-16	23,6	6,79	82,51	815	8,2	2,129	1,121	1,88	3,115	3,659
70	MEQ	7 m	20-jul-16	23,8	7,56	91,02	784	8,4	-	-	1,85	2,915	4,164
70	MEQ	35 m	20-jul-16	17,5	4,36	47,52	956	8,1	-	-	1,82	3,515	0,487
70	MEQ	50 m	20-jul-16	16,0	0,89	10,94	1037	7,9	-	-	4,62	3,715	0,246
71	MEZ	int 6 m	20-jun-16	18,4	8,21	91,97	539	8,2	8,815	1,274	6,80	3,355	5,123
71	MEZ	3 m	20-jun-16	18,3	8,23	97,97	539	8,2	-	-	5,83	3,275	5,617
71	MEZ	12 m	20-jun-16	18,0	7,88	87,86	539	8,1	-	-	8,51	3,315	3,233
72	MAR	int 12 m	15-jun-16	19,3	10,10	111,25	353	8,3	2,108	1,466	1,82	3,715	3,697
72	MAR	2 m	15-jun-16	22,6	8,72	102,33	332	8,3	-	-	1,09	3,435	1,345
72	MAR	9 m	15-jun-16	15,9	11,51	118,57	380	8,3	-	-	2,55	3,675	9,569
72	MAR	24 m	15-jun-16	9,2	0,96	10,89	417	7,8	-	-	5,86	4,514	2,137
75	TOR	int 12 m	18-jul-16	21,9	8,90	103,00	474	8,1	4,021	0,952	2,40	2,995	2,376
75	TOR	8 m	18-jul-16	21,6	9,18	105,71	486	8,0	-	-	2,28	3,115	2,716
75	TOR	12 m	18-jul-16	16,2	10,05	104,45	502	8,1	-	-	1,73	3,315	2,391
75	TOR	20 m	18-jul-16	12,7	4,36	43,34	523	7,9	-	-	2,61	3,235	0,926
76	TRA	int 13 m	10-ago-16	24,2	8,22	100,02	646	8,3	1,779	1,428	1,28	2,995	5,951
76	TRA	5 m	10-ago-16	24,7	10,32	125,60	635	8,6	-	-	1,28	2,955	8,304
76	TRA	26 m	10-ago-16	18,4	0,69	9,11	692	7,3	-	-	4,37	3,795	1,335
77	MOV	int 3 m	19-jul-16	22,1	7,52	93,10	930	8,1	4,795	1,027	3,86	2,755	4,157
77	MOV	4 m	19-jul-16	20,1	1,69	18,70	1044	7,9	14,845	2,638	9,36	3,315	12,047

Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond 20º (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (UAF)	Alcalin (mM)	Clorofila (µg/L)
78	CAS	int 9 m	20-jul-16	23,9	7,67	92,51	1113	8,2	4,993	1,104	3,37	2,675	1,511
78	CAS	2 m	20-jul-16	24,3	7,63	92,59	1113	8,2	-	-	2,86	2,515	1,513
78	CAS	8 m	20-jul-16	23,2	7,36	87,65	1113	8,1	-	-	3,71	2,555	1,616
78	CAS	26 m	20-jul-16	13,4	0,85	10,30	1104	7,8	-	-	4,16	3,435	0,698
79	GUI	int 9 m	15-jun-16	21,9	9,37	107,34	386	8,6	5,551	2,544	3,40	3,475	4,771
79	GUI	9 m	15-jun-16	14,5	10,07	101,03	425	8,7	-	-	6,74	3,835	14,145
79	GUI	10 m	15-jun-16	13,4	6,03	59,94	434	8,4	-	-	8,90	3,915	13,353
79	GUI	30 m	15-jun-16	9,6	0,84	10,20	448	7,9	-	-	7,14	4,474	0,346
82	CAL	int 14 m	19-jul-16	21,9	7,10	82,86	642	8,1	2,834	0,552	1,79	2,955	0,909
82	CAL	12 m	19-jul-16	20,1	6,08	68,73	671	7,8	-	-	1,58	2,715	0,892
82	CAL	24 m	19-jul-16	18,0	4,22	46,42	659	7,6	-	-	1,85	3,155	0,686
82	CAL	29 m	19-jul-16	15,3	2,50	26,97	676	7,6	15,466	1,000	13,12	3,515	0,757
85	STO	int 13 m	8-ago-16	24,9	7,29	89,39	723	8,1	2,772	0,593	2,25	2,515	1,113
85	STO	2 m	8-ago-16	25,5	7,34	90,88	421	8,1	-	-	2,19	2,515	0,712
85	STO	11 m	8-ago-16	23,6	7,18	86,07	428	8,0	-	-	1,88	2,675	0,899
85	STO	22 m	8-ago-16	18,6	4,79	52,97	444	7,7	23,765	1,565	24,82	2,715	0,804
912	PEN	int 12 m	13-jun-16	18,0	8,87	96,85	319	8,3	1,361	0,490	1,03	3,955	0,729
912	PEN	13 m	13-jun-16	10,7	9,88	93,87	324	8,6	-	-	0,82	4,074	1,488
912	PEN	18 m	13-jun-16	9,0	8,69	80,25	330	8,4	-	-	0,97	4,194	2,829
912	PEN	26 m	13-jun-16	8,5	5,08	48,60	337	7,9	-	-	1,88	4,154	1,501
916	ORT	int 13 m	26-jul-16	17,5	7,70	83,44	163	8,0	0,979	0,329	1,37	1,636	1,302
916	ORT	2 m	26-jul-16	22,6	7,58	89,81	163	8,1	0,389	0,204	0,76	1,716	0,707
916	ORT	12 m	26-jul-16	8,0	6,92	62,33	162	7,7	-	-	2,22	1,516	2,083
916	ORT	33 m	26-jul-16	6,0	4,29	38,66	162	7,1	-	-	3,52	1,556	0,349



Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond 20º (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (UAF)	Alcalin (mM)	Clorofila (µg/L)
1043	CAV	int 30 m	2-ago-16	13,3	8,83	89,77	12,29	7,0	0,347	0,211	0,85	0,237	0,929
1043	CAV	10 m	2-ago-16	14,5	8,66	90,05	12,35	7,2	-	-	0,55	0,317	1,088
1043	CAV	17 m	2-ago-16	13,1	8,95	90,61	12,29	7,0	-	-	0,58	0,197	1,209
1043	CAV	50 m	2-ago-16	8,7	9,81	90,63	14,75	6,5	-	-	0,88	0,317	0,385
1679	UTC	int 2 m	29-jun-16	24,1	10,42	125,76	477	8,3	16,850	10,317	14,85	1,716	90,973
1679	UTC	2 m	29-jun-16	23,4	5,34	64,15	500	7,7	-	-	12,30	1,916	39,346
RIO823	MAE	int 7 m	27-jul-16	23,1	7,74	92,11	389	8,3	4,403	2,090	4,10	2,156	6,713
RIO823	MAE	2 m	27-jul-16	24,2	8,31	100,41	371	8,5	-	-	3,13	2,116	5,249
RIO823	MAE	6 m	27-jul-16	21,6	6,37	73,80	419	7,8	-	-	3,92	2,316	12,124
RIO823	MAE	26 m	27-jul-16	9,7	0,79	9,39	462	7,7	-	-	3,83	2,955	1,137
1	EBR	int 6m	19-sep-16	18,4	7,95	89,05	195	7,9	7,410	1,720	6,99	1,24	4,997
1	EBR	4 m	19-sep-16	18,4	7,93	88,90	196	7,9	-	-	7,96	1,2354	4,658
1	EBR	14 m	19-sep-16	17,7	6,80	75,89	208	7,5	-	-	17,41	1,2354	3,136
7	ULL	int 12 m	21-sep-16	19,5	5,85	65,35	219	8,1	0,787	0,520	1,55	2,00	1,372
7	ULL	3 m	21-sep-16	19,6	5,87	65,65	220	8,1	-	-	1,25	2,0022	2,048
7	ULL	13 m	21-sep-16	19,2	5,97	66,38	218	8,1	-	-	2,64	2,0426	0,832
7	ULL	21 m	21-sep-16	14,5	0,74	9,32	283	7,8	-	-	8,29	2,2848	0,397
22	SOB	int 6 m	20-sep-16	17,8	6,87	73,65	255	7,9	3,393	0,967	4,47	1,881	3,026
22	SOB	2 m	20-sep-16	17,8	6,94	74,87	253	7,9	-	-	4,40	1,9215	4,528
22	SOB	10 m	20-sep-16	17,2	6,95	74,09	299	7,9	-	-	5,44	2,1233	2,187
22	SOB	20 m	20-sep-16	14,4	0,99	11,78	476	7,4	-	-	6,71	2,7691	1,279
22	SOB	26 m	20-sep-16	13,2	0,73	9,16	504	7,5	-	-	4,95	4,0606	0,603



Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond 20º (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (UAF)	Alcalin (mM)	Clorofila (µg/L)
53	OLI	int 6 m	12-sep-16	23,0	7,45	92,97	270	8,4	4,108	2,822	3,86	1,922	21,144
53	OLI	3 m	12-sep-16	22,6	8,05	99,24	268	8,5	-	-	3,34	2,083	20,777
53	OLI	9 m	12-sep-16	22,4	6,78	84,25	281	8,2	-	-	1,91	2,083	17,350
53	OLI	36 m	12-sep-16	12,0	0,32	9,01	250	7,8	-	-	14,25	2,285	1,089
62	SOT	int 6 m	13-sep-16	23,3	7,29	86,87	318	8,4	7,561	0,946	4,74	2,244	3,693
62	SOT	3 m	13-sep-16	23,3	7,29	86,90	318	8,4	-	-	5,98	2,325	3,315
62	SOT	12 m	13-sep-16	19,5	0,75	9,84	343	7,5	-	-	5,80	2,688	0,533
62	MEQ	int 12 m	14-sep-16	24,6	3,52	43,73	1288	7,9	2,021	1,133	1,22	2,850	3,687
62	MEQ	4 m	14-sep-16	24,7	3,86	47,81	1276	8,0	-	-	0,97	3,011	3,657
70	MEQ	10 m	14-sep-16	24,4	3,11	38,54	1304	7,9	-	-	1,79	2,971	3,596
70	MEQ	50 m	14-sep-16	17,3	0,66	8,67	1164	8,0	-	-	3,92	3,859	0,252

Datos de todas las variables determinadas en el Estudio para la muestra integrada y para las muestras puntuales a diferentes profundidades
Segunda Parte

Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (μ M)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (μ M)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (μ M)	Amonio (mg N/L)	Ntot (μ M)	Ntot (mg N/L)
1	EBR	int 9 m	22-jun-16	14,00	0,87	0,400	0,0184	0,20	1,58	0,022	32,05	0,45
1	EBR	3 m	22-jun-16	14,00	0,87	0,251	0,0115	0,20	1,58	0,022	30,19	0,42
1	EBR	20 m	22-jun-16	24,00	1,49	0,000	0,0000	0,34	0,16	0,002	41,64	0,58
2	URR	int 9 m	12-jul-16	20,00	1,24	0,390	0,0179	0,29	0,25	0,003	39,84	0,56
2	URR	2 m	12-jul-16	19,00	1,18	0,404	0,0186	0,27	0,60	0,008	43,52	0,61
2	URR	17 m	12-jul-16	37,00	2,29	0,187	0,0086	0,52	0,48	0,007	49,88	0,70
5	ALB	int 6 m	21-jun-16	15,00	0,93	0,112	0,0051	0,21	0,27	0,004	29,36	0,41
5	ALB	2 m	21-jun-16	15,00	0,93	0,114	0,0052	0,21	0,70	0,010	27,89	0,39
5	ALB	5 m	21-jun-16	15,00	0,93	0,098	0,0045	0,21	0,35	0,005	29,90	0,42
5	ALB	16 m	21-jun-16	20,00	1,24	0,112	0,0051	0,28	8,94	0,125	39,79	0,56
7	ULL	int 10 m	12-jul-16	26,00	1,61	0,732	0,0337	0,37	0,92	0,013	47,36	0,66
7	ULL	2 m	12-jul-16	24,00	1,49	0,639	0,0294	0,34	1,41	0,020	46,66	0,65
7	ULL	5 m	12-jul-16	26,00	1,61	0,575	0,0265	0,37	1,28	0,018	44,29	0,62
7	ULL	23 m	12-jul-16	36,00	2,23	0,452	0,0208	0,51	6,13	0,086	56,00	0,78
22	SOB	int 6 m	13-jul-16	39,00	2,42	0,392	0,0180	0,55	2,49	0,035	57,74	0,81
22	SOB	2 m	13-jul-16	39,00	2,42	0,406	0,0187	0,55	2,52	0,035	61,00	0,85
22	SOB	17 m	13-jul-16	90,00	5,58	0,551	0,0254	1,27	0,00	0,000	102,35	1,43
22	SOB	26 m	13-jul-16	61,00	3,78	7,287	0,3352	0,96	13,70	0,192	99,73	1,40
42	MED	int 14 m	9-ago-16	10,72	0,66	0,209	0,0096	0,15	0,45	0,006	18,06	0,25
42	MED	2 m	9-ago-16	10,06	0,62	0,110	0,0051	0,14	0,16	0,002	20,46	0,29
42	MED	6 m	9-ago-16	9,03	0,56	0,116	0,0054	0,13	0,99	0,014	22,13	0,31
42	MED	44 m	9-ago-16	15,00	0,93	0,010	0,0005	0,21	0,16	0,002	22,57	0,32

Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (µM)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (µM)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (µM)	Amonio (mg N/L)	Ntot (µM)	Ntot (mg N/L)
43	ESC	int 17 m	2-ago-16	6,04	0,37	0,088	0,0041	0,09	2,08	0,029	17,59	0,25
43	ESC	7 m	2-ago-16	5,46	0,34	0,164	0,0076	0,08	0,36	0,005	15,97	0,22
43	ESC	14 m	2-ago-16	10,00	0,62	0,096	0,0044	0,14	1,34	0,019	21,84	0,31
43	ESC	50 m	2-ago-16	16,00	0,99	0,042	0,0019	0,22	1,28	0,018	20,47	0,29
44	PEÑ	int 6 m	21-jun-16	12,01	0,74	0,211	0,0097	0,17	2,24	0,031	31,33	0,44
44	PEÑ	3 m	21-jun-16	11,73	0,73	0,251	0,0115	0,17	1,45	0,020	33,71	0,47
44	PEÑ	12 m	21-jun-16	15,00	0,93	0,323	0,0148	0,21	7,48	0,105	42,13	0,59
47	GRA	int 14 m	9-ago-16	11,58	0,72	0,126	0,0058	0,16	3,29	0,046	21,83	0,31
47	GRA	10 m	9-ago-16	14,00	0,87	0,154	0,0071	0,20	1,08	0,015	22,35	0,31
47	GRA	25 m	9-ago-16	17,00	1,05	0,030	0,0014	0,24	0,04	0,001	30,44	0,43
47	GRA	50 m	9-ago-16	20,00	1,24	0,000	0,0000	0,28	0,01	0,000	25,31	0,35
50	TAL	int 16 m	28-jun-16	5,83	0,36	0,114	0,0052	0,08	0,73	0,010	18,80	0,26
50	TAL	2 m	28-jun-16	4,52	0,28	0,114	0,0052	0,06	0,75	0,010	15,63	0,22
50	TAL	11 m	28-jun-16	6,99	0,43	0,106	0,0049	0,10	0,49	0,007	19,23	0,27
50	TAL	50 m	28-jun-16	17,00	1,05	0,381	0,0175	0,24	0,51	0,007	21,68	0,30
53	OLI	int 8 m	27-jun-16	22,00	1,36	0,701	0,0323	0,32	0,83	0,012	48,38	0,68
53	OLI	2 m	27-jun-16	21,00	1,30	0,665	0,0306	0,30	1,21	0,017	35,31	0,49
53	OLI	6 m	27-jun-16	22,00	1,36	0,687	0,0316	0,32	1,08	0,015	34,91	0,49
53	OLI	50 m	27-jun-16	47,00	2,91	0,235	0,0108	0,66	1,45	0,020	58,00	0,81
56	BAR	int 7m	10-ago-16	15,00	0,93	0,211	0,0097	0,21	1,19	0,017	26,50	0,37
56	BAR	1 m	10-ago-16	14,00	0,87	0,199	0,0091	0,20	1,04	0,015	27,07	0,38
56	BAR	4 m	10-ago-16	14,00	0,87	0,221	0,0101	0,20	0,51	0,007	40,07	0,56
56	BAR	18 m	10-ago-16	17,00	1,05	0,285	0,0131	0,24	3,67	0,051	30,99	0,43

Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (µM)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (µM)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (µM)	Amonio (mg N/L)	Ntot (µM)	Ntot (mg N/L)
58	CAN	int 13 m	1-ago-16	13,00	0,81	0,193	0,0089	0,18	1,52	0,021	28,77	0,40
58	CAN	2 m	1-ago-16	16,00	0,99	0,231	0,0106	0,23	1,19	0,017	27,26	0,38
58	CAN	10 m	1-ago-16	10,45	0,65	0,207	0,0095	0,15	1,13	0,016	26,96	0,38
58	CAN	50 m	1-ago-16	16,00	0,99	0,403	0,0185	0,23	0,49	0,007	26,21	0,37
61	MAN	int 13 m	26-jul-16	1,66	0,10	0,056	0,0026	0,02	0,19	0,003	8,48	0,12
61	MAN	2 m	26-jul-16	0,08	0,01	0,058	0,0027	0,00	0,00	0,000	11,36	0,16
61	MAN	12 m	26-jul-16	1,73	0,11	0,120	0,0055	0,03	0,37	0,005	9,50	0,13
61	MAN	35 m	26-jul-16	24,00	1,49	0,178	0,0082	0,34	1,58	0,022	31,79	0,45
62	SOT	int 10 m	11-jul-16	17,00	1,05	0,253	0,0116	0,24	1,22	0,017	32,42	0,45
62	SOT	2 m	11-jul-16	17,00	1,05	0,239	0,0110	0,24	1,53	0,021	32,28	0,45
62	SOT	8 m	11-jul-16	19,00	1,18	0,269	0,0124	0,27	0,01	0,000	31,97	0,45
62	SOT	19 m	11-jul-16	30,00	1,86	0,380	0,0175	0,43	0,55	0,008	41,21	0,58
63	RIA	int 10 m	28-jun-16	24,00	1,49	0,763	0,0351	0,35	2,80	0,039	44,46	0,62
63	RIA	2 m	28-jun-16	21,00	1,30	0,604	0,0278	0,30	1,16	0,016	36,44	0,51
63	RIA	6 m	28-jun-16	22,00	1,36	0,596	0,0274	0,32	1,00	0,014	36,40	0,51
63	RIA	50 m	28-jun-16	52,00	3,22	0,098	0,0045	0,73	0,59	0,008	62,67	0,88
64	PAJ	int 11 m	25-jul-16	1,95	0,12	0,086	0,0040	0,03	0,38	0,005	15,40	0,22
64	PAJ	2 m	25-jul-16	1,16	0,07	0,072	0,0033	0,02	0,96	0,014	13,89	0,19
64	PAJ	10 m	25-jul-16	2,91	0,18	0,064	0,0029	0,04	1,82	0,025	16,53	0,23
64	PAJ	39 m	25-jul-16	12,46	0,77	0,182	0,0084	0,18	2,15	0,030	26,06	0,36
66	SAN	int 21 m	3-ago-16	17,00	1,05	0,120	0,0055	0,24	1,61	0,023	26,22	0,37
66	SAN	3 m	3-ago-16	13,00	0,81	0,124	0,0057	0,18	1,67	0,023	26,19	0,37
66	SAN	16 m	3-ago-16	19,00	1,18	0,146	0,0067	0,27	0,05	0,001	28,60	0,40
66	SAN	50 m	3-ago-16	16,00	0,99	1,484	0,0683	0,24	8,21	0,115	38,73	0,54

Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (µM)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (µM)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (µM)	Amonio (mg N/L)	Ntot (µM)	Ntot (mg N/L)
68	VAL	int 6 m	27-jul-16	99,00	6,14	3,738	0,1720	1,44	2,24	0,031	139,26	1,95
68	VAL	3 m	27-jul-16	93,00	5,77	3,604	0,1658	1,35	1,31	0,018	136,32	1,91
68	VAL	28 m	27-jul-16	150,00	9,30	0,684	0,0315	2,11	0,04	0,001	168,37	2,36
68	VAL	45 m	27-jul-16	144,00	8,93	2,872	0,1321	2,06	0,87	0,012	158,98	2,23
70	MEQ	int 12 m	20-jul-16	100,00	6,20	2,368	0,1089	1,43	1,99	0,028	155,10	2,17
70	MEQ	7 m	20-jul-16	97,00	6,01	1,968	0,0905	1,39	0,57	0,008	152,94	2,14
70	MEQ	35 m	20-jul-16	143,00	8,87	0,018	0,0008	2,00	0,58	0,008	195,06	2,73
70	MEQ	50 m	20-jul-16	143,00	8,87	0,002	0,0001	2,00	0,04	0,001	196,38	2,75
71	MEZ	int 6 m	20-jun-16	195,00	12,09	1,773	0,0816	2,75	1,37	0,019	216,72	3,03
71	MEZ	3 m	20-jun-16	194,00	12,03	1,779	0,0818	2,74	1,68	0,024	222,07	3,11
71	MEZ	12 m	20-jun-16	191,00	11,84	1,799	0,0828	2,70	3,21	0,045	216,72	3,03
72	MAR	int 12 m	15-jun-16	4,77	0,30	0,103	0,0048	0,07	0,58	0,008	22,92	0,32
72	MAR	2 m	15-jun-16	0,00	0,00	0,014	0,0006	0,00	0,10	0,001	18,52	0,26
72	MAR	9 m	15-jun-16	3,19	0,20	0,312	0,0144	0,05	0,00	0,000	25,77	0,36
72	MAR	24 m	15-jun-16	31,00	1,92	0,521	0,0240	0,44	1,95	0,027	47,68	0,67
75	TOR	int 12 m	18-jul-16	209,00	12,96	1,773	0,0816	2,95	0,28	0,004	306,78	4,29
75	TOR	8 m	18-jul-16	203,00	12,59	2,020	0,0929	2,87	0,77	0,011	301,62	4,22
75	TOR	12 m	18-jul-16	213,00	13,21	1,054	0,0485	3,00	0,93	0,013	334,26	4,68
75	TOR	20 m	18-jul-16	214,00	13,27	1,664	0,0765	3,02	3,03	0,042	349,26	4,89
76	TRA	int 13 m	10-ago-16	91,00	5,64	1,290	0,0593	1,29	4,55	0,064	147,37	2,06
76	TRA	5 m	10-ago-16	85,00	5,27	1,115	0,0513	1,21	3,48	0,049	138,28	1,94
76	TRA	26 m	10-ago-16	70,00	4,34	9,304	0,4280	1,11	6,38	0,089	121,57	1,70
77	MOV	int 3 m	19-jul-16	0,96	0,06	0,121	0,0056	0,02	1,85	0,026	43,31	0,61
77	MOV	4 m	19-jul-16	0,08	0,00	0,016	0,0007	0,00	0,26	0,004	50,96	0,71

Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (µM)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (µM)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (µM)	Amonio (mg N/L)	Ntot (µM)	Ntot (mg N/L)
78	CAS	int 9 m	20-jul-16	54,00	3,35	0,736	0,0338	0,77	1,15	0,016	96,72	1,35
78	CAS	2 m	20-jul-16	53,00	3,29	0,750	0,0345	0,75	0,97	0,014	97,27	1,36
78	CAS	8 m	20-jul-16	53,00	3,29	0,755	0,0348	0,75	4,72	0,066	97,14	1,36
78	CAS	26 m	20-jul-16	67,00	4,15	0,543	0,0250	0,95	0,54	0,008	106,30	1,49
79	GUI	int 9 m	15-jun-16	0,00	0,00	0,008	0,0004	0,00	0,65	0,009	26,32	0,37
79	GUI	9 m	15-jun-16	0,00	0,00	0,016	0,0007	0,00	0,92	0,013	33,35	0,47
79	GUI	10 m	15-jun-16	0,00	0,00	0,016	0,0007	0,00	0,08	0,001	42,12	0,59
79	GUI	30 m	15-jun-16	1,00	0,06	0,091	0,0042	0,02	19,08	0,267	41,95	0,59
82	CAL	int 14 m	19-jul-16	74,00	4,59	0,761	0,0350	1,05	0,52	0,007	99,91	1,40
82	CAL	12 m	19-jul-16	70,00	4,34	0,598	0,0275	0,99	0,94	0,013	98,54	1,38
82	CAL	24 m	19-jul-16	74,00	4,59	1,932	0,0889	1,06	1,96	0,027	107,92	1,51
82	CAL	29 m	19-jul-16	76,00	4,71	0,185	0,0085	1,07	0,54	0,008	112,84	1,58
85	STO	int 13 m	8-ago-16	25,00	1,55	0,231	0,0106	0,35	1,23	0,017	44,44	0,62
85	STO	2 m	8-ago-16	24,00	1,49	0,267	0,0123	0,34	0,77	0,011	41,80	0,59
85	STO	11 m	8-ago-16	25,00	1,55	0,233	0,0107	0,35	0,23	0,003	45,26	0,63
85	STO	22 m	8-ago-16	27,00	1,67	0,205	0,0094	0,38	2,64	0,037	47,53	0,67
912	PEN	int 12 m	13-jun-16	0,05	0,00	0,014	0,0006	0,00	0,09	0,001	14,21	0,20
912	PEN	13 m	13-jun-16	0,00	0,00	0,014	0,0006	0,00	0,17	0,002	15,63	0,22
912	PEN	18 m	13-jun-16	0,00	0,00	0,016	0,0007	0,00	0,00	0,000	16,60	0,23
912	PEN	26 m	13-jun-16	2,40	0,15	0,278	0,0128	0,04	1,71	0,024	19,57	0,27
916	ORT	int 13 m	26-jul-16	4,31	0,27	0,060	0,0028	0,06	0,88	0,012	17,62	0,25
916	ORT	2 m	26-jul-16	0,00	0,00	0,058	0,0027	0,00	0,00	0,000	15,69	0,22
916	ORT	12 m	26-jul-16	13,00	0,81	0,032	0,0015	0,18	0,56	0,008	26,07	0,37
916	ORT	33 m	26-jul-16	26,00	1,61	0,120	0,0055	0,37	0,00	0,000	39,89	0,56



Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (µM)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (µM)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (µM)	Amonio (mg N/L)	Ntot (µM)	Ntot (mg N/L)
1043	CAV	int 30 m	2-ago-16	12,09	0,75	0,062	0,0029	0,17	0,45	0,006	17,64	0,25
1043	CAV	10 m	2-ago-16	11,90	0,74	0,062	0,0029	0,17	0,19	0,003	16,08	0,23
1043	CAV	17 m	2-ago-16	12,43	0,77	0,072	0,0033	0,18	0,90	0,013	16,27	0,23
1043	CAV	50 m	2-ago-16	13,00	0,81	0,028	0,0013	0,18	1,68	0,023	17,95	0,25
1679	UTC	int 2 m	29-jun-16	45,00	2,79	2,373	0,1091	0,66	4,09	0,057	148,38	2,08
1679	UTC	2 m	29-jun-16	64,00	3,97	2,512	0,1156	0,93	8,52	0,119	137,15	1,92
RIO823	MAE	int 7 m	27-jul-16	83,00	5,15	1,290	0,0593	1,18	1,20	0,017	110,87	1,55
RIO823	MAE	2 m	27-jul-16	77,00	4,77	1,216	0,0559	1,10	0,55	0,008	106,12	1,49
RIO823	MAE	6 m	27-jul-16	101,00	6,26	1,296	0,0596	1,43	2,60	0,036	127,04	1,78
RIO823	MAE	26 m	27-jul-16	81,00	5,02	2,680	0,1233	1,17	5,99	0,084	93,71	1,31
1	EBR	int 6m	19-sep-16	5,43	0,34	0,550	0,0253	0,08	2,20	0,031	30,47	0,43
1	EBR	4 m	19-sep-16	5,44	0,34	0,580	0,0267	0,08	2,54	0,036	30,32	0,42
1	EBR	14 m	19-sep-16	5,00	0,31	0,568	0,0261	0,08	5,87	0,082	32,21	0,45
7	ULL	int 12 m	21-sep-16	1,66	0,10	0,076	0,0035	0,02	6,81	0,095	23,12	0,32
7	ULL	3 m	21-sep-16	1,81	0,11	0,070	0,0032	0,03	6,19	0,087	23,12	0,32
7	ULL	13 m	21-sep-16	1,50	0,09	0,094	0,0043	0,02	5,22	0,073	23,25	0,33
7	ULL	21 m	21-sep-16	0,00	0,00	0,036	0,0017	0,00	24,74	0,346	35,41	0,50
22	SOB	int 6 m	20-sep-16	20,00	1,24	0,174	0,0080	0,28	2,43	0,034	34,55	0,48
22	SOB	2 m	20-sep-16	18,00	1,12	0,164	0,0075	0,25	4,94	0,069	32,57	0,46
22	SOB	10 m	20-sep-16	28,00	1,74	0,224	0,0103	0,40	4,54	0,064	43,20	0,60
22	SOB	20 m	20-sep-16	28,00	1,74	0,968	0,0445	0,41	8,05	0,113	51,81	0,73
22	SOB	26 m	20-sep-16	22,00	1,36	1,420	0,0653	0,33	54,31	0,760	81,41	1,14



Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (µM)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (µM)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (µM)	Amonio (mg N/L)	Ntot (µM)	Ntot (mg N/L)
53	OLI	int 6 m	12-sep-16	8,13	0,50	0,464	0,0214	0,12	1,01	0,014	44,44	0,62
53	OLI	3 m	12-sep-16	7,69	0,48	0,418	0,0192	0,11	1,95	0,027	43,56	0,61
53	OLI	9 m	12-sep-16	13,72	0,85	0,763	0,0351	0,20	2,11	0,030	41,19	0,58
53	OLI	36 m	12-sep-16	10,00	0,62	0,261	0,0120	0,14	35,29	0,494	56,65	0,79
62	SOT	int 6 m	13-sep-16	4,58	0,28	0,673	0,0310	0,07	1,02	0,014	19,69	0,28
62	SOT	3 m	13-sep-16	4,77	0,30	0,671	0,0309	0,08	1,20	0,017	20,06	0,28
62	SOT	12 m	13-sep-16	4,00	0,25	1,686	0,0775	0,08	9,58	0,134	26,36	0,37
62	MEQ	int 12 m	14-sep-16	101,00	6,26	1,343	0,0618	1,43	1,35	0,019	120,84	1,69
62	MEQ	4 m	14-sep-16	104,00	6,45	1,343	0,0618	1,47	1,22	0,017	123,42	1,73
70	MEQ	10 m	14-sep-16	107,00	6,63	1,317	0,0606	1,52	1,07	0,015	122,16	1,71
70	MEQ	50 m	14-sep-16	50,00	3,10	0,155	0,0071	0,70	44,37	0,621	105,36	1,47

Datos de todas las variables determinadas en el Estudio para la muestra integrada y para las muestras puntuales a diferentes profundidades
Tercera Parte

Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (μM)	Psol (mg P/L)	Ptot (μM)	Ptot (mg P/L)	Silicato (μM)	Silicato (mg SiO₂/L)
1	EBR	int 9 m	22-jun-16	0,016	0,00050	0,437	0,01354	24,005	1,44
1	EBR	3 m	22-jun-16	0,022	0,00067	0,381	0,01181	25,065	1,50
1	EBR	20 m	22-jun-16	0,172	0,00534	1,848	0,05730	58,756	3,53
2	URR	int 9 m	12-jul-16	0,053	0,00165	0,442	0,01369	44,266	2,66
2	URR	2 m	12-jul-16	0,032	0,00099	0,547	0,01694	43,016	2,58
2	URR	17 m	12-jul-16	0,091	0,00281	0,221	0,00685	76,147	4,57
5	ALB	int 6 m	21-jun-16	0,027	0,00083	0,325	0,01007	31,888	1,91
5	ALB	2 m	21-jun-16	0,032	0,00100	0,409	0,01268	27,001	1,62
5	ALB	5 m	21-jun-16	0,022	0,00067	0,426	0,01320	37,333	2,24
5	ALB	16 m	21-jun-16	0,038	0,00117	0,308	0,00955	80,878	4,85
7	ULL	int 10 m	12-jul-16	0,032	0,00099	0,304	0,00941	52,396	3,14
7	ULL	2 m	12-jul-16	0,043	0,00132	0,359	0,01112	48,853	2,93
7	ULL	5 m	12-jul-16	0,043	0,00132	0,519	0,01609	51,292	3,08
7	ULL	23 m	12-jul-16	0,267	0,00826	0,834	0,02584	114,695	6,88
22	SOB	int 6 m	13-jul-16	0,117	0,00364	0,823	0,02550	53,663	3,22
22	SOB	2 m	13-jul-16	0,133	0,00413	0,756	0,02345	57,378	3,44
22	SOB	17 m	13-jul-16	0,213	0,00661	0,585	0,01814	69,094	4,15
22	SOB	26 m	13-jul-16	0,176	0,00545	0,994	0,03081	88,634	5,32
42	MED	int 14 m	9-ago-16	0,068	0,00210	0,083	0,00257	49,470	2,97
42	MED	2 m	9-ago-16	0,057	0,00178	0,122	0,00377	47,584	2,86
42	MED	6 m	9-ago-16	0,010	0,00032	0,183	0,00566	44,168	2,65
42	MED	44 m	9-ago-16	0,010	0,00032	0,116	0,00360	59,522	3,57



Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (μ M)	Psol (mg P/L)	Ptot (μ M)	Ptot (mg P/L)	Silicato (μ M)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
43	ESC	int 17 m	2-ago-16	0,026	0,00081	0,163	0,00506	40,445	2,43
43	ESC	7 m	2-ago-16	0,021	0,00065	0,152	0,00471	35,854	2,15
43	ESC	14 m	2-ago-16	0,026	0,00081	0,169	0,00523	50,976	3,06
43	ESC	50 m	2-ago-16	0,026	0,00081	0,073	0,00227	65,277	3,92
44	PEÑ	int 6 m	21-jun-16	0,070	0,00217	0,538	0,01667	57,006	3,42
44	PEÑ	3 m	21-jun-16	0,048	0,00150	0,532	0,01649	54,965	3,30
44	PEÑ	12 m	21-jun-16	0,054	0,00167	0,812	0,02518	60,029	3,60
47	GRA	int 14 m	9-ago-16	0,026	0,00081	0,089	0,00274	52,495	3,15
47	GRA	10 m	9-ago-16	0,016	0,00049	0,072	0,00223	49,683	2,98
47	GRA	25 m	9-ago-16	0,026	0,00081	0,055	0,00172	67,407	4,04
47	GRA	50 m	9-ago-16	0,016	0,00049	0,033	0,00103	70,050	4,20
50	TAL	int 16 m	28-jun-16	0,027	0,00083	0,226	0,00702	54,568	3,27
50	TAL	2 m	28-jun-16	0,032	0,00099	0,199	0,00616	53,382	3,20
50	TAL	11 m	28-jun-16	0,032	0,00099	0,276	0,00856	54,271	3,26
50	TAL	50 m	28-jun-16	0,069	0,00215	0,801	0,02482	78,865	4,73
53	OLI	int 8 m	27-jun-16	0,048	0,00149	2,606	0,08078	22,814	1,37
53	OLI	2 m	27-jun-16	0,048	0,00149	0,712	0,02208	13,038	0,78
53	OLI	6 m	27-jun-16	0,032	0,00099	0,756	0,02345	26,730	1,60
53	OLI	50 m	27-jun-16	0,773	0,02398	1,347	0,04176	112,851	6,77
56	BAR	int 7m	10-ago-16	0,021	0,00065	0,426	0,01321	51,535	3,09
56	BAR	1 m	10-ago-16	0,031	0,00097	0,360	0,01115	47,524	2,85
56	BAR	4 m	10-ago-16	0,031	0,00097	0,271	0,00840	51,246	3,07
56	BAR	18 m	10-ago-16	0,120	0,00372	1,018	0,03156	52,546	3,15



Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (μ M)	Psol (mg P/L)	Ptot (μ M)	Ptot (mg P/L)	Silicato (μ M)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
58	CAN	int 13 m	1-ago-16	0,063	0,00195	0,197	0,00611	34,278	2,06
58	CAN	2 m	1-ago-16	0,005	0,00016	0,096	0,00297	25,475	1,53
58	CAN	10 m	1-ago-16	0,037	0,00114	0,281	0,00872	36,209	2,17
58	CAN	50 m	1-ago-16	0,021	0,00065	0,113	0,00349	31,008	1,86
61	MAN	int 13 m	26-jul-16	0,005	0,00017	0,191	0,00593	38,161	2,29
61	MAN	2 m	26-jul-16	0,005	0,00017	0,169	0,00523	32,357	1,94
61	MAN	12 m	26-jul-16	0,005	0,00017	0,191	0,00593	43,677	2,62
61	MAN	35 m	26-jul-16	0,396	0,01228	0,641	0,01987	112,099	6,73
62	SOT	int 10 m	11-jul-16	0,037	0,00116	0,271	0,00839	54,219	3,25
62	SOT	2 m	11-jul-16	0,032	0,00099	0,237	0,00736	55,469	3,33
62	SOT	8 m	11-jul-16	0,027	0,00083	0,259	0,00804	53,629	3,22
62	SOT	19 m	11-jul-16	0,059	0,00182	0,403	0,01249	72,869	4,37
63	RIA	int 10 m	28-jun-16	0,032	0,00099	0,480	0,01489	38,573	2,31
63	RIA	2 m	28-jun-16	0,027	0,00083	0,397	0,01232	24,977	1,50
63	RIA	6 m	28-jun-16	0,032	0,00099	0,353	0,01095	29,922	1,80
63	RIA	50 m	28-jun-16	0,597	0,01852	0,812	0,02516	88,641	5,32
64	PAJ	int 11 m	25-jul-16	0,011	0,00034	0,141	0,00436	60,022	3,60
64	PAJ	2 m	25-jul-16	0,016	0,00050	0,225	0,00697	58,277	3,50
64	PAJ	10 m	25-jul-16	0,022	0,00067	0,141	0,00436	59,987	3,60
64	PAJ	39 m	25-jul-16	0,027	0,00084	0,157	0,00488	68,948	4,14
66	SAN	int 21 m	3-ago-16	0,016	0,00049	0,073	0,00227	57,135	3,43
66	SAN	3 m	3-ago-16	0,026	0,00081	0,197	0,00611	58,982	3,54
66	SAN	16 m	3-ago-16	0,016	0,00049	0,113	0,00349	64,438	3,87
66	SAN	50 m	3-ago-16	0,074	0,00228	0,574	0,01779	114,838	6,89



Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (μ M)	Psol (mg P/L)	Ptot (μ M)	Ptot (mg P/L)	Silicato (μ M)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
68	VAL	int 6 m	27-jul-16	0,000	0,00000	1,096	0,03399	45,150	2,71
68	VAL	3 m	27-jul-16	0,005	0,00017	1,051	0,03259	42,432	2,55
68	VAL	28 m	27-jul-16	1,438	0,04458	1,878	0,05821	43,440	2,61
68	VAL	45 m	27-jul-16	1,715	0,05316	2,159	0,06693	51,586	3,10
70	MEQ	int 12 m	20-jul-16	0,043	0,00133	0,294	0,00912	46,125	2,77
70	MEQ	7 m	20-jul-16	0,011	0,00033	0,283	0,00877	44,942	2,70
70	MEQ	35 m	20-jul-16	0,081	0,00250	0,185	0,00573	67,538	4,05
70	MEQ	50 m	20-jul-16	1,559	0,04831	1,679	0,05206	100,091	6,01
71	MEZ	int 6 m	20-jun-16	0,043	0,00133	0,560	0,01736	77,661	4,66
71	MEZ	3 m	20-jun-16	0,038	0,00117	0,526	0,01632	77,511	4,65
71	MEZ	12 m	20-jun-16	0,032	0,00100	0,672	0,02084	76,716	4,60
72	MAR	int 12 m	15-jun-16	0,000	0,00000	0,209	0,00648	75,502	4,53
72	MAR	2 m	15-jun-16	0,032	0,00098	0,198	0,00614	62,355	3,74
72	MAR	9 m	15-jun-16	0,026	0,00082	0,600	0,01859	72,775	4,37
72	MAR	24 m	15-jun-16	0,005	0,00016	0,572	0,01773	108,961	6,54
75	TOR	int 12 m	18-jul-16	0,021	0,00067	0,104	0,00322	28,687	1,72
75	TOR	8 m	18-jul-16	0,027	0,00083	0,167	0,00519	36,419	2,19
75	TOR	12 m	18-jul-16	0,011	0,00033	0,185	0,00573	33,886	2,03
75	TOR	20 m	18-jul-16	0,016	0,00050	0,139	0,00429	71,054	4,26
76	TRA	int 13 m	10-ago-16	0,073	0,00226	0,570	0,01767	63,235	3,79
76	TRA	5 m	10-ago-16	0,068	0,00210	0,658	0,02041	57,865	3,47
76	TRA	26 m	10-ago-16	0,276	0,00857	0,564	0,01750	76,941	4,62
77	MOV	int 3 m	19-jul-16	0,081	0,00250	0,820	0,02540	83,394	5,00
77	MOV	4 m	19-jul-16	0,059	0,00183	1,483	0,04598	89,760	5,39



Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (μ M)	Psol (mg P/L)	Ptot (μ M)	Ptot (mg P/L)	Silicato (μ M)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
78	CAS	int 9 m	20-jul-16	0,016	0,00050	0,317	0,00984	42,451	2,55
78	CAS	2 m	20-jul-16	0,000	0,00000	0,237	0,00734	40,351	2,42
78	CAS	8 m	20-jul-16	0,005	0,00017	0,219	0,00680	40,326	2,42
78	CAS	26 m	20-jul-16	0,064	0,00200	0,300	0,00930	106,582	6,39
79	GUI	int 9 m	15-jun-16	0,000	0,00000	0,407	0,01262	18,510	1,11
79	GUI	9 m	15-jun-16	0,011	0,00033	0,605	0,01876	37,621	2,26
79	GUI	10 m	15-jun-16	0,000	0,00000	0,787	0,02438	38,553	2,31
79	GUI	30 m	15-jun-16	0,217	0,00673	0,836	0,02592	75,762	4,55
82	CAL	int 14 m	19-jul-16	0,021	0,00067	0,092	0,00286	54,866	3,29
82	CAL	12 m	19-jul-16	0,021	0,00067	0,023	0,00072	40,260	2,42
82	CAL	24 m	19-jul-16	0,016	0,00050	0,127	0,00394	74,471	4,47
82	CAL	29 m	19-jul-16	0,054	0,00167	0,946	0,02934	90,443	5,43
85	STO	int 13 m	8-ago-16	0,042	0,00129	0,155	0,00480	49,326	2,96
85	STO	2 m	8-ago-16	0,016	0,00049	0,138	0,00429	40,761	2,45
85	STO	11 m	8-ago-16	0,016	0,00049	0,116	0,00360	45,060	2,70
85	STO	22 m	8-ago-16	0,042	0,00129	0,625	0,01938	80,637	4,84
912	PEN	int 12 m	13-jun-16	0,037	0,00115	0,176	0,00546	48,983	2,94
912	PEN	13 m	13-jun-16	0,026	0,00082	0,160	0,00494	52,526	3,15
912	PEN	18 m	13-jun-16	0,026	0,00082	0,242	0,00750	59,386	3,56
912	PEN	26 m	13-jun-16	0,048	0,00148	0,325	0,01006	66,794	4,01
916	ORT	int 13 m	26-jul-16	0,000	0,00000	0,191	0,00593	30,199	1,81
916	ORT	2 m	26-jul-16	0,000	0,00000	0,214	0,00662	13,381	0,80
916	ORT	12 m	26-jul-16	0,000	0,00000	0,208	0,00645	59,750	3,58
916	ORT	33 m	26-jul-16	0,559	0,01733	0,911	0,02823	92,896	5,57



Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (µM)	Psol (mg P/L)	Ptot (µM)	Ptot (mg P/L)	Silicato (µM)	Silicato (mg SiO2/L)
1043	CAV	int 30 m	2-ago-16	0,026	0,00081	0,039	0,00122	29,601	1,78
1043	CAV	10 m	2-ago-16	0,026	0,00081	0,045	0,00140	29,271	1,76
1043	CAV	17 m	2-ago-16	0,016	0,00049	0,056	0,00174	28,898	1,73
1043	CAV	50 m	2-ago-16	0,021	0,00065	0,034	0,00105	34,159	2,05
1679	UTC	int 2 m	29-jun-16	0,315	0,00976	4,505	0,13965	114,778	6,89
1679	UTC	2 m	29-jun-16	0,165	0,00513	3,765	0,11672	112,476	6,75
RIO823	MAE	int 7 m	27-jul-16	0,011	0,00034	0,585	0,01813	7,453	0,45
RIO823	MAE	2 m	27-jul-16	0,005	0,00017	0,551	0,01708	7,559	0,45
RIO823	MAE	6 m	27-jul-16	0,000	0,00000	0,815	0,02527	16,205	0,97
RIO823	MAE	26 m	27-jul-16	0,005	0,00017	0,444	0,01377	55,366	3,32
1	EBR	int 6m	19-sep-16	0,217	0,00672	0,854	0,02648	19,999	1,20
1	EBR	4 m	19-sep-16	0,254	0,00787	0,916	0,02840	20,888	1,25
1	EBR	14 m	19-sep-16	0,280	0,00869	1,572	0,04874	23,016	1,38
7	ULL	int 12 m	21-sep-16	0,365	0,01131	0,724	0,02244	67,263	4,04
7	ULL	3 m	21-sep-16	0,376	0,01164	0,690	0,02139	69,500	4,17
7	ULL	13 m	21-sep-16	0,386	0,01197	0,718	0,02227	69,927	4,20
7	ULL	21 m	21-sep-16	1,053	0,03263	5,764	0,17867	109,189	6,55
22	SOB	int 6 m	20-sep-16	0,249	0,00771	0,622	0,01929	37,787	2,27
22	SOB	2 m	20-sep-16	0,243	0,00754	0,662	0,02051	38,859	2,33
22	SOB	10 m	20-sep-16	0,402	0,01246	0,894	0,02770	43,082	2,58
22	SOB	20 m	20-sep-16	0,048	0,00148	0,984	0,03051	60,995	3,66
22	SOB	26 m	20-sep-16	0,344	0,01066	0,928	0,02876	106,709	6,40
53	OLI	int 6 m	12-sep-16	0,043	0,00132	0,792	0,02456	32,798	1,97
53	OLI	3 m	12-sep-16	0,027	0,00082	0,682	0,02115	32,314	1,94
53	OLI	9 m	12-sep-16	0,043	0,00132	0,534	0,01655	38,069	2,28



53	OLI	36 m	12-sep-16	2,671	0,08280	4,506	0,13970	109,68	6,58
62	SOT	int 6 m	13-sep-16	0,048	0,00148	0,512	0,01586	55,439	3,33
62	SOT	3 m	13-sep-16	0,037	0,00115	0,545	0,01689	54,726	3,28
62	SOT	12 m	13-sep-16	0,043	0,00132	0,649	0,02013	77,605	4,66
62	MEQ	int 12 m	14-sep-16	0,011	0,00033	0,418	0,01296	51,111	3,07
62	MEQ	4 m	14-sep-16	0,032	0,00099	0,270	0,00836	50,127	3,01
70	MEQ	10 m	14-sep-16	0,021	0,00066	0,248	0,00768	52,939	3,18
70	MEQ	50 m	14-sep-16	10,93	0,33880	12,37	0,38362	115,47	6,93

Estos datos junto con los valores de los perfiles verticales a cada metro de profundidad, más los correspondientes a los recuentos de las especies del fitoplancton y del zooplancton, también se encuentran en un fichero informatizado de Access de Microsoft en el formato de intercambio establecido denominado "Labexter".



10. ANEXO 2: MATRIZ DE CORRELACIONES ENTRE LAS VARIABLES ESTUDIADAS, INDICANDO SU NIVEL DE SIGNIFICACIÓN





	ProfInteg	Cota	VolMax	SupLam	ProfMax	ProfMed	SupCuen	ProfMues	VolMues	PorcEmb	Tperm	TempZF	Dsecchi	ZFotPAR	Zanox	OxEpi	OxHipo	Cond	pH	Solidos	LOI	Turb400	Clorofila	Alcalin	Nitrato	Nitrito	NIO	Amonio	Ntot	Psol	Ptot	Silicato					
ProfInteg	1,000																																				
Cota	0,352	1,000																																			
VolMax	0,459	-0,104	1,000																																		
SupLam	0,223	-0,256	0,893	1,000																																	
ProfMax	0,676	0,152	0,506	0,191	1,000																																
ProfMed	0,691	0,269	0,302	0,113	0,568	1,000																															
SupCuen	0,077	-0,521	0,418	0,521	0,292	0,057	1,000																														
ProfMues	0,800	0,257	0,583	0,304	0,852	0,576	0,128	1,000																													
VolMues	0,512	-0,075	0,982	0,872	0,521	0,300	0,386	0,653	1,000																												
PorcEmb	0,460	0,096	0,265	0,202	0,273	0,119	-0,006	0,580	0,434	1,000																											
Tperm	-0,265	-0,299	-0,323	-0,164	-0,397	-0,184	-0,231	-0,289	-0,323	-0,154	1,000																										
TempZF	-0,410	-0,500	0,126	0,245	-0,156	-0,363	0,307	-0,273	0,050	-0,456	0,245	1,000																									
Dsecchi	0,826	0,576	0,335	0,115	0,567	0,602	-0,134	0,643	0,375	0,301	-0,219	0,420	1,000																								
ZFotPAR	0,428	0,329	0,118	0,056	0,199	0,140	-0,114	0,239	0,161	0,278	-0,102	-0,286	0,461	1,000																							
Zanox	0,011	-0,265	-0,032	-0,011	0,119	-0,319	0,193	0,206	0,019	0,270	0,210	0,246	-0,067	0,017	1,000																						
OxEpi	-0,034	-0,244	-0,017	-0,029	0,015	0,346	0,110	-0,157	-0,043	-0,069	0,094	-0,169	0,019	-0,180	-0,301	1,000																					
OxHipo	0,252	0,265	0,015	-0,097	0,209	0,471	-0,147	0,108	0,012	0,028	-0,172	-0,472	0,199	0,079	-0,815	0,345	1,000																				
Cond	-0,413	-0,627	-0,031	0,165	-0,254	-0,330	0,532	-0,392	-0,113	-0,464	0,327	0,708	-0,572	-0,324	0,277	-0,029	-0,424	1,000																			
pH	-0,001	-0,148	0,065	0,013	0,143	0,144	0,115	0,047	0,023	-0,203	-0,093	0,213	-0,045	-0,310	-0,027	0,276	0,074	0,086	1,000																		
Solidos	-0,802	-0,535	-0,411	-0,218	-0,413	-0,592	0,184	-0,571	-0,447	-0,340	0,208	0,559	-0,927	-0,519	0,155	-0,040	-0,226	0,605	0,088	1,000																	
LOI	-0,705	-0,578	-0,374	-0,206	-0,382	-0,633	0,084	-0,474	-0,367	-0,103	0,352	0,458	-0,707	-0,419	0,421	0,173	-0,449	0,476	0,124	0,788	1,000																
Turb400	-0,881	-0,414	-0,399	-0,159	-0,515	-0,573	0,034	-0,601	-0,417	-0,229	0,194	0,346	-0,868	-0,463	0,043	0,010	-0,145	0,324	-0,010	0,865	0,729	1,000															
Clorofila	-0,728	-0,367	-0,294	-0,168	-0,335	-0,661	0,021	-0,454	-0,286	-0,066	0,171	0,363	-0,607	-0,336	0,329	0,200	-0,392	0,236	0,042	0,654	0,848	0,670	1,000														
Alcalin	-0,216	-0,551	-0,017	0,137	-0,133	-0,181	0,520	-0,223	-0,060	-0,261	0,295	0,553	-0,421	-0,301	0,306	-0,035	-0,332	0,882	0,187	0,455	0,349	0,121	0,112	1,000													
Nitrato	-0,117	-0,221	0,081	0,204	-0,021	-0,284	0,398	-0,034	0,101	0,139	-0,103	0,332	-0,298	-0,121	0,344	-0,086	-0,357	0,279	-0,022	0,350	0,355	0,370	0,342	0,084	1,000												
Nitrito	-0,354	-0,266	0,089	0,252	-0,130	-0,498	0,440	-0,201	0,086	-0,001	-0,014	0,444	-0,385	-0,146	0,312	-0,038	-0,406	0,422	0,003	0,440	0,468	0,433	0,509	0,206	0,876	1,000											
NIO	-0,089	-0,045	0,136	0,248	0,022	-0,248	0,403	-0,039	0,144	0,103	-0,222	0,239	-0,176	0,018	0,197	-0,066	-0,245	0,203	-0,007	0,220	0,199	0,268	0,249	0,000	0,920	0,887	1,000										
Amonio	-0,306	-0,334	0,207	0,345	-0,036	-0,228	0,383	-0,113	0,170	-0,109	0,071	0,227	-0,305	-0,371	0,237	0,239	-0,224	0,428	0,108	0,336	0,363	0,314	0,376	0,358	0,229	0,351	0,232	1,000									
Ntot	-0,408	-0,403	-0,206	0,012	-0,322	-0,489	0,367	-0,339	-0,210	-0,117	0,241	0,471	-0,499	-0,276	0,372	-0,016	-0,454	0,604	-0,023	0,579	0,584	0,487	0,469	0,400	0,794	0,852	0,685	0,325	1,000								
Psol	-0,269	-0,287	-0,293	-0,168	-0,181	-0,362	-0,126	-0,207	-0,270	-0,013	0,280	0,187	-0,222	-0,247	0,266	-0,050	-0,222	0,188	0,292	0,321	0,441	0,195	0,404	0,304	-0,061	-0,052	-0,194	0,220	0,077	1,000							
Ptot	-0,179	-0,224	-0,280	-0,197	-0,110	-0,317	-0,184	-0,125	-0,249	0,036	0,277	0,142	-0,146	-0,169	0,306	-0,134	-0,229	0,145	0,215	0,255	0,372	0,107	0,318	0,284	-0,096	-0,112	-0,238	0,129	0,014	0,980	1,000						
Silicato	-0,840	-0,359	-0,253	-0,072	-0,468	-0,628	0,046	-0,542	-0,272	-0,199	0,169	0,376	-0,664	-0,469	0,182	0,162	-0,364	0,357	0,056	0,690	0,802	0,728	0,846	0,211	0,201	0,447	0,146	0,424	0,426	0,315	0,228	1,000					

n=35	valor de r	
p>0,05	0,335	-0,335
p>0,02	0,392	-0,392
p>0,01	0,430	-0,430
p>0,002	0,506	-0,506
p>0,001	0,533	-0,533

