

Caracterización limnológica de la red de embalses del Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia

Alfredo Llorente^{1,2*}  & Henar Fraile¹ 

¹ Anbiotek, Ribera de Axpe 11, B-201, 48950 Erandio, España.

² Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad del País Vasco, UPV/EHU, 48940 Leioa, España.

* Autor responsable de la correspondencia: alfredo@anbiotek.com

Recibido: 31/10/24

Aceptado: 13/01/25

RESUMEN

Caracterización limnológica de la red de embalses del Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia.

Este trabajo llevó a cabo la caracterización limnológica de los ocho principales embalses de abastecimiento gestionados por el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. Considerando el periodo 2017-2023, se analizaron variables ambientales categorizadas en composición iónica, variables hidromorfológicas, nutrientes principales y estado trófico. También se evaluaron las comunidades fitoplanctónicas, con especial atención al grupo de las cianobacterias. Por una parte, se detectaron diferencias entre los embalses en términos de composición iónica, características morfométricas y gestión hídrica. Por otra parte, la concentración de nutrientes esenciales y los indicadores del desarrollo algal no mostraron diferencias relevantes entre los embalses y se reportaron condiciones oligotróficas en todos los casos. Aunque las comunidades fitoplanctónicas compartieron similitudes, el biovolumen de especies agrupado en categorías taxonómicas y funcionales destacó las particularidades de la sucesión ecológica. Adicionalmente, los taxones sin agrupar revelaron diferencias entre las comunidades de los embalses pertenecientes a la cuenca norte (Unidad Hidrológica del Ibaizabal-Nervión) y aquellas pertenecientes a los embalses de la vertiente mediterránea (Sistema Zadorra). Estas diferencias se enfatizaron al considerar exclusivamente el grupo de las cianobacterias que presentó especies con una distribución específica en cada grupo geográfico. Este trabajo constituye la descripción ecológica más detallada de la que se tiene conocimiento para estos embalses y contribuye a la optimización de la red local de seguimiento ambiental y a la armonización de criterios para el seguimiento futuro.

PALABRAS CLAVES: caracterización limnológica, embalses, monitoreo, fitoplancton, cianobacterias.

ABSTRACT

Limnological characterization of the reservoir network of the Bilbao Biscay Water Consortium.

This study carried out a limnological characterization of the eight main water supplying reservoirs managed by the Bilbao Biscay Water Consortium. Considering the 2017–2023 period, environmental variables were analyzed in categories of ionic composition, hydromorphological variables, main nutrients, and trophic status. Phytoplankton communities were also assessed, with a particular focus on cyanobacteria. Differences between reservoirs were identified in terms of ionic composition, morphometric characteristics, and water management. However, essential nutrient concentrations and indicators of algal development showed no relevant differences among reservoirs, with all cases reporting oligotrophic conditions. While phytoplankton communities showed similarities, species biovolume grouped by taxonomic and functional categories highlighted the patterns of ecological succession. Additionally, ungrouped taxa revealed differences between communities in reservoirs within the northern basin (Ibaizabal-Nervión Hydrological Unit) and those in the Mediterranean basin (Zadorra System). These distinctions were further emphasized when considering only cyanobacteria, as this group showed species with specific distributions across geographic groups. To the best of our knowledge, this work represents the most detailed ecological description for these reservoirs contributing to

the optimization of the local environmental monitoring network and to the harmonization of criteria for future monitoring efforts.

KEY WORDS: *limnological characterization, reservoirs, monitoring, phytoplankton, cyanobacteria.*

This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License.

INTRODUCCIÓN

El clima templado y atlántico de la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) contribuye a que el abastecimiento de agua no presente grandes desafíos en comparación con regiones próximas, donde los episodios de escasez estival y el deterioro en la calidad del agua son cada vez más frecuentes. La modesta extensión territorial de la CAPV, junto con la existencia de cuencas intracomunitarias, ha motivado la asunción de unidades hidrológicas (UH; Gobierno Vasco, 2001). Este marco permite una gestión del agua y del territorio más eficiente que con el enfoque general del sistema estatal de cuencas hidrográficas, adaptándose específicamente a las necesidades y características locales. Las UH se definen como territorios compuestos por una o varias cuencas vecinas y sus aguas subterráneas asociadas. En total, se establecen 15 UH en la vertiente cantábrica (Cuenca Norte) y 10 UH en la vertiente mediterránea (Cuenca del Ebro).

La mayor parte del Territorio Histórico de Vizcaya se encuentra en la vertiente cantábrica. Sin

embargo, la UH conformada por los ríos Ibaizabal, como eje principal, y Nervión, donde se localiza el área metropolitana del Gran Bilbao recibe, de manera subsidiaria y con el objetivo de garantizar el abastecimiento, aportes de la vecina cuenca del río Zadorra, tributario del Ebro. Este trasvase entre cuencas tiene su origen en 1962 momento en el que se firma, en el Ayuntamiento de Bilbao, el acta de cesión del aprovechamiento del agua de los embalses alaveses de Ullibarri-Gamboa (UG) y Urrunaga o Santa Engrazia (SE). Posteriormente, en marzo de 1967 se constituye el Consorcio para el Abastecimiento de Aguas y Saneamiento de la Comarca del Gran Bilbao, actualmente conocido como Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia (CABB), principal gestor del ciclo integral del agua en Vizcaya. Así mismo, se da comienzo a las obras de la Planta Depuradora de Venta Alta para la administración, explotación y saneamiento de estos recursos (Puerta, 1990). Estos dos embalses conforman un sistema en tándem que canaliza el agua del Zadorra hacia la presa de Undurraga (UN) terminada posteriormente en 1973 (Fig. 1). Aunque este embalse se encuentra en el valle del

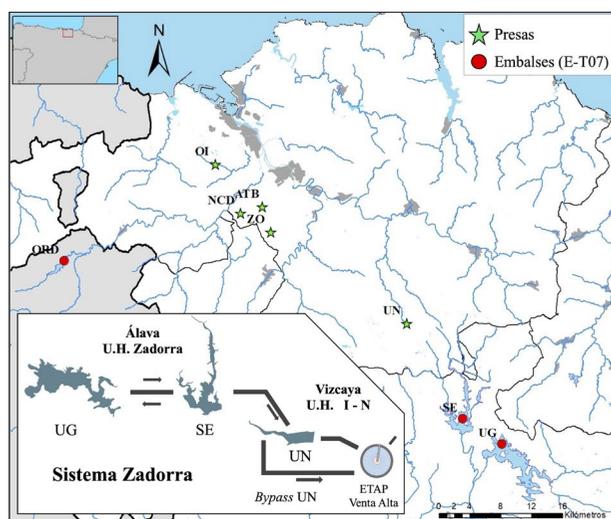


Figura 1. Mapa de situación de los embalses de estudio y esquema del Sistema Zadorra. *Location map of the study reservoirs and schematic representation of the Zadorra System.*

Caracterización limnológica de la red de embalses del CABB

río Arratia, dentro de la UH Ibaizabal-Nervión (I-N), forma parte esencial del Sistema Zadorra. Al embalse de Undurruga afluyen actualmente una media de 185 hm³/año, de los cuales un 61% se bombean a la estación de tratamiento de agua potable de Venta Alta, previa utilización hidroeléctrica en la central de Barazar. En 2018 el CABB acometió una obra de derivación para evitar el paso del agua por el embalse de UN, garantizando el abastecimiento en épocas de avenidas, turbidez o baja calidad del agua en este embalse. El Sistema Zadorra (SZ) es el origen de aproximadamente el 75% del agua que se consume en Vizcaya y se complementa con las aportaciones secundarias procedentes del sistema de abastecimiento del río Cadagua (I-N: embalses de Ordunte, Oiola, Artiba y Nocedal), de captaciones directas del río Arratia y de otros pequeños embalses situados en la propia cuenca del Nervión, fundamentalmente la presa de Zollo.

A excepción de algunos estudios de tipo hidráulico o hidrológico focalizados en el Sistema Zadorra (Puerta, 1990; Mujeriego y López, 2008; Llanos y Bâ, 2011), así como algunos estudios sobre el impacto ecológico aguas abajo de las pequeñas presas de la UH Ibaizabal-Nervión (Marcé et al., 2010; Mendoza-Lera et al., 2012; Martínez et al., 2013), existe poca literatura científica que contemple estos recursos desde un punto de vista ecológico. El objetivo de este estudio es caracterizar limnológicamente los principales embalses

de abastecimiento gestionados por el CABB, a través del análisis interanual del periodo 2017-2023. Además, se pretende optimizar y armonizar criterios para el seguimiento ecológico en el largo plazo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y diseño de muestreos

La situación geográfica, propietario y servicios de los embalses de estudio se incluyen en la Tabla 1.

En la Tabla 1 se separan, por una parte, aquellos embalses con entidad suficiente para ser considerados masas de agua: ORD, SE y UG. Siguiendo el criterio de la Directiva Marco del Agua (EC, 2000), se trata de masas de agua muy modificadas de tipo embalse asociadas a la tipología E-T07: Monomícticos, calcáreos de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15 °C, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos. Por otra parte, el resto de los embalses son pequeñas presas en tramos de cabecera de la unidad hidrológica Ibaizabal-Nervión que no pueden ser clasificados como masas de agua debido a sus menores dimensiones. Tal como ha sido introducido, el embalse de Undurruga, a pesar de pertenecer a la UH Ibaizabal-Nervión, forma parte del sistema de abastecimiento del río Zadorra (Sistema Zadorra, SZ) junto con los embalses de SE y UG (UH Zadorra). Este apunte sobre la conside-

Tabla 1. Embalses de estudio. *Studied reservoirs*

Embalse	UTM X	UTM Y	UH	Prop.	Serv.
Pequeños embalses o presas					
Artiba (ATB)	502303	4785377	I-N	Ayto. Barakaldo	1
Nocedal / Lingorta (NCD)	499489	4784534	I-N	Ayto. Sestao	1, 2
Oiola / Loiola (OI)	496235	4790839	I-N	Ayto. Barakaldo	1, 3*
Zollo / Kurtzeta (ZO)	503414	4782147	I-N	Ayto. Bilbao	1, 4
Undurruga (UN)	520581	4770700	I-N	Iberdrola	1, 2
Embalses con categoría de masa de agua muy modificada (E-T07)					
Ordunte (ORD)	476664	4778410	I-N	Ayto. Bilbao	1, 4
Santa Engrazia / Urrunaga (SE)	528192	4756329	Z	Iberdrola	1, 4
Ullibarri-Gamboa (UG)	531207	4753768	Z	Iberdrola	1, 4

Servicios: 1, abastecimiento; 2, pesca; 3, ganadería; 4, uso recreativo. * Embalse en desuso a fecha de publicación.

ración de los grupos geográficos I-N y SZ, tiene relevancia para entender la categorización que se presentará en el apartado de resultados.

Este estudio se basó en datos obtenidos durante campañas de muestreo realizadas entre 2017 y 2023, conforme a los criterios definidos en dos sucesivos contratos de servicios del CABB. El primero cubrió el periodo 2017-2020 (Expediente N.º 2030) y el segundo a partir de 2021 (Expediente N.º 2561). Las principales diferencias entre ambos periodos fueron, por un lado, la reducción de las campañas de muestreo anuales de cinco (febrero, mayo, julio, septiembre y noviembre) a tres (mayo, julio y septiembre), omitiendo los muestreos en otoño e invierno a partir de 2021. Por otra parte, se eliminaron las estaciones duplicadas en los embalses ORD y UN (estaciones de cola: ORD-2 y UN-2), así como las estaciones adicionales en los embalses SE (brazos de Undabe y Urkiola: SE-2 y SE-3) y UG (zonas frente a Nanclares de Gamboa y frente a la playa de Landa: UG-2 y UG-3), manteniéndose solo las estaciones cercanas a las presas como referencia en los ocho embalses estudiados (ATB-1, NCD-1, OI-1, ZO-1, ORD-1, UN-1, SE-1 y UG-1).

Toma de datos

Tras acceder al punto de muestreo, se realizó un perfil vertical con una sonda multiparamétrica (HANNA HI 9829; YSI ProDSS) previamente calibrada, y se registraron los datos de campo: temperatura, pH, conductividad, saturación de oxígeno, oxígeno disuelto y potencial redox. Posteriormente, se determinó la profundidad de visibilidad del disco de Secchi (DS) y la profundidad de la zona fótica ($2.5 \times DS$).

Para el análisis fisicoquímico general del agua (iones, nutrientes y metales), se tomaron dos muestras por punto de muestreo: una en el epilimnion (subsuperficial durante 2017-2020 e integrada de la zona fótica durante 2021-2023) y otra en la máxima profundidad del embalse, dejando dos metros de margen para evitar la resuspensión del sedimento. Las muestras se recogieron y enviaron en recipientes proporcionados por el laboratorio acreditado que llevó a cabo los análisis fisicoquímicos pertinentes para cada parámetro.

Para las muestras bióticas, se tomó una mues-

tra integrada de la zona fótica. En función de su extensión, se empleó una manguera lastrada o se obtuvieron varias submuestras con una botella Van Dorn. Las muestras de fitoplancton se obtuvieron según el protocolo nacional establecido para este fin (MAGRAMA, 2013). Estas muestras se fijaron con lugol hasta su análisis (Utermöhl, 1958) y posterior cálculo del biovolumen de taxones en función de las morfologías celulares (Ryabov et al., 2021). La muestra destinada al análisis de clorofila a (Chla) se mantuvo en oscuridad hasta su filtración. Posteriormente, los filtros se congelaron hasta la extracción y determinación espectrofotométrica de la clorofila a (Jeffrey y Humphrey, 1975).

Se recopiló información geográfica, morfológica y climática para la descripción de los sistemas durante el periodo de estudio. En cuanto a la información hidrológica, se analizaron los datos diarios proporcionados por el servicio de explotación del CABB. A partir de estos datos, se calcularon los volúmenes y los porcentajes de ocupación promedio para cada periodo: a escala mensual, para asociarlos directamente a los muestreos realizados, considerando que, si el muestreo se llevó a cabo en los primeros cinco días del mes, se utilizó el promedio del mes anterior; y a escala interanual, para el análisis comparativo general. De manera similar, se calcularon los índices morfométricos derivados (Hutchinson, 1957): profundidad media (Z_m), profundidad relativa (Z_r), desarrollo volumétrico, desarrollo del perímetro y la relación entre la zona fótica y la zona de mezcla. La tasa de renovación (D) se estimó a partir del flujo neto de agua en los embalses con datos detallados de flujos de entrada y salida (ORD, UN, SE y UG), mientras que en las presas del I-N, con información más limitada, se calculó principalmente en función de las salidas del embalse. Además, se calculó la mediana de la tasa de renovación interanual (D_{Md}), para obtener una comparación más precisa entre las tasas de renovación de los embalses a lo largo del periodo de estudio.

Pretratamiento de datos

Las muestras obtenidas en cada muestreo se categorizaron en base a 6 factores de agrupación:

Caracterización limnológica de la red de embalses del CABB

estación de muestreo, embalse, grupo geográfico (I-N y SZ), campaña de muestreo, mes y estratificación (mezclada, progresiva, estratificada). De las 344 estaciones muestreadas, 225 correspondieron a estaciones próximas a las presas. Para las 119 estaciones restantes, se analizó el grado de correlación entre ellas para evaluar el grado de redundancia de la información aportada. Así mismo, para todo el periodo de estudio se analizó la presencia de valores atípicos entre las muestras. A cada muestra se le asociaron registros fisicoquímicos a partir de datos tomados en campo, analíticas de fisicoquímica general, variables hidrológicas e índices morfométricos. En total, se obtuvieron 36 464 registros de datos fisicoquímicos asociados a las muestras. En cuanto a los datos bióticos, los principales registros considerados en este estudio fueron la abundancia y el biovolumen de las especies de fitoplancton (Material Suplementario 1. Disponible en <https://www.limnetica.com/es/limnetica>), que se agruparon en 12 grupos taxonómicos superiores y en 7 grupos funcionales basados en la morfología de las especies o MBFG (Kruk, 2010) (Material Suplementario 2. Disponible en <https://www.limnetica.com/es/limnetica>).

Los datos fisicoquímicos fueron estandarizados mediante la técnica *Z-score*, que consiste en restar a cada valor individual de una variable su media y dividir el resultado entre la desviación estándar de esa misma variable. Por otro lado, los datos de abundancia y biovolumen de fitoplancton se transformaron aplicando una raíz cuadrada, mientras que, para ponderar la alta abundancia de las cianobacterias y el dominio de diatomeas y dinoflagelados en términos de biovolumen, se utilizó una raíz cuarta en los taxones correspondientes. Finalmente, en los análisis multivariantes, se emplearon matrices de distancia euclídea para las variables ambientales y matrices Bray-Curtis para la abundancia y biovolumen de especies.

Análisis estadístico

Los resultados fisicoquímicos se analizaron por componentes. Para evaluar la evolución de los perfiles verticales y el régimen térmico interanual de los embalses se realizaron mapas de isolíneas (Surfer, v10.1.561; Golden, 2002) y se determinó el estado de estratificación térmica del agua en

cada muestreo. Para evaluar la composición iónica y el componente hidromorfológico se llevaron a cabo análisis de componentes principales (Past, v4.04; Hammer et al., 2001). En estos análisis, los valores ausentes fueron imputados de manera iterativa. Para determinar la significancia de cada componente principal, se empleó un procedimiento de remuestreo (Peres-Neto et al., 2003), fijando el número de iteraciones en 9999. En el caso de las variables hidromorfológicas, se eliminaron las variables altamente correlacionadas o no explicativas para mejorar la interpretación de los resultados. Además, se eliminaron aquellas muestras que presentaron valores ausentes para todas las variables hidrológicas contempladas ($n = 31$). En todos los casos, para evaluar la existencia de diferencias significativas entre los grupos de un mismo factor se empleó el análisis PERMANOVA y para analizar el grado de diferenciación en cada caso se empleó el estadístico R proporcionado por el procedimiento ANOSIM (Past, v4.04). Se aplicó la corrección Bonferroni fijando el nivel de significancia en $p = 0.05$ y se analizó, en su caso, los resultados de la prueba post-hoc para las comparaciones por pares de grupos.

Se analizaron diversas métricas para evaluar el estado trófico de los embalses durante el periodo de estudio. Se consideraron los resultados de la concentración de clorofila *a*, fósforo total (TP) y transparencia del agua medida con el disco de Secchi (OCDE, 1982), el biovolumen total (Willén, 2000) y el índice trófico de Carlson (TSI) basado en la concentración de clorofila *a* (Carlson, 1977). Para calcular los promedios de TP, en los casos en que los valores no superaron el límite de cuantificación, se utilizó la mitad de dicho límite como valor de sustitución. Además, se realizó un diagrama de cajas y bigotes para el TSI (*Chl_a*), con el fin de visualizar la variabilidad interanual de las valoraciones tróficas. En cuanto a las comunidades fitoplanctónicas, se realizó un análisis SHE de biodiversidad (Past, v4.04) basado en la abundancia de especies. Posteriormente, se evaluó la contribución interanual de las especies dominantes en términos de abundancia y biovolumen en las comunidades. Se elaboraron gráficos de sectores (Excel, 2022) para representar el biovolumen medio acumulado de los principales grupos taxonómicos y MBFG en dos periodos:

otoño-invierno (relacionado con el periodo de mezcla) y primavera-verano (vinculado al periodo de estratificación). Considerando el biovolumen de taxones sin agrupar, se llevó a cabo un análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) representado para los grupos geográficos I-N y SZ. Finalmente, por medio del procedimiento SIMPER (Primer 6, v6.1.16 + Permanova, v1.0.6; Clarke y Gorley, 2006; Anderson et al., 2008), se analizó la contribución de los principales taxones responsables de la separación observada en el nMDS.

Centrándonos en el grupo de las cianobacterias, se analizó la relación entre su biovolumen y las variables ambientales mediante la correlación de matrices de distancias. Las variables ambientales que mejor explicaron el patrón de variación del biovolumen de cianobacterias fueron seleccionadas utilizando el procedimiento BEST-*stepwise* (Primer 6, v6.1.16 + Permanova, v1.0.6). Posteriormente, para determinar el porcentaje de varianza explicada por el modelo, se realizó un análisis de redundancia (RDA; Past, v4.04) utilizando las variables ambientales seleccionadas. Este análisis incluyó solo las muestras en las que la contribución de las cianobacterias al biovolumen total de la comunidad superaron el 5% ($n = 63$). Para visualizar más claramente las relaciones entre los taxones, se utilizó un escalado tipo 2 (Legendre y Legendre, 1998). Además, para facilitar la visualización, se aumentó la amplitud del triplot ($\times 2$) y entre los géneros unificados de cianobacterias ($\times 10$), cuyo nombre se presentó en el espacio de ordenación para aquellos géneros alejados del centroide.

RESULTADOS

La Tabla 2 presenta, de manera compartimentalizada, los resultados interanuales (2017-2023) de las principales variables ambientales.

Análisis preliminar: redundancia de las estaciones de muestreo

En los embalses con estaciones adicionales a la de presa (ORD, SE, UG y UN) las distintas estaciones de muestreo aportaron información redundante. Los valores de correlación entre estaciones de un mismo embalse fueron muy elevados aten-

diendo al conjunto de las variables fisicoquímicas no derivativas ($r \geq 0.92$). Del mismo modo, se observó un elevado grado de correlación en la estructura general de las comunidades fitoplanctónicas ($r \geq 0.83$). Debido a ello, a partir de 2021 se cesó el control ambiental en las estaciones de muestreo adicionales a las de presa y se descartaron las muestras procedentes de estas estaciones ($n = 119$) de los análisis que se presentarán a continuación. Adicionalmente, se descartaron 2 muestras debido a que presentaron valores anómalos recurrentes en casi todos los parámetros analizados, asociados a condiciones extremas de vaciado detectadas en los muestreos. El tamaño muestral, por tanto, se fijó en 223 muestras.

Régimen térmico, evolución de los perfiles verticales y concentración de metales

Todos los embalses incluidos en este estudio presentaron un ciclo monomítico cálido, con una estratificación térmica de primavera a otoño, seguido de una mezcla invernal. La formación de la termoclina se detectó en todos los casos durante la época primaveral-estival y se encontró situada generalmente por encima de los 10 m de profundidad.

En cuanto a la concentración de metales, en la mayor parte de los casos los metales no superaron el límite de cuantificación. No obstante, como se observa en la Tabla 2, se registraron valores destacados de algunos metales por la superación, en origen, del valor paramétrico de abastecimiento. Estos episodios se asociaron, en un 88% de los casos, a muestras tomadas en el fondo de la columna de agua, particularmente durante las épocas de estratificación (82.7%). De los 255 registros con valores puntuales elevados, el 96% se debieron a la superación del valor paramétrico de la normativa de abastecimiento (R.D. 3/2023) por concentración de manganeso (33.7%), concentración de hierro (20.4%) y por la superación de la norma de calidad ambiental para la concentración máxima admisible (R.D. 817/2015) para el mercurio (42%).

Composición iónica

Se detectaron diferencias relevantes en la com-

Caracterización limnológica de la red de embalses del CABB

Tabla 2. Promedio interanual de las principales variables fisicoquímicas durante el periodo 2017-2023. Las variables marcadas con (b) corresponden a datos medios de los periodos de estratificación, mientras que los valores marcados con (*) indican la superación de los valores paramétricos establecidos en los RR.DD. 3/2023 y/o 817/2015. Las distintas tasas de renovación (D) se interpretan como: la media interanual de las medias mensuales asociadas a cada muestreo, D (mes⁻¹); la media interanual, D (año⁻¹); y la mediana interanual, D_{Med} (año⁻¹). *Annual average of the main physicochemical variables during the 2017–2023 period. Variables marked with (b) correspond to mean data from the stratification periods, while values marked with (*) indicate exceedance of the parametric values established in Royal Decrees 3/2023 and/or 817/2015. The different renewal rates (D) are interpreted as follows: the annual average of the monthly averages associated with each sampling, D (month⁻¹); the annual average, D (year⁻¹); and the annual median, D_{Med} (year⁻¹).*

	ATB	NCD	OI	ZO	ORD	UN	SE	UG
Geográficos / Climáticos								
Cuenca vertiente (km ²)	2.69	3.7	5.5	2.6	45.88	26.01	143.99	270.08
Altitud (m. s. n. m.)	315	200	307	240	310	212	545	546
Tª media anual (°C)	13.85	13.85	13.55	13.85	12.7	9.95	10.35	11.65
Precipitación media en la UH (mm)			1 153				911	
Descriptores morfológicos								
Longitud max. (km)	0.4	0.26	1.16	0.27	3.38	1.41	8.41	12.06
Anchura max. (km)	0.18	0.2	0.14	0.19	0.71	0.2	2.83	3.31
Perímetro (km)	1.08	0.92	2.87	1.01	9.71	2.82	47.34	54.96
Superficie en MEN (ha)	4.24	3.36	9.40	2.71	130.55	11.25	595.25	1 265.02
Profundidad max. (Zmax, m)	31	28	30	20	40	20	20	25
Descriptores hidrológicos								
Capacidad en MEN (Hm ³)	0.64	0.46	0.84	0.32	22.18	2	72	146
V (Hm ³)	0.41	0.33	0.59	0.29	17.78	1.35	44.18	92.16
%Oc. (%)	63.73	70.73	70.59	89.45	80.15	67.43	68.05	72.18
D (mes ⁻¹)	0.49	0.19	0.35	0.13	0.06	7.57	0.21	0.06
D (año ⁻¹)	10.78	1.82	4.57	1.49	1.07	110.13	2.88	1.59
D _{Med} (año ⁻¹)	5.64	1.56	3.00	1.32	1.08	69.48	2.16	0.72
Índices morfométricos (Variables derivativas)								
CER	63.44	110.11	58.51	95.94	35.14	231.2	24.18	21.34
Zm (m)	12.32	11.05	8.27	9.71	14.26	11.81	7.17	8.32
Zr (%)	11.35	12.46	9.46	11.56	2.86	4.71	0.66	0.60
Desarrollo volumétrico (Zm/Zmax)	0.54	0.47	0.32	0.43	0.40	0.66	0.39	0.37
Desarrollo del perímetro	1.98	1.89	3.52	2.31	3.19	3.16	7.29	5.81
Relación Zeu/Zmezcla ^b	1.56	1.87	1.84	2.11	1.34	3.44	0.96	0.80
Fisicoquímicos - Perfiles								
T (°C)	16.44	16.26	16.82	17.91	17.49	16.63	16.92	17.08
pH	7.31	7.12	7.42	7.12	7.64	7.46	7.84	8.02
Cond. (µS/cm)	136.67	139.85	262.35	161.87	170.72	240.83	199.61	259.50
O ₂ (mg/l)	9.28	8.58	7.99	8.53	8.37	9.25	8.16	8.54
Sat.O ₂ - Fondo (%) ^b	22.87	22.42	20.67	14.15	27.54	81.03	12.88	10.71
DS (m)	2.31	2.90	2.50	3.80	2.91	2.83	3.55	4.47
Promedio Zmax	22.61	20.26	22.75	19.77	31.74	16.18	17.53	19.71
Fisicoquímicos - Generales								
Alc. (mg/l)	48.06	45.51	99.92	43.05	82.17	98.70	90.16	126.54
Dur. (mg/l)	50.52	48.64	112.21	58.77	76.54	98.88	86.29	125.28

Cont.

Tabla 2. (Cont)

	ATB	NCD	OI	ZO	ORD	UN	SE	UG
Turb. (NTU)	5.03*	3.90	10.35*	1.86	3.79	2.66	1.62	1.21
TP ($\mu\text{g/l}$)	26.95	17.74	28.25	24.58	20.83	35.13	29.21	20.47
NO_3^- (mg/l)	2.46	2.05	3.16	0.83	0.96	2.01	1.61	2.35
NO_2^- ($\mu\text{g/l}$)	24.14	11.16	39.75	10.00	18.66	28.54	28.66	34.07
NH_4^+ ($\mu\text{g/l}$)	42.76	25.00	48.75	32.31	36.72	41.61	54.31	47.76
Si (mg/l)	1.49	2.97	1.76	3.99	2.18	1.67	1.32	1.32
Fe - Fondo ($\mu\text{g/l}$) ^b	703.01*	331.47*	116.69	309.56*	99.79	33.43	53.74	28.74
Mn - Fondo ($\mu\text{g/l}$) ^b	269.97*	210.79*	261.16*	278.17*	94.77*	13.89	56.59*	91.77*
Hg - Fondo ($\mu\text{g/l}$) ^b	0.079	0.048	0.053	0.065	0.058	0.021	0.086	0.057

Abreviaturas: V = Volumen medio del embalse; MEN = máximo embalse normal; %Oc. = Porcentaje de ocupación del embalse; D = tasa de renovación; D_{Md} = tasa de renovación mediana interanual; CER = Ratio entre el área de la cuenca vertiente y el del embalse; Zm = profundidad media; Zr = profundidad relativa; DS = disco de Secchi; Alc. = alcalinidad; Dur. = dureza

posición iónica de los embalses (ANOSIM: $R = 0.81$; $p = 0.0001$). Como se observa en la figura 2, las diferencias fueron mínimas entre los embalses del Sistema Zadorra que registraron aguas bicarbonatadas cálcicas de mayor alcalinidad, frente a embalses con aguas más blandas, como ATB o NCD. La presencia de aniones, sobre todo cloruro y sulfato, también condicionó la posición de los embalses en el espacio de ordenación, destacando una mayor concentración en OI y ZO. Por otra parte, no se observaron diferencias significativas para el factor Mes (PERMANOVA: $F = 1.718$; $p = 0.06$). Las variables: alcalinidad, dureza y conductividad resumieron la variabilidad del componente iónico y presentaron una alta correlación entre ellas ($r > 0.86$).

Descriptorios e índices hidromorfológicos

El componente hidromorfológico mostró diferencias significativas entre los embalses estudiados (ANOSIM: $R = 0.63$; $p = 0.0001$). Además de las diferencias evidentes en el volumen almacenado (Tabla 2), los índices morfométricos señalaron diferencias estructurales, mientras que los descriptorios hidrológicos como la tasa de renovación (D) y el porcentaje de ocupación (%Oc.) evidenciaron diferencias en la gestión de los embalses. Se observó una alta correlación entre varias de las variables hidromorfológicas, particularmente entre el volumen y la profundidad relativa ($r = -0.90$). Además, la profundidad relativa (Zr) mos-

tró correlación positiva moderada con la profundidad media ($r = 0.46$) y el desarrollo volumétrico ($r = 0.53$). El análisis de componentes principales (Fig. 3), por tanto, se realizó con las variables Zr, %Oc. y D, que mostraron una baja correlación entre sí y permitieron capturar de manera más precisa las diferencias estructurales y de gestión entre los embalses.

El PCA destacó que el eje principal de variación (43.8%) estuvo determinado por Zr, mientras que el segundo eje (35.2%) estuvo influenciado por la tasa de renovación y el porcentaje de ocupación. Aunque los valores medios de %Oc. fueron similares entre los embalses del I-N y los del SZ (72.4% y 69.24%, respectivamente), los embalses del I-N presentaron una mayor variabilidad. Por otro lado, la tasa de renovación explicó la posición excéntrica del embalse UN, que presentó valores muy superiores a los del resto de embalses.

Nutrientes y estado trófico

Las concentraciones de los nutrientes esenciales, principalmente nitrato, ortofosfato y silicio, no fueron excesivas en ninguno de los embalses durante el periodo de estudio (Tabla 2). Aunque se detectaron diferencias en la concentración de nutrientes entre los embalses, estas fueron limitadas según el análisis ANOSIM ($R = 0.17$; $p = 0.0001$). Estas diferencias se explicaron por una concentración interanual promedio de nitrógeno

Caracterización limnológica de la red de embalses del CABB

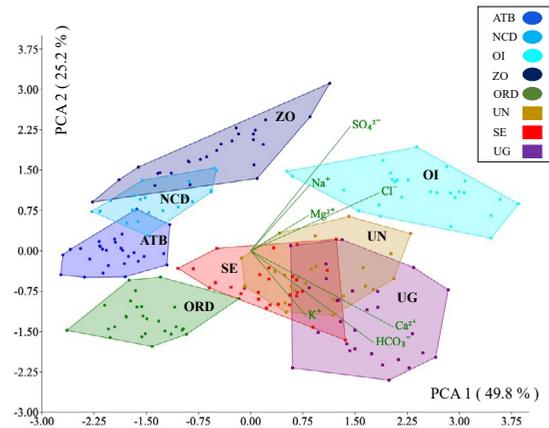


Figura 2. PCA para la composición iónica de los embalses. *PCA for the ionic composition of the reservoirs.*

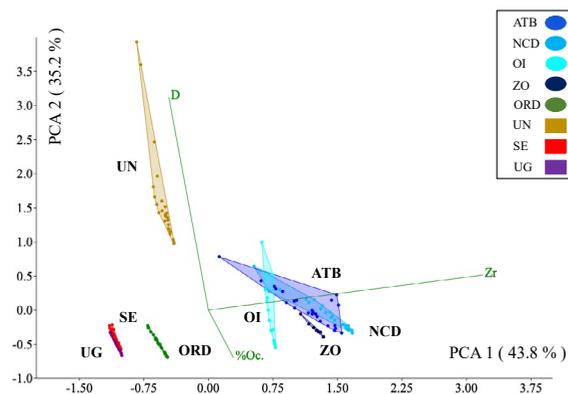


Figura 3. PCA considerando las principales variables hidromorfológicas: profundidad relativa (Zr), porcentaje de ocupación (%Oc.) y tasa de renovación (D). *PCA considering the main hydromorphological variables: relative depth (Zr), percent reservoir occupancy (%Oc.), and renewal rate (D).*

total moderadamente superior en algunos embalses (OI = 3.24 mg/l; ATB = 2.55 mg/l) en comparación con otros embalses que presentaron concentraciones menores (ZO = 0.88 mg/l; ORD = 1.01 mg/l). Así mismo, destacó la mayor concentración de silicio en ZO y, en menor medida, en NCD con respecto al resto de los embalses (Tabla 2). Por otra parte, no se encontraron diferencias significativas en la acumulación de nutrientes entre los distintos años de estudio (PERMANOVA: $F = 1.902$; $p = 0.069$). Tampoco las diferencias estacionales detectadas para el factor Mes fueron relevantes (ANOSIM: $R = 0.14$; $p = 0.0001$). Por último, aunque la concentración de nutrientes no fue suficiente para estimular un crecimiento ex-

cesivo de la biomasa algal, se observó una respuesta de las comunidades fitoplanctónicas a la acumulación de nutrientes. En particular, el nitrógeno total mostró una correlación negativa con el biovolumen total de algas (BV_T) ($r = -0.28$; $p = 5.60 \times 10^{-5}$), mientras que el silicio presentó una correlación negativa con los grupos fitoplanctónicos que lo requieren en sus estructuras celulares, fundamentalmente diatomeas y crisofíceas ($r = -0.31$; $p = 2.28 \times 10^{-6}$). La correlación entre el fósforo total y el BV_T no fue significativa.

Las diferencias detectadas en el estado trófico de los embalses fueron muy limitadas (ANOSIM: $R = 0.081$; $p = 0.0004$). Además, considerando las valoraciones de los principales índices e indi-

cadores de evaluación trófica de manera conjunta (Tabla 3), se observaron notables discrepancias. El fósforo total indicó condiciones mesotróficas en todos los casos, excepto en UN, donde indicó condiciones eutróficas. Por su parte, el disco de Secchi (DS; promedio y mínimo) apuntó condiciones mayoritariamente eutróficas y mesotróficas para ZO, SE y UG. Sin embargo, atendiendo a los indicadores directos de desarrollo algal, la clorofila a y en el biovolumen total (BV_T), indicaron condiciones poco productivas u oligotróficas. Excepcionalmente, los embalses de ATB y ZO superaron ligeramente el umbral de la oligotrofia hacia la mesotrofia para el BV_T y UG para

el promedio y valor máximo de Chla.

Atendiendo a las valoraciones obtenidas para el TSI (Chla) (Carlson, 1977), todos los embalses estudiados se caracterizaron como oligotróficos (Fig. 4) sin que se registraran diferencias significativas para sus valoraciones tróficas (PERMANOVA: $F = 1.752$; $p = 0.096$). En base a este índice, el 75% de las valoraciones puntuales ($n = 223$) indicaron condiciones oligotróficas o por debajo de este umbral, es decir, hiperoligotróficas. El resto de las valoraciones puntuales correspondieron a condiciones mesotróficas exceptuando dos valoraciones puntuales de eutrofia en UG.

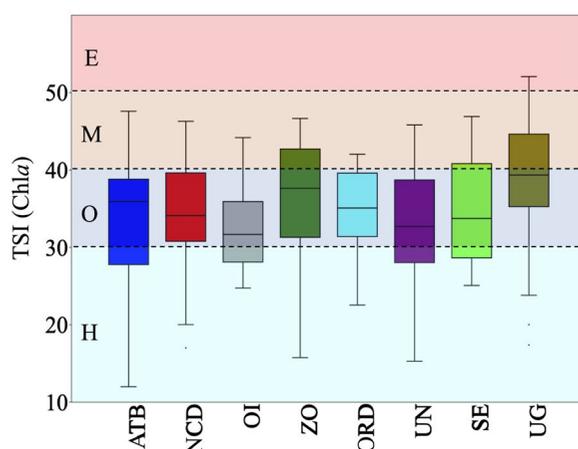


Figura 4. Diagrama de cajas para los valores del índice trófico de Carlson (1977) para la clorofila a. Se marcan los límites de cada umbral trófico: H, hiperoligotrofia; O, oligotrofia; M, mesotrofia; E, eutrofia. *Box plot for Carlson's trophic index (1977) values for chlorophyll a. Trophic thresholds are indicated as follows: H, hyperoligotrophy; O, oligotrophy; M, mesotrophy; E, eutrophy.*

Tabla 3. Principales índices e indicadores tróficos analizados. *Main analyzed trophic indices and indicators.*

		ATB	NCD	OI	ZO	ORD	UN	SE	UG
	n	29	25	28	26	29	28	29	29
Carlson (1977)	TSI(Chla)	33.8 ± 8.7	34.2 ± 7.3	32.4 ± 5.1	36.1 ± 8.8	35.1 ± 5.0	33.1 ± 7.2	35.2 ± 6.7	38.2 ± 8.5
	Chla	1.8 ± 1.4	1.8 ± 1.2	1.4 ± 0.9	2.3 ± 1.5	1.8 ± 0.8	1.63 ± 1.1	2.0 ± 1.4	2.91 ± 2.2
	Chla max.	5.65	4.95	3.99	5.14	3.21	4.72	5.27	8.92
OCDE (1982)	PT (µg/l)	26.9 ± 49	17.7 ± 22	28.2 ± 51	24.6 ± 42	20.8 ± 27	35.1 ± 39	29.2 ± 39	20.5 ± 21
	DS (m)	2.3 ± 1.0	2.9 ± 0.9	2.5 ± 1.4	3.8 ± 1.6	2.9 ± 1.2	2.8 ± 1.2	3.5 ± 1.7	4.5 ± 1.6
	DS min (m)	0.8	1	0.4	1	0.6	0.8	1.2	1.7
Willén (2000)	BV_T (mm ³ /l)	1.2 ± 1.8	0.8 ± 1.2	0.8 ± 1.1	1.5 ± 1.4	0.5 ± 0.4	0.8 ± 1.4	0.7 ± 0.8	0.7 ± 0.8
Código colores		Oligotrofia			Mesotrofia			Eutrofia	

Análisis de las comunidades fitoplanctónicas

A lo largo de los 7 años de estudio se registraron un total de 279 especies de fitoplancton (Material Suplementario 1): chlorophyta (95), bacillariophyta (44), cyanobacteria (36), chrysophyceae (28), dinophyceae (20), charophyta (14), cryptophyceae (12), euglenophyta (11), heterótrofos (9), xanthophyceae (7), otros heterokonthophyta (2) y haptophyta (1).

La diversidad de Shannon, H' (Fig. 5) presentó valores puntuales generalmente bajos y un valor medio interanual muy similar en todos los embalses ($H' = 1.68 \pm 0.53$). Atendiendo a este promedio, la diversidad fluctuó ligeramente entre las campañas de muestreo, presentando valores mínimos en las campañas del periodo primaveral-estival (1.63 ± 0.55) y máximos en el periodo otoñal-invernal (1.77 ± 0.45). Además, se pudieron observar, de manera puntual, descensos acusados en la equitatividad en la comunidad que provocaron un descenso en el valor de H' , lo cual fue particularmente evidente en el embalse de ATB que registró el menor valor medio de H' y una alta variabilidad entre sus valoraciones puntuales (1.41 ± 0.69). La riqueza media de especies fue mínima en NCD (18.7 ± 3.4) y máxima en SE (28.5 ± 9.5), esta última muy similar a la de UG (28.0 ± 9.4).

En cuanto a las especies dominantes, los re-

sultados obtenidos fueron diferentes para la abundancia acumulada de especies y el biovolumen acumulado a lo largo del periodo de estudio (Tabla 4). 15 especies acumularon el 67% del BV_T interanual, mientras que las 15 especies más abundantes acumularon el 78% del total interanual. Por otra parte, las especies que concentraron un mayor biovolumen pertenecieron a los distintos grupos taxonómicos: 6 diatomeas, 4 criptofitas, 2 cianobacterias, 1 dinoflagelado, 1 crisofita y una haptofita. Considerando la abundancia, por el contrario, 12 de las 15 especies más abundantes fueron cianobacterias (Tabla 4).

Adicionalmente, considerando la frecuencia de aparición, las 15 especies más frecuentes incluyeron las criptofitas: *Plagioselmis nannoplanctica* (Skuja) Novarino, Lucas et Morrall, *Cryptomonas marssonii* Skuja, *Cryptomonas erosa* Ehrenberg y *Cryptomonas ovata* Ehrenberg; las diatomeas: *Cyclotella* sp. (Kültzing) Brébisson y *Asterionella formosa* Hassall; las crisofíceas: *Dinobryon divergens* Imhof y *Ochromonas* sp. Vysotskii; los dinoflagelados: *Gymnodinium uberrimum* (Allman) Kofoid et Swezy y *Peridinium umbonatum* Stein; y las algas verdes: *Chlamydomonas* sp. Ehrenberg y *Elakatothrix gelatinosa* Wille. La única haptofita detectada, *Chrysochromulina parva* Lackey, se encontró también entre las especies más frecuentes. Entre el resto de los grupos taxonómicos, destacaron

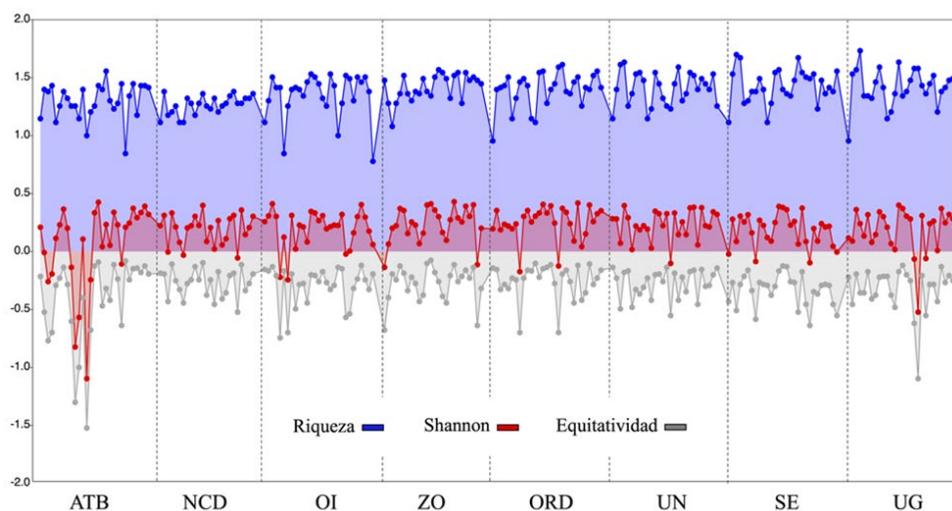


Figura 5. Análisis SHE de diversidad de especies de fitoplancton durante el periodo 2017-2023. Se muestran los valores en escala logarítmica. SHE analysis for the diversity of phytoplankton species during the 2017-2023 period. Values are shown on a logarithmic scale.

Llorente & Fraile

Tabla 4. Contribución de cada taxón al biovolumen y abundancia totales. *Contribution of each taxon to the total biovolume and abundance.*

Biovolumen				Abundancia			
Taxón	Grupo	%	% acum.	Taxón	Grupo	%	% acum.
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	DINO	13.03	13.03	<i>Planktothrix isothrix</i>	CIANO	19.74	19.74
<i>Fragilaria crotonensis</i>	DIATO	7.09	20.12	<i>Aphanocapsa</i> sp.	CIANO	13.49	33.23
<i>Planktothrix isothrix</i>	CIANO	4.88	25.00	<i>Merismopedia tenuissima</i>	CIANO	6.86	40.09
<i>Urosolenia longiseta</i>	DIATO	4.85	29.85	<i>Chrysochromulina parva</i>	HAPTO	6.81	46.90
<i>Cyclotella</i> sp.	DIATO	4.56	34.41	<i>Aphanothece</i> sp.	CIANO	3.93	50.83
<i>Cryptomonas ovata</i>	CRYPTO	4.37	38.78	<i>Aphanocapsa holsatica</i>	CIANO	3.85	54.67
<i>Asterionella formosa</i>	DIATO	4.34	43.12	<i>Aphanothece clathrata</i>	CIANO	3.54	58.22
<i>Lindavia comta</i>	DIATO	3.99	47.11	<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	CRYPTO	3.50	61.72
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	CRYPTO	3.48	50.59	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	CIANO	2.90	64.62
<i>Lindavia bodanica</i>	DIATO	3.48	54.07	<i>Microcystis aeruginosa</i>	CIANO	2.74	67.36
<i>Microcystis aeruginosa</i>	CIANO	3.16	57.23	<i>Cyclotella</i> sp.	DIATO	2.48	69.84
<i>Dinobryon divergens</i>	CHRYSO	2.80	60.04	<i>Planktothrix agardhii</i>	CIANO	2.18	72.02
<i>Cryptomonas erosa</i>	CRYPTO	2.50	62.54	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	CIANO	2.15	74.17
<i>Chrysochromulina parva</i>	HAPTO	2.44	64.98	<i>Aphanocapsa incerta</i>	CIANO	1.92	76.10
<i>Cryptomonas marssonii</i>	CRYPTO	1.62	66.60	<i>Woronichinia naegeliana</i>	CIANO	1.78	77.88

las especies: *Pseudopedinella gallica* Bourrelly y *Katablepharis ovalis* Skuja. Ninguna especie del grupo de las cianobacterias se encontró entre las 15 más frecuentes. No obstante, *Planktothrix isothrix* (Skuja) Komárek et Komárková y *Microcystis aeruginosa* Kützing fueron las cianobacterias más frecuentes del grupo coincidiendo con su mayor relevancia en términos de biovolumen total acumulado (Tabla 4).

El análisis del biovolumen mostró diferencias significativas (PERMANOVA) para los principales factores de estudio: embalse, grupo geográfico, estratificación y mes. Al evaluar el grado de diferenciación entre las comunidades, el procedimiento ANOSIM reveló que las principales diferencias se debieron al factor estacional tanto para los distintos grupos taxonómicos (ANOSIM: $R = 0.23$; $p = 0.0001$), como para los grupos funcionales o MBFG (ANOSIM: $R = 0.31$; $p = 0.0001$). Sin embargo, de manera general no se detectaron diferencias relevantes entre los embalses atendiendo a ambas agrupaciones (ANOSIM: $R = 0.087$; 0.078 , respectivamente), ni entre los dos grupos geográficos (ANOSIM: $R = 0.058$; 0.008). Atendiendo a la estructura (Fig. 6), las variaciones estacionales detectadas se asociaron con la

sucesión ecológica de las comunidades. Destacó una mayor concentración relativa de diatomeas, crisofitas y *C. parva* durante la estratificación, particularmente en las campañas primaverales, así como una mayor presencia de criptófitas durante los meses fríos, principalmente en los embalses OI, ORD, SE y UG. En cambio, otros grupos taxonómicos no mostraron los patrones estructurales esperados en la sucesión, como es el caso de las algas verdes (Chlorophyta y Charophyta) y las cianobacterias cuya contribución relativa a las comunidades no aumentó significativamente durante los meses cálidos. Por otra parte, comparando ambos grupos geográficos, destacó la distinta relevancia del grupo de los dinoflagelados que supuso de media un 20% del total en los embalses de la Unidad Hidrológica I-N frente al 10% en los del Sistema Zadorra. Finalmente, la agrupación en MBFG, redujo la complejidad estructural de las comunidades (Fig. 6). Se observó un patrón más parecido entre ellas y en relación con el factor estacional, con una clara preponderancia de los grupos funcionales V, flagelados unicelulares con tamaño medio-grande y VI, organismos no flagelados con exoesqueletos silíceos (Material Suplementario 2).

Caracterización limnológica de la red de embalses del CABB

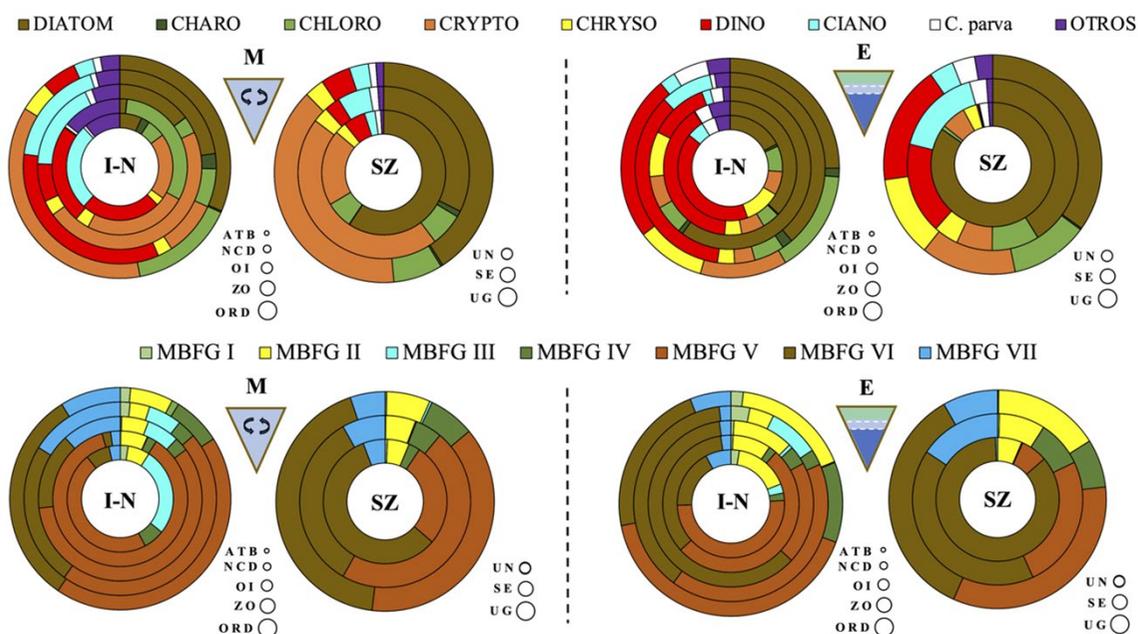


Figura 6. Biovolumen acumulado en los embalses atendiendo a los grupos taxonómicos (parte superior) y a los grupos funcionales (parte inferior) durante el periodo de mezcla (M) y la estratificación térmica (E). *Accumulated biovolume in the reservoirs based on taxonomic groups (top) and functional groups (bottom) during the mixing period (M) and thermal stratification (E).*

En términos cuantitativos, la presencia de estratificación térmica en el periodo primaveral-estival supuso un biovolumen total acumulado, en promedio, 8 veces superior que en el periodo otoñal-invernal. Por lo que los principales taxones de los grupos preponderantes, fundamentalmente diatomeas y dinoflagelados, aumentaron proporcionalmente su concentración. También aumentó significativamente la concentración de grupos termófilos, como el de las algas verdes y las cianobacterias. Para este último, se registraron episodios puntuales de dominancia particularmente en las comunidades de ATB, SE y ZO. Estos episodios incrementaron la contribución media interanual del grupo en estas comunidades (12-30%), mientras que la contribución media en el resto de los embalses fue menos relevante (2-5%).

El biovolumen de taxones sin agrupar enfatizó las diferencias entre las comunidades para los factores: embalse ($R = 0.33$) y grupo geográfico ($R = 0.27$), que resultaron, en este caso, más relevantes que las diferencias para el factor estacional ($R = 0.19$). El análisis nMDS considerando los grupos geográficos simplificó la visualización de la disposición de las muestras debido a su menor

número de niveles (Fig. 7).

Atendiendo a la prueba SIMPER (Material Suplementario 3. Disponible en <https://www.limnetica.com/es/limnetica>), los taxones que condicionaron la separación de los grupos geográficos (Fig. 7), fueron en gran medida coincidentes con los taxones que acumularon un mayor biovolumen (Tabla 4). No obstante, centrándonos exclusivamente en grupo de las cianobacterias, las diferencias entre los grupos geográficos se robustecieron (ANOSIM: $R = 0.74$; $p = 0.0001$). En este caso, se pudo observar la aparición diferencial de taxones en cada grupo geográfico. Fundamentalmente, *Microcystis aeruginosa* en el Sistema Zadorra, *Planktothrix isothrix* y *Woronichinia naegeliana* (Unger) Elekin en la UH Ibaizabal-Nervián. Para relacionar estos resultados con el componente ambiental, el procedimiento BEST seleccionó las variables abióticas: alcalinidad, profundidad relativa, temperatura y porcentaje de ocupación como aquellas que mejor explicaron los patrones en la distribución de las cianobacterias. Estas cuatro variables ambientales explicaron en torno a un 42% de la variación del modelo en el análisis de redundancia (Fig. 8).

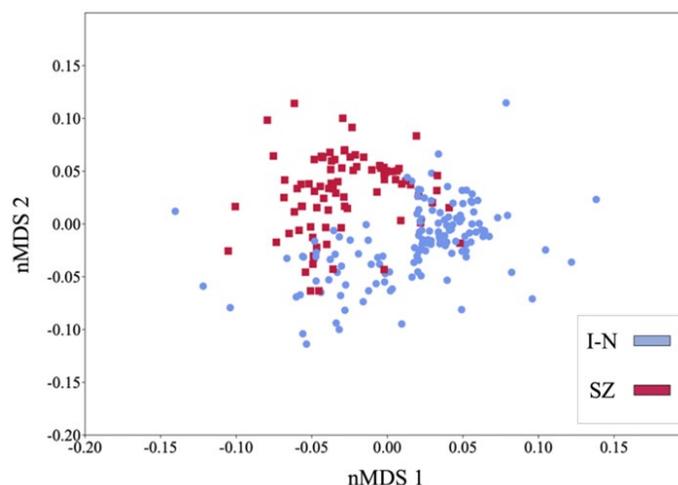


Figura 7. nMDS considerando el biovolumen de taxones sin agrupar. Se muestra la distribución de las muestras en función de la UH Ibaizabal-Nervi3n (I-N) y del Sistema Zadorra (SZ). *nMDS considering the biovolume of ungrouped taxa. The distribution of samples is shown based on the Ibaizabal-Nervi3n UH (I-N) and the Zadorra System (SZ).*

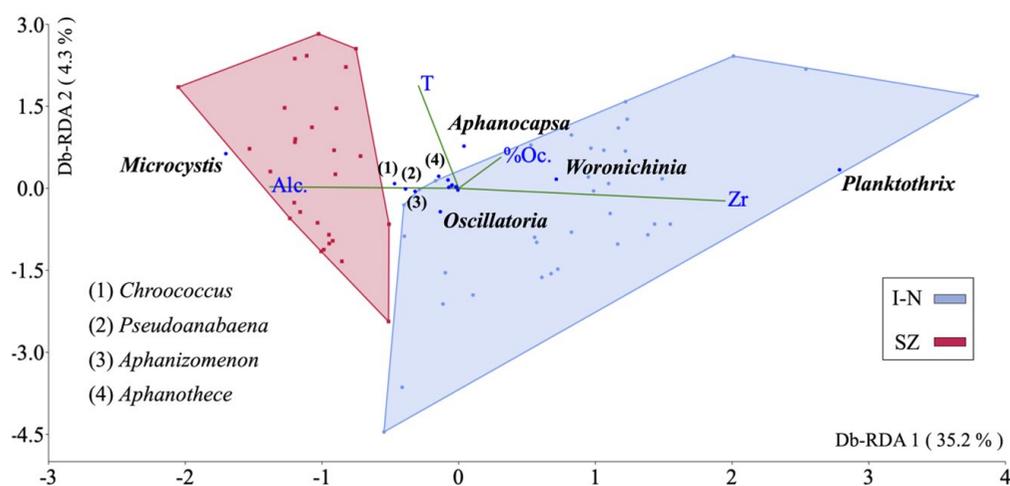


Figura 8. RDA para el biovolumen de cianobacterias considerando solo muestras con una concentración relativa de cianobacterias > 5% ($n = 63$). Las especies se agrupan en géneros, y se muestran solo aquellos con una posición significativa en el espacio de ordenación. Las variables ambientales fueron las seleccionadas en el procedimiento BEST: alcalinidad (Alc.), profundidad relativa (Zr), porcentaje de ocupación (%Oc.) y temperatura (T). *RDA for cyanobacteria biovolume considering only samples with a relative concentration of cyanobacteria > 5% ($n = 63$). Species are grouped by genera, displaying only those with a significant position in the ordination space. Environmental variables were those selected in the BEST procedure: alkalinity (Alc.), relative depth (Zr), percent reservoir occupancy (%Oc.), and temperature (T).*

El eje principal, se articuló en torno a la alcalinidad y a la profundidad relativa y logró explicar el 35% de la variación observada.

DISCUSIÓN

Este estudio proporcionó una caracterización detallada de ocho embalses del País Vasco para los que existía información ecológica limitada o

prácticamente nula. Antes de 2017, solo se dispone de algunos informes técnicos de la administración (Gobierno Vasco, 2002) y de informes internos de la entidad gestora, los cuales presentan información fragmentada de difícil manejo. La baja frecuencia de muestreo en las redes de vigilancia ambiental limita el conocimiento a corto plazo (Armengol y Dolz, 2004). Por el contrario, estudios recientes destacan la relevancia de estos

Caracterización limnológica de la red de embalses del CABB

estudios en el largo plazo (Hughes et al., 2017; Jones y Driscoll, 2022; Fournier et al., 2024). No obstante, resulta muy deseable realizar esfuerzos continuos de evaluación y optimización de las redes de seguimiento, promoviendo la integración de criterios desde lo regional hasta una mayor armonización (Peñas et al., 2022). Este trabajo permitió la optimización de la red de seguimiento original del CABB, posibilitando una redistribución más eficiente de los recursos. Se omitieron las estaciones duplicadas en un mismo embalse debido a la elevada redundancia detectada. Además, se desestimó el seguimiento durante los periodos de mezcla otoñal-invernal tras verificarse la ausencia de problemáticas recurrentes en torno a la acumulación de sustancias nocivas o de biomasa algal. Aunque este periodo tiene interés ecológico (Llorente y Seoane, 2020), su relevancia para la gestión orientada a la prevención es menor.

Componente abiótico

Los embalses del Sistema Zadorra UG y SE presentaron los menores valores de oxígeno hipolimnético durante los periodos de estratificación (Tabla 2). Esto fue probablemente debido a una mayor acumulación de materia orgánica en el fondo, cuya descomposición incrementó el consumo de oxígeno. Estas condiciones hipóxicas favorecieron, en todos los casos, la solubilización de metales, fundamentalmente Fe, Mn y Hg.

El contenido iónico del agua está determinado por la geología de las cuencas de drenaje, la precipitación atmosférica y por el equilibrio entre evaporación y precipitación (Armengol et al., 1991). En nuestro caso, la composición iónica diferenció claramente los embalses (Fig. 2). Si bien encontramos aguas bicarbonatadas cálcicas en todos los embalses, la mayor dureza detectada en el Sistema Zadorra en comparación con la UH Ibaizabal-Nervión, así como una diferente proporción relativa de los iones cloruro, particularmente en OI, o sulfato, en OI y ZO, propiciaron esta diferenciación. La ausencia de grandes fluctuaciones a lo largo del periodo de estudio se asoció a que las concentraciones de los iones Mg^{2+} , Na^+ , K^+ y del anión Cl^- son relativamente conservativas. Reflejando particularidades loca-

les, como la proximidad a la costa o la influencia de la actividad humana (Armengol et al., 1991). El calcio, sin embargo, es mucho más reactivo a la actividad biológica y a cambios en el pH. Se registraron dinámicas estacionales y espaciales, como episodios de descalcificación epilimnética estival detectados particularmente en los embalses del SZ.

Considerando las variables hidromorfológicas, las grandes diferencias de volumen entre los embalses cantábricos y los del Sistema Zadorra distorsionaron la separación de los embalses en términos de morfometría y gestión. Por lo que se excluyó esta variable del PCA (Fig. 3). A pesar de su alta correlación con el volumen, la profundidad relativa permitió una interpretación más completa de las diferencias entre las zonas geográficas (Castillo-Jurado, 1992). En la vertiente cantábrica, los embalses de cabecera presentan una elevada Zr. Son profundos y se encuentran encajados en valles cerrados, pero acumulan un menor volumen de agua. En contraste, en la vertiente mediterránea, los embalses de UG y SE son más someros y extensos, acumulando un mayor volumen de agua. En este contexto, la profundidad relativa constituye un eje principal de separación que no responde exclusivamente al volumen. Por ejemplo, el embalse de Ordunte, con casi la mitad de volumen medio acumulado que SE, presentó una profundidad relativa cuatro veces superior. Por otro lado, la gestión influyó indudablemente en la dinámica hidrológica, como evidencia la variabilidad del porcentaje de ocupación en los embalses del I-N, que reflejó la estacionalidad y el uso desigual de recursos. En particular, se observaron severos vaciados estivales en ATB (9.5%), OI (11.8%) y NCD (19.4%), que los expusieron a cotas bajas. Además, la alta tasa de renovación subrayó un comportamiento singular en UN. Sus elevados valores de D se correspondieron con su rol en el Sistema Zadorra y evidenciaron una dinámica hidrológica más próxima a la de un río que a la de un embalse.

La relevancia de la información hidromorfológica en estudios ecológicos es incuestionable (Argillier et al., 2023). Sin embargo, esta información suele estar incompleta o presentar ambigüedades. En nuestro caso, la superficie de los embalses, fundamental para el cálculo de índices

morfométricos, se obtuvo a partir de la relación superficie-cota-volumen en máximo embalaje normal (MEN). Al comparar estos datos con los aportados por el gestor y los oficiales de la autoridad competente, se detectaron diferencias considerables, especialmente en los embalses del Sistema Zadorra (SE, Desvest = 145.07 ha; UG, Desvest = 149.30 ha). Asimismo, aunque la tasa de renovación es un importante indicador de calidad (EC, 2000), su cálculo conlleva ciertas dificultades. Por un lado, existe la complicación de elegir una escala temporal adecuada para relacionarla con otros componentes ecológicos (Rueda et al., 2006). Por otro, asumir una tasa de renovación estricta del agua (Palau, 2006), que minimice el impacto de eventos de alivio extremo en escalas amplias, requiere un control preciso de los flujos de entrada y salida a los embalses. Esta información detallada fue deficiente en las pequeñas presas del I-N por lo que el cálculo de su D acumuló mayor error que en los embalses de mayor tamaño. Registrar de forma precisa la información hidromorfológica resulta clave para su integración efectiva en la investigación ecológica a largo plazo (LTER).

Nutrientes y estado trófico

Los resultados de la Tabla 3 muestran discrepancias claras entre los distintos indicadores de estado trófico. Aunque el 45% de los valores de fósforo total entre 2017 y 2020 no superaron el nivel de cuantificación ($\geq 10 \mu\text{g/l}$), lo que limitó la posibilidad de analizar en profundidad su relación con el desarrollo algal, las valoraciones tróficas basadas en este indicador situaron los embalses en categorías mesotróficas o, excepcionalmente, eutróficas. En contraste, los índices derivados de la clorofila a y el biovolumen total mostraron condiciones mayoritariamente oligotróficas. Esta discrepancia se asoció a que, en nuestro caso, el desarrollo algal no estuvo limitado por los nutrientes esenciales, sino por otros factores ambientales. De hecho, las correlaciones negativas entre los grupos algales y los nutrientes principales sugirieron un aprovechamiento efectivo de los mismos. Si embargo, aun con concentraciones moderadas de nutrientes, no se observaron floraciones algales recurrentes. Estudios clásicos de

referencia, como el de Reynolds (1984), así como autores más recientes (Ekholm, 2008), señalan otros factores físicos, como la morfología, el régimen hidrológico y la disponibilidad de luz, como limitantes del crecimiento algal.

Entre los índices para evaluar el estado trófico, el TSI (Carlson, 1977) es el más utilizado en embalses (Zhang et al., 2021). Aunque es común integrar en su cálculo los valores del disco de Secchi, el TP y la clorofila a, Carlson (2007) sugiere que, cuando se dispone de datos fiables de Chla, no es recomendable utilizar los otros indicadores, especialmente en sistemas con alta turbidez. En nuestro caso, la turbidez fue elevada (Tabla 2) y presentó una alta correlación negativa con el DS ($r = -0.73, p = 1.42 \times 10^{-57}$). El TSI (Chla) atenuó las fluctuaciones y los valores atípicos. Más aún, aunque la Figura 4 incluye todos los datos disponibles, la condición oligotrófica de los embalses se mantuvo al considerar solo las muestras de los periodos de estratificación térmica.

Análisis de las comunidades fitoplanctónicas

Acorde con la similitud detectada en la concentración de nutrientes y estado trófico de los embalses, las comunidades fitoplanctónicas fueron similares. No obstante, a pesar de la similitud en la diversidad de especies (Fig. 5), se detectaron episodios de dominancia que repercutieron en el índice de Shannon. Destacó particularmente ATB en donde la especie *Planktothrix isothrix* dominó la comunidad en distintos episodios, tanto en meses cálidos, como fríos, con concentraciones que superaron el nivel de alerta I (Chorus y Welker, 2021). Otros eventos de dominancia de cianobacterias, sin embargo, fueron menos relevantes cuantitativamente, como en el caso de OI, o se debieron a la dominancia de diatomeas y dinoflagelados, como en el caso de UG.

A la hora de estudiar la evolución de las comunidades, la abundancia de especies estuvo condicionada por la presencia de especies picoplanctónicas, particularmente cianobacterias. El biovolumen, en cambio, permitió una observación más representativa de la evolución de la biomasa algal (Tabla 4). La agrupación del biovolumen en grupos taxonómicos o en MBFG, enfatizó las características de la sucesión a lo largo de los ciclos

Caracterización limnológica de la red de embalses del CABB

anuales y minimizó las diferencias entre embalses y grupos geográficos. Así, la figura 6 subrayó las diferencias estacionales en las comunidades según la presencia o ausencia de estratificación. Se observaron variaciones claras entre los meses fríos y cálidos, con las campañas primaverales en posición intermedia. No obstante, no se detectaron diferencias significativas entre la estratificación incipiente o progresiva y la estratificación total (PERMANOVA: $F = 2.067$; $p = 0.164$).

Por último, la disposición de las muestras en función de los taxones sin agrupar resaltó diferencias espaciales entre embalses y grupos geográficos (Fig. 7). Esta separación se debió principalmente a variaciones en la concentración de los taxones dominantes y a factores estacionales (interacción significativa entre Mes y Grupo geográfico; PERMANOVA: $F = 2.196$; $p = 0.0002$). Además, el análisis detallado reveló una distribución particular de especies de cianobacterias en ambos grupos geográficos. *Microcystis aeruginosa* mostró una presencia recurrente en los embalses del Sistema Zadorra durante los meses cálidos, especialmente en SE, mientras que *P. isothrix* y *Woronichinia naegeliana* aparecieron principalmente en ATB y ZO. El RDA (Fig. 8) reflejó esta separación entre grupos geográficos en función de las variables ambientales que mejor explicaron el comportamiento de las cianobacterias. En este sentido, los factores que condicionan el desarrollo de las cianobacterias han sido ampliamente estudiados (Feng et al., 2024; Huisman, 2018). Además del ratio TN:TP, otros elementos influyen en la aparición y proliferación de determinadas especies o morfologías. *M. aeruginosa*, por ejemplo, se asocia con temperaturas altas en aguas poco profundas (Imai et al., 2009), mientras que la reducción del porcentaje de ocupación de los embalses parece beneficiar particularmente a las especies filamentosas (Mendes et al., 2022). También se ha vinculado el aumento de la salinidad con el incremento de cianobacterias (Urrutia-Cordero et al., 2024). El registro e incorporación adecuados de todos los componentes bióticos y abióticos en las redes de seguimiento posibilita la identificación de comportamientos y tendencias fundamentales para la gestión eficiente de los recursos hídricos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia su implicación e interés en este estudio y a Elena Aspichueta por su colaboración. También agradecemos a Phytolab Control y a Pepita Nolla Querol y Nuria Llauradó Nolla por proporcionar información sobre los MBFG y la ecología de las cianobacterias.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORÍA

A.L.: Conceptualización; Curación de datos; Análisis formal; Investigación; Metodología; Software; Validación; Visualización; Roles/Escritura - borrador original; Escritura: revisión y edición. H.F.: Conceptualización; Adquisición de fondos; Metodología; Administración de proyecto; Recursos; Supervisión; Validación; Escritura: revisión y edición.

REFERENCIAS

- Anderson, M. J., Gorley, R., & Clarke, K. R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: *Guide to software and statistical methods*. PRIMER-E Ltd., Plymouth.
- Argillier, C., Carriere, A., Wynne, C., Hellsten, S., Vartia, K., & Poikane, S. (2023). Lake hydromorphology assessment in Europe: Where are we 20 years after the adoption of the Water Framework Directive? *Science of the Total Environment*, 855, 158781. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.158781
- Armengol, J., Riera, J. L., & Morguί, J. A. (1991). Major ionic composition in the Spanish reservoirs. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 24, 1363-1366. DOI: 10.1080/03680770.1989.11898982
- Armengol, J., & Dolz, J. (2004). La gestión a corto plazo del agua de los embalses. *Ponencias del II Congreso Internacional de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente*, 875-889.
- Carlson, R. E. (1977). Trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361-369. DOI: 10.4319/lo.1977.22.2.0361
- Carlson, R. E. (2007). Estimating trophic state. *Lakeline*, 27(1), 25-28.
- Castillo-Jurado, M. (1992). *Morfometría de la-*

- gos, una aplicación a los lagos del Pirineo. (PhD. Tesis. Universidad de Barcelona, España). Retrieved: <https://diposit.ub.edu/dspace/handle/2445/35297>
- Chorus, I., & Welker, M. (2021). *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring, and Management*. Taylor & Francis: London, UK. DOI: 10.1201/9781003081449
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2006). *User manual/tutorial*. PRIMER-E Ltd., Plymouth. www.primer-e.com
- [EC] European Commission, Parliament and Council. (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. The European Parliament and the Council of the European union, Luxembourg. PE-CONS 3639/1/100 Rev.1.
- Ekhholm, P. (2008). *N:P ratios in estimating nutrient limitation in aquatic systems*. Finnish Environment Institute, Helsingfors, Finland, 11–14.
- Feng, L., Wang, Y., Hou, X., Qin, B., Kuster, T., Qu, F., Chen, N., Paerl, H. W., & Zheng, C. (2024). Harmful algal blooms in inland waters. *Nature Reviews Earth & Environment*, 5, 631–644. DOI: 10.1038/s43017-024-00578-2
- Fournier, C., Fernandez-Fernandez, R., Cirés, S., López-Orozco, J. A., Besada-Portas, E., & Quesada, A. (2024). LSTM networks provide efficient cyanobacterial blooms forecasting even with incomplete spatio-temporal data. *Water Research*, 267, 122553. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122553
- Gobierno Vasco. (2001). mapa hidrológico del país vasco. escala 1/150.000. Departamento de transportes y obras públicas. www.uragetzia.euskadi.net
- Gobierno Vasco. (2002). Tomo III. Caracterización de los embalses de la CAPV. Departamento de ordenación del territorio y medio ambiente. Dirección de aguas. www.uragetzia.euskadi.net
- Golden, S. (2002). *Surfer 8 contouring and 3D surface mapping for scientists and engineers user's guide*. Golden Software. Inc., Colorado USA, www.goldensoftware.com
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis [software]. Version 4.09. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 9. https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hughes, B. B., Beas-Luna, R., Barner, A. K., Brewitt, K., Brumbaugh, D. R., & Cerny-Chimpan, E. B. (2017). Long-term studies contribute disproportionately to ecology and policy. *BioScience*, 67, 271–281. DOI: 10.1093/biosci/biw185
- Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M., & Visser, P. M. (2018). Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8), 471–483. DOI: 10.1038/s41579-018-0040-1
- Hutchinson, G.E. (1957). *A Treatise on Limnology*. Vol. I: Geography, Physics, and Chemistry. John Wiley & Sons, NY, USA.
- Imai, H., Chang, K. H., Kusaba, M., & Nakano, S. I. (2009). Temperature-dependent dominance of *Microcystis* (Cyanophyceae) species: *M. aeruginosa* and *M. wesenbergii*. *Journal of Plankton Research*, 31(2), 171–178. DOI: 10.1093/plankt/fbn110
- Jeffrey, S. T., & Humphrey, G. F. (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1, and c2 in higher plants, algae, and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen*, 167(2), 191–194. DOI: 10.1016/S0015-3796(17)30778-3
- Jones J. A., Driscoll, C.T. (2022). Long-term ecological research on ecosystem responses to climate change. *BioScience*, 72. DOI: 10.1093/biosci/biac021
- Kruk, C., Huszar, V. L. M., Peeters, E. T. H. M., Bonilla, S., Costa, L., Lüring, M., Reynolds, C. S., & Scheffer, M. (2010). A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*, 55, 614–627. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology*. 2nd English ed. Elsevier Science. Amsterdam, The Netherlands.
- Llanos, H., & Bâ, K. (2011). Simulación de caudales de los ríos Nervión e Ibaizabal, País Vasco. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Medio Ambiente*, 1, 13–23.

Caracterización limnológica de la red de embalses del CABB

- Llorente, A., & Seoane, S. (2020). Changes in the phytoplankton community structure in a monomictic temperate lake. *Limnetica*, 39(1), 469–485. DOI: 10.23818/limn.39.30
- [MAGRAMA] Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2013. Organismos fitoplanctónicos en lagos y embalses. Protocolo de muestreo de fitoplancton en lagos y embalses. N°. informe: M-LE-FP-2013 V.2.
- Marcé, R., Moreno-Ostos, E., García-Barcina, J. M., & Armengol, J. (2010). Tailoring dam structures to water quality predictions in new reservoir projects: Assisting decision-making using numerical modeling. *Journal of Environmental Management*, 91, 1255-1267. DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.01.014
- Martínez, A., Larranaga, A., Basaguren, A., Pérez, J., Mendoza-Lera, C., & Pozo, J. (2013). Stream regulation by small dams affects benthic macroinvertebrate communities: From structural changes to functional implications. *Hydrobiologia*, 711, 31-42. DOI: 10.1007/s10750-013-1459-z
- Mendes, C. F., dos Santos Severiano, J., de Moura, G. C., dos Santos Silva, R. D., Monteiro, F. M., & de Lucena Barbosa, J. E. (2022). The reduction in water volume favors filamentous cyanobacteria and heterocyst production in semiarid tropical reservoirs without the influence of the N:P ratio. *Science of the Total Environment*, 816, 151584. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.151584
- Mendoza-Lera, C., Larranaga, A., Perez, J., Descals, E., Martínez, A., Moya, O., Arostegui, I., & Pozo, J. (2012). Headwater reservoirs weaken terrestrial-aquatic linkage by slowing leaf-litter processing in downstream regulated reaches. *River Research and Applications*, 28, 13-22. DOI: 10.1002/rra.1434
- Mujeriego, R., & López, J. (2008). Water reuse and integrated water resources management in Vitoria-Gasteiz, Spain. *Water Practice and Technology*, 3(2). DOI: 10.2166/wpt.2008.048
- OCDE. (1982). *Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control*. OECD, Paris, France.
- Palau, A. (2006). Integrated environmental management of current reservoirs and regulated rivers. *Limnetica*, 25(1-2), 287-302. DOI: 10.23818/limn.25.20
- Peñas, F. J., Álvarez-Cabria, M., Sáinz-Bariáin, M., Mata-Campo, M. P., Pérez-Haase, A., Ventura, M., et al. (2023). An evaluation of freshwater monitoring programs inILTER nodes and mountain national parks: Identifying key variables to monitor global change effects. *Biodiversity and Conservation*, 32(1), 65-94. DOI: 10.1007/s10531-022-02466-x
- Peres-Neto, P. R., Jackson, D. A., & Somers, K. M. (2003). Giving meaningful interpretation to ordination axes: Assessing loading significance in principal component analysis. *Ecology*, 84, 2347-2363. DOI: 0.1890/00-0634
- Puerta, C. (1990). Recursos hidráulicos y demanda de agua en la Comunidad Autónoma del País Vasco. *Ekonomiaz*, 17, 228-241.
- Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 219, de 12 de septiembre de 2015, pp. 78923-78947.
- Real Decreto 3/2023, de 10 de enero, por el que se establecen los criterios técnico-sanitarios de la calidad del agua de consumo, su control y suministro. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 10, de 11 de enero de 2023, pp. 3245-3290.
- Reynolds, C. S. (1984). *The ecology of freshwater plankton*. Cambridge University Press. Cambridge. UK.
- Rueda, F., Moreno-Ostos, E., & Armengol, J. (2006). The residence time of river water in reservoirs. *Ecological Modelling*, 191(2), 260-274. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2005.04.030
- Ryabov, A., Kerimoglu, O., Litchman, E., Oleina, I., Roselli, L., Basset, A., Stanca, E., & Blasius, B. (2021). Shape matters: The relationship between cell geometry and diversity in phytoplankton. *Ecology Letters*, 24(4), 847–861. DOI: 10.1111/ele.13706
- Urrutia-Cordero, P., Langvall, O., Weyhenmeyer, G. A., Hylander, S., Lundgren, M., Papadopoulou, S., ... Langenheder, S. (2024). Cyanobacteria can benefit from freshwater salinization following the collapse of dominant phytoplankton competitors and zooplankton herbivores. *Freshwater Biology*, 00, 1–12.

Llorente & Fraile

DOI: 10.1111/fwb.14323

Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen*, 9(1), 1-38.

Willén, E. (2000). Phytoplankton in water quality assessment – an indicator concept. In: P. Heinonen, G. Ziglio, & A. Van der Be-

ken (eds.), *Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring (Water Quality Measurements)* (pp. 58-80). Wiley. DOI: 10.1002/9780470511121.ch6

Zhang, Y., Li, M., Dong, J., Yang, H., Van Zwieten, L., Lu, H., Alshameri, A., ... Wang, H. (2021). A critical review of methods for analyzing freshwater eutrophication. *Water*, 13, 225. DOI: 10.3390/w13020225