



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

Escuela Politécnica Superior de Gandia

Caracterización de la comunidad fitoplanctónica en el
embalse de Bellús

Trabajo Fin de Grado

Grado en Ciencias Ambientales

AUTOR/A: Parra Torres, Pablo

Tutor/a: Sebastiá Frasquet, María Teresa

Cotutor/a: Pachés Giner, María Aguas Vivas

CURSO ACADÉMICO: 2023/2024

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, me gustaría agradecer a mi tutora María Teresa Sebastián Frasquet y a mi cotutora María Aguas Vivas Pachés Giner, por su dedicación, orientación y ayuda inmensurable que han hecho posible la realización de este Trabajo Fin de Grado.

A la Universitat Politècnica de València por estos años de formación repletos de aprendizajes.

A Juan Soria del Grupo de Investigación de Limnología, Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, de la Universitat de València; por brindarnos la oportunidad de usar su equipo completo para realizar los muestreos *in situ*.

A la Confederación Hidrográfica del Júcar por la facilitación de los datos históricos.

A mi familia y amigos, por darme la compañía y confianza; en especial a mis padres por su apoyo incondicional.

Gracias a todos.

RESUMEN

El embalse de Bellús (Bellús, Valencia) situado en el río Albaida fue construido en el año 1995 con la principal función de laminar avenidas. Este embalse recibe las aguas del río Albaida y de su afluente el río Clariano, los cuales reciben los vertidos de las estaciones depuradoras de aguas residuales de varios municipios. Desde hace años este embalse presenta un problema de eutrofización, con recurrente proliferaciones de algas que provocan malos olores.

En este Trabajo Final de Grado se analizan los datos históricos del Sistema de Información del Agua de la Confederación Hidrográfica del Júcar para el período 2013 - 2023, para las siguientes variables temperatura, transparencia, oxígeno disuelto, nitratos, fosfatos, clorofila a y fitoplancton. Estas variables se analizan en un punto situado junto a la presa. Adicionalmente, se realiza un muestro *in situ* de un transecto longitudinal con 4 puntos equidistantes. El objetivo es caracterizar la comunidad fitoplanctónica y analizar la influencia de las otras variables en su evolución. Los resultados muestran que el grupo que más contribuye a la biomasa algal (clorofila a) a lo largo del período estudiado son las cianobacterias, único grupo que presenta una correlación estadísticamente significativa con la clorofila a. No se observa correlación estadísticamente significativa entre los grupos fitoplanctónicos y la concentración de nitratos y fosfatos. Esta ausencia de correlación puede deberse en parte a la baja frecuencia de los datos. La reciente instalación del dron-barco para monitorizar la calidad del agua en continuo, ayudará a disponer de mayor frecuencia de datos. Esto a parte de permitir una mejor gestión de la torre multitoma también permitirá un mayor conocimiento del comportamiento del embalse.

Palabras clave: fitoplancton, embalse, cianobacterias, Bellús, calidad del agua

RESUM

L'embassament de Bellús (Bellús, València) situat en el riu Albaida va ser construït l'any 1995 amb la principal funció de llaminar avingudes. Aquest embassament rep les aigües del riu Albaida i del seu afluent el riu Clariano, els quals reben els abocaments de les estacions depuradores d'aigües residuals de diversos municipis. Des de fa anys aquest embassament presenta un problema d'eutrofització, amb proliferacions recurrents d'algues que provoquen males olors.

En aquest Treball Final de Grau s'analitzen les dades històriques del Sistema d'Informació de l'Aigua de la Confederació Hidrogràfica del Xúquer per al període 2013 - 2023, per a les següents variables: temperatura, transparència, oxigen dissolt, nitrats, fosfats, clorofil·la *a* i fitoplàncton. Aquestes variables s'analitzen en un punt situat al costat de la presa. Addicionalment, es realitza un mostreig *in situ* d'un transecte longitudinal amb 4 punts equidistants. L'objectiu és caracteritzar la comunitat fitoplanctònica i analitzar la influència de les altres variables en la seua evolució. Els resultats mostren que el grup que més contribueix a la biomassa algal (clorofil·la *a*) al llarg del període estudiat són les cianobacteries, únic grup que presenta una correlació estadísticament significativa amb la clorofil·la *a*. No s'observa correlació estadísticament significativa entre els grups fitoplanctònics i la concentració de nitrats i fosfats. Aquesta absència de correlació pot deure's en part a la baixa freqüència de les dades. La recent instal·lació del dron-barco per a monitoritzar la qualitat de l'aigua en continu, ajudarà a disposar de major freqüència de dades. Això, a banda de permetre una millor gestió de la torre multitoma, també permetrà un major coneixement del comportament de l'embassament.

Paraules clau: fitoplàncton, embassament, cianobacteris, Bellús, qualitat de l'aigua

ABSTRACT

The Bellús reservoir (Bellús, Valencia) located on the Albaida River was built in 1995 with the main function of laminating avenues. This reservoir receives the waters of the Albaida River and its tributary the Clariano River, which receive the discharges from the wastewater treatment plants of several municipalities. For years this reservoir has had a problem of eutrophication, with recurring algae proliferations that cause bad odors.

In this Final Degree Project, the historical data of the Water Information System of the Júcar Hydrographic Confederation for the period 2013 - 2023 are analyzed, for the following variables temperature, transparency, dissolved oxygen, nitrates, phosphates, chlorophyll a and phytoplankton. These variables are analyzed at a point located next to the dam. Additionally, an in situ sample of a longitudinal transect with 4 equidistant points is carried out. The objective is to characterize the phytoplankton community and analyze the influence of other variables on its evolution. The results show that the group that contributes the most to algal biomass (chlorophyll a) throughout the period studied are cyanobacteria, the only group that presents a statistically significant correlation with chlorophyll a. No statistically significant correlation is observed between phytoplankton groups and the concentration of nitrates and phosphates. This lack of correlation may be due in part to the low frequency of the data. The recent installation of the drone-boat to monitor water quality continuously will help to have greater frequency of data. This, apart from allowing better management of the multi-take tower, will also allow for greater knowledge of the behavior of the reservoir.

Keywords: phytoplankton, reservoir, cyanobacteria, Bellús, water quality

Contenido

1	Introducción	1
2	Objetivo del TFG.....	3
3	Área de estudio.....	3
4	Metodología.....	6
4.1	Análisis de datos climáticos.....	6
4.2	Análisis del registro histórico	6
4.3	Análisis estadístico	8
4.4	Caracterización <i>in situ</i> del embalse de Bellús.....	10
4.5	Análisis del índice de estado trófico (TSI).....	12
4.6	Recuento de fitoplancton	13
5	Resultados y discusión	14
5.1	Análisis datos climáticos.....	14
5.2	Análisis histórico variables fisicoquímicas	16
5.2.1	Temperatura	18
5.2.2	Oxígeno disuelto.....	23
5.2.3	Clorofila <i>a</i>	28
5.2.4	Transparencia.....	35
5.2.5	Fosfatos.....	37
5.2.6	Nitratos	39
5.3	Análisis histórico fitoplancton.....	40
5.3.1	Análisis estadístico fitoplancton	41
5.4	Análisis correlaciones.....	42
5.4.1	Variables fisicoquímicas.....	42
5.4.2	Correlación entre grupos de fitoplancton	43
5.4.3	Variables fisicoquímicas versus grupos de fitoplancton	43
5.5	Caracterización 23 de noviembre	43
6	Conclusiones	45
7	Bibliografía.....	46

1 Introducción

Según Boyd y Tucker (1998), un embalse se define como una estructura artificial de almacenamiento de agua creada mediante la construcción de una presa en un río, arroyo o cañón. Los embalses se utilizan para una variedad de propósitos, incluido el suministro de agua potable, riego agrícola, control de inundaciones, generación de energía hidroeléctrica, recreación y otros fines hidrológicos y ambientales.

En España, hay un total de 1300 embalses (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2020), lo que representa aproximadamente 30 embalses por cada millón de habitantes. Estos embalses están dispersos por todo el país y tienen una capacidad de almacenamiento de agua significativa. Sin embargo, el clima en España se caracteriza por ser cada vez más seco y árido, lo que afecta negativamente la disponibilidad de agua en el país.

Los embalses desempeñan un papel crucial en la gestión del agua, especialmente debido al clima mediterráneo que caracteriza la región (García-Ruiz et al., 2011). García-Ruiz explica que el clima mediterráneo de España, con sus veranos secos e inviernos húmedos y variables, hace que los embalses sean esenciales para almacenar agua durante los períodos de lluvia y liberarla gradualmente durante los períodos secos para garantizar un suministro continuo de agua.

La importancia de los embalses también radica en su capacidad para mitigar los efectos de las sequías y las inundaciones (Herrera et al., 2010). Durante los períodos de sequía, los embalses proporcionan un suministro de agua esencial para el riego agrícola y el abastecimiento urbano (Herrera et al., 2010). Además, los embalses ayudan a controlar las inundaciones al regular el flujo de los ríos y retener el exceso de agua durante las precipitaciones intensas (Herrera et al., 2010).

A la hora de analizar los factores de riesgo de contaminación es imprescindible estudiar los que afectan a sus afluentes, ya que en la medida en que los ríos y arroyos de la cuenca no tengan capacidad de autodepurar los vertidos y elementos contaminantes que reciben, por un proceso natural los arrastrarán aguas abajo de su cauce, hasta depositarlos en el gran vaso receptor que son los embalses (Markiegi et al., 1999). Preservar la calidad del agua es un aspecto muy importante en los embalses ya que de otra forma será imposible emplear las reservas de agua para lo que están previstas, como el abastecimiento y también podría derivar en otros problemas ambientales como es la eutrofización.

La eutrofización se caracteriza por la presencia de una elevada concentración de nutrientes –nitrógeno y fósforo- que originan una excesiva proliferación de algas. Cuando esta masa muere después de su corto ciclo de vida, el oxígeno de las aguas es insuficiente para atender los requerimientos de la descomposición de la mucha materia orgánica producida y la demanda de la materia viva. Se llega así a un estado de anoxia, mucho más intensa en los fondos, en donde se va acumulando la masa de algas que no ha podido ser descompuesta en las capas superficiales (Martínez et al., 2009).

La causa de la eutrofización son las aportaciones de elementos nutritivos procedentes de residuos urbanos, industriales y agrícolas. Los nutrientes más necesarios son aquellos para los que existe una limitación natural, principalmente nitrógeno, el cual puede ser extraído de la atmósfera por cianobacterias, y fósforo que suele ser el

elemento limitante en la producción primaria de aguas continentales. Aunque el silicio, azufre y carbono también pueden ser considerados que puedan limitar el crecimiento de la biomasa, generalmente las suficientes cantidades de estos elementos evitan la posibilidad de su limitación (Martínez et al., 2009).

Un ejemplo representativo de embalse con problema de eutrofización en nuestro entorno es el embalse de Bellús, el cual ha sufrido un deterioro significativo de la calidad del agua. Esto ha generado varios problemas en el embalse como malos olores debido al exceso de materia orgánica y su descomposición, y desequilibrio ecológico. Este desequilibrio se manifiesta de forma notable en la abundancia de fitoplancton, especialmente de algunos grupos como el de las cianobacterias.

Se denomina fitoplancton al conjunto de organismos microscópicos acuáticos con capacidad fotosintética, que habitan en ecosistemas acuáticos iluminados. Están compuestos de células simples y de sencilla organización, y se encuentran flotando libremente y en suspensión en las masas de agua (Vicente et al., 2005).

La composición y abundancia de estos organismos varían de un medio acuático a otro, estando controlados por factores bióticos como la presencia y composición de zooplancton y factores abióticos como la luz, temperatura, salinidad y concentración de nutrientes (Tilman et al., 1982).

Los nutrientes más importantes en la productividad de fitoplancton además del carbono, hidrógeno y oxígeno son el nitrógeno, el fósforo y el silicio, si las concentraciones de unos de estos tres nutrientes aumentan en el medio acuático, el crecimiento del fitoplancton aumenta también (Paerl, 1982).

El fitoplancton se ha usado ampliamente como indicador del estado trófico de las masas de agua y existe abundante bibliografía que incluye métodos de muestreo y análisis (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2007). En España existe un conocimiento amplio del fitoplancton, en especial para los embalses (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2007).

En general, el predominio de las cianobacterias es indicador de eutrofia, pero esto no es generalizable a todos los embalses, ni especialmente a todos los lagos (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2007). No obstante, en algunos tipos de masas de aguas, el seguimiento de la abundancia de las cianobacterias puede ser útil para evaluar la calidad del agua y detectar posibles riesgos; además tiene un interés adicional dado que algunas especies de cianobacterias poseen cepas tóxicas (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2007).

El estudio de las comunidades del fitoplancton, a través de las asociaciones de especies (*algal assemblages*), constituye una de las líneas metodológicas a seguir para la caracterización de los diferentes tipos de embalses, y para la obtención de métricas para evaluar su estado ecológico (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2007). El modo de identificar las asociaciones de especies consiste en obtener inventarios (especies y/o géneros) de los tipos de lagos o embalses, y analizar los patrones de variación de la composición por medio de técnicas estadísticas (por ejemplo, análisis de componentes principales). Posteriormente podrán elaborarse índices de comunidades para cada tipo de lago o embalse. (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2007).

El problema de evaluar la calidad de las aguas usando índices ecológicos es definir la estructura inicial de la comunidad y cuantificar la respuesta de la comunidad fitoplanctónica al factor externo que genera esos cambios

Este Trabajo de Fin de Grado (TFG) estudia la relación que puede haber entre los parámetros fisicoquímicos y las floraciones de fitoplancton en el embalse de Bellús (Valencia). El estudio se realiza a partir de los datos históricos recogidos durante los últimos diez años (2013-2023) por el Sistema de Información del Agua (SIA) de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). Además, se realiza un muestreo *in-situ* para caracterizar la comunidad fitoplanctónica en un momento puntual.

2 Objetivo del TFG

El objetivo principal es caracterizar la comunidad fitoplanctónica en el embalse de Bellús a través de dos fuentes de datos:

- El análisis de los datos históricos de la CHJ
- La obtención de muestras *in situ* y análisis por microscopía

Objetivos secundarios:

- Analizar los datos de las siguientes variables fisicoquímicas del registro histórico (2013-2023) de CHJ:
 - o Transparencia
 - o Oxígeno Disuelto
 - o Temperatura
 - o Clorofila *a*
 - o Fosfatos
 - o Nitratos
 - o Datos de precipitación
- Relacionar estas variables con la variación de la composición fitoplanctónica.

3 Área de estudio

En este TFG se va a estudiar el embalse de Bellús (Bellús, Valencia) (Figura 1) el cual se sitúa sobre el río Albaida, afluente del río Júcar. El embalse se encuentra dentro de los límites municipales de Bellús y Benigánim, en la provincia de Valencia. Este embalse recoge las aguas provenientes de la denominada Cuenca Alta del río Albaida. La presa es de titularidad estatal estando encomendada su gestión a la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) (Martínez, 2019).

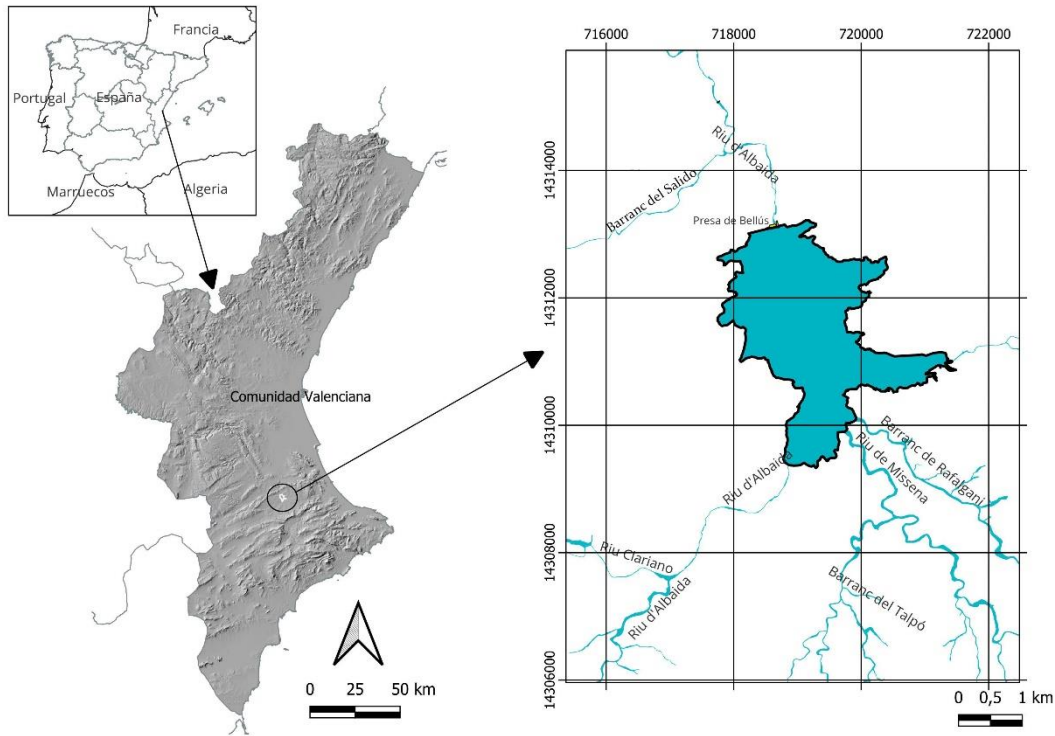


Figura 1. Localización embalse de Bellús. Fuente: elaboración propia.

Este embalse situado en el río Albaida fue construido en el año 1995 con la principal función de laminar avenidas. Recibe las aguas del río Albaida y de su afluente el río Clariano, los cuales reciben los vertidos de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) de Alfarrasí y de la EDAR de Benigànim.

Desde su construcción, el embalse de Bellús (Figura 2) ha presentado problemas de calidad del agua que han generado preocupación, por lo que la CHJ ha implementado y planea implementar diversas medidas para mejorar la situación. Una medida fue la instalación en julio de 2022 de una torre de multitoma en el embalse para derivar agua de los estratos con mejor calidad, con el objetivo de resolver el problema de malos olores.



Figura 2. Aspecto embalse y presa al fondo. Fuente: propia.

Las principales causas del deterioro de la calidad del agua del embalse se deben a su eutrofización, caracterizada por una elevada concentración de nutrientes. Un informe de la CHJ, realizado por un equipo multidisciplinar, identificó el exceso de biomasa piscícola y la carga de contaminantes de las escorrentías como factores clave. Para mitigar esta situación, se están implementando soluciones como la pesca controlada y el dragado de áreas específicas. Además, se ha instalado un dron-barco para monitorizar la calidad del agua (Figura 3) y una torre multitoma para mejorar el caudal del río Albaida aguas abajo, con el objeto de eliminar problemas de malos olores en Bellús (Confederación Hidrográfica del Júcar, 2023).



Figura 3. Dron-barco y presa. Fuente: propia

4 Metodología

4.1 Análisis de datos climáticos

Para este estudio, se utilizarán datos climáticos de la estación meteorológica de Xàtiva proporcionados por el Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA) <http://riegos.ivia.es/> (Fecha de consulta: 15/06/2024). La estación meteorológica está ubicada a 6,5 km de distancia del embalse de Bellús. Los datos abarcan el periodo comprendido entre 2013 y 2023 y se presentan en dos series: una mensual y otra diaria. Estas series incluyen información sobre precipitaciones y temperaturas.

La estación meteorológica escogida fue la de Xàtiva, por la proximidad al embalse y por la cantidad de los datos ofrecidos, ya que se pueden encontrar los datos tanto mensuales como diarios de los últimos 10 años. La alternativa era recoger los datos de la CHJ, ya que esta cuenta con sus pluviómetros propios, los más cercanos se encuentran en Ontinyent y en Pinet, con el inconveniente de que únicamente están disponibles en abierto los datos del último año. Aunque los datos de los pluviómetros de la CHJ no se hayan empleado de forma directa en el estudio fueron empleados para hacer una comparación en las precipitaciones con la estación meteorológica de Xàtiva del último año y verificar que las diferencias no fuesen significativas.

4.2 Análisis del registro histórico

El Plan Hidrológico de cuenca de primer ciclo, aprobado por el Real Decreto 595/2014, de 11 de julio, establecía en su artículo 65 de la Normativa que el Organismo de cuenca de elaboración y mantendría un sistema de información de acceso público que se utilizará para el seguimiento y revisión del plan hidrológico, en especial para informar al Consejo del Agua de la Demarcación, a su Comisión de Planificación Hidrológica y Participación Ciudadana y al Comité de Autoridades Competentes, presentar los informes requeridos por la Comisión Europea sobre los planes hidrológicos y facilitar el suministro de información y la participación ciudadana en la planificación.

El vigente Plan Hidrológico, aprobado por el Real Decreto 35/2023, de 24 de enero, mantiene este requisito en el artículo 3 de su normativa. En esta línea se dispone del Sistema de Información del Agua de la Confederación Hidrográfica del Júcar (S.I.A. Júcar), que incluye una aplicación web de acceso a los datos y cartografía, servicios WMS y WFS (Servicio de Mapas Web y Servicio de Features Web) y página de descarga de datos y cartografía.

El SIA del Júcar recoge la información obtenida de las redes de control del agua del estado de las masas de agua tanto superficiales y como subterráneas y, tanto para la evaluación de la cantidad como de la calidad, seguimiento exigido por la Directiva Marco y el Texto Refundido de la Ley de Aguas.

Los datos del SIA se pueden descargar en formato de hoja de cálculo. Para consultar los datos del embalse de Bellús se ha accedido a la Red de calidad masas de agua superficial – Masas. Para el embalse de Bellús el registro comprende datos desde el año 2013 hasta la actualidad. El punto de obtención de datos es Estación punto presa E. de Bellús. El programa de seguimiento incluye tanto parámetros fisicoquímicos como biológicos.

La CHJ realiza un seguimiento de diversos parámetros fisicoquímicos y biológicos para evaluar la calidad del agua en su demarcación hidrográfica. Estos parámetros se miden

regularmente para asegurar el cumplimiento de los estándares de calidad del agua y para detectar posibles problemas ambientales.

Los parámetros que se siguen son: temperatura del agua, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto (OD), transparencia, nutrientes, materia orgánica, metales pesados, cloruros, sólidos disueltos totales (SDT), alcalinidad, dureza, plaguicidas, parámetros biológicos, fitoplancton, zooplancton, macrófitos, bacteriología.

La frecuencia de los muestreos es la siguiente:

- Parámetros fisicoquímicos: se suelen medir de manera mensual o bimensual.
- Parámetros biológicos: generalmente, se muestrean de manera trimestral.

Para la descarga de datos se ha accedido al SIA en <https://aps.chj.es/siajucar/> (fecha de consulta: 28/01/2024) (Figura 4). La búsqueda de datos se filtra por red de calidad de masas de agua superficial, para el embalse de Bellús y para el período completo disponible (hasta 31/12/2023). Los datos se exportan en formato de hoja de cálculo para descargarlos.



Figura 4. Interfaz de descarga de datos.

La descarga genera una hoja de cálculo por cada año. En cada una de ellas encontramos una gran cantidad de parámetros fisicoquímicos y biológicos (Figura 5). El primer paso consiste en filtrar y se exportarán a una nueva hoja de cálculo aquellos que sean de interés. Los parámetros seleccionados para el estudio serán: oxígeno disuelto, temperatura, clorofila *a*, transparencia medida en metros mediante el disco de Secchi, fosfatos, nitratos y abundancia de fitoplancton.

De los tres primeros parámetros mencionados (oxígeno disuelto, temperatura y clorofila *a*) se tienen datos del perfil vertical. Cabe señalar que este perfil vertical es variable, es decir, no siempre se obtienen los datos de la misma profundidad. Las profundidades máximas a las que se obtienen datos rondan los 18 m para las épocas en las que el nivel de agua es más elevado. Para homogenizar el perfil con el objetivo de un posterior análisis estadístico, se decide seleccionar exclusivamente los datos que vayan desde superficie hasta los 10 m de profundidad y espaciados por 1 metro.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Fecha de Muestra	Punto de Control	Profund	Id Fracc	Taxón	Parámetro	Valor	Unidades		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	12	0	0 SIN ASIGNAR	OXÍGENO DISUELTTO "IN SITU"	0,06	mg O2/L		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	-1	0	0 SIN ASIGNAR	Índice trófico de fitoplancton	Eutrófico			
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	-1	0	Cryptomonas erosa	Nº individuos	PRESENCIA	ud		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	-1	0	Chroomonas	Abundancia de fitoplancton	309,58	nº cé/ml		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	6,02	0	0 SIN ASIGNAR	CONDUCTIVIDAD ELECTRICA A 20°C "IN SITU"	579	µS/cm		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	-1	0	Closterium acutum var. in	Abundancia de fitoplancton	999,1	nº cé/ml		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	-1	0	Scenedesmus acutus	Nº individuos	PRESENCIA	ud		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	-1	0	Limnethrix mirabilis	Abundancia de fitoplancton	675,45	nº cé/ml		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	-1	0	Ochromonas	Biovolumen total del taxón en la muestra	0,0008	mm3/l		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	9,11	0	0 SIN ASIGNAR	pH "IN SITU"	7,31	ud pH		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	-1	0	Plagioelmis nannoplantci	Abundancia de fitoplancton	1336,82	nº cé/ml		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	-1	0	0 SIN ASIGNAR	Índice de biodiversidad de Shannon-Weaver (1963)	1,18			
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	12	0	0 SIN ASIGNAR	CLOROFILA A	<0,01	µg/L		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	19,09	0	0 SIN ASIGNAR	CONDUCTIVIDAD ELECTRICA A 20°C "IN SITU"	619	µS/cm		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	1	0	0 SIN ASIGNAR	TEMPERATURA AGUA "IN SITU"	23,75	°C		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	8,09	0	0 SIN ASIGNAR	TURBIDEZ "IN SITU"	4	UNIT		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	19,41	0	0 SIN ASIGNAR	SATURACION DE OXIGENO DISUELTTO "IN SITU"	1	% sat O2		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	17,86	0	0 SIN ASIGNAR	CONDUCTIVIDAD ELECTRICA A 20°C "IN SITU"	620	µS/cm		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	2,98	0	0 SIN ASIGNAR	CONDUCTIVIDAD ELECTRICA A 20°C "IN SITU"	549	µS/cm		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	-1	0	0 SIN ASIGNAR	NITRITOS	0,09	mg/L		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	17	0	0 SIN ASIGNAR	CLOROFILA A	<0,01	µg/L		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	6,02	0	0 SIN ASIGNAR	TURBIDEZ "IN SITU"	8	UNIT		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	-1	0	Cryptomonas erosa	Abundancia de fitoplancton	4854,77	nº cé/ml		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	-1	0	0 SIN ASIGNAR	NITRATOS	0,88	mg/L		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	-1	0	Malomonas	Abundancia de fitoplancton	70,36	nº cé/ml		
13/06/2013 16:55	Estación punto presa E. de Belús	10,98	0	0 SIN ASIGNAR	TURBIDEZ "IN SITU"	2	UNIT		

Figura 5. Lista de datos en bruto obtenidos del SIA de la Confederación Hidrográfica del Júcar.

Una vez ordenados los datos de forma homogénea y cronológica podemos extraer la información y representarla en gráficas de modo que podemos hacer un primer análisis de cada parámetro.

A continuación, se extraen los datos de la abundancia de fitoplancton. En la información bruta descargada encontramos un listado de especies y su abundancia para cada fecha, estas especies las agruparemos en los siguientes grupos: diatomeas, clorofíceas, criptofíceas, cianobacterias y otros. Decidimos clasificar las especies en estos grupos para simplificar el manejo de los datos ya que son los más abundantes y característicos para el posterior análisis. En el grupo “otros” tendrán cabida aquellas especies que no consigamos clasificar en los anteriores grupos. Una vez clasificadas las especies en sus respectivos grupos calcularemos la abundancia relativa de cada grupo tal y como se muestra en la ecuación 1.

$$Abundancia\ relativa\ (\%) = \left(\frac{ni}{N}\right) \times 100 \quad (Ec. 1)$$

Donde:

- ni es el número de individuos del grupo i
- N es el número total de individuos de todas las especies en la comunidad.

4.3 Análisis estadístico

El análisis estadístico del registro histórico se realiza utilizando el software Statgraphics Centurión XVI®, del cual tiene licencia la Universitat Politècnica de València para el estudio de diferencias significativas.

4.3.1.1 *Análisis univariado*

En primer lugar, se realiza un análisis descriptivo de cada una de las variables estudiadas mediante la: media, desviación estándar, varianza, máximo y mínimo para cada uno de estos parámetros. A continuación, se comprueba si las distintas variables analizadas siguen una distribución normal mediante los coeficientes de asimetría y curtosis. Seguir una distribución normal o no condicionará el análisis multivariado a realizar.

Se considerará que las variables siguen una distribución normal cuando cumplan las siguientes características:

- El gráfico de probabilidad normal debe de contener todos los datos de las variables sobre la línea de tendencia.
- El histograma deberá ajustarse a una campana de Gauss.
- Los valores de sesgo estandarizado y curtosis deberán comprenderse entre -2 y 2.

Para realizar dicha comprobación en este estudio emplearemos la última opción de las descritas anteriormente. Es decir, cotejaremos si los valores de sesgo y curtosis están comprendidos entre -2 y 2.

A continuación, se procede a la búsqueda de diferencias significativas en las medias de las variables estudiadas entre profundidades o meses. En este estudio, para aquellas variables que presenten una distribución normal y cumplan la condición de homocedasticidad de la varianza se aplicará el método ANOVA. En el ANOVA se evalúa la hipótesis nula (H_0) de que las medias de las diferentes profundidades o meses son iguales, es decir, que no hay diferencias significativas entre ellas. La hipótesis alternativa (H_a) es que al menos una de las medias es diferente. En cambio, cuando no se den ambas condiciones, se aplicará la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. En la prueba de Kruskal-Wallis se evalúa la hipótesis nula (H_0) de que las medianas dentro de cada una de las 4 profundidades es la misma. En el caso que el valor-P sea mayor o igual que 0,05, no existirá una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95,0% de confianza.

4.3.1.2 *Análisis multivariado*

Para este análisis, en aquellos casos en que los dos parámetros analizados sigan una distribución normal se aplica el análisis de correlación de Pearson, en cambio, si alguno de los parámetros o ambos no siguen este tipo de distribución, se utiliza el análisis de correlación de Spearman. A diferencia del método de Pearson, el método de Spearman analiza la correlación entre dos variables ordenando previamente los valores obtenidos en orden creciente, mejora los resultados obtenidos en series que no siguen una distribución normal o aquellos con valores extremos.

El coeficiente de correlación de Pearson, denotado como r , varía entre -1 y 1. Un valor de $r=1$ indica una correlación positiva perfecta, donde ambas variables aumentan de manera proporcional. Un valor de $r=-1$ indica una correlación negativa perfecta, donde una variable aumenta mientras la otra disminuye. Un valor de $r=0$ indica que no hay correlación lineal entre las variables. La significancia estadística de r se evalúa utilizando un valor p , donde un valor-P menor que 0,05 indica que la correlación es estadísticamente significativa.

Por otro lado, el coeficiente de correlación de Spearman, denotado como ρ (rho), también varía entre -1 y 1. Al igual que Pearson, un valor de $\rho=1$ indica una correlación positiva

perfecta, $\rho=-1$ una correlación negativa perfecta, y $\rho=0$ ausencia de correlación. Spearman es especialmente útil para detectar relaciones monótonas y es menos sensible a valores extremos, mejorando su utilidad en datos no normales o con outliers.

Los resultados de estos análisis nos proporcionan información valiosa sobre la relación entre las variables estudiadas. Por ejemplo, si se encuentra un coeficiente de Pearson $r=0,85$ con un valor- $P < 0,05$, esto sugiere una fuerte correlación positiva y significativa entre las variables, indicando que a medida que una variable aumenta, la otra también lo hace de manera proporcional. Si, en cambio, el análisis de Spearman arroja un coeficiente $\rho=-0,60$ con un valor- $P < 0,05$, esto indicaría una correlación negativa moderada y significativa, sugiriendo que a medida que una variable aumenta, la otra disminuye de manera consistente.

En resumen, estos coeficientes y sus signos nos permiten interpretar la fuerza y dirección de las relaciones entre las variables, así como su significancia estadística, proporcionando un marco sólido para comprender las interacciones y patrones presentes en los datos analizados.

4.4 Caracterización *in situ* del embalse de Bellús

Para la obtención de muestras *in situ* el día 23 de noviembre de 2023, se empleó una barca de motor eléctrico del Grupo de Investigación de Limnología, Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, de la Universitat de València, para el uso de la embarcación fue necesaria la previa autorización de la CHJ.

En la siguiente figura (Figura 6) se muestran los puntos que se seleccionaron para el muestreo *in situ*. Se eligieron 4 puntos equidistantes entre sí 100 m en un transecto central para tratar de captar la variabilidad del embalse (ver en Tabla 1 las coordenadas). Durante el muestro la embarcación se situó en estos puntos preseleccionados con la ayuda de un geolocalizador GPS de la marca "Garmin".

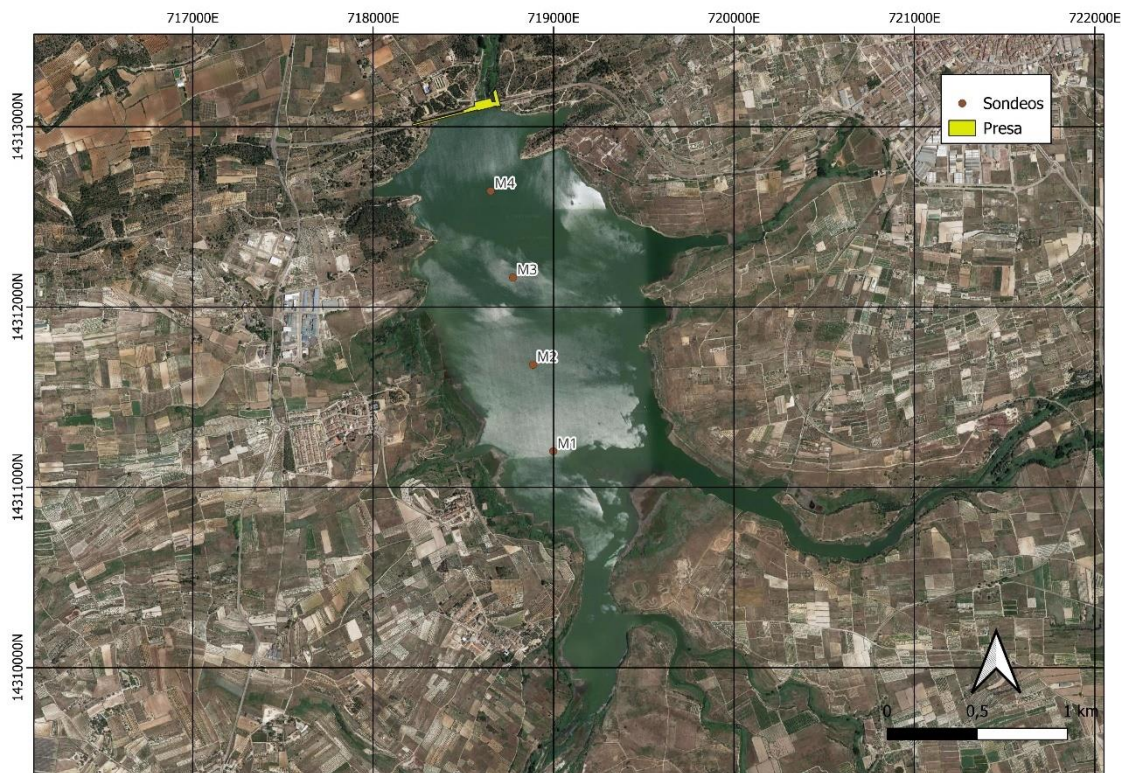


Figura 6. Localización de los puntos de muestreo in situ en el embalse de Bellús.

Tabla 1. Distribución de puntos de muestreo en el embalse de Bellús el día 23 de noviembre de 2023. Fuente: elaboración propia.

Punto	Coordenadas (UTM 30S)		Hora toma muestra
	X	Y	
M1	718652	4312644	13:36
M2	718776	4312164	14:10
M3	718887	4311681	14:25
M4	718999	4311201	14:42

En primer lugar, se utilizó el disco Secchi para medir la transparencia del agua. Luego, se empleó una sonda para realizar un perfil de temperatura, conductividad y oxígeno disuelto. Se tomó una alícuota mediante una botella ruttner para clorofila *a* y otra para fitoplancton, la de clorofila *a* se almacenó en las botellas de plástico de 2 L no transparente y las de fitoplancton en botellas de vidrio ámbar para evitar en la medida de lo posible la entrada de luz.

Una vez recogida la alícuota para el análisis de fitoplancton debe ser fijada para detener el proceso de autólisis celular producido por la muerte celular. El fijador más apropiado para las técnicas de microscopía de epifluorescencia por no provocar pérdidas de fluorescencia en las células fitoplanctónicas es el glutaraldehído (Wilde et al., 1979; Tsuji y Yanagita, 1981). El volumen de glutaraldehído que se adiciona a la muestra es el necesario para alcanzar una concentración final del 2% (Sournia, 1978). A estas concentraciones finales, todas las bacterias y células fitoplanctónicas quedan intactas después de los procesos de secado (Paerl et al., 1973).

Las muestras se almacenan a 4°C y en oscuridad en neveras portátiles para su traslado a laboratorio.

Las muestras de fitoplancton se analizaron en el Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA) de la UPV, mientras que la clorofila se analizó por el Grupo de Investigación de Limnología, Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, de la Universitat de València.



Figura 7. Recolección de muestras in situ del 23 de noviembre de 2023. Fuente: propia.

4.5 Análisis del índice de estado trófico (TSI)

El índice de estado trófico (TSI, del inglés *Trophic state index*) una clasificación utilizada para describir el nivel de nutrientes y productividad biológica en cuerpos de agua como lagos y embalses. Esta clasificación, del inglés es fundamental para entender la calidad del agua y los posibles problemas ambientales asociados. Los estados tróficos son: oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipertrófico.

Un embalse en estado oligotrófico se caracteriza por tener aguas claras con bajos niveles de nutrientes y baja productividad biológica. Estos cuerpos de agua generalmente presentan altas concentraciones de oxígeno en las profundidades. La baja concentración de clorofila *a*, que suele ser inferior a 2 µg/L, indica una baja biomasa de fitoplancton y una alta transparencia del agua. La calidad del agua en embalses oligotróficos es excelente, adecuada para actividades recreativas y el suministro de agua potable (Carlson, 1977).

En los embalses mesotróficos, los niveles de nutrientes y la productividad biológica son moderados. Se presenta una transparencia del agua de nivel intermedio. La calidad del agua en estos embalses es buena, aunque pueden surgir problemas ocasionales de algas (Søndergaard, Jensen, & Jeppesen, 2003).

Los embalses eutróficos tienen altos niveles de nutrientes y alta productividad biológica, lo que frecuentemente conduce a floraciones de algas. La calidad del agua en embalses

eutróficos se reduce significativamente, con problemas frecuentes de blooms y una baja calidad del agua para el consumo (Smith & Schindler, 2009).

En un estado hipereutrófico, los embalses presentan niveles extremadamente altos de nutrientes y productividad biológica, con floraciones de algas severas y frecuentes. La calidad del agua en estos embalses es muy pobre, con graves problemas de calidad, como la toxicidad por algas y la desoxigenación (Paerl & Otten, 2013).

El nivel trófico para este estudio se va a determinar mediante el método propuesto por Carlson (1977), para estado trófico de zonas templadas, que fue modificado por Aizaki et al., (1981), y se basa en el parámetro de clorofila *a* (Aguilar Mora, 2020). Se calcula con la ecuación 2:

$$TSI (\text{clorofila } a) = 10(2,46 + \frac{LN(CHL)}{LN(2,5)}) \quad (Ec.2)$$

Dónde:

- CHL: concentración de clorofila *a* en µg/L

Para conocer el estado trófico del embalse se empleó la escala de valores de la Tabla 2:

Tabla 2. Escala del estado de eutrofia en cuerpos de agua. Fuente: Aizaki citado en Aguilar Mora, 2020

Estado de eutrofia	TSI
Oligotrófico	0-30
Mesotrófico	30-60
Eutrófico	60-90
Hipertrófico	>100

4.6 Recuento de fitoplancton

Los recuentos de las comunidades fitoplanctónicas se realizan por el método de microscopía de epifluorescencia. Una vez fijadas las muestras con glutaraldehído para evitar los procesos de autólisis celular, éstas son homogeneizadas con el fin de resuspender y separar las partículas que pueden haber sedimentado en la botella y evitar que se formen agregados entre las algas. Posteriormente, las muestras son filtradas con membranas de policarbonato de tamaño de poro uniforme de 0,2 µm (Millipore GTTP de Ø 25mm).

El filtrado se realiza con una bomba de vacío manual (modelo Mityvac KARTELL). La filtración se produce a una presión comprendida entre 5 y 10 Kpa (Kuuppo-Leinikki y Kuosa, 1989; Maclsaac y Stockner, 1993) con el fin de obtener una buena distribución de las células sobre la membrana, tener una alta eficiencia de recolección y evitar que se produzcan procesos de deformaciones estructurales en los organismos. Una vez filtrada la muestra, esta es lavada con 5 mL de agua bidestilada para eliminar las posibles sales que puedan haberse quedado retenidas en la membrana.

Una vez que el filtro está seco, se procede al montaje con aceite de inmersión (Índice de refracción 1,5180 a 546,1 nm). Para ello, se añade una gota de aceite de inmersión sobre el portaobjetos, se deposita el filtro encima, se añade otra gota de aceite sobre él y se coloca el cubreobjetos.

El recuento de los organismos se realiza según Lund et al. (1958). Para ello, un total de 300 células y al menos 100 células del género más abundante son contadas,

consiguiendo un error menor del 20%. Los fundamentos estadísticos del conteo de fitoplancton se describen en detalle en Venrick (1978).

El número de organismos contados se convierten en un valor de densidad celular (número de organismos por volumen) según la siguiente expresión:

$$N_{(cel/L)} = A \cdot \frac{Cte}{X} \cdot V \quad (Ec. 3)$$

Donde:

- N= número de organismos por litro
- A= número de organismos contados
- Cte= constante que relaciona el área del campo óptico con el área de la membrana
- X= número de campos ópticos contados
- V= volumen (L) de las muestras

Esta expresión se calcula para cada uno de los grandes grupos fitoplanctónicos de la muestra.

La identificación de taxones (Figura 8) se realiza con el apoyo de diversas claves y guías. En la bibliografía se presenta una relación de las referencias más importantes (Trégouboff et al., 1978; Ettl et al., 1983; Caljon, 1983; Tomas, 1997).

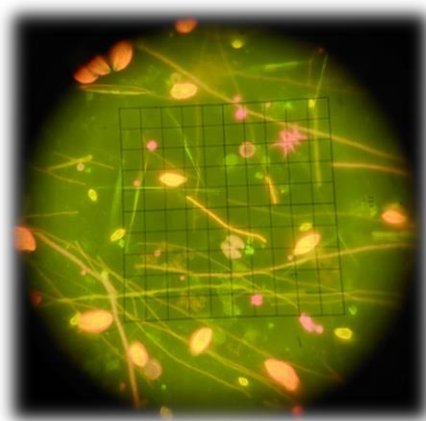


Figura 8. Microscopio epifluorescente Leica DM 2500 y vista de un campo con las células.

5 Resultados y discusión

5.1 Análisis datos climáticos

En la siguiente figura se puede observar la precipitación registrada en la estación meteorológica de Xátiva para el período de estudio (2013 - 2023).

Se puede observar que la mayoría de los meses del período tienen precipitaciones por debajo de 150 mm, y dos picos de precipitación de 338 mm (diciembre de 2017) y 274 mm (marzo de 2022)

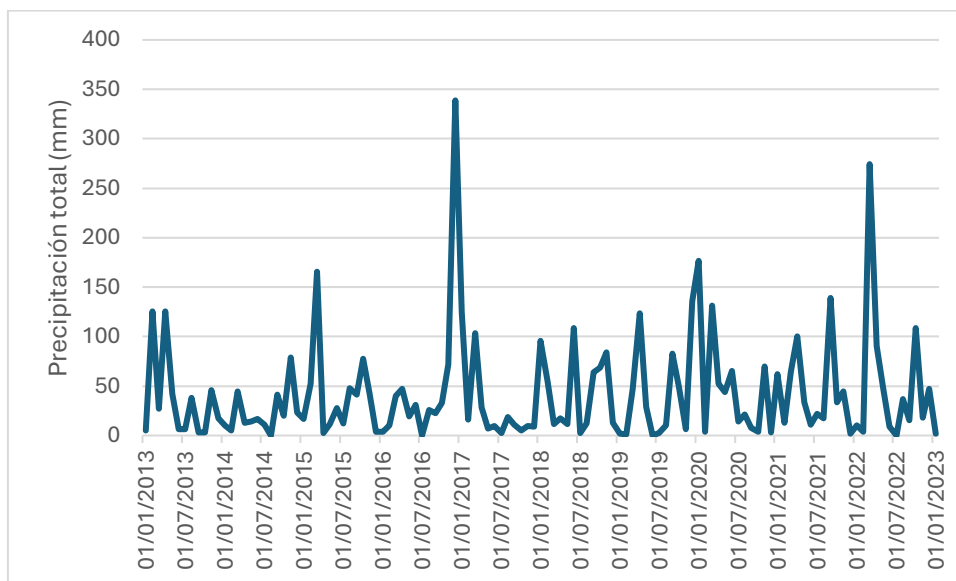


Figura 9. Precipitaciones mensuales para la estación meteorológica de Xàtiva (período 2013-2023)

La Figura 10 muestra las variaciones mensuales en los niveles de lluvia registrados en el embalse de Bellús para los meses de marzo, junio, septiembre y noviembre. Se han elegido estos meses porque son los que tienen más datos de las variables del registro histórico, y por tanto, son los meses sobre los que se realizará el análisis.

Marzo destaca como el mes con la mayor cantidad de precipitación, con valores consistentemente altos que sugieren una temporada de lluvias intensa al inicio del año, se encuentra el máximo registrado con 274,52 mm en 2022. Junio, por otro lado, se distingue como el mes con la menor precipitación registrada. Septiembre muestra una cantidad de lluvia algo mayor que en junio, pero con valores alejados de la caja, que indican eventos de lluvia intensa. Finalmente, noviembre muestra una disminución en los niveles de lluvia en comparación con marzo, aunque aún por encima de los registrados en junio y septiembre.

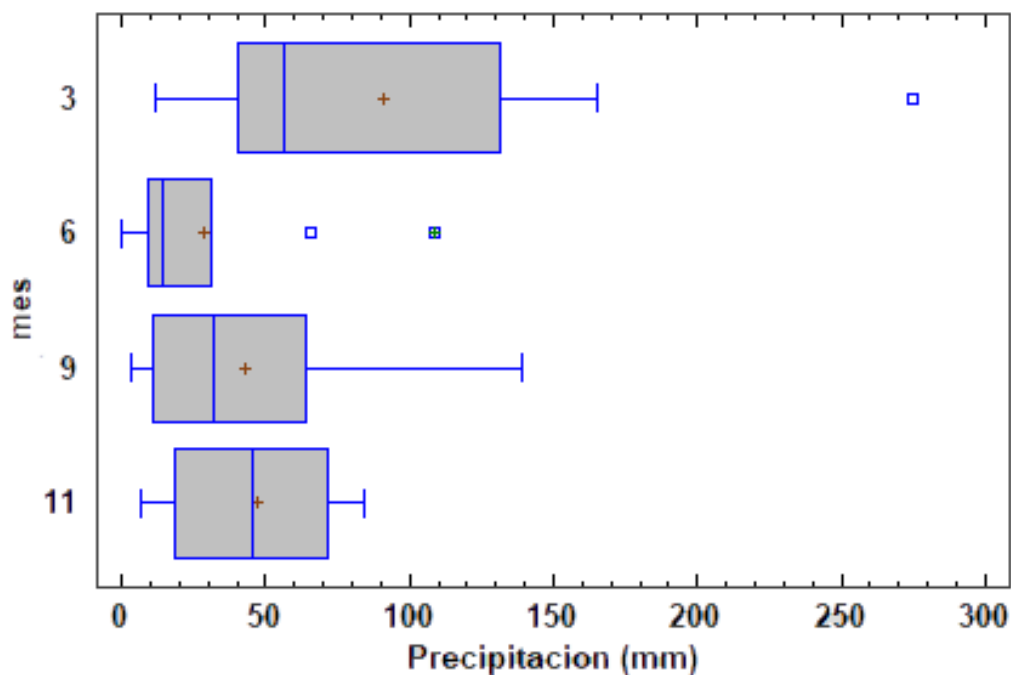


Figura 10. Precipitación por meses (periodo 2013-2023).

5.2 Análisis histórico variables fisicoquímicas

En la siguiente tabla, Tabla 3, se presentan las estadísticas descriptivas de varias variables de calidad del agua estudiadas en el TFG. Estas variables incluyen la temperatura (°C), oxígeno disuelto (mg O₂/L), clorofila a (µg/L), transparencia (m), fosfatos (mg/L PO₄) y nitratos (mg/L). Para cada una de estas variables, se muestran el promedio, la desviación estándar, el valor mínimo, el valor máximo y el rango. Estos datos son fundamentales para entender la variabilidad y el estado general del ecosistema acuático analizado, proporcionando una base sólida para la discusión de los resultados.

Tabla 3. Resumen estadístico variables fisicoquímicas (periodo 2013-2023).

	Promedio	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo	Rango
Temperatura (C°)	21,1	6,4	10,3	27,6	17,3
OD (mgO ₂ /L)	9,68	3,29	1,44	14,39	12,95
CHL a (µg/L)	17,66	25,27	0,01	114,07	114,06
Transparencia (m)	0,53	0,16	0,3	1	0,7
Fosfatos (mg/L PO ₄)	0,058	0,043	0,01	0,151	0,141
Nitratos (mg/L)	3,27	5,33	0,3	24,8	24,5

La Tabla 4 proporciona un análisis detallado de varias variables ambientales medidas a diferentes profundidades y en distintas épocas del año. Para cada variable, se presentan el sesgo estandarizado, la curtosis, el resultado de la prueba de distribución normal, el

P-valor de la prueba de Levene para la homocedasticidad y la prueba estadística aplicada (ANOVA o Kruskal-Wallis). Esta información es crucial para evaluar la distribución y la variabilidad de los datos, así como para determinar la adecuada prueba estadística a emplear en el análisis de los resultados, asegurando la validez de las conclusiones del estudio.

Tabla 4. Resumen cumplimiento condiciones

Variable	Sesgo Estandarizado	Curtosis	Distribución normal	Levene's (P-valor)	Homocedasticidad	Prueba final
Temperatura 0m	-1,33	-1,42	Sí	0,61	Sí	ANOVA
Temperatura 2m	-1,36	-1,42	Sí	0,17	Sí	ANOVA
Temperatura 5m	-1,04	-1,36	Sí	0,69	Sí	ANOVA
Temperatura 8m	-0,22	-1,29	Sí	0,88	Sí	ANOVA
OD 0m	-1,22	0,35	Sí	0,14	Sí	ANOVA
OD 2m	-0,38	0,43	Sí	0,40	Sí	ANOVA
OD 5m	1,46	-1,16	Sí	0,45	Sí	ANOVA
OD 8m	2,48	-0,29	No	0,00	No	KW
CHL 0m	7,16	13,83	No	0,27	Sí	KW
CHL 2m	6,60	12,43	No	0,36	Sí	KW
CHL 5m	7,38	15,21	No	0,29	Sí	KW
CHL 8m	8,38	18,97	No	0,08	Sí	KW
Temperatura Marzo	-0,10	-1,00	Sí	0,93	Sí	ANOVA
Temperatura Junio	-0,82	0,12	Sí	0,43	Sí	ANOVA
Temperatura Septiembre	1,80	0,84	Sí	0,56	Sí	ANOVA
Temperatura Noviembre	-1,95	-0,39	Sí	0,10	Sí	ANOVA
OD Marzo	-1,89	0,70	Sí	0,12	Sí	ANOVA
OD Junio	1,53	-1,03	Sí	0,00	No	KW
OD Septiembre	1,97	-0,39	Sí	0,02	No	KW
OD Noviembre	-0,63	-0,10	Sí	0,95	Sí	ANOVA
CHL Marzo	1,90	-0,20	Sí	0,27	Sí	ANOVA
CHL Junio	5,33	5,65	No	0,84	Sí	KW
CHL Septiembre	4,75	3,55	No	0,99	Sí	KW
CHL Noviembre	2,28	0,88	No	0,67	Sí	KW
Transparencia	2,88	3,26	No	0,43	Sí	KW
Fosfatos	1,62	-0,66	Sí	0,28	Sí	ANOVA
Nitratos	7,01	14,03	No	0,01	No	KW

KW= Kruskal-Wallis

5.2.1 Temperatura

La estratificación térmica se origina cuando el agua en la superficie de un embalse se calienta más rápido que las capas inferiores, creando una diferenciación en densidad. Generalmente, el agua más cálida y menos densa se encuentra en la superficie, conocida como epilimnion, mientras que el agua más fría y densa se acumula en el fondo, denominada hipolimnion. Entre estas dos capas se forma una zona de transición, la termoclina, donde la temperatura cambia rápidamente con la profundidad (Wetzel, 2001).

En primavera, el incremento de la radiación solar y las temperaturas ambientales elevadas comienzan a calentar el agua superficial del embalse, iniciando el proceso de estratificación térmica. A medida que el verano avanza, este proceso se intensifica debido a la continua entrada de energía solar y las altas temperaturas ambientales. Durante esta estación, el epilimnion puede alcanzar temperaturas significativamente altas, mientras que el hipolimnion permanece relativamente frío, estableciendo una termoclina marcada (Kalff, 2002).

El otoño trae consigo una disminución en la radiación solar y en las temperaturas ambientales, lo que provoca un enfriamiento del agua superficial. Esta disminución térmica, junto con el aumento de la actividad del viento, facilita la mezcla vertical de las capas de agua, debilitando la termoclina. Este proceso de mezcla vertical completa, conocido como turnover, provoca la redistribución de nutrientes y oxígeno a lo largo del embalse (Effler, 1996).

En las siguientes tablas podemos observar que el número de casos no es el mismo todos los meses, los meses estudiados se han seleccionado por ser los que cuentan con un mayor número de observaciones durante el período de estudio (2013 – 2023): marzo n = 5, junio n = 9, septiembre n = 9, noviembre n = 4.

Para el mes de **marzo** observamos un mínimo de 10,3°C y un máximo de 14,7°C en superficie, un rango similar al que encontramos en la parte más profunda siendo de 9,5 y 13,3°C el mínimo y máximo respectivamente. Las mediciones de este mes son homogéneas y no cambian significativamente en función de la profundidad, la media entre la superficie y los 8 metros de profundidad varía en 1,14 °C.

La serie de datos para el mes de marzo sigue una distribución normal, por lo que se realiza la prueba ANOVA, tras aplicarla para las profundidades 0, 2, 5 y 8 metros de los meses de marzo podemos decir que no hay diferencia estadísticamente significativa entre las medias de las 4 profundidades con un nivel del 5% de significación, puesto que el valor-P (**0,6862**) de la razón-F (**0,50**) es mayor o igual que 0,05.

Con este análisis podemos observar que en el mes de marzo hay mezcla vertical.

Tabla 5. Prueba múltiples rangos para la temperatura en el mes de marzo (período 2013-2023).

profundidad	Casos	Media	Grupos Homogéneos
8	5	11,74	X
5	5	12,08	X
2	5	12,42	X
0	5	12,88	X

En el mes de **junio** el perfil vertical de temperaturas sufre un cambio más significativo entre los valores de superficie y en la zona más profunda. En superficie encontramos

que las temperaturas varían entre 22,6 y 27,4°C y en la zona más profunda entre 15,8 y 20,5°C, llegando a haber una diferencia de 7°C entre superficie y profundidad.

Tras la prueba ANOVA podemos afirmar que existen diferencias significativas en la temperatura entre las profundidades de la columna de agua para los meses de junio. Habiendo analizado las profundidades 0, 2, 5 y 8 m encontramos que existen diferencias significativas entre las medias de las 4 profundidades con un nivel del 5% de significación, puesto que el valor-P (**0,00**) de la razón-F (**30,51**) es menor que 0,05. Para determinar cuáles medias son significativamente diferentes de otras, hemos realizado la prueba de Múltiples Rangos, determinando que existen diferencias entre todas las profundidades, como se indica en la Tabla 6.

Para el mes de junio, tras el análisis estadístico podemos afirmar que la columna de agua está estratificada.

Tabla 6. Prueba múltiples rangos para la temperatura en el mes de junio (periodo 2013-2023).

Profundidad	Casos	Media	Grupos Homogéneos
8	9	19,56	X
5	9	22,14	X
2	9	24,0	X
0	9	25,40	X

En el mes de **septiembre** vemos las temperaturas más elevadas tanto en superficie con temperaturas comprendidas entre 24,7 y 30,1°C como en la zona más profunda, entre 23,8 a 26,3°C. A pesar de que apenas hay 1,9°C de diferencia entre la media de temperatura en superficie (0m) y la profundidad (8 m) sí que encontramos diferencias significativas entre estas.

En este caso tras realizar la prueba de múltiples rangos determinamos que únicamente existen diferencias estadísticamente significativas entre las profundidades 0 y 8 m. Puesto que el valor-P (0,0533) de la razón-F (2,85) es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias de las 4 profundidades con un nivel del 5% de significación.

Tras el análisis estadístico de los meses de septiembre, podemos afirmar que la columna de agua sigue estando estratificada, pero no de una forma tan marcada como en verano, lo que nos indica que el proceso de mezcla está empezando a producirse.

Tabla 7. Prueba múltiples rangos para la temperatura en el mes de septiembre (periodo 2013-2023).

profundidad	Casos	Media	Grupos Homogéneos
8	8	25,19	X
5	9	25,92	XX
2	9	26,18	XX
0	9	27,10	X

En **noviembre** la temperatura se mantiene uniforme en la columna de agua, las temperaturas en superficie varían entre 11,7 y 14,5°C y en la parte más profunda de 11,3 a 14,6°C.

Puesto que el valor-P (**0,9989**) de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias de temperatura de las 4 profundidades con un nivel del 5% de significación.

En noviembre, podemos afirmar que el agua del embalse vuelve a encontrarse en estado de mezcla

Tabla 8. Prueba múltiples rangos para la temperatura en el mes de noviembre (periodo 2013-2023).

Profundidad	Casos	Media	Grupos Homogéneos
8	4	14,05	X
5	4	14,1	X
2	4	14,15	X
0	4	14,13	X

Tabla 9. Resumen diferencias significativas temperatura (periodo 2013-2023).

Mes	Diferencia significativa	Profundidades con diferencia significativa
Marzo	No	
Junio	Si	(0-5) (0-8) (2-5) (2-8) (5-8)
Septiembre	Si	(0-8)
Noviembre	No	

En resumen, podemos identificar dos períodos del año (Figura 11) con diferencias significativas en la temperatura entre las profundidades los meses de junio y septiembre. En contraste, en marzo y noviembre, las temperaturas son homogéneas en toda la columna de agua. Las variaciones significativas de temperatura en junio y septiembre coinciden con las épocas más cálidas del año en el hemisferio norte, lo que indica un estado de estratificación en las aguas del embalse.

Durante el verano, el calentamiento solar provoca que la capa superficial del agua (epilimnion) se caliente significativamente más que las capas inferiores (hipolimnion). Esta diferencia de temperatura crea una termoclina, una zona de transición donde la temperatura disminuye rápidamente con la profundidad. Este fenómeno de estratificación impide la mezcla de nutrientes y oxígeno entre las capas, creando condiciones diferentes en cada una de ellas.

Al final del verano y durante el otoño, la disminución de la temperatura ambiente reduce el calentamiento de la superficie del agua. Esto, junto con la acción de los vientos, facilita la mezcla de la columna de agua. La termoclina desaparece gradualmente y se produce

un proceso de mezcla completo, que homogeneiza la temperatura y la composición química del agua en todas las profundidades.

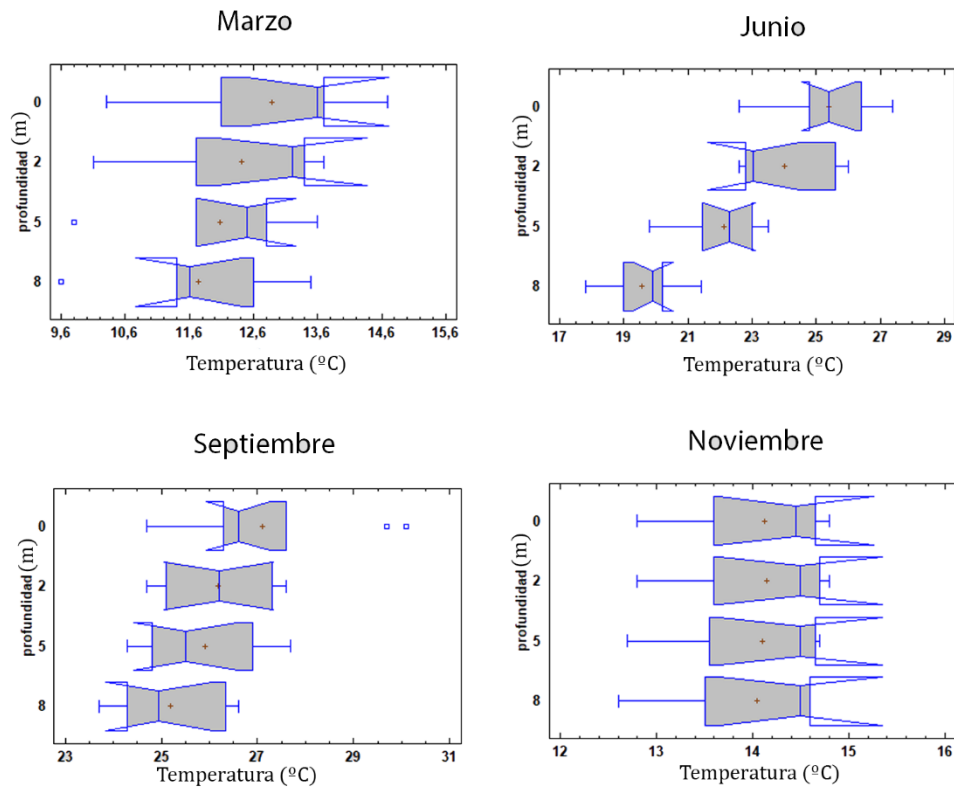


Figura 11. Gráficas de cajas y bigotes para la temperatura por meses (periodo 2013-2023).

Una vez analizadas las temperaturas a distintas profundidades dentro de un mismo mes, se comparan las temperaturas a esas mismas profundidades en diferentes meses. Esto permite determinar la existencia de diferencias significativas y establecer posibles grupos homogéneos dentro de las mismas profundidades, para distintos meses. Como podemos ver en la Figura 12, en la superficie se establecen dos grupos siendo marzo y noviembre los más fríos y marzo y septiembre los más cálidos, en función que se aumenta la profundidad vemos como los grupos ya no están tan bien definidos como en la superficie.

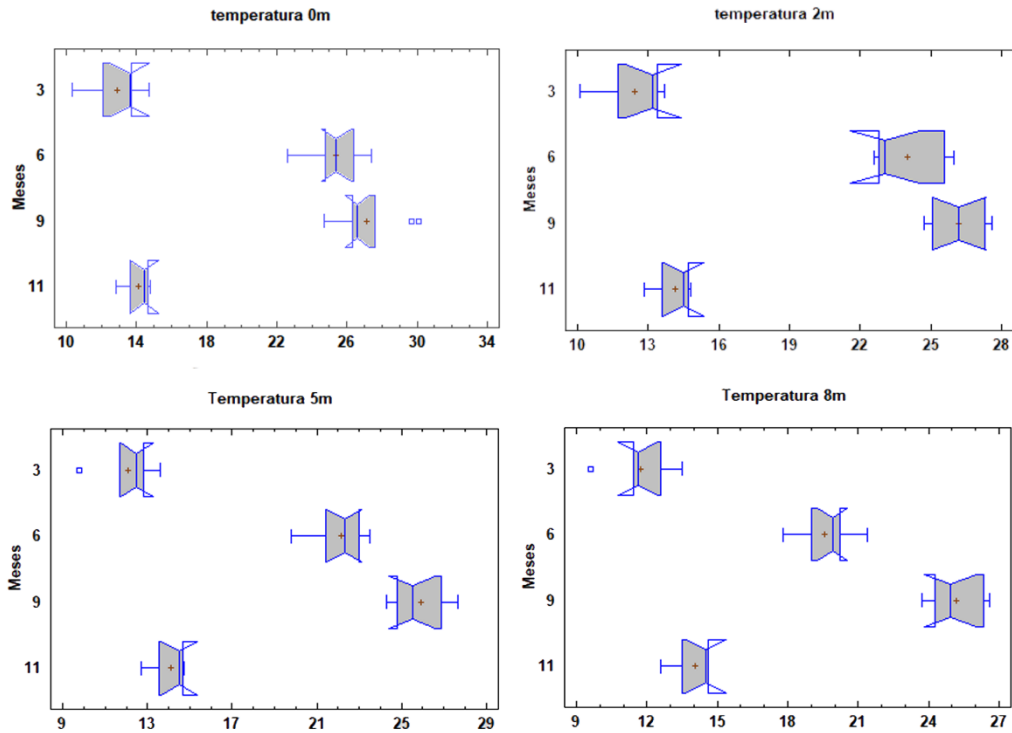


Figura 12. Gráficas de cajas y bigotes para la temperatura por profundidades (periodo 2013-2023).

En la Figura 13 se ve como la tendencia estacional es que a medida que avanza el año, desde marzo hasta noviembre, hay una tendencia general de aumento de temperatura, especialmente en las cotas más superficiales. La variación interanual es más notable en los meses de marzo y junio, mientras que en septiembre y noviembre las temperaturas son más consistentes año tras año. Por último, observamos que la estratificación térmica es más evidente en noviembre y marzo, con una clara diferencia de temperatura entre la superficie y las profundidades.

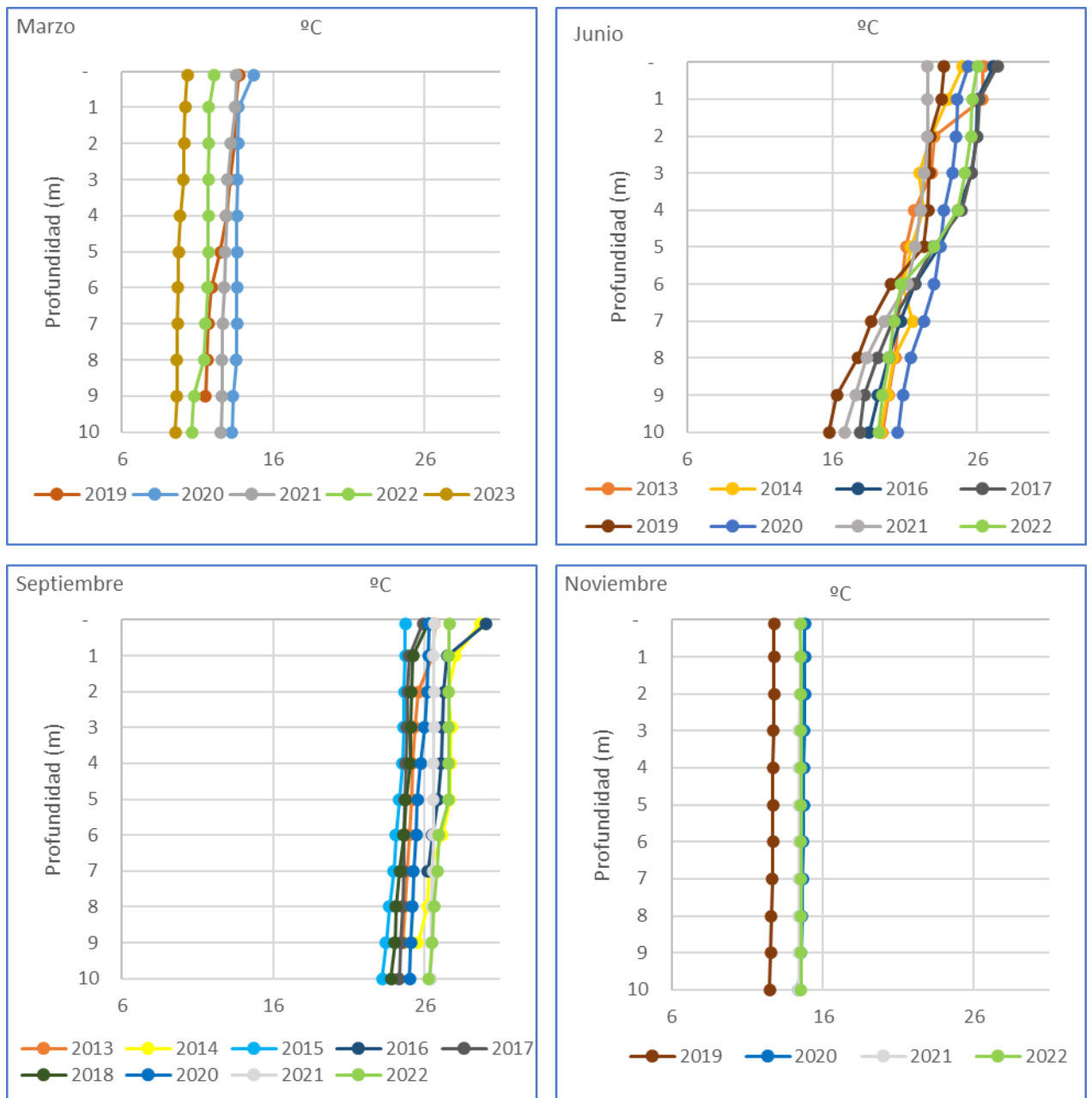


Figura 13. Perfil vertical de temperatura por meses para el periodo 2013 a 2023. Fuente: elaboración propia a partir de los datos del SIA de la CHJ.

5.2.2 Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto (OD) está estrechamente relacionado con la estratificación térmica y las estaciones del año. La distribución del oxígeno disuelto en un embalse varía significativamente con la profundidad y las estaciones debido a los procesos físicos y biológicos que ocurren en el agua.

Durante la primavera y el verano, como podemos ver en la Figura 16, el calentamiento del agua superficial favorece la estratificación térmica, lo que a su vez afecta la distribución del oxígeno disuelto. En esta época, el epilimnion, se mezcla con la atmósfera, permitiendo una alta concentración de oxígeno disuelto debido al intercambio de gases con el aire y la fotosíntesis de las algas y plantas acuáticas. Sin embargo, el

hipolimnion, queda aislado de la atmósfera y no recibe oxígeno adicional. Como resultado, el oxígeno en el hipolimnion se consume gradualmente por la respiración de organismos y la descomposición de materia orgánica, lo que puede llevar a condiciones de hipoxia o anoxia (Wetzel, 2001).

En otoño, como hemos visto en el apartado anterior, la disminución de la radiación solar y los vientos provocados por la inestabilidad atmosférica propia de la época del año favorecen la desestratificación, revirtiendo la situación de hipoxia o anoxia en el hipolimnion.

Es importante señalar que se consideran valores menores de 2 mgO₂/L como indicativos de hipoxia. La hipoxia puede causar estrés significativo a los organismos acuáticos, ya que muchos de ellos requieren niveles de oxígeno más altos para sobrevivir y funcionar correctamente. La anoxia, por otro lado, se refiere a la ausencia completa de oxígeno disuelto en el agua (0 mgO₂/L). Esta condición puede ser extremadamente perjudicial, ya que la mayoría de los organismos acuáticos no pueden sobrevivir sin oxígeno.

En las siguientes tablas podemos observar que al igual que con la temperatura el número de casos no es el mismo todos los meses: marzo n = 5, junio n = 9, septiembre n = 9, noviembre n = 4.

En el mes de **marzo** se observa que los valores de oxígeno disminuyen gradualmente con la profundidad, siendo exclusivamente en 2019 el año que encontramos una zona anóxica en la parte más profunda medida, para el resto de los años medidos encontramos oxígeno disuelto en toda la columna de agua medida. Los valores en superficie se encuentran entre 10,62 y 14,39 mgO₂/L y a 10 metros desde 1,57 y 8,81 mgO₂/L.

Tras el análisis estadístico, efectivamente sí que detectamos diferencias significativas entre las profundidades, estas diferencias se dan entre la superficie (0 m) y los 8 m, tal y como se muestra en la Tabla 10. Aunque como vimos en el apartado anterior, en marzo aún no se daba una situación de estratificación térmica con la variable oxígeno sí que observamos diferencias significativas entre la superficie y las profundidades, lo que nos indica que los motivos de estas diferencias pueden ser biológicos. Cabe destacar que, a mayor temperatura del agua, menor es la solubilidad del oxígeno, es decir, a temperaturas más altas, la cantidad de oxígeno disuelto en el agua disminuye. Esta relación también puede contribuir a las diferencias observadas entre la superficie y las profundidades.

Tabla 10. Prueba múltiples rangos para la OD en el mes de marzo (periodo 2013-2023).

profundidad	Casos	Media	Grupos Homogéneos
8	5	6,68	X
5	5	8,97	XX
2	5	11,39	XX
0	5	12,49	X

En el mes de **junio** vemos como la concentración de oxígeno disuelto en superficie se encuentra entre 4,13 y 14,90 mgO₂/L y disminuye drásticamente hasta llegar a los 7 metros, profundidad máxima a la cual normalmente ya no encontramos más oxígeno disuelto, mientras que en otros años encontramos que la zona anóxica se establece a la profundidad de 4 metros.

Esta disminución drástica del OD se refleja también en la Tabla 11, donde vemos las diferencias entre las profundidades, destaca la disminución de oxígeno de los 5 a los 2 m. Estas diferencias evidencian el estado de estratificación propio de la época.

Tabla 11. Prueba Kruskal-Wallis para la OD en el mes de junio (periodo 2013-2023).

profundidad	Casos	Media	Grupos Homogéneos
8	9	0,10	X
5	9	1,46	XX
2	9	7,72	XX
0	9	10,01	X

En el mes de **septiembre** al igual que en junio hay una tendencia a disminuir la concentración de oxígeno disuelto a favor de la profundidad, aunque de una forma menos abrupta. Observamos que las concentraciones en superficie van desde 1,44 hasta 14,77 mgO₂/L y exceptuando el año 2018, no encontramos oxígeno disuelto en las zonas más profundas.

En la Tabla 12 comprobamos que estadísticamente aún existen diferencias significativas entre las distintas profundidades, permaneciendo una situación similar a la de marzo y junio.

Tabla 12. Prueba Kruskal-Wallis para la OD en el mes de septiembre (periodo 2013-2023).

profundidad	Casos	Media	Grupos Homogéneos
8	9	0,436667	X
5	9	1,38667	XX
2	9	5,44778	XX
0	9	8,50111	X

En el mes de **noviembre** vemos que la concentración de oxígeno disuelto es más estable en toda la columna de agua. En superficie encontramos valores desde 8,25 hasta 13,30 mgO₂/L y a 10 metros los valores varían de 5,95 a 9,96 mgO₂/L. Siendo los años 2018 y 2020 los que dibujan una curva algo más marcada, indicando una concentración mayor es los 3 metros más superficiales.

En el mes de noviembre efectivamente no detectamos diferencias significativas entre las profundidades, lo que indica una concentración similar en toda la columna de agua. Esto sigue el mismo patrón observado en la temperatura durante este mes, donde también se encontraron valores homogéneos en todas las profundidades. La ausencia de estratificación térmica en noviembre sugiere que el embalse ha pasado por un proceso de mezcla completa, homogenizando tanto la temperatura como la concentración de oxígeno en toda la columna de agua.

Tabla 13. Prueba múltiples rangos para la OD en el mes de noviembre (periodo 2013-2023).

profundidad	Casos	Media	Grupos Homogéneos
8	4	8,4325	X
5	4	8,7	X
2	4	9,115	X
0	4	9,2125	X

Como podemos ver en la Tabla 14, para la variable de oxígeno disuelto tenemos que existen diferencias significativas entre profundidades para los meses de marzo, junio y

septiembre, mientras que noviembre es el único mes en que no detectamos diferencias en la columna de agua.

Tabla 14. Resumen diferencias significativas OD (periodo 2013-2023).

Mes	Diferencia significativa	Profundidades con diferencia significativa
Marzo	Si	(0-5) (0-8) (2-8)
Junio	Si	(0-5) (0-8) (2-8)
Septiembre	Si	(0-5) (0-8) (2-8)
Noviembre	No	

En la figura 8 podemos ver como se distribuye el oxígeno disuelto por la columna de agua para cada mes, además de ver entre que grupos hay diferencias significativas vemos que tanta distancia hay entre estos. También vemos reflejado como en los meses más cálidos, junio y septiembre, el oxígeno disuelto no llega a los 8 m de profundidad.

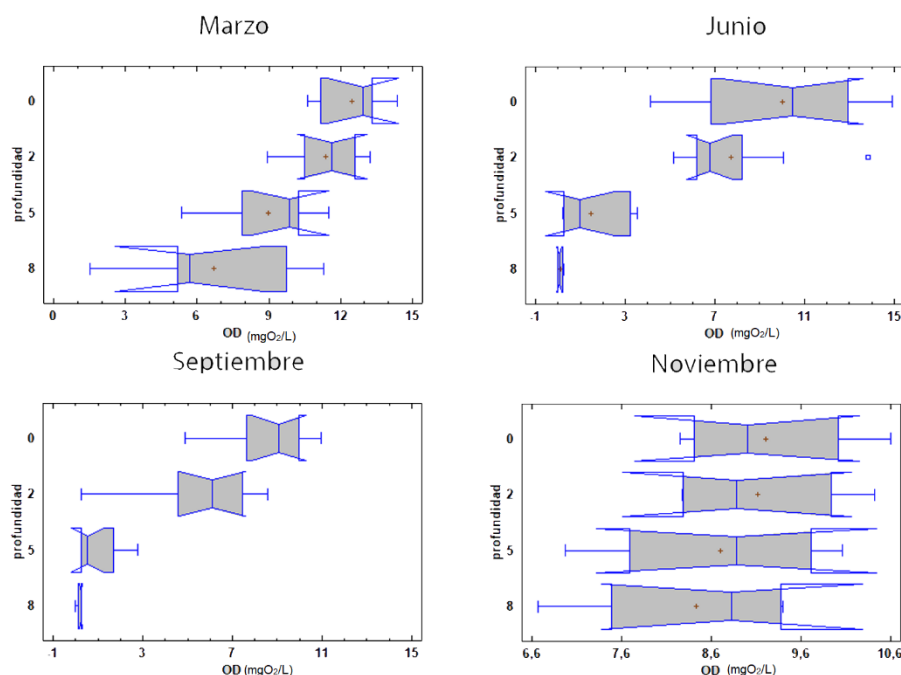


Figura 14. Caja de bigotes para el oxígeno disuelto por meses (periodo 2013-2023).

De la misma forma que vimos como la temperatura se iban desdibujando los grupos en función de que se aumentaba la profundidad, en la Figura 15 vemos como en el caso del oxígeno disuelto se establecen 2 grupos diferentes en cuanto aumentamos la profundidad, en superficie apenas existen diferencias significativas entre los meses y a partir de los 5 m observamos que se definen dos grupos, marzo y noviembre con una concentración mayor en oxígeno y por otro lado junio y septiembre con una concentración menor de oxígeno.

Esta distribución del oxígeno disuelto está estrechamente relacionada con el perfil de temperatura y los procesos de estratificación y mezcla del embalse. En los meses más cálidos, como junio y septiembre, el embalse experimenta estratificación térmica, donde el calentamiento de la capa superficial del agua crea una termoclina que impide la

mezcla vertical. Esta barrera térmica limita el intercambio de oxígeno entre las capas superiores e inferiores, resultando en menores concentraciones de oxígeno en las profundidades.

En contraste, durante marzo y noviembre, el embalse pasa por procesos de mezcla completa debido a la disminución de la temperatura ambiente y el aumento de la acción del viento. Esta mezcla homogeneiza la temperatura y la concentración de oxígeno a lo largo de la columna de agua y distribuyendo de manera uniforme el oxígeno disuelto en todas las profundidades.

Los patrones observados en la concentración de oxígeno disuelto a diferentes profundidades reflejan los cambios estacionales en el perfil de temperatura del embalse y los correspondientes procesos de estratificación y mezcla.

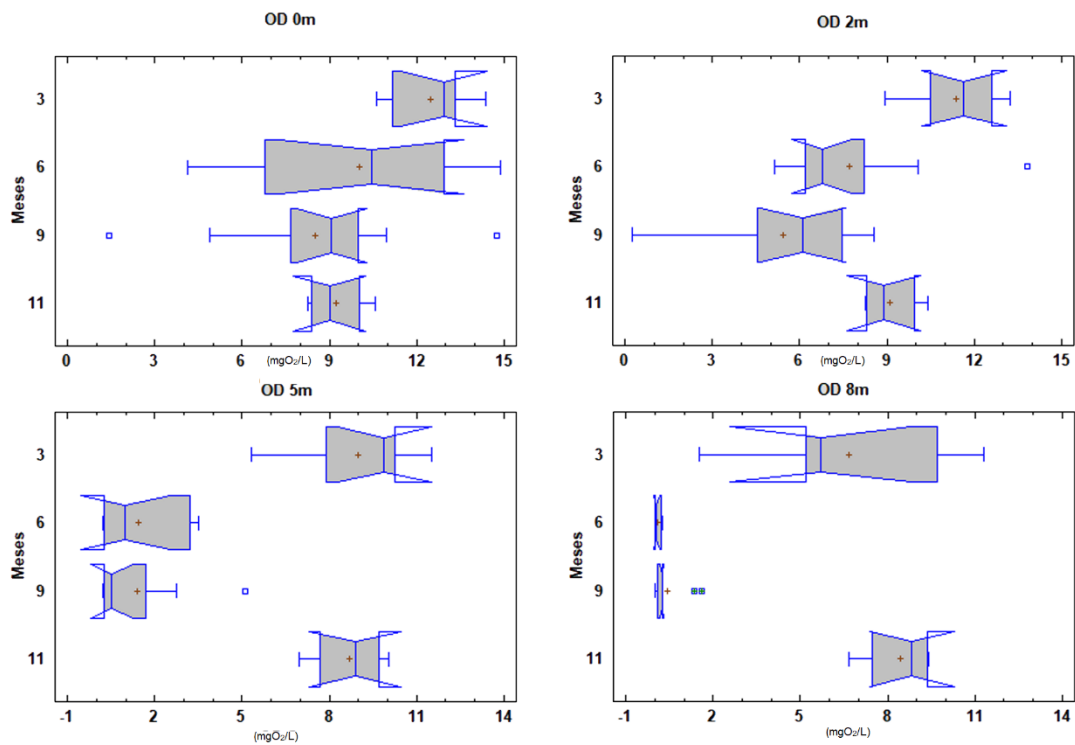


Figura 15. Caja de bigotes para el OD por profundidad (periodo 2013-2023).

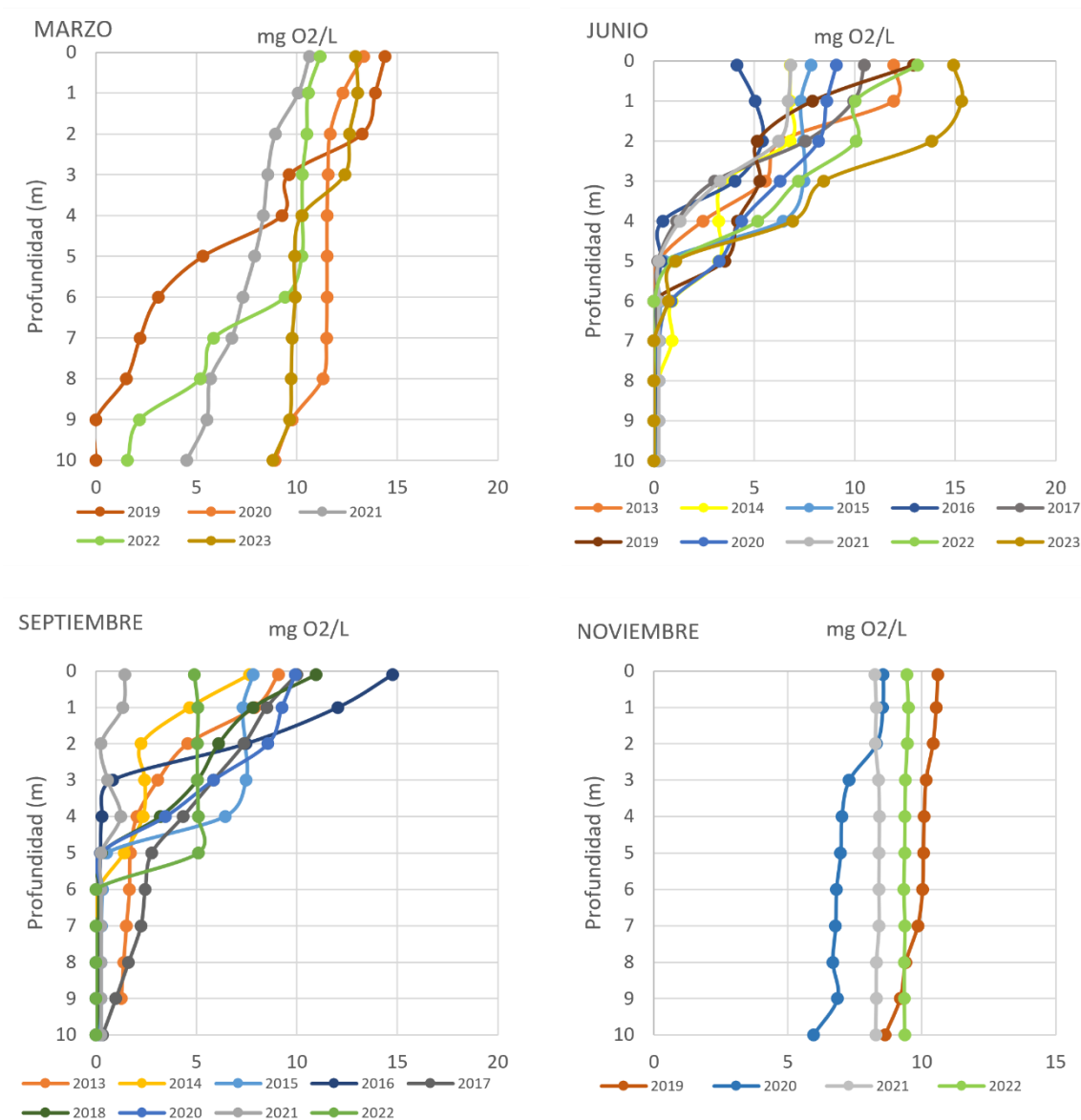


Figura 16. Perfil vertical de oxígeno disuelto por meses para el período 2013 a 2023. Fuente: elaboración propia a partir de los datos del SIA de la CHJ.

5.2.3 Clorofila a

La clorofila *a* es un pigmento esencial en las plantas y el fitoplancton, utilizado en la fotosíntesis para capturar la luz solar. Su concentración en los embalses es un indicador clave de la biomasa fitoplanctónica y la productividad primaria del ecosistema acuático. Esta concentración varía significativamente a lo largo del año, influenciada por las estaciones y los procesos físicos y biológicos que ocurren en el agua.

En las siguientes tablas podemos observar que el número de casos no es el mismo todos los meses, al igual que con las variables anteriores: marzo (n = 5), junio (n = 8, septiembre n = 8, noviembre n = 4).

Para los meses de **marzo** las medidas en superficie varían desde los 4,68 a 25,38 $\mu\text{g/L}$ mientras en la zona más profunda encontramos un rango más limitado que abarca desde 2,60 a 7,50 $\mu\text{g/L}$. La concentración tiende a aumentar ligeramente en los 2

primeros metros para posteriormente disminuir con la profundidad. Este fenómeno es más acentuado en el año 2019, donde en el primer metro de profundidad se observa un aumento del 123%, pasando de 12,89 a 28,90 $\mu\text{g/L}$. Por el contrario, en el año 2021 la concentración además de ser algo menor al resto, es uniforme en toda la columna de agua.

El mes de marzo es el único en el cual se cumple una distribución normal de los datos de clorofila *a*. Además, al someter la serie de datos por profundidades a la prueba de múltiples rangos determinamos que no existen diferencias significativas entre las concentraciones de clorofila en la columna de agua.

La ausencia de diferencias significativas en las concentraciones de clorofila *a* en marzo indica que la mezcla de la columna de agua es efectiva, asegurando una distribución homogénea de nutrientes y algas fotosintéticas en diferentes profundidades. Esto coincide con la temperatura y el oxígeno disuelto, que también presentan una distribución homogénea en este mes.

Tabla 15. Prueba múltiples rangos para la concentración de clorofila *a* en el mes de marzo (periodo 2013-2023).

Profundidad	Casos	Media	Grupos Homogéneos
8	5	6,58	X
0	5	10,81	X
5	5	10,90	X
2	5	14,78	X

En los meses de **junio** podemos ver como las medidas (Figura 20) tienen un rango menor en todo el perfil en comparación al de otras épocas del año. A mayor profundidad más cercanas son a 0, exceptuando el año 2021. En este año, tanto la distribución como las cantidades son diferentes al resto de los años, alcanzando un máximo de 73,26 $\mu\text{g/L}$ a 4 metros de profundidad.

Para el mes de junio, como reflejamos en la Tabla 4, la serie de datos sigue una distribución no normal, por lo que procedemos a realizar la prueba de Kruskal-Wallis, donde mostramos los resultados en la Tabla 16, podemos constatar que no existen diferencias significativas, la concentración de clorofila *a* se mantiene homogénea en todas las profundidades.

Tabla 16. Prueba Kruskal-Wallis para la concentración de clorofila *a* en el mes de junio (periodo 2013-2023).

Profundidad	Casos	Media	Grupos Homogéneos
8	8	6,78	X
5	8	11,43	X
2	8	16,48	X
0	8	13,29	X

En los meses de **septiembre** es destacable como todos los años están comprendidos entre 10,71 y 28,69 $\mu\text{g/L}$ a excepción nuevamente el año 2021 que registra valores mucho más altos en toda la columna de agua alcanzando 114,07 $\mu\text{g/L}$ en superficie y un máximo de 128,19 $\mu\text{g/L}$ a 4 metros de profundidad.

Al igual que el mes de junio, los datos de septiembre tampoco siguen una distribución normal por lo que aplicamos la prueba de Kruskal-Wallis (Tabla 17), podemos afirmar que no existen diferencias significativas en la columna de agua.

Tabla 17. Prueba Kruskal-Wallis para la concentración de clorofila a en el mes de septiembre (periodo 2013-2023).

Profundidad	Casos	Media	Grupos Homogéneos
8	7	20,6657	X
5	8	22,3725	X
0	8	25,37	X
2	8	32,415	X

Para las mediciones de **noviembre** los valores en superficie están comprendidos entre 6,61 y 18,98 µg/L, el año 2018 y 2021 registra los valores más elevados en superficie con la diferencia de que el año 2021 aumenta su concentración hasta alcanzar su máximo a 2 metros con una concentración de 26,22 µg/L y en 2018 la tendencia fue de disminuir a favor de la profundidad.

En la Tabla 18 se muestra la prueba de Kruskal-Wallis para el mes de noviembre, donde no se encuentran diferencias significativas en la columna de agua.

Tabla 18. Prueba Kruskal-Wallis para la concentración de clorofila a en el mes de noviembre (periodo 2013-2023).

Profundidad	Casos	Media	Grupos Homogéneos
8	4	9,32	X
5	4	10,97	X
2	4	13,23	X
0	4	10,37	X

En resumen, como se muestra en la Tabla 19, en ningún mes analizado existen diferencias significativas, lo que indica una mezcla homogénea de clorofila a en toda la columna de agua durante todo el año.

Tabla 19. Resumen diferencias significativas para la clorofila a.

Mes	Diferencia significativa	Profundidades con diferencia significativa
Marzo	No	
Junio	No	
Septiembre	No	
Noviembre	No	

También se observan valores atípicos que se encuentran más allá del límite superior. Estos outliers o valores atípicos corresponden a los valores de 2021, que, como se muestra en la Figura 18, es el año con valores atípicos notables a partir del mes de junio. Aunque los valores en marzo son más altos, la diferencia no es significativa.

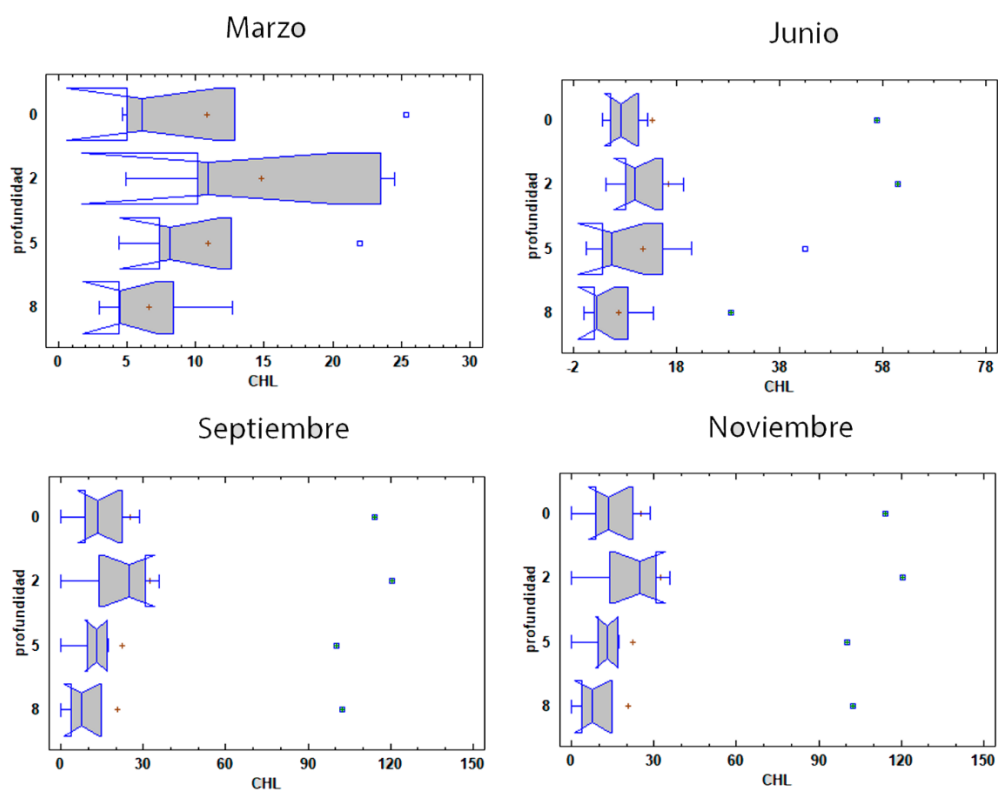


Figura 18. Graficas de cajas y bigotes para clorofila a por meses (periodo 2013-2023)

De la misma forma que la concentración de clorofila a se mantiene uniforme entre las profundidades de cada mes, observamos en la Figura 19 como tampoco existen diferencias significativas entre los meses a distintas profundidades y el rango es similar a lo largo del año.

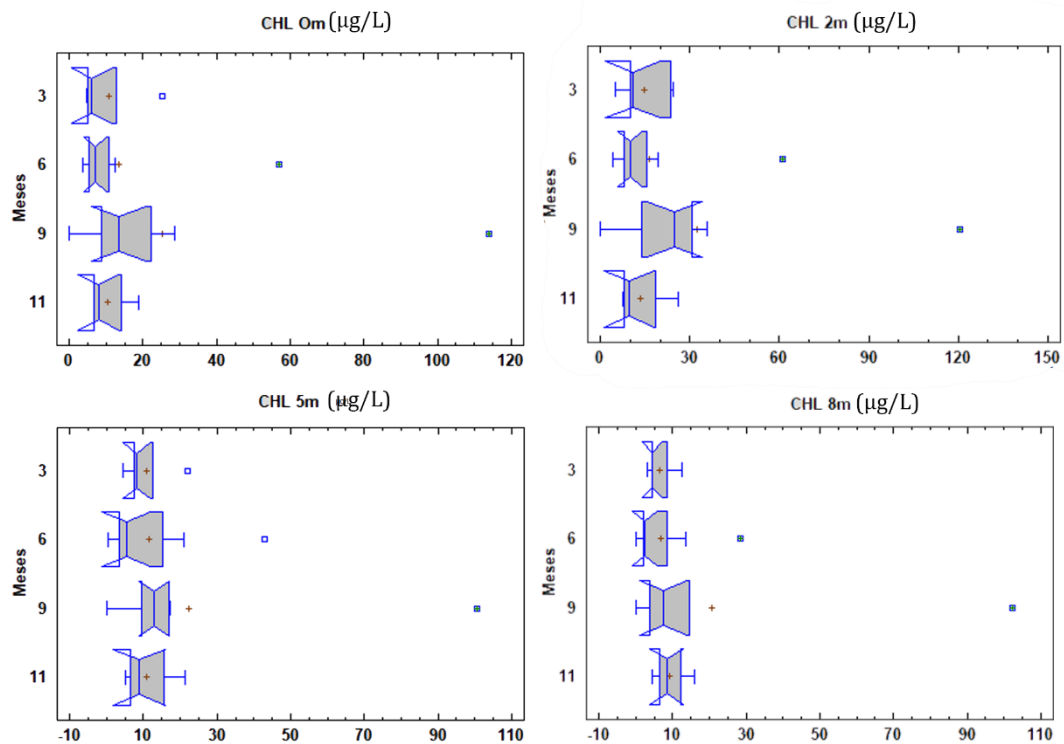


Figura 19. Gráficas de cajas de bigotes para la CHL por profundidades (periodo 2013-2023).

En la Figura 20 evidenciamos que no hay una tendencia estacional clara para la clorofila *a* como se observó en otras variables como la temperatura y el oxígeno disuelto. La variabilidad es alta tanto en la superficie como en las profundidades a lo largo del año. También observamos una notable variación interanual en la que unos años presentan concentraciones más elevadas en ciertas profundidades y otros concentraciones más bajas. En cuanto a la distribución vertical la clorofila *a* no sigue un patrón claro y consistente en todos los años y meses, lo que podría indicar que otros factores pueden estar influyendo en su concentración y distribución en el agua.

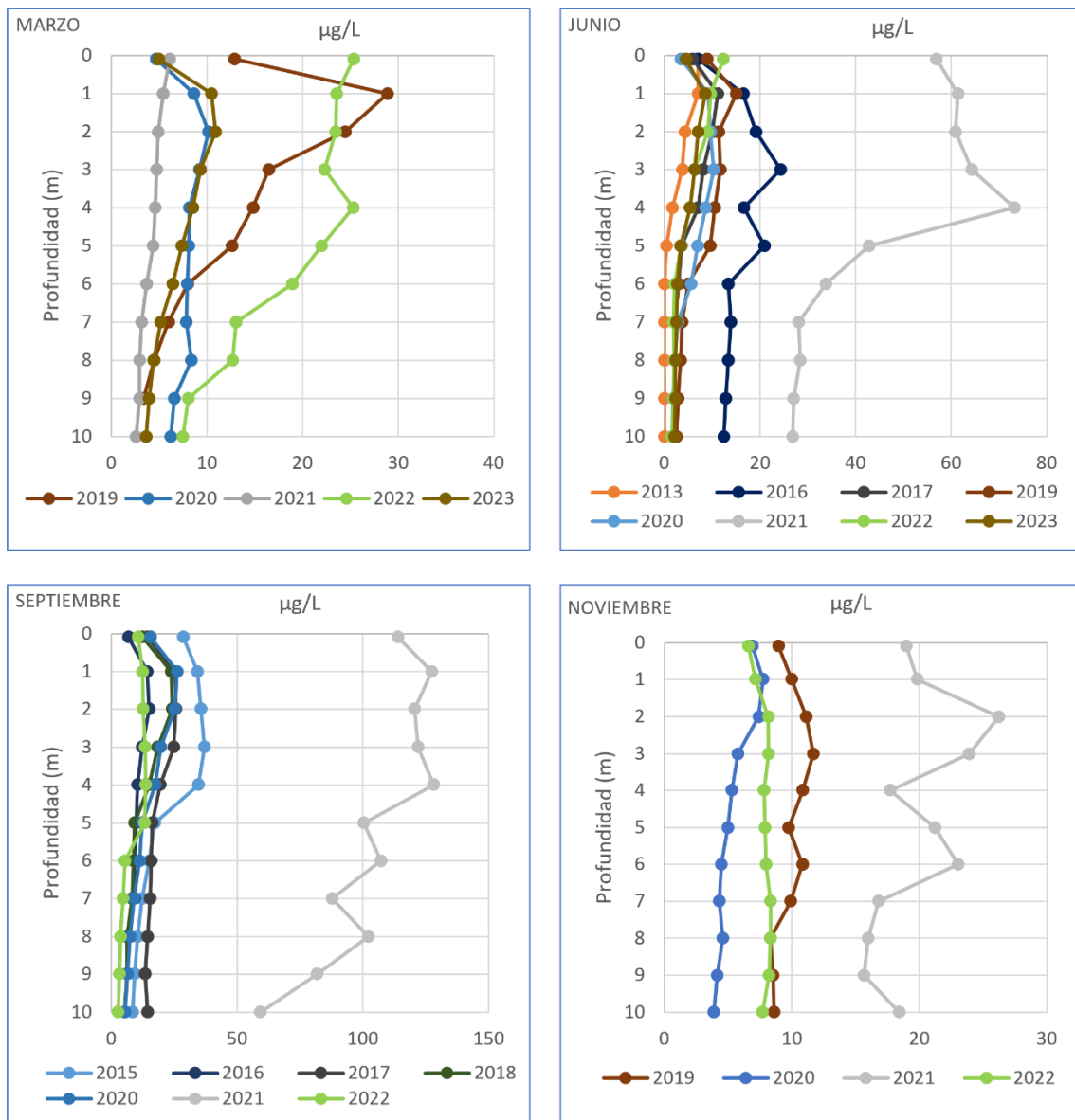


Figura 20. Perfil vertical de la concentración de clorofila a del embalse de Bellús por meses para el periodo 2013 a 2023. Fuente: elaboración propia a partir de los datos del SIA de la CHJ.

Es importante señalar que, en la superficie, las concentraciones de clorofila a suelen ser más bajas. Esto se debe a que la intensidad de la luz solar atenúa en la capa más superficial del agua, lo que puede causar estrés a las algas y reducir su abundancia. El máximo de clorofila a se observa generalmente en la subsuperficie, donde la luz solar es suficiente para la fotosíntesis, pero no tan intensa como para ser perjudicial. Esta distribución es un patrón común en muchos cuerpos de agua y refleja la adaptación del fitoplancton a las condiciones de luz y nutrientes disponibles (Wetzel, 2001).

Para esta variable se aplica el índice trófico (TSI) propuesto por Carlson con el fin de conocer el estado trófico del agua, a partir de la ecuación 2, calculamos los valores dando como resultado la Figura 21. Los datos empleados son los correspondientes a la profundidad de 2 m, ya que es la observa el máximo crecimiento del fitoplancton.

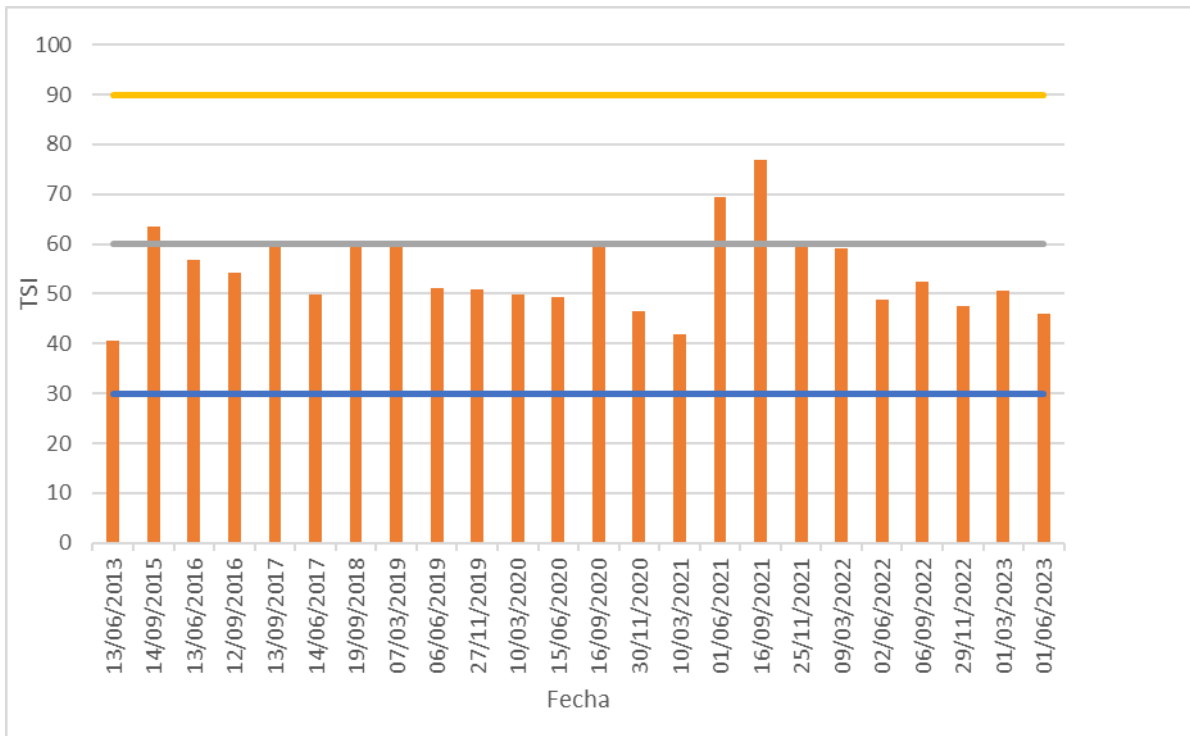


Figura 21. Estado trófico del agua por fecha (periodo 2013-2023). Línea azul límite estado oligotrófico, línea gris límite eutrófico

Como podemos ver en la Figura 21, los valores más comunes se encuentran en un rango 40-60, lo que indica un estado mesotrófico del agua. Recordamos que el estado ideal del agua sería por debajo de 30 (estado oligotrófico) y el peor de los escenarios estaría por encima de 90 (hipertrofico), ninguno de estos casos extremos se ha producido en los datos recogidos. Sin embargo, sí que se registran fechas con valores propios de un estado eutrófico del agua, llegando a un máximo el día 16/09/2021 con un valor TSI de 77.

Si combinamos los datos de OD a 2 m que tenemos para las mismas fechas, obtenemos la Figura 22, dónde evidenciamos que el valor TSI es determinante para la oxigenación y por lo tanto de la calidad del agua. Observamos que el día 16/09/2021 que coincide con el mínimo de OD, se encuentra en una situación de anoxia.

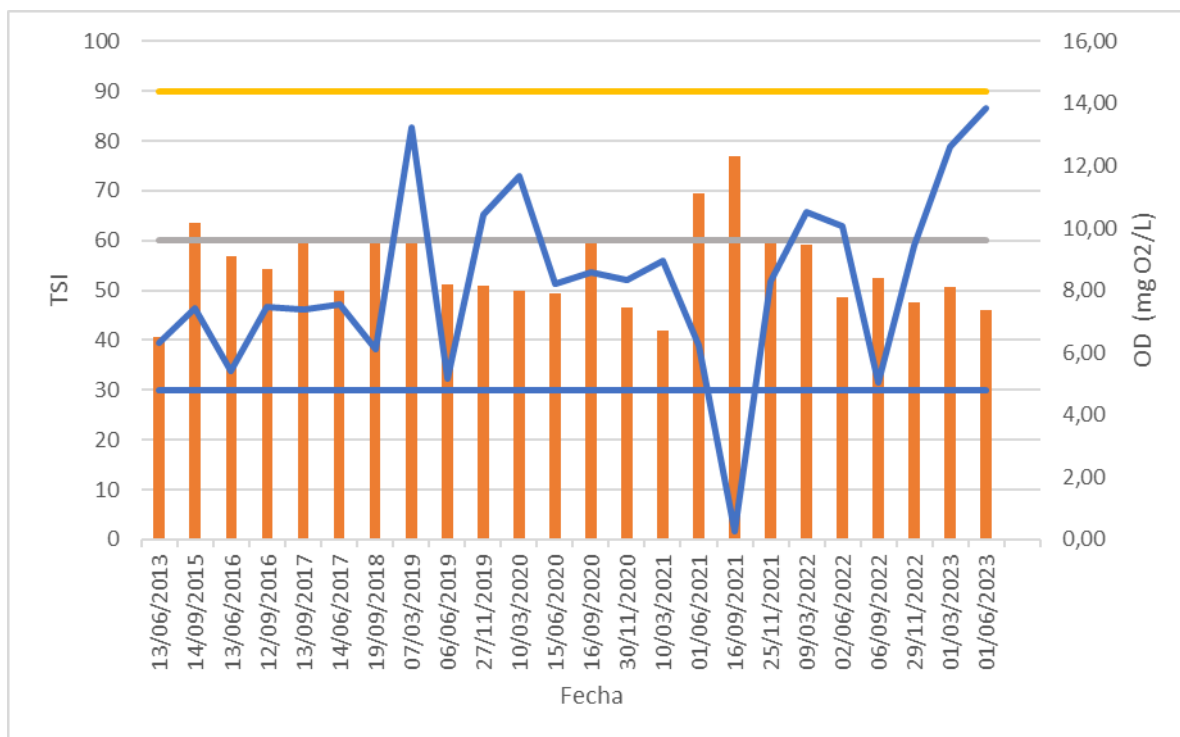


Figura 22. Valor TSI (barra naranja) combinado con OD a 2 m (línea azul) por fecha para el periodo 2013-2023.

5.2.4 Transparencia

La transparencia es una variable que está directamente relacionada con la presencia de fitoplancton y de sólidos suspendidos, a mayor cantidad de estos, menor será la transparencia.

En la Figura 23 se representan los valores de transparencia comprendidos entre el año 2013 y 2023 en el embalse de Bellús, se obtiene un valor medio de $0,52 \pm 0,15$ metros de profundidad, con máximos de visibilidad de 1 metro y mínimos de 0,3 metros.

Podemos ver en la Tabla 20 como de media la transparencia es mayor en noviembre, dónde el promedio es de $0,63 \pm 0,13$ m y la menor en el mes de marzo con un promedio de $0,43 \pm 0,04$ m.

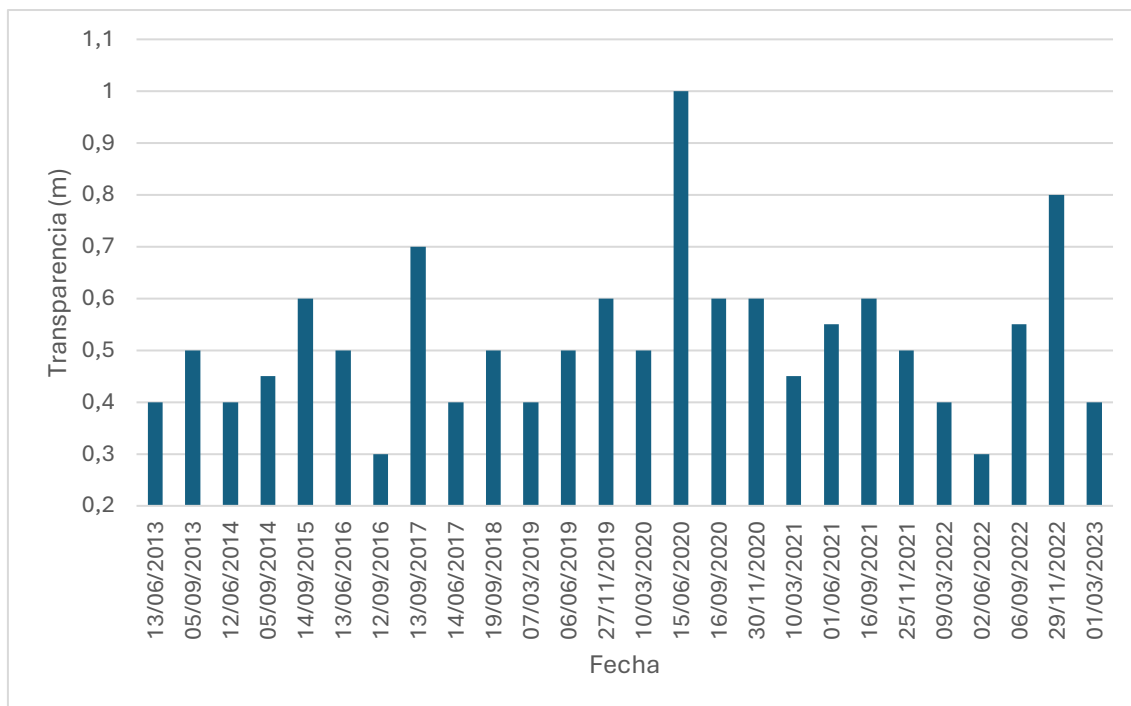


Figura 23. Transparencia (m) en el Embalse de Bellús, período 2013 a 2023. Fuente: elaboración propia a partir de los datos del SIA de la CHJ.

La tabla 19 presenta un análisis estadístico de la transparencia del agua, medida en metros, durante diferentes meses del año. Se incluyen las estadísticas del recuento de muestras, el promedio, la desviación estándar y el rango para los meses de marzo, junio, septiembre y noviembre. Además, se proporciona un resumen total de todas las mediciones combinadas. Este análisis es importante para entender las variaciones estacionales en la transparencia del agua, lo que puede tener implicaciones significativas para la calidad del agua.

Tabla 20. Análisis estadístico de la transparencia por mes (período 2013-2023).

Mes	n	Promedio (m)	Desviación Estándar (m)	Rango (m)
Marzo	5	0,43	0,04	0,1
Junio	8	0,51	0,21	0,7
Septiembre	9	0,53	0,11	0,4
Noviembre	4	0,63	0,13	0,3
Total	26	0,52	0,15	0,7

Dado que la variable de transparencia no sigue una distribución normal, realizamos la prueba de Kruskal-Wallis dónde se evalúa la hipótesis nula de que las medianas dentro de cada una de las 4 columnas es la misma. Primero se combinan los datos de todas las columnas y se ordenan de menor a mayor. Después, se calcula el rango (rank) promedio para los datos de cada columna. Puesto que el valor-P (0,056) es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95,0% de confianza. En la Tabla 21 comprobamos como no existen diferencias significativas entre la mediana de los meses.

Tabla 21. Prueba Kruskal-Wallis para la transparencia por mes (período 2013-2023).

Meses	Casos	Media	Grupos Homogéneos
3	5	0,43	X
6	8	0,51	X
9	9	0,53	X
11	4	0,63	X

Los valores más bajos que se registran pueden estar asociados al incremento de la concentración de clorofila *a*, la cual indica un incremento en la biomasa algal que origina una disminución en la visibilidad de disco Secchi (Doanet al. 2015). Para comprobar si se cumple esta premisa confeccionamos la gráfica de la Figura 24, dónde vemos que no se cumple una tendencia clara entre los valores de clorofila y de transparencia. Sin embargo, podemos comprobar que los días de máxima concentración de clorofila *a*, los valores de transparencia son moderados y viceversa, los picos de transparencia los tenemos únicamente cuando el estado de embalse es mesotrófico, nunca eutrófico.

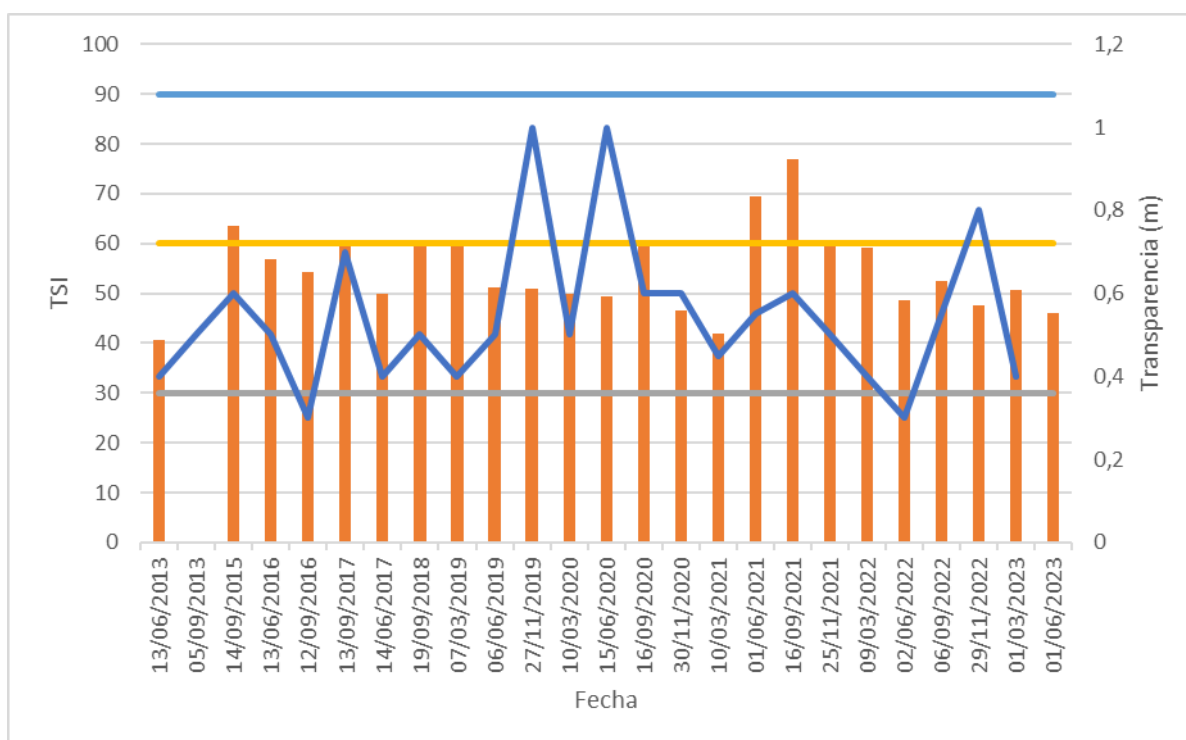


Figura 24. Transparencia (línea azul) combinada con TSI (columna naranja)

5.2.5 Fosfatos

Los fosfatos (PO_4) presentan una media de $0,058 \pm 0,042$ mg/L. El máximo registrado tiene lugar el 9/03/2022 con un valor de 0,151 mg/L. Los mínimos los encontramos en 2013 donde el límite de detección es de 0,02 mg/L.

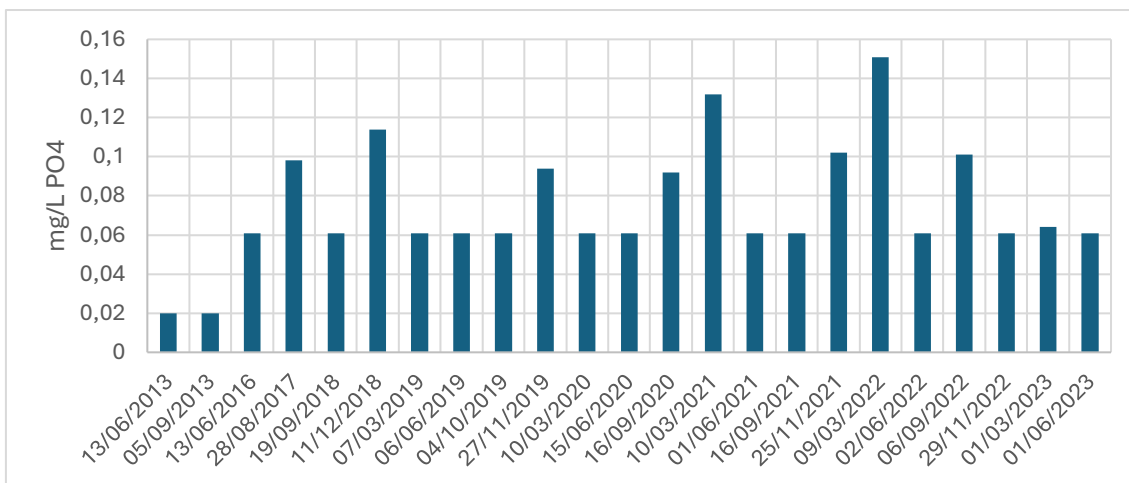


Figura 25. Concentración de fosfatos en el Embalse de Bellús, período 2013 a 2023. Fuente: elaboración propia a partir de los datos del SIA de la CHJ.

La Tabla 22 presenta un análisis descriptivo de las concentraciones de fosfatos en el agua (mg/L PO₄) durante distintos meses del año. Se incluyen las estadísticas del recuento de muestras, el promedio, la desviación estándar y el rango para los meses de marzo, junio, septiembre y noviembre, así como un resumen total de todas las mediciones combinadas. Este análisis permite evaluar la variabilidad y las diferencias en las concentraciones de fosfatos a lo largo del año.

Tabla 22. Análisis estadístico de la concentración de fosfatos por mes (período 2013-2023)

Mes	n	Promedio (mg/L)	Desviación Estándar (mg/L)	Rango (mg/L)
Marzo	5	0,082	0,057	0,121
Junio	8	0,047	0,037	0,104
Septiembre	7	0,046	0,035	0,091
Noviembre	3	0,076	0,039	0,072
Total	23	0,058	0,042	0,141

En la Tabla 22, la prueba de múltiples rangos indica que todas las medias de los meses analizados pertenecen al mismo grupo homogéneo (X). Esto significa que no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones de fosfatos entre los meses de marzo, junio, septiembre y noviembre. A pesar de las variaciones observadas en las medias de fosfatos, estas no son lo suficientemente grandes como para ser consideradas diferentes desde un punto de vista estadístico.

Este resultado sugiere que, en el período estudiado, las concentraciones de fosfatos se mantuvieron relativamente constantes entre los diferentes meses. Sin embargo, es importante destacar que, aunque estamos hablando de un período de 10 años, solo existen 23 datos disponibles. Esta cantidad de datos es insuficiente para captar adecuadamente la variabilidad y las tendencias temporales de las concentraciones de fosfatos en el embalse. Con un conjunto de datos tan limitado, es difícil realizar análisis estadísticos robustos y obtener conclusiones precisas sobre la dinámica de los fosfatos a lo largo del tiempo.

Tabla 23. Prueba de múltiples rangos para la concentración de fosfatos por mes (periodo 2013-2023).

mes	Casos	Media (mg/L)	Grupos Homogéneos
Marzo	5	0,0816	X
Junio	8	0,0468	X
Septiembre	7	0,0464	X
Noviembre	3	0,0755	X

5.2.6 Nitratos

Los nitratos presentan una media de $3,3 \pm 5,1$ mg/L. El máximo registrado tiene lugar el 1/03/2023 con un valor de 24,8 mg/L. Algunos valores se encuentran por debajo del límite de detección que en el caso de los fosfatos es de 1 mg/L.

La Figura 26 refleja una alta variabilidad en las concentraciones de nitratos en el agua durante el período de estudio, con picos significativos en ciertas fechas que podrían estar relacionados con actividades humanas como escorrentía agrícola o descarga de aguas residuales.

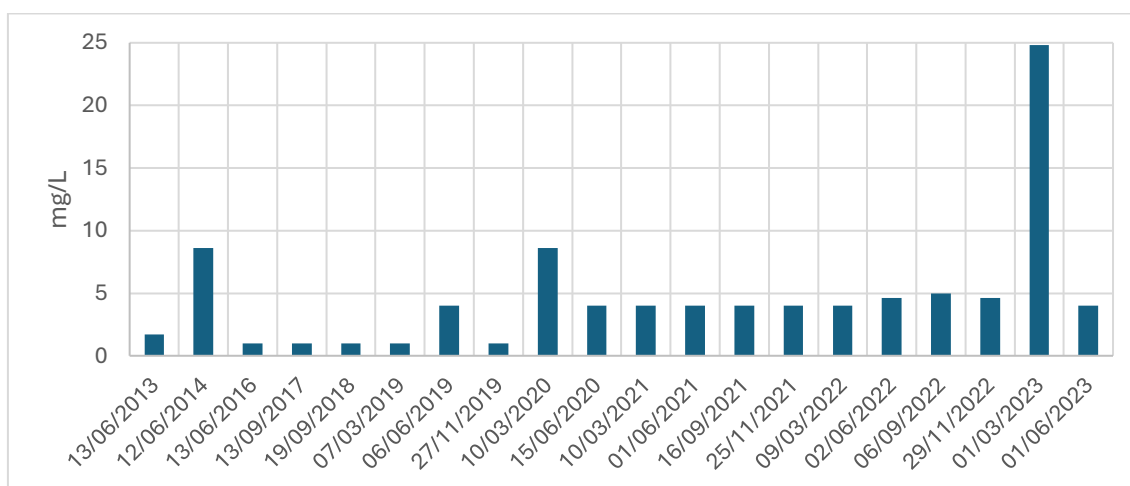


Figura 26. Concentración de nitratos en el Embalse de Bellús, período 2013 a 2023. Fuente: elaboración propia a partir de los datos del SIA de la CHJ.

La escorrentía agrícola, en particular, se produce generalmente durante y después de eventos de precipitación, cuando el agua de lluvia arrastra fertilizantes y otros nutrientes del suelo hacia los cuerpos de agua, es por ello por lo que realizamos la Figura 27, donde no se ve una relación clara entre estas dos variables. Esta falta de correlación puede deberse a varios factores, incluyendo un retardo temporal entre los eventos de lluvia y los picos de nitratos, la presencia de otras fuentes de nitratos como descargas de aguas residuales, y los procesos biogeoquímicos dentro del embalse que afectan las concentraciones de nitratos. Además, la heterogeneidad espacial y temporal en el uso del suelo y las prácticas agrícolas, así como la limitación en la cantidad y frecuencia de los datos recolectados, pueden contribuir a esta falta de relación aparente.

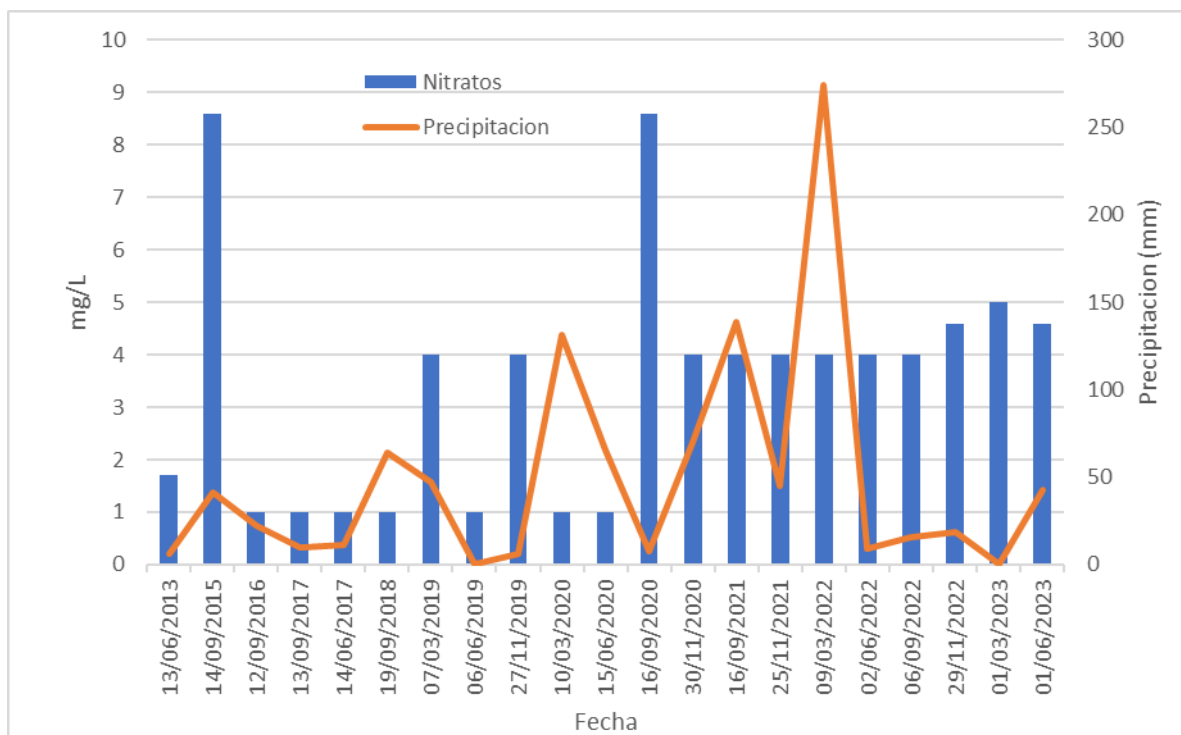


Figura 27. Concentración de nitratos en el embalse combinado con datos de precipitación mensual para el periodo 2013-2023.

5.3 Análisis histórico fitoplancton.

La abundancia en células por litro (nº cel/L) de los diferentes grupos fitoplanctónicos para la zona de estudio se muestra en la Tabla 24. Estos grupos analizados incluyen diatomeas, clorofíceas, criptofíceas, cianobacterias y otros. Para cada grupo, se muestran los valores promedio, la desviación estándar, los valores mínimo y máximo y el rango.

Tabla 24. Resumen estadístico fitoplancton (periodo 2013-2023)

	Promedio (nºcel/mL)	Desviación Estándar (nºcel/mL)	Mínimo (nºcel/mL)	Máximo (nºcel/mL)	Rango (nºcel/mL)
Diatomeas	8941	12776	70	40216	40145
Clorofíceas	6592	7874	98	30462	30364
Criptofíceas	15346	33059	98	142200	142102
Cianobacterias	727109	1304970	19461	5915840	5896380
Otros	1152	2346	35	9569	9534

Como se puede observar, las cianobacterias son, con gran diferencia, el grupo más abundante en el embalse. Sin embargo, es importante señalar que el número de cianobacterias tiende a ser más alto debido a que son procariotas y, por lo tanto, suelen presentar una mayor densidad celular en comparación con los grupos de algas eucariotas. Este grupo también muestra una alta variabilidad en su abundancia, con

valores extremos que sugieren episodios de proliferación masiva. Para el resto de los grupos son las diatomeas y las criptofíceas las más abundantes.

La predominancia de cianobacterias sugiere que el embalse de Bellús podría estar enfrentando problemas de eutrofización, lo cual puede llevar a la disminución de la calidad del agua y la disminución de oxígeno disuelto, afectando negativamente a la fauna acuática. La presencia significativa de diatomeas y criptofíceas, aunque menos abundantes que las cianobacterias, también aporta información valiosa sobre las condiciones ecológicas y la calidad del agua del embalse. Según Reynolds (2006), "Las diatomeas y criptofíceas típicamente dominan las aguas ricas en nutrientes debido a su capacidad para absorber y almacenar rápidamente nutrientes, promoviendo su crecimiento y ventaja competitiva sobre otros grupos de fitoplancton".

5.3.1 Análisis estadístico fitoplancton

Las gráficas de caja y bigotes de la Figura 28 proporcionan una visión clara de la variabilidad y distribución de la abundancia de los grupos de fitoplancton. La alta variabilidad en cianobacterias y la presencia de valores atípicos en todos los grupos sugieren que las condiciones del embalse son propensas a cambios rápidos, impulsados por variaciones en las condiciones ambientales y la disponibilidad de nutrientes.

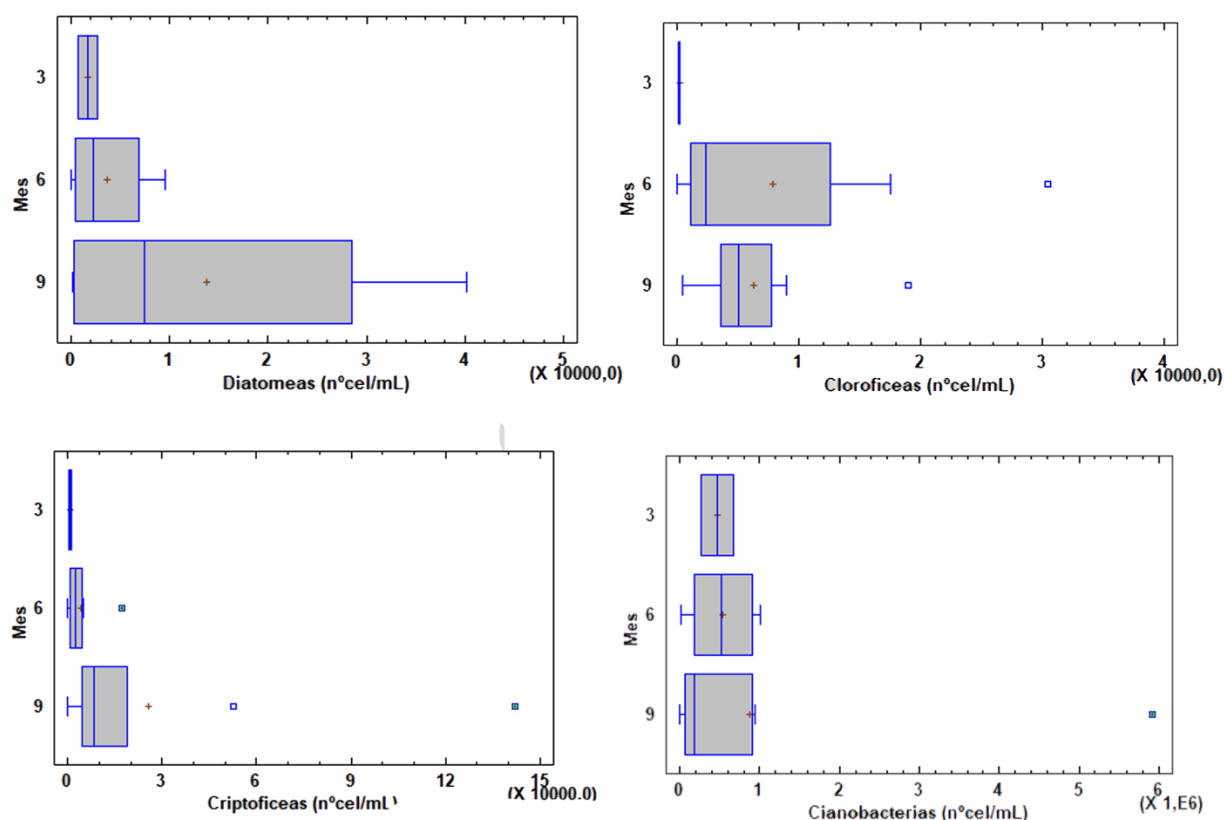


Figura 28. Abundancia de grupos de fitoplancton por meses (periodo 2013-2023)

Además, las condiciones climáticas de estos meses también juegan un papel importante. En junio, como vimos en puntos anteriores, el aumento de la temperatura provoca la estratificación del agua, mientras que, en septiembre, la disminución de la

temperatura puede iniciar la mezcla del agua, afectando la distribución de nutrientes. Las lluvias de finales de verano pueden introducir grandes cantidades de nutrientes y materia orgánica al embalse por la escorrentía, incrementando aún más la variabilidad. Además, los ciclos de crecimiento del fitoplancton y la competencia entre diferentes grupos (diatomeas, clorofíceas, criptofíceas y cianobacterias) pueden causar fluctuaciones en sus concentraciones. Estas interacciones complejas generan un patrón de alta variabilidad en los meses de junio y septiembre en comparación con marzo.

5.4 Análisis correlaciones

En este apartado vamos a buscar correlaciones entre las variables para poder entender cómo se relacionan unas con otras, en primera instancia estableceremos las relaciones entre las variables fisicoquímicas, en segundo lugar, entre los grupos de fitoplancton y por último entre las variables fisicoquímicas y los grupos de fitoplancton.

5.4.1 Variables fisicoquímicas

Para ello vamos a correlacionar las variables para las distintas profundidades.

Los resultados de la Tabla 25 revelan correlaciones negativas significativas entre las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) y las temperaturas a diferentes profundidades, así como con la transparencia del agua. A nivel de la superficie (0m), el OD muestra una correlación negativa significativa con la temperatura (-0,46*) y una correlación con la transparencia (-0,61**).

En las profundidades de 2m, 5m y 8m, las correlaciones negativas entre OD y temperatura son más pronunciadas (-0,7201**, -0,8532** y -0,7380**, respectivamente), sugiriendo que, a mayores profundidades, el efecto de la temperatura sobre el oxígeno disuelto es más fuerte.

La precipitación muestra una correlación negativa moderada y significativa con la temperatura a 0 metros, con un coeficiente de -0.42 ($p < 0.05$). Esto indica que periodos de mayor precipitación están asociados con temperaturas más bajas en la superficie del agua.

No se observa ninguna otra correlación significativa entre el resto de las variables. La variabilidad de los nutrientes (nitratos y fosfatos) no presenta correlación significativa con la temperatura ni con el oxígeno disuelto. Es importante destacar que el número de observaciones de los nutrientes ($n=23$) es menor que el del resto de variables ($n=27$). Esto implica que el número de casos a estudiar es menor y por tanto más difícil de analizar.

Tabla 25. Correlación Ordinal de Spearman para las variables fisicoquímicas

	Temperatura 0m	Temperatura 2m	Temperatura 5m	Temperatura 8m	Transparencia
OD 0m	-0,46*				-0,61**
OD 2m		-0,72**			
OD 5m			-0,85**		
OD 8m				-0,74**	
Precipitación (mm)	-0,42*				

Valor- $P < 0,05^*$

Valor- $P < 0,01^{**}$

5.4.2 Correlación entre grupos de fitoplancton

En la siguiente tabla se muestra el coeficiente de la correlación de Spearman entre los grupos de fitoplancton.

La única correlación positiva estadísticamente significativa es entre clorofíceas y criptofíceas (0,5101, $p = 0,0355$), lo que indica que cuando aumenta la abundancia de clorofíceas, también aumenta la de criptofíceas.

Las cianobacterias no presentan correlación estadísticamente significativa con los otros grupos.

Tabla 26. Correlación Ordinal de Spearman para grupos de fitoplancton.

	Diatomeas	Clorofíceas	Criptofíceas	Cianobacterias
Clorofíceas	0,4047			
Criptofíceas	0,2219	0,5101*		
Cianobacterias	0,3292	-0,1673	-0,3437	
Otros	-0,1922	-0,1117	-0,091	0,3618

Valor- $P < 0,05^*$

Valor- $P < 0,01^{**}$

5.4.3 Variables fisicoquímicas versus grupos de fitoplancton

Los resultados de la Tabla 27 indican una correlación positiva y significativa entre las cianobacterias y la clorofila *a* en todas las profundidades estudiadas (0 m, 2 m, 5 m, 8 m), siendo mayor a 2 y 5 m de profundidad. Esto sugiere que el crecimiento de cianobacterias está estrechamente relacionado con el aumento de la clorofila *a*.

Tabla 27. Correlación Ordinal de Spearman para grupos de fitoplancton.

	CHL 0m	CHL 2m	CHL 5m	CHL 8m	Precipitación (mm)
Cianobacterias	0,47*	0,56**	0,55**	0,54**	0,58**

Valor- $P < 0,05^*$

Valor- $P < 0,01^{**}$

5.5 Caracterización 23 de noviembre

A partir de las muestras recogidas el día 23 de noviembre de 2023 en el embalse de Bellús, se confeccionó la Tabla 28. Muestra datos de las muestras recogidas en cuatro puntos diferentes.

Tabla 28. Datos recogidos in situ el día 23 de noviembre para cada punto.

Punto	Profundidad (m)	Disco Secchi (m)	Chl <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	TSI
1	2,7	0,55	86,53	73
2	10,5	0,6	72,79	71
3	12	0,62	48,07	67
4	14,3	0,65	48,75	67

El primer punto pertenece a la zona de la cola del embalse, tiene una profundidad de 2,7m, ya que las aguas al entrar en un embalse disminuyen su capacidad de transporte

facilitando la sedimentación de los materiales acarreados (Casamor et al., 1998). Esto también tiene relación con la transparencia, los sedimentos que recientemente han entrado en el embalse no han tenido tiempo de sedimentar y se encuentran en suspensión reduciendo la transparencia de la columna de agua. A su vez este aporte de aguas con alto contenido en nutrientes propicia el aumento de fitoplancton que lo vemos traducido en concentración de clorofila *a*.

A medida que los puntos de muestreo se acercan a la presa, se observa un gradiente en el que aumenta la profundidad, se reduce la concentración de clorofila *a* y aumenta la transparencia.

A pesar de que nos encontramos un estado en los 4 puntos de muestreo realizados es eutrófico (TSI>60), a medida que nos alejamos de la cola del embalse se reduce el valor de dicho índice y mejora la calidad general del agua. La Figura 28 nos ayuda a visualizar esta relación entre la clorofila *a* y la transparencia.

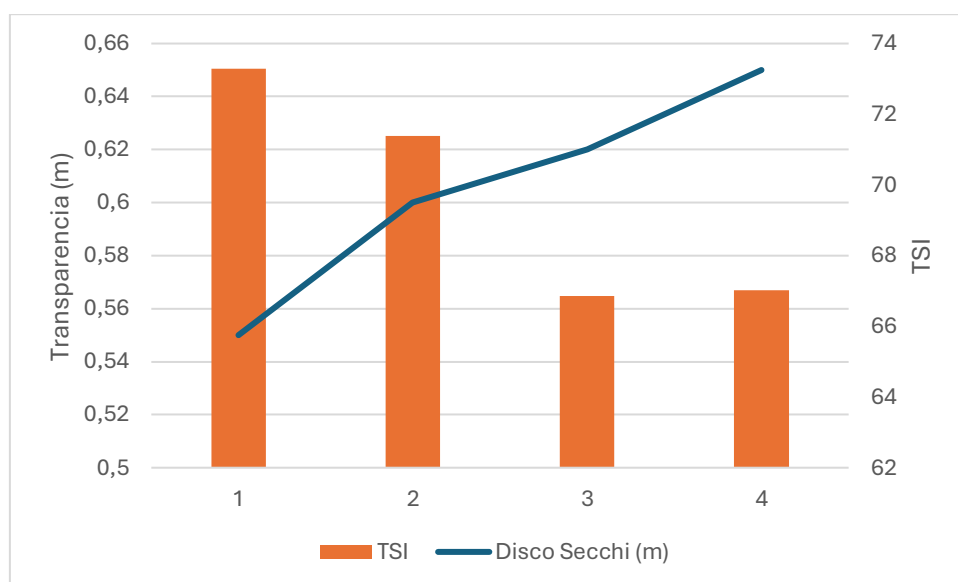


Figura 29. Índice trófico vs transparencia para el día 23/11/2023

En las tablas 29 y 30 comprobamos como de la misma forma que existe una diferencia entre las variables de la cola con las más cercanas a la presa, también influyen en la cantidad de grupos de fitoplancton. En la cola del embalse encontramos la mayor proporción de células procariotas llegando al 39%, mientras que en la zona de la presa este porcentaje se reduce en un 27%.

Tabla 29. Abundancia grupos de fitoplancton para el 23/11/2023

Punto	Diatomeas (nºcel/mL)	Clorofíceas (nºcel/mL)	Criptofíceas (nºcel/mL)	Cianobacterias (nºcel/mL)	Otros (nºcel/mL)
1	3141	6030	17964	17462	126
2	2638	4271	12437	5653	126
3	3876	19490	13029	9476	0
4	3517	17336	16205	5151	0

Tabla 30. Abundancia de células para el 23/11/2023.

Punto	Eucariotas (nºcel/mL)	Procariotas (nºcel/mL)	Eucariotas %	Procariotas %
1	27260	17462	61%	39%
2	19472	5653	78%	23%
3	36395	9476	79%	21%
4	37059	5151	88%	12%

6 Conclusiones

El Trabajo de Fin de Grado (TFG) se centró en caracterizar la comunidad fitoplanctónica en el embalse de Bellús y analizar las variables fisicoquímicas tanto del registro histórico como de las muestras *in situ*. A continuación, se detallan las conclusiones respecto al cumplimiento de los objetivos planteados:

- Se logró caracterizar la comunidad fitoplanctónica del embalse de Bellús mediante el análisis de datos históricos proporcionados por la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) y la obtención de muestras *in situ* analizadas por microscopía. Esta dualidad de fuentes permitió una visión comprensiva de la estructura y dinámica de la comunidad fitoplanctónica a lo largo del tiempo y en un momento específico
- Se registró una correlación estadísticamente significativa entre la temperatura y el oxígeno disuelto. Esta correlación es debida a la menor solubilidad del oxígeno al aumentar la temperatura, está correlacionada con la variación estacional y los cambios en la estratificación del embalse.
- No se han observado valores de nitratos superiores tras los episodios de precipitación. Sería esperable que dada la actividad agrícola de la cuenca vertiente pudieran haberse observado. Es posible que la baja frecuencia de datos no haga visible esta posible relación.
- La mayor parte del período estudiado el embalse ha presentado un estado trófico que se clasifica como mesotrófico (TSI > 40), y solo puntualmente se han alcanzado valores eutróficos (TSI > 60)
- Las cianobacterias presentan una correlación estadísticamente significativa positiva con la clorofila a, indicador de la biomasa algal. En cambio, esta correlación no fue significativa para el resto de los grupos fitoplanctónicos. Esto indica que el grupo que más contribuye a la biomasa son las cianobacterias.
- No se observó correlación estadísticamente significativa entre los grupos fitoplanctónicos y la concentración de nitratos y fosfatos. Esta ausencia de correlación puede deberse en parte a la baja frecuencia de los datos. Por otra parte, únicamente se ha contado con los datos de nitratos, y no de amonio y nitritos porque únicamente había datos puntuales de estos compuestos de nitrógeno.

- Las clorofíceas y criptofíceas presentan una correlación estadísticamente significativa positiva, lo que indica que cuando aumenta la abundancia de clorofíceas, también aumenta la de criptofíceas. No se detectan ninguna correlación estadísticamente significativa entre el resto de grupos fitoplanctónicos.
- La reciente instalación del dron-barco para monitorizar la calidad del agua en continuo, ayudará a disponer de mayor frecuencia de datos. Esto a parte de permitir una mejor gestión de la torre multitoma también permitirá un mayor conocimiento del comportamiento del embalse.
- El dron-barco está instalado junto a la presa, y el punto de muestreo del registro histórico se haya situado también en este punto. El muestreo *in situ* de un transecto longitudinal de 4 puntos, muestra que existe una variabilidad espacial dentro del embalse. Se detectan los mayores niveles de clorofila a en la cola del embalse. Si bien se trata únicamente de un muestro puntual, es muy probable que esta situación sea extrapolable a lo largo del año. Esto sugiere que para un mayor conocimiento de la dinámica del embalse sería interesante contar con otro punto de muestreo más próxima a la zona de aporte.

7 Bibliografía

Aizaki, M., Otsuki, A., Fukushima, T., Hosomi, M., & Muraoka, K. (1981). Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters: With 2 figures and 4 tables in the text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 21(1), 675-681.

Aguilar Mora, G. M. (2020). Determinación del estado trófico actual de la laguna Busa cantón San Fernando mediante cuantificación de la clorofila "A" (Bachelor's thesis).

Balech, E. (1977). *Introducción al fitoplancton marino* (No. QK 934. B34).

Boletín Oficial del Estado. (2015). 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. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2015-9806>

Boyd, C. E., & Tucker, C. S. (1998). Pond Aquaculture Water Quality Management [electronic resource] (1st ed. 1998.). Springer US. <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-5407-3>

Caljon, A. (1983). Brackish-water phytoplankton of the Flemish lowland. Dr W. Junk Publishers, The Hague. ISBN 90-6193-769-8.

Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361-369.

Casamor, J. L., Canals, M., & Calafat, A. (1998). Distribution and settling of fine particles in a stratified water reservoir, Noguera Pallaresa river, Southern Pyrenees, Spain. *15th International Sedimentological Congress, Alicante (España)*.

Confederación Hidrográfica del Ebro. (2007). Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro: protocolos de muestreo y análisis para: fitoplancton, fitobentos (microalgas bentónicas), macrofitos, invertebrados bentónicos, ictiofauna. Ministerio de Medio Ambiente.

Confederación Hidrográfica del Júcar. (2023). CHJ destina 2,5 millones de euros para mejorar la calidad de las aguas del embalse de Bellús. Sala de prensa. <https://www.chj.es/es-es/ciudadano/salaprensa/Paginas/CHJ-destina-25-millones-euros-para-mejorar-calidad-aguas-embalse-Bellus.aspx>

Doan, P. T. K., Némery, J., Schmid, M., & Gratiot, N. (2015). Eutrophication of turbid tropical reservoirs: Scenarios of evolution of the reservoir of Cointzio, Mexico. *Ecological Informatics*, 29, 192-205.

Effler, S. W. (1996). *Limnological and Engineering Analysis of a Polluted Urban Lake*. Springer, New York, NY.

Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., & Mollenhauer, D. (1983). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Chlorophyta I. Gustav Fisher Verlag. Stuttgart. New York. ISBN 3-437-30408-9.

Fraile, H., Orive, E., & Pozo, J. (1995). Evaluación del estado trófico y comparación de modelos relativos al fósforo en los embalses de Cernadilla y Valparaíso (río Tera, Zamora). *Limnética*, 11(2), 29-37.

Freire, R., & Katherine, K. (2016). Comunidades de fitoplancton y zooplancton en sistemas productivos piscícolas de cabeceras de Bobonaza, Veracruz, Pastaza. <https://repositorio.uea.edu.ec/bitstream/123456789/174/1/T.AMB.B.UEA.%203115>

García-Ruiz, J. M., López-Moreno, J. I., Vicente-Serrano, S. M., Lasanta-Martínez, T., Beguería, S., & Martí-Bono, C. (2011). Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth-Science Reviews*, 105(3-4), 121-139.

Kalff, J. (2002). *Limnology: Inland Water Ecosystems*. Prentice Hall.

Kuuppo-Leinikki, P., & Kuosa, H. (1989). Preservation of picoplanktonic cyanobacteria and heterotrophic nanoflagellates for epifluorescence microscopy. *Arch. Hydrobiol.*, 114(4), 631-636.

Lund, J. W. G., Kipling, C., & Le Cren, E. D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, 11(2), 143-170.

Markiegi, X., Rallo, A., & Andía, A. (1999). Protección de la calidad del agua en los embalses del sistema Zadorra. https://www.ararteko.eus/sites/default/files/2021-12/1_19_3.pdf

Martínez Mendoza, A. (2009). Estudio y análisis de la calidad del agua del embalse de Bellús mediante el desarrollo de un modelo de eutrofización. <http://hdl.handle.net/10251/12505>

Martínez Ruiz, Á. (2019). Proyecto de multitoma a diferentes niveles y conducto de suministro de caudales al cauce en el embalse de Bellús (Valencia) (Proyecto de construcción). Instituto para la Transición Ecológica, CATP. https://www.chj.es/Descargas/ProyectosDT/FP111121/Proyecto_FP111121.pdf

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2020). Agua. Recuperado de <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/infraestructuras-y-calidad-de-lasaguas/embalses.aspx>

Paerl, H. W. (1982). Factors limiting productivity of freshwater ecosystems. In Marshall (Ed.), *Advances in microbial ecology* (Vol. 6, pp. 75-110). Plenum Press.

Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2013). Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology*, 65(4), 995-1010.

Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.

Sixto Herrera, J. M., Gutiérrez, R. Ancell, M. R., Pons, M. D., Frías, & J. Fernández. (2010). Development and analysis of a 50-year high-resolution daily gridded precipitation dataset over Spain (Spain02): DEVELOPMENT AND ANALYSIS OF A 50-YEAR HIGH-RESOLUTION DAILY GRIDDED PRECIPITATION DATASET. *International Journal of Climatology*, 32, 74–85. <https://doi.org/10.1002/joc.2256>

Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution*, 24(4), 201-207.

Søndergaard, M., Jensen, J. P., & Jeppesen, E. (2003). Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506(1-3), 135-145.

Sournia, A. 1978. *Phytoplankton Manual*. Monographs on oceanographic methodology, UNESCO, Paris.

Tilman, D., Kilham, S. S., & Kilham, P. (1982). Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Annual review of Ecology and Systematics*, 13, 349-372.

Tomas, C. R. (1997). *Identifying Marine Phytoplankton*. (Eds.) Academic Press.

Trégouboff, G., & Rose, M. (1978). *Manuel de planctonologie Méditerranéenne*. Éditions du Centre National de la Recherche Scientifique, Paris. ISBN 2-222-00293-1.

Tsuji, T. y Yanagita, T. 1981. Improved fluorescence microscopy for measuring the standing stock of phytoplankton including fragile components. *Marine Biology*, 64:207-211.

Venrick, E. L. (1978). How many cells to count? En: Sournia, A. (Eds.), *Phytoplankton Manual UNESCO*, 167-180pp.

Vicente, E., de Hoyos, C., Sánchez, P., & Cambra, J. (2005). Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para fitoplancton. Confederación Hidrográfica del Ebro. Zaragoza. España.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press.

Wilde, E.W. y Fliermans, C.B. 1979. *Transactions of the American Microscopical Society.*, 98:96-102.