SITUACIÓN ACTUAL DE LAS ESTACIONES SELECCIONADAS PARA LA EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN RÍOS Y LAGOS

Junio de 2025





GOBIERNO DE ESPAÑA
VICEPRESIDENCIA TERCERA DEL GOBIERNO
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Situación actual de las estaciones seleccionadas para la evaluación de los efectos del cambio climático en ríos y lagos

Junio de 2025

Plan PIMA adapta. Servicio técnico para la vigilancia de las estaciones de referencia y obtención de la línea base para evaluar las alteraciones debidas al cambio climático y a la contaminación atmosférica. Situación actual (21.803-0985/0411)

GOBIERNO DE ESPAÑA
VICEPRESIDENCIA TERCERA DEL GOBIERNO
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Catálogo de publicaciones del Ministerio: https://www.miteco.gob.es/es/ministerio/servicios/publicaciones/
Catálogo general de publicaciones oficiales: https://cpage.mpr.gob.es/

Título:
Situación actual de las estaciones seleccionadas para la evaluación de los efectos del cambio climático en ríos y lagos
Junio de 2025

Coordinadores MITECO
Juan Alández Rodríguez
Paloma Crespo Iniesta

TRAGSATEC
Dr. Andrés Mellado Díaz. Especialista en macrófitos
David Martín Albaladejo. Especialista en fisicoquímica
Dra. Núria Vila Martínez. Especialista en fauna ictiológica
Dr. Rafael Muñoz Mas. Especialista en fauna ictiológica
Elena Granell Pérez. Especialista en invertebrados bentónicos
Dr. Joaquín Soler Girbes. Especialista en invertebrados bentónicos
José Pahissa López. Especialista en fitoplancton
Dra. Jara García Chicote. Especialista en invertebrados bentónicos y planctónicos
Dra. Sara Calero Cervera. Especialista en macrófitos
Federico Carlos García López. Especialista en hidromorfología
Pablo Quilez Muñoz. Especialista en química
Alfredo Corrochano Codorníu. Jefe de proyecto

Panel de expertos
Dr. Antonio Camacho González. Catedrático de Ecología, Universidad de Valencia
Dr. Emili García Berthou. Catedrático de Ecología, Universidad de Girona
Dr. José Luis Moreno Alcaraz. Profesor e investigador, Universidad de Castilla-La Mancha
Dr. Miguel Alonso García-Amilivia. Profesor e investigador, Universidad de Barcelona
Dr. Miguel Cañedo-Argüelles. Profesor e investigador, Universidad de Barcelona
Dr. Sergi Sabater Cortés. Catedrático de Ecología, Universidad de Girona

Fotografía de cubierta
Laguna del Tejo y río Tus en el aserradero
Proyecto REFCON

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Edita:
© SUBSECRETARÍA
Gabinete Técnico

© De los textos e imágenes: sus autores

NIPO: 665-25-047-9

Imprime: Grupo TRAGSA

Este documento pertenece a la serie de informes producidos en el marco PLAN PIMA ADAPTA. SERVICIO TÉCNICO PARA LA VIGILANCIA DE LAS ESTACIONES DE REFERENCIA Y OBTENCIÓN DE LA LÍNEA BASE PARA EVALUAR LAS ALTERACIONES DEBIDAS AL CAMBIO CLIMÁTICO Y A LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA. SITUACIÓN ACTUAL (21.803-0985/0411) Encargo encomendado a TRAGSATEC por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD)

índice

1. INTRODUCCIÓN ____ 9

2. VARIABLES CONSIDERADAS PARA EL ESTUDIO DEL CAMBIO CLIMÁTICO ____ 13

2.1. Componente física. . . . 13
2.2 Componente química . . . 15
2.3. Componente biótica . . . 16
2.3.1 Fitoplancton – Lagos, lagunas y humedales . . . 16
2.3.2. Diatomeas – Ríos . . . 17
2.3.3. Macrófitos – Ríos . . . 22
2.3.4 Invertebrados – Ríos . . . 31
2.3.5. Invertebrados – Lagos, lagunas y humedales . . . 35
2.3.6. Ictiofauna – Ríos . . . 40

3. ESTABLECIMIENTO DE LAS REDES DE SEGUIMIENTO ____ 45

3.1. Red de seguimiento en ríos . . . 45
A) Estaciones pertenecientes a la red de Reservas Naturales Fluviales . . . 45
3.1.1. Análisis Marxan . . . 49
3.1.2. Selección final . . . 52
3.2. Red de seguimiento en lagos, lagunas y humedales . . . 55
3.3. Propuesta de estudios adicionales sobre CC . . . 59
A) Cambios en distribución de especies a lo largo de un gradiente altitudinal . . . 59

4 SEGUIMIENTO DE LOS EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LAGOS, LAGUNAS Y HUMEDALES ____ 63

4.1. Protocolos y normativas de muestreo y análisis . . . 63
A) Protocolos de muestreo y laboratorio. . . . 63
B) Protocolos para el cálculo de índices y métricas . . . 63
4.2. Resultados obtenidos en la red de seguimiento de lagos, lagunas y humedales . . . 64
A) Fisicoquímica . . . 64
B) Biología. . . . 76

5. SEGUIMIENTO DE LOS EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN RÍOS _____ 97
5.1. Protocolos y normativas de muestreo y análisis 97
A) Protocolos de muestreo y laboratorio. 97
B) Protocolos para el cálculo de índices y métricas 98
5.2. Resultados obtenidos en la red de seguimiento de ríos. 98
A) Fisicoquímica 98
B) Biología. 106
6. CONCLUSIONES FINALES _____ 147
6.1. Conclusiones en lagos, lagunas y humedales 147
6.2. Conclusiones en ríos 148
7. BIBLIOGRAFÍA _____ 152





SITUACIÓN ACTUAL DE LAS ESTACIONES SELECCIONADAS PARA LA EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN RÍOS Y LAGOS



SITUACIÓN ACTUAL DE LAS ESTACIONES SELECCIONADAS PARA LA EVALUACIÓN
DE LOS EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN RÍOS Y LAGOS

1. Introducción

El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD) ha encargado a Tragsatec los trabajos para la revisión de las condiciones de referencia en masas de agua de la categoría ríos y lagos mediante el contrato PLAN PIMA ADAPTA. SERVICIO TÉCNICO PARA LA VIGILANCIA DE LAS ESTACIONES DE REFERENCIA Y OBTENCIÓN DE LA LÍNEA BASE PARA EVALUAR LAS ALTERACIONES DEBIDAS AL CAMBIO CLIMÁTICO Y A LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA. SITUACIÓN ACTUAL (21.803-0985/0411).

El objeto del servicio técnico es la ejecución del subprograma de referencia de las masas de agua superficiales conforme a lo previsto en el (RD 817/2015 2015) (RDSE), 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, mejorar el nivel de confianza en las condiciones de referencia y límites de clases de estado de los indicadores de estado definidos en el RDSE, realizar el seguimiento de las alteraciones y tendencias debidas al cambio climático (CC), estableciendo la situación actual, y evaluar los efectos negativos de la contaminación atmosférica en los ecosistemas acuáticos, en cumplimiento del Real Decreto 818/2018, de 6 de julio, sobre medidas para la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos. El RDSE traspone, en parte, la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE (Commission and Environment 2014).

Tragsatec cuenta con el apoyo de los contratos de "ASESORAMIENTO EXPERTO SENIOR EN LIMNOLOGÍA APLICADA PARA LA REVISIÓN DE LAS CONDICIONES DE REFERENCIA DE LAS MASAS DE AGUA", gracias a los cuales se ha recibido apoyo científico para el desarrollo de cada una de las áreas que abarca el presente trabajo.

La naturaleza de la presente encomienda implica trabajar con una red de puntos de muestreo en masas de agua sometidas a una nula o escasa intervención humana, o, en los tipos en los que estos no existan, en puntos situados en un gradiente de presiones. La ausencia de estas presiones directas, locales o puntuales, facilita la tarea -normalmente muy compleja- de estudiar los efectos del CC. Aún dentro de la propia red, existen ciertos niveles de presión y ha sido, por tanto, necesaria la identificación de lugares remotos y prístinos que permita el descarte de factores de confusión y establecer una conexión más directa entre los efectos y fenómenos de cambio global sin dejar de considerar el transporte atmosférico; (Mladenov *et al.* 2011; Morales *et al.* 1992; Rieradevall *et al.* 2018; Schmeller *et al.* 2018). Estos puntos servirán para establecer las condiciones de referencia, las comunidades biológicas potenciales (es decir, las que se desarrollarían en ausencia de presiones antrópicas significativas) de cada tipo de río o lago existente en España. Estas comunidades potenciales permitirán evaluar el estado ecológico de las diferentes masas de agua epicontinentales según lo establecido por la DMA. Al mismo tiempo, la encomienda implica seleccionar algunos de estos puntos de referencia para realizar un seguimiento del efecto del CC según lo establecido en el Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (Oficina Española de Cambio Climático 2006). Para ello, deberán desarrollarse indicadores específicos de CC que respondan a las modificaciones ambientales que se prevén en un futuro.

La respuesta de los ecosistemas acuáticos epicontinentales al CC es difícil de predecir ya que, por un lado, la hidromorfología de las diferentes cuencas puede modular su respuesta y, por otro lado, la respuesta de las comunidades biológicas puede verse afectada por muchos otros factores que enmascaran los efectos del CC (por ejemplo, contaminación química o degradación del hábitat). Así, se hace necesario establecer una red de ríos y lagos representativos de los diferentes tipos hidromorfológicos que pueda servir para monitorizar los efectos del CC. Para diseñar dicha red es importante conocer los impactos potenciales del CC, qué indicadores pueden utilizarse para realizar su seguimiento y, a partir de esto, seleccionar estaciones de control que puedan reflejar los impactos, que a ser posible minimicen las interferencias de otros impactos no climáticos, y que sean representativas de la diversidad de España.

En el proyecto REFCON se ha establecido una red de seguimiento con unos criterios específicos que maximicen la sensibilidad de los ecosistemas a potenciales efectos ocasionados por el CC. Dicha red se estableció con los siguientes objetivos:

1. Caracterizar los efectos potenciales del CC sobre las condiciones ambientales, hidromorfológicas y ecológicas de los ríos, lagos, lagunas y humedales de España y, específicamente, sobre las condiciones de referencia de los distintos elementos de calidad biológicos contemplados en la DMA.

2. Estudiar una serie de indicadores propuestos para el seguimiento del CC, tanto en ríos, como en lagos, lagunas y humedales, con la intención de seleccionar algunos de ellos para su seguimiento a largo plazo.

3. Establecer una metodología y realizar una selección inicial de estaciones de seguimiento del efecto del CC en ecosistemas acuáticos epicontinentales.

4. Proponer una serie de estudios o análisis particulares que permitan abordar específicamente los efectos del CC.

En esta línea, el objetivo principal es desarrollar herramientas que permitan a las administraciones llevar a cabo un seguimiento riguroso de los efectos del CC en los ecosistemas acuáticos. Dado que el futuro ambiental es incierto, basado en modelos predictivos con un cierto grado de incertidumbre, estas herramientas han de ser flexibles, versátiles y adaptables, permitiendo a las administraciones gestionar sus recursos en consonancia con los cambios ambientales que vayan produciéndose (Schindler and Hilborn 2015).

o

2.1. Componente física

2.2. Componente química

2.3. Componente biótica

2.3.1. Fitoplancton – Lagos, lagunas y humedales

2.3.2. Diatomeas – Ríos

2.3.3. Macrófitos – Ríos

2.3.4. Macrófitos – Lagos, lagunas y humedales

2.3.5. Invertebrados – Ríos

2.3.6. Invertebrados – Lagos, lagunas y humedales

2.3.7. Ictiofauna – Ríos



2. Variables consideradas para el estudio del cambio climático

Para estudiar los efectos del CC se han considerado una serie de variables para cada uno de los componentes principales del medio atendiendo a los principios de sensibilidad al cambio, replicabilidad futura y viabilidad técnica y económica. Estas variables podrán posteriormente depurarse e integrarse en marcadores más complejos que puedan indicar posibles cambios de una manera más sintética. Así pues, en el informe de "*Selección de estaciones y marcadores para la evaluación de los efectos del cambio climático en ríos y lagos*" se realiza una primera aproximación que está basada en el Protocolo de seguimiento del CC en las Reservas Naturales Fluviales elaborado por el MITERD (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico 2018), y plantea trabajar en los siguientes tipos de indicadores:

1. Indicadores abióticos, fundamentalmente aquellos que muestren los cambios hidrológicos ligados a las tendencias del CC.
2. Indicadores basados en los cambios en las comunidades biológicas. Se refiere a los cambios, tanto en la composición, como en la abundancia relativa, de los grupos taxonómicos ligados a los elementos de calidad biológicos (por tanto, monitorizados en las redes de control y en el proyecto REFCON).
3. Indicadores basados en los cambios en los procesos ecosistémicos, tanto en las tasas de procesos (por ejemplo, cambios sinérgicos o antagónicos entre las tendencias climáticas y la respuesta a nutrientes ligada a la eutrofización, que se visualizaría en las métricas que responden a esta presión) o en las relaciones entre los componentes de la comunidad (en especial aquellas que atañen a los elementos de calidad monitorizados), así como en la resiliencia de las masas de agua y los puntos críticos de cambio (por ejemplo, transiciones entre fases claras – fases turbias en lagos).

A continuación, se exponen dichas variables clasificadas bajo grandes grupos de efectos relevantes y se explica cuál es el marco teórico en el que adquieren relevancia para el presente estudio.

2.1. Componente física

Tal y como se explicaba en el informe de *Selección de estaciones y marcadores para la evaluación de los efectos del cambio climático en ríos y lagos*, las proyecciones realizadas por la AEMET (Agéncia Española de Meteorología 2016) y utilizadas por el CEDEX (CEDEX, 2017) muestran un claro aumento de la temperatura media, que provocaría un incremento de la temperatura del agua, unido a un aumento de la evapotranspiración potencial (ETP) que (pudiéndose agravar con una disminución de las precipitaciones) provocaría un mayor estrés hídrico en los ríos, lagos, lagunas y humedales españoles. La componente meteorológica debe de ser por tanto considerada y monitorizada de manera regular.

Igualmente, la precipitación es una de las variables más afectadas por el cambio climático (Dore 2005). Es también la variable sobre la que los diferentes modelos predictivos muestran un mayor grado

de incertidumbre, con más variaciones dependiendo del escenario, estación y región, aunque la mayoría de los modelos predicen una disminución de la cantidad de lluvia unida a un aumento de su distribución en eventos extremos (Dore 2005; Stott 2016).

Dada la relativa escasez de registros continuos y de larga duración de temperatura del agua en ríos y lagos, es difícil estimar los efectos del cambio climático sobre este parámetro. Sin embargo, los estudios disponibles parecen indicar que, en términos generales, la temperatura del agua está aumentando en los ríos (Whitehead *et al.* 2009). Por ejemplo, el análisis de 39 años de datos (período 1980–2009) en 18 puntos de muestreo en el Noroeste de EE.UU. reveló una tendencia significativa de aumento de la temperatura estival de alrededor de 0,22 °C por década (Isaak *et al.* 2012). De manera similar, las temperaturas en el arroyo Girnock Burn (Escocia) aumentaron de manera significativa para la primavera durante el período 1968–1997 (Langan *et al.* 2001). Es importante recalcar que en ambos casos no hubo aumentos significativos de la temperatura media anual, y las tendencias a largo plazo solo fueron detectadas una vez se analizaron los datos estacionales. Esta podría ser la razón por la que Pace, Bonada y Prat (2013) no encontraron cambios significativos en la temperatura media anual del agua en dos tramos de la cuenca del Río Llobregat (Cataluña, España) para el período 1995-2008. Aunque un estudio de 20 grandes ríos de EEUU sí registró un aumento significativo de la temperatura media anual a un ritmo de 0.009–0.077°C por año (Kaushal *et al.* 2010). En cualquier caso, parece conveniente registrar datos de temperatura del agua con una frecuencia elevada (idealmente en intervalos de minutos, para poder capturar los cambios en las fluctuaciones diarias de la temperatura).

En cuanto a las predicciones futuras, dada la mencionada escasez de datos, de momento se basan en gran medida en las correlaciones entre la temperatura del agua y la temperatura del aire. Aunque la temperatura del agua en los ríos no depende exclusivamente de la temperatura del aire, sino también de otras variables como el caudal (Isaak *et al.* 2012; Kamarianakis *et al.* 2016), ambas suelen estar relacionadas (Langan *et al.* 2001). Basándose en esta correlación los modelos prevén aumentos significativos en las temperaturas que podrían afectar de forma severa a la disponibilidad de hábitats. Por ejemplo, se han previsto aumentos de entre 2.4 °C y 4.7 °C para ríos de EE.UU si se doblase la concentración actual de CO_2 atmosférico, y el aumento podría llegar hasta 6 °C si se toma en cuenta la probable reducción en la cobertura de vegetación de ribera (Stefan and Sinokrot 1993). Sin embargo, es importante tener en cuenta que el uso de la temperatura del aire para predecir la temperatura del agua en ríos ha sido puesto en entredicho (Arismendi *et al.* 2014) y sería mucho más conveniente utilizar datos reales de temperatura del agua en ríos para desarrollar predicciones de cara al futuro.

Por lo que respecta a los lagos, las variaciones en la temperatura del agua pueden reflejarse, entre otras, tanto en la actividad de los organismos y sus implicaciones biogeoquímicas (p. ej. (Morant, Picazo, Rochera, Santamans, Miralles-Lorenzo, and Camacho 2020; Morant, Picazo, Rochera, Santamans, Miralles-Lorenzo, Camacho-Santamans, *et al.* 2020), como en su abundancia y distribución (Cabrerizo *et al.* 2020), además de en la estructura física de la masa de agua (Granados *et al.* 2020). Las primeras producen alteraciones funcionales que modifican, por ejemplo, al papel de los lagos y humedales en la regulación climática, a través de los cambios en la captación de carbono y en las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Por otro lado, los cambios en las condiciones ambientales afectan a las comunidades biológicas, y en consecuencia estos cambios se estudiarán mediante el seguimiento de indicadores biológicos que se refieren más adelante, pero deben ser relacionados con las variables ambientales que, como la temperatura, influyen sobre estas (Williamson *et al.* 2016). Mas especifico de este apartado es lo que hace referencia a los cambios de temperatura en el agua, que afectan a la estructura física de la columna de agua y, en particular, para aquellos lagos con condiciones morfométricas adecuadas, a su patrón de estratificación, que se ve determinado tanto por la temperatura ambiental, que regula la del agua, pero también por la incidencia del viento con sus componentes de fuerza y dirección.

En el presente informe se presentarán resultados obtenidos de **medidas *in situ* de temperatura** del agua, ya que se considera que, dada la extensión de la red y la duración del proyecto, ya se puede aportar al menos un valor descriptor de cada ecosistema, si bien es cierto que las series pueden ser excesivamente cortas como para detectar patrones de cambio global. La instalación de sensores en la red de CC ahondará en un mejor estudio de la evolución de la temperatura en este tipo de ecosistemas.

2.2 Componente química

El aumento de la temperatura del agua podría conllevar una modificación de los ciclos biogeoquímicos, por ejemplo, mediante la aceleración de las tasas de los principales procesos y ciclos de materia y energía (Camacho *et al.* 2017). Numerosos estudios apuntan a cambios en la componente fisicoquímica derivados del CC:

- En los lagos de alta montaña, la temperatura del agua también está relacionada con otras variables como el espesor y la duración de la cubierta nívea o el patrón de deshielo. En consecuencia, el aumento de la temperatura puede afectar a la duración del periodo vegetativo (favorable para el desarrollo de los productores primarios), la concentración de oxígeno disuelto en el agua, la temperatura ambiental, la estratificación del agua (Granados *et al.* 2020), etc.
- En ríos, por ejemplo, el análisis de 17 arroyos de montaña pertenecientes a las diferentes cuencas hidrográficas de España entre 1973 y 2005 reveló un aumento en las concentraciones de fósforo reactivo soluble relacionado con un aumento de la temperatura (Benítez-Gilabert, Alvarez-Cobelas, and Angeler 2010). Otras posibles alteraciones físico-químicas son un aumento en la concentración de materia orgánica disuelta y del nitrógeno inorgánico y una acidificación del agua (Monteith *et al.* 2007; Whitehead *et al.* 2009).
- Además, la disminución de caudal de los ríos asociada al CC podría llevar a incrementos de la conductividad por un efecto de concentración de las sales disueltas en un volumen menor de agua y un mayor lavado de las rocas (con la consiguiente disolución de sales) por reducciones en la cobertura vegetal (Cañedo-Argüelles *et al.* 2013; Hasler *et al.* 2016; Le *et al.* 2019).
- La concentración de CO2 o la presión parcial del mismo podrían ser objeto de seguimiento, aunque los efectos directos de éste cambio no se prevén como muy notables (Hasler *et al.* 2016; Low-Décarie, Bell, and Fussmann 2015; J. M. Moreno *et al.* 2005).
- Numerosos estudios (por ejemplo, Dhir 2015 o Reitsema, Meire, and Schoelynck 2018) apuntan a que las temperaturas más cálidas y otros factores de cambio global aumentan las concentraciones de DOC, el cual influye en el metabolismo bacteriano. Un componente del DOC, la materia orgánica cromofórica (cDOM), que incluye, entre otros, las sustancias húmicas, provoca una coloración marrón en el agua y un cambio en las propiedades y comunidades, especialmente en relación con la vegetación sumergida. Este proceso se conoce como "browning" o "brownification".
- En el caso de los lagos, se ha observado enfriamiento de capas profundas y calentamiento de capas superficiales en lagos profundos en relación al aumento de las mínimas diarias (nocturnas) asociadas al CC, sin afectar a las máximas diarias (diurnas) (Granados *et al.* 2020; Livingstone 2003; O'Reilly *et al.* 2003).

Sin embargo, se puede considerar que por el momento existen pocos datos respecto a los cambios químicos del agua en ecosistemas acuáticos provocados por el CC. Es por tanto importante generar esta información para poder determinar su relevancia.

Atendiendo a lo establecido en la DMA Y RDSE, en el presente informe se presentan los resultados obtenidos de **oxígeno disuelto, fósforo reactivo soluble (SRP), lo que equivale a ortofosfatos (PO43), carbono orgánico disuelto (COD), formas de nitrógeno inorgánico, como nitratos (NO_3), nitritos (NO_2-) y amonio (NH_4^+) además de nitrógeno total (NT), de pH y de conductividad**. Una vez más, dada la extensión de la red, se considera adecuado presentar resultados de estos parámetros, si bien es cierto que describir tendencias a la escala que se pretende estudiar será probablemente muy difícil. No obstante, se sienta una base para el estudio continuado de las mismas en una red estable.

2.3. Componente biótica

En ecosistemas acuáticos, el CC puede generar un efecto cascada: a partir de su impacto sobre el balance hídrico, incide sobre distintos procesos del ecosistema, afectando a los distintos elementos de calidad del agua y alterando el valor de sus descriptores. En relación con los elementos biológicos, estas modificaciones podrían suponer un adelantamiento de los ciclos biológicos, un desplazamiento en altitud de las especies e incluso su desaparición por la pérdida de las características de su hábitat.

A continuación, se presenta un resumen de las variables de interés en cada uno de los componentes biológicos y se incluye una explicación previa de cómo el CC puede afectar a cada uno de ellos. Las respuestas en algunos grupos biológicos son muy similiares y pueden resultar repetitivas, pero, dado que en la DMA se trabaja con los elementos de calidad biológicos para diagnosticar el estado ecológico, se ha preferido mantener esta clasificación.

2.3.1 Fitoplancton – Lagos, lagunas y humedales

Entre los distintos componentes biológicos de los ecosistemas leníticos, el fitoplancton es uno de los grupos potencialmente más sensibles a cambios relacionados con el clima, especialmente en relación a los cambios fenológicos (Thackeray *et al.* 2016) y de patrones físicos (Williamson *et al.* 2016). Esto, en combinación con el seguimiento detallado realizado hasta el momento por parte de las administraciones gestoras, supone que el potencial de dicho elemento para estudiar el CC es muy elevado.

Las proliferaciones masivas de fitoplancton pueden verse favorecidas por un aumento en las temperaturas, y podrían seguirse con un estadístico de frecuencia a nivel del territorio a modo de "variable centinela" (Havens *et al.* 2019; J. M. Moreno *et al.* 2005).

Se ha observado un aumento de la dominancia de cianobacterias en muchos lagos someros que sufren calentamiento acoplado al clima y/o incremento de nutrientes. Cabe pensar en la retroalimentación del cambio por ser las cianobacterias, además, muy competitivas en ambientes con altos índices de absorción lumínica (Havens *et al.* 2019; Kosten *et al.* 2011; Nõges, Nõges, and Laugaste 2003; Paerl and Paul 2012). En mesocosmos de fitoplancton marino se ha visto una clara relación entre el tamaño medio celular de distintas especies y la temperatura, siendo ésta inversamente proporcional (Sommer and Lengfellner 2008). También se han observado cambios en el inicio de la proliferación de fitoplancton primaveral, así como en su magnitud, lo que tiene, además, importantes efectos en el funcionamiento del lago (Winder and Sommer 2012).

Por otro lado, las especies de origen sub-tropical o tropical, como *Cylindrospermopsis raciborskii* u otras cianobacterias Nostocales, presentan características de desarrollo e invasibilidad favorecidas

por el CC (Briand *et al.* 2004b). El calentamiento global, por lo tanto, está provocando una invasión de *Nostocales* tropicales. Especies tropicales de los géneros *Cylindrospermopsis* y *Aphanizomenon* están apareciendo en Europa (Sukenik *et al.* 2012). *C. raciborskii* se ha expandido en Europa y latitudes centrales (Kokociński *et al.* 2009), mientras que *A. ovalisporum* ha aparecido en el sureste de Europa (Bazzichelli and Abdelahad 1994), y en España ha producido blooms en embalses y estanques (Cirés *et al.* 2012; Quesada *et al.* 2006). El incremento de temperatura favorece a especies tropicales frente a las nativas (Mehnert *et al.* 2010). La aparición de Nostocales tropicales podría ser un candidato a marcador del CC.

Finalmente, con el CC podrían darse cambios en la abundancia relativa entre los diferentes grupos funcionales. Los distintos codones (grupos funcionales) establecidos en la literatura muestran preferencias en cuanto a distintos parámetros, como la época de mezcla, la intensidad de la estratificación, la temperatura, etc. (Padisák, Crossetti, and Naselli-Flores 2009; Reynolds *et al.* 2002).

Todas las métricas propuestas podrían calcularse con los datos obtenidos en los 2 muestreos anuales como parte del seguimiento llevado a cabo por los organismos de cuenca: recuentos y cálculos de biovolumen a nivel de especie (siempre que se pueda), y medida de las concentraciones de clorofila-a en el agua. Si bien es cierto que en muchos casos los biovolúmenes asignados a los individuos de cada especie se asignan, según el protocolo MFIT-2013, en base a los volúmenes celulares estandarizados descritos en TAXAGUA, los instrumentos necesarios para el cálculo individual en cada muestra son intrínsecos a la metodología del recuento. Esto permitiría calcular biovolúmenes individuales, si bien no en todas las muestras, sí en las suficientes como para poder evaluar cambios en el tamaño de las células, por lo que sería necesaria una modificación en NABIA para que esos datos estén disponibles a partir de los programas de seguimiento del estado ecológico.

De forma adicional, la posibilidad de realizar un seguimiento temporal mucho más detallado de la evolución de la concentración de clorofila mediante teledetección (p.ej. Doña *et al.* 2014, 2015) permitiría mejorar enormemente la resolución temporal y el número de masas de agua consideradas.

En el presente informe analizaremos los resultados de **clorofila como medida de abundancia acompañada del biovolumen total (detección de blooms en la red), la proporción de cianobacterias** y haremos una revisión de los taxones presentes para identificar posibles **especies invasoras** de fitoplancton tropical y subtropical.

2.3.2. Diatomeas – Ríos

Respuestas generales

La reducción en el caudal (un proceso que podría llamarse lentificación, Sabater 2008) supone un cambio físico que puede asociarse a una menor dilución, además de favorecer temperaturas más altas del agua. El aumento de la temperatura y la disminución del volumen del agua pueden favorecer los procesos de estratificación (en lagos) y tiempos de residencia hidráulicos más largos (en sistemas fluviales). En estas situaciones, se podría esperar -en general- una mayor producción de algas, una proliferación de cianobacterias, y una disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto. Las concentraciones de nutrientes resultantes pueden reducirse en paralelo al mayor crecimiento de la biomasa de las algas. Sin embargo, las respuestas a nivel de comunidad son necesariamente menos generales. Las consecuencias que pudieran ser esperadas sobre la estructura de las comunidades biológicas incluyen:

- Pérdida de riqueza y diversidad local, que afecta al número y la proporción de especies en la comunidad (no está claro si serán más afectadas las especies raras o las más abundantes).
- Variaciones en la diversidad beta (dirección poco clara, pueden ocurrir varias posibilidades).
- Cambios en la composición de rasgos y diversidad de la comunidad biológica.
- Variación en las proporciones entre taxones especializados y generalistas.

Es también necesario destacar que cualquier descripción del papel de las especies en relación con los efectos del CC debe considerar datos ambientales sobre temperatura e hidrología (Falasco, Piano, and Bona 2016).

Con respecto al componente algal (incluyendo las diatomeas), la literatura detalla varios patrones de respuesta, así como también muestra relevantes lagunas de conocimiento. A continuación, se detallan por separado las respuestas conocidas para los principales factores asociados con el CC y que afectan a los ecosistemas fluviales, es decir, la reducción del flujo y el aumento de la temperatura. Dado que el objetivo de la investigación es sobre los sitios de referencia y su respuesta al CC, la relevancia de las presiones químicas antropogénicas o la alteración del hábitat se han considerado circunstanciales.

Respuestas a la temperatura

Los modelos que usan las diatomeas para inferir cambios en la temperatura del agua a partir de los testigos de sedimentos en sistemas lacustres son menos relevantes que los realizados con salinidad, pH o nutrientes (Anderson 2000). Esta restricción también es aplicable al fitoplancton contemporáneo. Litchman *et al.* 2010 describen como características las respuestas fisiológicas de las especies individuales a la temperatura (Litchman *et al.* 2010). Así, es posible observar cambios en el tamaño celular promedio, el tamaño del organismo, el contenido de carbono y nitrógeno celular, la tasa de absorción de fosfato, el metabolismo del nitrógeno, la relación C:N, y el contenido de clorofila. La relación entre la temperatura y la tasa de crecimiento en el fitoplancton comúnmente sigue una forma de aumento lento (no lineal normalmente) hasta llegar a la temperatura óptima, seguido de una disminución rápida en el crecimiento a temperaturas superiores a este óptimo. Los parámetros generalmente considerados en la literatura incluyen la tasa de crecimiento máxima, la temperatura óptima para el crecimiento y el rango de temperatura (Bestion *et al.* 2018), todos ellos característicos a diferentes especies (y cepas).

En lagos, las temperaturas más altas se han relacionado con el aumento en la proporción de cianobacterias (Carey *et al.* 2012) con respecto a otros grupos. En ríos, estas relaciones no están bien definidas, pero podría esperarse que las temperaturas más altas (asociadas a un flujo bajo) favorezcan las algas verdes y algunas cianobacterias (Sergi Sabater 2008). Usando diatomeas, también en lagos, Reavie *et al.* 2016 identificó el cambio en la dominancia de varios taxones de *Cyclotella* y los asoció a los cambios en la temperatura y la profundidad de la termoclina (Reavie *et al.* 2016). Estos patrones son mucho más difíciles de encontrar en los ríos, donde no se puede establecer un perfil y una datación tan detallados como en aquellos sistemas.

A pesar de estas dificultades, se han descrito cambios en la composición de especies de diatomeas que pueden atribuirse a cambios en la temperatura de las aguas circulantes (Fell *et al.* 2018). Este estudio mostró que algunas especies de diatomeas fueron favorecidas por el cambio en la cubierta de hielo en los glaciares, mientras que otras fueron afectadas negativamente. Algunas especies altamente sensibles a temperaturas muy bajas (por ejemplo, *Caloneis lancettula* y *Eunotia trinacria*) se encontraron exclusivamente en sitios con una restante alta proporción de cobertura glaciar. Otros se vieron favorecidos por

la disminución y se encontraron solo en sistemas alimentados por agua subterránea (0% de cobertura de glaciares). Estos incluyeron los taxones *Chamaepinnularia mediocris, Cymbella parva, Gomphonema angustatum, Gomphonema calcareum, Meridion circulare, Reimeria sinuata* f. *antiqua* y *Stauroneis agrestis*. Esta observación abre un espacio interesante sobre el uso de la composición de especies como indicador a cambios de temperatura del agua; sin embargo, es posible que sea complejo atribuir cambios en la composición de las especies cuando los gradientes son más suaves.

Respuestas a la sequía y a la desecación

Uno de los posibles efectos del CC es la mayor frecuencia de períodos de caudales bajos. Estos bajos flujos, de continuar, pueden conducir a la desecación, lo que causa un estrés importante para las células que se someten a fuertes presiones osmóticas e incluso a la lisis celular. El bajo flujo y la desecación son fuerzas de selección que favorecen a los microorganismos adaptados. El secado y la rehumectación inducen lisis celular que altera la composición de la comunidad microbiana y grandes reducciones en la actividad microbiana y la biomasa (Timoner *et al.* 2014).

Las respuestas a la interrupción del flujo se pueden ver en la composición de la comunidad, así como en la alteración de los rasgos de las especies respectivas. En el valle de Taylor, Antártida (Stanish *et al.* 2012), se observaba un gradiente de circulación que se correspondía a especies adaptadas de diatomeas (por ejemplo, *Psammothidium*, *Diadesmis*, en los cursos menos intermitentes; *Luticola* en los más intermitentes; *Hantzschia* en cursos con frecuencias de flujo más moderadas).

La desecación no es homogénea en el canal fluvial y en su profundidad, y puede producir un gradiente que va desde cuerpos de agua permanentes hasta sedimentos temporalmente mojados. Se han descrito (Souffreau *et al.* 2013) cambios en las diatomeas bentónicas, asociados a este gradiente. Hay un cierto número de morfoespecies de diatomeas confinadas, en gran parte, a suelos o sedimentos húmedos, que podrían denominarse "terrestres". Varios mecanismos explican que las diatomeas puedan hacer frente a la desecación y a las fluctuaciones de temperatura en sus hábitats: mecanismos de protección como la excreción de polisacáridos extracelulares, la acumulación de metabolitos, o estrategias de migración (esto implica una potencial (re) colonización desde parches cercanos). En algunas especies, se pueden encontrar fases de reposo (células en reposo, esporas), lo que no solo les permite persistir localmente a lo largo del tiempo, sino también dispersar y colonizar nuevos parches de hábitat adecuados. Se ha detectado que algunos taxones (*Achnanthes coarctata*, *Luticola* spp., *Hantzschia amphioxys*, *Pinnularia borealis* o *Mayamaea atomus*) sobreviven a períodos más largos de desecación en forma de fases de reposo, pero también por sus gruesas paredes celulares que aseguran un mayor aislamiento del medio externo. Cabe también indicar que la respuesta de las células solitarias es mucho más extrema que en células protegidas por biofilms, y entre estos a los más gruesos que permiten una mayor capacidad de refugio a la escala de las células. Souffreau *et al.* 2010 indica asimismo que las cepas terrestres de algunas diatomeas tienen una capacidad de supervivencia a la desecación mayor que las propias de la misma especie, pero de origen acuático. Entre éstas cuenta *Rhopalodia gibba* y *Cymbella subaequalis.* En algunos casos, pocos, se han descrito formas de resistencia en diatomeas de las aguas continentales. Entre ellas se cuenta la especie *Craticula cuspidata*, que configura formas de resistencia en el caso de desecación y se recupera con la rehidratación (Souffreau *et al.* 2010). La formación de formas de resistencia es difícil de detectar, ya que las células vegetativas son morfológicamente muy parecidas a las resistentes (McQuoid and Hobson 1996), y la diferencia se define en lo fisiológico. Por ello, la atribución de estas formas de resistencia se puede efectuar solamente en base a estudios previos y revisiones, que dejan profundas lagunas de conocimiento ya que difícilmente son exhaustivas.

En entornos menos extremos, la detección de estos patrones es mucho menos evidente. Piano *et al.* 2019 no encontraron respuestas claras de las diatomeas a la sequía utilizando formas de vida y ecomorfotipos (B-Béres *et al.* 2017; Piano *et al.* 2019); sin embargo, se pudieron detectar respuestas en los invertebrados.

Los rasgos biológicos pueden complementar la información asociada a los cambios en la composición de la comunidad. Los rasgos surgen como innovaciones a lo largo del árbol de la vida y tienden a ser compartidos por especies que tienen ascendencia común y que a menudo muestran similitudes en las preferencias ambientales. El uso de rasgos puede tener un papel relevante en la identificación de respuestas de células de algas al CC. En el fitoplancton se ha indicado lo siguiente: tamaño de algas, forma, fagotrofia, demanda de sílice, motilidad, fijación de nitrógeno, tasas de crecimiento, toxicidad, etapas de reposo, morfología multicelular, adquisición de nutrientes y luz, tipo de reproducción, ultraestructura (estructura tilacoide, cromosoma número, tamaño del genoma), tipo de pared celular, mucílago, aerótopos, simetría (simétrica, asimétrica), polaridad (isopolar, heteropolar), enrollamiento (recto, enrollado), etapas de la vida (zoosporas), tipos de toxinas (neurotoxinas, hepatotoxinas, dérmica toxinas), moléculas tóxicas (p. ej., anatoxina-a, saxitoxinas), tipo de filamento (filamento, pseudofilamento), ramificación de filamento (verdadero, falso, no ramificado), tipo de ramificación de filamento, preferencia de hábitat (marino, agua dulce, terrestre) y tipo de comunidad (pelágico, bentónico) (Litchman *et al.* 2010). En las algas bentónicas, algunos de estos rasgos también podrían considerarse (Wu *et al.* 2019) como indicadores de la respuesta al CC:

- Formas de vida (unidas por almohadillas de mucílago, unidas por pedúnculos, adnatas, pioneros, filamentos).
- Tamaño (nano, micro, meso, macro, grande).
- Gremios (perfil bajo, perfil alto, móvil o planctónico).

Además, cabe considerar la formación de fases de reposo (células en reposo, esporas) y la frecuencia de aparición de especies con paredes gruesas (morfologías sub aéreas), que pueden indicar una mayor capacidad de resistir los cambios hídricos. Ésta última requiere confirmar si las especies sub aéreas pueden ser o no indicadoras del CC.

La presencia de formas teratológicas aún se debate (Coquillé and Morin 2019)with respect to their causes and origins. These deformities, mainly observed in long-term cultures or under high levels of pollution, were poorly considered, until they were recently found to be potential indicators of toxic impairment of freshwaters. However, very little is known about their ecology. In this study, the growth and fitness of morphologically distinct descendants of the same cell line of Gomphonema gracile (teratological vs. non teratological forms y, por lo tanto, su uso requiere de una mayor investigación.

Los rasgos también están relacionados con la posición filogenética de la especie. Cuando ambas informaciones pueden estar disponibles, se refuerza el valor indicador de la sensibilidad ambiental de cada especie (Keck *et al.* 2016). Las especies estrechamente relacionadas tienen más probabilidades de exhibir una sensibilidad similar debido a restricciones filogenéticas y a la herencia. La medición y prueba de la presencia de señales filogenéticas entre especies puede reforzar la atribución potencial de éstas como indicadoras del CC.

Diatomeas como indicador de CC

Los escasos estudios que se han encontrado en la literatura muestran que las señales asociadas al CC son leves y requieren de un análisis cuidadoso. Este análisis debe centrarse en lo siguiente:

- Análisis detallado de las variaciones de la composición de especies en las comunidades de diatomeas, con el fin de evaluar los posibles cambios de especies como respuesta al CC, tanto en cuanto a la variación de temperatura como a los cambios hidrológicos. Este análisis permitirá determinar las especies más sensibles y las más tolerantes a los cambios cuando se proceda a un análisis multivariante que use las señales acumuladas en muchos puntos.
- Atribución a cada una de las especies de los rasgos biológicos que las caracterizan; especialmente por lo que se refiere a sus formas de vida, tamaño, gremios, y especialmente por la posible existencia de fases de reposo (células en reposo, esporas).

Estas características se deben cruzar con la historia hidrológica de los puntos de muestreo, que a ser posible tiene que ser lo más exhaustiva posible. La comparación con muestras históricas es asimismo una posibilidad que se debiera considerar.

En el presente informe se presentarán resultados relativos a parámetros de **riqueza y diversidad** de diatomeas, del **Índice de Poluosensibilidad (IPS)** o de su abundancia **(biovolumen)**. También, y de manera exploratoria preliminar, se monitorizaron los cambios en la abundancia de aquellas especies seleccionadas como "centinelas" del cambio climático para la selección de los puntos de la red (ver Tabla 5). Estas especies de clasificaron en ***winners*** y ***losers*** (aquellas especies que hipotéticamente mostrarían un ascenso en abundancia frente al calentamiento global, o aquellas que mostrarían un descenso, respectivamente). Las especies seleccionadas y su clasificación en *winners* o *losers* se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Listado de especies seleccionadas como sensibles al cambio climático y su condición de winner (W, aquellas especies que hipotéticamente mostrarían un ascenso en abundancia frente al calentamiento global) o loser (L, aquellas que mostrarían un descenso).

Especie	*Winner (W) Loser (L)*	Especie	*Winner (W) Loser (L)*
Achnanthidium pyrenaicum	L	*Eunotia fennica*	L
Achnanthidium rostropyrenaicum	L	*Eunotia implicata*	L
Adlafia bryophila	L	*Eunotia incisa*	L
Adlafia minuscula	W	*Eunotia minor*	L
Brachysira microcephala	L	*Eunotia mucophila*	L
Diadesmis confervacea	L	*Eunotia soleirolii*	L
Diatoma mesodon	L	*Eunotia subarcuatoides*	L
Epithemia adnata	L	*Eunotia sudetica*	L
Epithemia sorex	L	*Eunotia tenella*	L
Epithemia turgida	L	*Gomphonema lateripunctatum*	L
Eunotia arcubus	L	*Hannaea arcus*	L
Eunotia arcus	L	*Mayamaea atomus*	W
Eunotia bilunaris	L	*Meridion circulare*	L
Eunotia botuliformis	L	*Peronia fibula*	L
Eunotia exigua	L	*Sellaphora stroemii*	W

Además, se presentarán diferentes resultados de análisis basados en rasgos biológicos específicos, que pueden ser importantes en el contexto del seguimiento del CC.

2.3.3. Macrófitos – Ríos

Los macrófitos, junto con el fitobentos (diatomeas), conforman el elemento de calidad biológico (BQE) "flora acuática" que establece la DMA para la clasificación del estado ecológico de los ríos. En general, incluirían al resto de organismos autótrofos que viven en los ríos, una vez excluidas a las diatomeas y el fitoplancton. El término "macrófito" significa literalmente "planta macroscópica", lo que incluiría a cualquier organismo autótrofo de tamaño macroscópico, es decir, visibles a simple vista, ya sean individuos macroscópicos o agregados o colonias de micrófitos que adquieren tamaño macroscópico (José Luis Moreno Alcaraz, Llacer, and Heras Ibáñez 2006). Por lo tanto, los macrófitos fluviales forman un grupo muy heterogéneo constituido por grupos taxonómicos y niveles de organización muy diversos. Tienen representantes de los reinos Monera, Protista, Plantae y Fungi (si se tienen en cuenta los líquenes acuáticos). Los niveles de organización abarcan organismos *protófitos* (procariotas y eucariotas, unicelulares, colonias o agregados; representados por cianobacterias y algunas algas), *talófitos* (pluricelulares no cormófitos; algas, líquenes), *cormófitos* (plantas vasculares, con raíz, tallo y hojas; pteridófitos y angiospermas) y *briófitos* (plantas no vasculares que pueden desarrollar rizoides, caulidios y filidios, pero no verdaderas raíces, tallos y hojas, que presentan organización intermedia entre los talófitos y cormófitos; musgos y hepáticas). Como consecuencia, las formas biológicas y tipos de comunidades que forman son también muy variadas (R Margalef 1983).

Margalef 1983 distingue entre *macrófitos*, si su capacidad de transporte de sustancias es mayor de 10 cm, y *micrófitos* si es menor. Estos últimos, pueden formar principalmente dos tipos de comunidades de tamaño macroscópico, típicas en ríos y actualmente incluidas dentro del grupo elemento de calidad biológico "macrófitos": *pecton* (tapetes discontinuos delgados, láminas, almohadillas, costras, pulvínulos, masas globulares, sobre sustrato compacto; cianobacterias y algunas algas) y *plocon* (organismos filamentosos fijos al sustrato por su base, accidentalmente desprendidos flotando; algas). Las plantas vasculares se suelen clasificar en *pleustófitos* (flotantes, usan CO_2 atmosférico), *rizófitos limnófitos* (sumergidos, usan C inorgánico disuelto), *rizófitos anfífitos* (hojas sumergidas y flotantes) y *helófitos* (hojas y tallos emergidos) (R Margalef 1983). También se utiliza el término *hidrófito* para las plantas vasculares que completan su ciclo biológico con toda su masa sumergida o flotando en el agua (S Cirujano *et al.* 2014).

Esta gran heterogeneidad de tamaños, formas, comunidades y su diferente grado de dependencia del agua complica el muestreo y la cuantificación de la abundancia o coberturas y, a la vez, dificulta su tratamiento como grupo homogéneo indicador de presiones. Recientemente, se ha publicado un protocolo de muestreo e identificación de macrófitos en ríos vadeables (Confederación Hidrográfica del Ebro 2018), donde se pondera la abundancia según la escala de tamaño de las especies, y se recoge un listado actualizado de los macrófitos recolectados en las campañas de muestreo de seguimiento del estado ecológico de las cuencas españolas según la DMA. El listado refleja la diversidad de grupos taxonómicos considerados en el elemento BQE macrófitos fluviales: 20 géneros de cianobacterias, 61 géneros (especies en el caso de géneros monoespecíficos) de algas, 33 especies de briófitos, 2 especies de pteridófitos y 59 especies de fanerógamas (15 helófitos y 44 hidrófitos).

En cuanto a la respuesta a las presiones, puede ser diferente según el grupo considerado. Las plantas vasculares, y especialmente los helófitos, pueden responder con mayor claridad a las modificaciones hidromorfológicas del cauce (sedimentación, pendiente de las márgenes, canalización, régimen de caudales) ya que necesitan espacio en las orillas, y un suelo adecuado para enraizar y obtener nutrientes. Sin embargo, las cianobacterias, algas y briófitos que viven sumergidos, no poseen raíces para absorber nutrientes del suelo, y suelen responder mejor a las condiciones fisico-químicas del agua, incluyendo los nutrientes disueltos (mineralización, eutrofización, estado trófico).

En relación al tiempo de respuesta a las presiones, tampoco es homogéneo dentro del grupo. Así, las plantas vasculares responden a medio y largo plazo (meses, años), mientras que las cianobacterias y algas (comunidades de *pecton* y *plocon*) suelen responder más a corto plazo (semanas). Por todo ello, diversos autores han debatido si estudiar independientemente las comunidades de plantas superiores del resto (*pecton*, *plocon*), o si estudiarlas juntas, principalmente debido a un problema de escala (R Margalef 1983). Si se estudian separadamente se retiene una mayor flexibilidad y siempre es posible considerar a la vegetación total como el resultado de la superposición, en grado diverso en cada punto, de estratos distinguibles (R Margalef 1983).

En conclusión, los macrófitos fluviales pueden ser utilizados como potenciales centinelas de los efectos del CC, ya que pueden responder a presiones a corto, medio y largo plazo, ya sean hidromorfológicas o fisico-químicas, presiones que pueden ser originadas y/o alteradas por el CC. En los siguientes apartados se analizan los diferentes grupos de macrófitos, con indicaciones sobre su posible utilización como marcadores de los efectos del CC.

Cianobacterias

La mayoría de los estudios sobre el efecto del CC en cianobacterias se han realizado sobre el fitoplancton de lagos y océanos. Una reciente revisión ha sido realizada por Pathak y colaboradores (Pathak *et al.* 2018). En general, los efectos fisiológicos del CC sobre las cianobacterias fluviales podrían ser similares a los obtenidos en lagos y océanos, por lo que a continuación se comentan los efectos más constatados en estos procariotas fotosintéticos.

El incremento de la temperatura junto con el aumento de nutrientes produciría un aumento sinérgico en la abundancia de cianobacterias (Kosten *et al.* 2012). El aumento de temperatura de los lagos, nutrientes y descenso de escorrentías provocaría un incremento en la abundancia relativa de cianobacterias (J. A. Elliott 2012). Por otra parte, los blooms de cianobacterias se incrementarían con el calentamiento global (Paerl and Huisman 2008; Paerl and Paul 2012) dado que su temperatura óptima fotosintética y su crecimiento son más altos que en las algas eucariotas (Castenholz and Waterbury 1989). El incremento de las sequías y de salinidad del agua puede aumentar la predominancia de cianobacterias y la ocurrencia de blooms, debido a su mayor adaptación a condiciones extremas (Crusberg and Eslamian 2017).

Sin embargo, el aumento de radiación ultravioleta UV-B (280-315 nm) asociado al CC, provocaría una disminución de la actividad fotosintética y de la fijación de nitrógeno en las cianobacterias (Lesser 2008), así como destrucción de membranas celulares (Y.-Y. He and Häder 2002) y ADN (Singh, Häder, and Sinha 2010). El resultado de la interacción entre aumento de temperatura, CO_2 y UV-B en cianobacterias debe de estudiarse con mayor profundidad (Häder *et al.* 2015; Pathak *et al.* 2018). En ríos puede también considerarse lo descrito en el apartado de fitoplancton relativo a las cianobacterias nostocales de origen subtropical y tropical.

Nostochopsis lobata es una especie de distribución principalmente tropical, que habita en África (Frémy 1929), América del Sur y del Norte y Australia (Branco, Necchi Júnior, and Branco 2001; Caceres 1973; Sarma and Chapman 1975), y Asia (Desikachary 1959; Geitler 1932; Peerapornpisal et al. 2006; Tiwari 1978). En Europa ha sido recolectada muy escasamente, existiendo solo cuatro citas en ríos cálidos de Francia (Frémy and Feldmann 1934), Córcega (Hoffmann 1990), Italia (Del Grosso 1977) y España (Moreno et al. 2013; Moreno, Aboal, and Monteagudo 2012). En todos los casos son citas en un solo punto y recolectadas una sola vez. Es una especie que crece abundantemente en zonas tropicales donde tiene su óptimo climático, mientras que en zonas no tropicales parece que su aparición es más efímera, formando colonias de pequeño tamaño y en escasa abundancia (Moreno et al. 2013; Moreno, Aboal, and Monteagudo 2012).

Sin embargo, en los últimos años se está recolectando con más frecuencia y recurrencia en España, en concreto en las cuencas del Guadalquivir, Guadiana y Galicia Costa (Andrés Mellado, com. pers.). Ello podría significar que las condiciones ambientales son cada vez más favorables, probablemente como consecuencia del CC. Podría constituir un marcador de CC, como especie tropical en expansión en los ríos españoles.

En ríos, se ha comprobado que la riqueza de cianobacterias disminuye con el incremento de contaminación río abajo, principalmente con el SRP (Perona, Bonilla, and Mateo 1998), mientras que su abundancia y proporción con respecto a otros grupos aumenta con el aumento de nutrientes (N y P) (Fisher *et al.* 1982; Mulholland *et al.* 1995). En un estudio sobre tapetes de cianobacterias realizado en ríos del centro-sur peninsular (Monteagudo and Moreno 2016) se identificó una comunidad que habita en ríos silíceos fríos de alta montaña, en condiciones naturales o de referencia: *Coelodesmium wrangelii*, *Nostoc caeruleum* y *Microcoleus fonticola*. Podrían considerarse marcadores del CC como estenotermos de aguas frías, candidatos a ser desplazados a altitudes mayores a medida que aumente la temperatura media del agua.

Macroalgas

Existen numerosos trabajos sobre algas carófitas en España, sintetizados en la monografía de Flora Ibérica (Santos Cirujano *et al.* 2008). La mayoría de los estudios han sido realizados en aguas lénticas, como lagunas y una gran variedad de tipos de humedales (Cirujano Bracamonte 1990, 1995; Santos Cirujano and Medina 2002).

Los efectos del CC sobre las algas carófitas han sido analizados en algunos estudios, pero al igual que otros macrófitos se refieren a medios leníticos. Joye and Rey-Boissezon 2015 aplicaron modelos de distribución de especies a un escenario de CC en Suiza y obtuvieron que la mitad de las especies modelizadas aumentarían su distribución (*Chara hispida, C. vulgaris, C. globularis, C. aspera, C. strigosa* y *C. intermedia)* mientras que la otra mitad disminuirían (*C. contraria, C. virgata, C. tomentosa, Nitella opaca y N. obtusa*). El tamaño de los cuerpos de agua y la temperatura (media de julio) fueron las variables que más influyeron en los modelos de distribución. Así *C. strigosa* tuvo el rango más estrecho y frío de temperatura (11-12°C), resultando ser un estenotermo especialista de aguas frías, mientras que *C. hispida, N. obtusa, C. globularis, C. contraria* y *C. aspera* mostraron un rango más amplio de temperatura, con óptimos en torno a 20°C.

El éxito de las especies puede estar relacionado con los rasgos ecológicos que presentan (Auderset Joye and Rey-Boissezon 2015). Así las especies con alta fertilidad que producen muchas esporas resistentes tendrían ventajas en el nuevo escenario de CC (*C. aspera, C. contraria, C. globularis* y *C. vulgaris*), así como las especies más resistentes a la desecación (*C. aspera, C. hispida and C. vulgaris*). En los ríos ibéricos, las especies de carófitos más frecuentes son *C. vulgaris* (y variedades), *C. hispida* y *C. globularis*, que son especies adaptadas a la desecación y fluctuaciones del caudal. *C. vulgaris*, la más común en los ríos españoles, es una especie resiliente a la desecación (Van Geest *et al.* 2005), asociada a cuerpos de agua frecuentemente perturbados (Bornette and Arens 2002).

El aumento de la cobertura de especies más resilientes a las perturbaciones podría constituir un marcador de efectos del CC (*C. vulgaris*, *C. hispida*, *C. globularis, C. aspera*). Podrían seleccionarse algunas estaciones donde estas poblaciones estén bien representadas para realizar un seguimiento de la variación en coberturas.

En cuanto a las macroalgas fluviales distintas a los carófitos, existen pocos trabajos extensivos enfocados a su uso como bioindicadores de estado ecológico de los ríos, destacando los más recientes realizados en la cuenca del Ebro (Tomás Giménez 2016) y en Castilla-La Mancha (Monteagudo and Moreno

2016). Los diferentes índices tróficos de macrófitos fluviales publicados en España recogen las algas más frecuentes, principalmente a nivel de género (Arnau *et al.* 2015; Moreno *et al.* 2008; Moreno, Llacer, and Heras Ibáñez 2006; Moreno, Navarro, and de las Heras 2005). El nuevo protocolo de muestreo e identificación de macrófitos (Confederación Hidrográfica del Ebro 2018), recoge 55 géneros de algas (excluidas las carófitas y cianobacterias).

Entre los posibles candidatos a marcadores de CC se encuentran las siguientes especies:

- *Hydrurus foetidus*, *Bangia atropurpurea* y algunas formas de *Ulothrix zonata* normalmente no se desarrollan a temperaturas superiores a 10-15°C (R Margalef 1983). Descienden de altitud durante los meses fríos considerablemente, también como consecuencia de la velocidad de la corriente (R Margalef 1983). *Hydrurus foetidus* es un habitante exclusivo de arroyos fríos de montaña con alta velocidad de corriente de todo el mundo, en un rango de temperatura del agua entre 2-12°C (Mäggi Hieber *et al.* 2001; Krizmanić, Subakov-Simić, and Karadžić 2008; Wehr 2003) y 15°C (Starmach 1977). En España se ha encontrado en Pirineos (Busquets, Picado-Pumariño, and Hernández-Mariné 1985; Margalef 1948), cordillera cantábrica (Margalef 1950), Sierra Nevada (Sánchez-Castillo 1984) y Sierra de Ayllón, Guadalajara (Monteagudo and Moreno 2016). Tomás 2016 la encuentra en 20 sitios de la cuenca del Ebro principalmente en ríos de alta montaña de Pirineos, pero advierte que podría verse afectada por el CC.

- *Bangia atropurpurea* es en España una especie escasamente citada, mientras que en Europa es un rodófito común en tramos altos de montaña (S Sabater, Aboal, and Cambra 1989). En la cuenca del Ebro es propia de aguas dulces de montaña oligomesotróficas, que crece en zonas turbulentas y de elevada corriente, aunque puede tolerar altos niveles de eutrofia en tramos inferiores (Tomás *et al.* 2013). Su aparición en tramos inferiores más cálidos hace pensar que no podría ser un marcador estenotermo de aguas frías.

- La comunidad de pecton de arroyos de montaña (ritron) con *Hydrococcus*, *Hildenbrandia* y *Heribaudiella* (Margalef 1983), podría ser candidata a un seguimiento para estudiar los efectos del CC. *Heribaudiella* es una feofícea escasamente citada en España (Moreno *et al.* 2018) que actualmente está siendo detectada con mayor frecuencia (Andrés Mellado, com. pers.) y que podría ser de interés su seguimiento.

- *Tetrasporidium* javanicum es bastante común en zonas tropicales como India (Iyengar 1932), China (Hu 2006), Islas Hawaii (Sherwood 2004), Java, Estados Unidos y Australia. En Europa se ha citado puntualmente en República Checa, Francia, Portugal y España (Moreno *et al.* 2013). En la Península Ibérica ha sido recolectada en Alicante (Aboal and Llimona 1984), Cáceres (Marín-Murcia and Aboal 2007), Galicia (Rodríguez and Rodríguez 2007), Castilla-La Mancha (Moreno *et al.* 2013), y en numerosos ríos de la Cuenca del Ebro (Tomás *et al.* 2013; Tomás Giménez 2016) y del Guadalquivir (Andrés Mellado, com. pers.). El hábitat más frecuente en España son ríos de aguas eutróficas cálidas en tramos medios y bajos, lentos, turbios y mineralizados, aunque también ha sido encontrado en ríos de media montaña de aguas claras y contenido bajo en nutrientes. Podría constituir un marcador de CC, como especie tropical en expansión en los ríos españoles.

- *Compsopogon caeruleus* es una especie ampliamente distribuida en arroyos cálidos templados y tropicales (Kwandrans and Eloranta 2010). En la Península Ibérica las citas son escasas, creciendo principalmente en aguas salobres cerca de la costa o en ramblas salinas del sureste peninsular (Aboal 1989; Sabater, Aboal, and Cambra 1989), y ocasionalmente en aguas dulces interiores (Busquets, Picado-Pumariño, and Hernández-Mariné 1985). En la cuenca del Ebro, *C. coeruleus* se ha recolectado en numerosas localidades, correspondiendo con tramos medios caudalosos de aguas cálidas, alcalinas,

mineralizadas y eutróficas (Tomás *et al.* 2013) *C. coeruleus*, junto con *Tetrasporidium javanicum*, están consideradas como especies tropicales que podrían estar ampliando su distribución en las últimas décadas a zonas más norteñas como consecuencia del CC (Aboal 2010). Podría constituir un marcador de CC, como especie tropical en expansión en los ríos españoles.

Briófitos

En el contexto que nos ocupa, el cambio climático está provocando la llamada "mediterraneización" de la península ibérica, con la que cada vez serán más frecuentes los cursos de agua intermitentes o efímeros. Estas alteraciones en los regímenes hidrológicos pueden tener un impacto negativo en la composición de las comunidades de briófitos, claves para el funcionamiento de los ríos (Río Varela, Parra, and Seoane 2024).

Glime 2011 y más recientemente Martínez-Abaigar and Núñez-Olivera 2018, han realizado una revisión detallada de los efectos del CC en los briófitos acuáticos. Los briófitos han sido considerados más sensibles al CC que las plantas vasculares (Becker-Scarpitta *et al.* 2017) y el grupo taxonómico más en riesgo de reducir sus áreas de distribución, aunque algunas especies podrían ampliarlo (Martínez-Abaigar and Núñez-Olivera 2018; Pearce-Higgins *et al.* 2017). Ya sea ampliando o reduciendo su distribución geográfica, los briófitos serían buenos indicadores del CC ya que además presentan una respuesta rápida a sus efectos (Gignac 2001). En general, los briófitos son plantas ideales como bioindicadores de CC, debido a su sensibilidad a los cambios ecológicos (Martínez-Abaigar and Núñez-Olivera 2018).

Los briófitos acuáticos se pueden clasificar en tres tipos según su dependencia del agua (Glime 1984; Martínez-Abaigar and Núñez-Olivera 2018):

1. emergentes semiacuáticos con la base de sus talos permanetemente mojadas, pero expuestos al aire; viven en turberas (*Sphagnum* spp.), forman tobas o "tufa" (ej. los musgos *Didymodon tophaceus, Eucladium verticillatum, Palustriella commutata*, y las hepáticas *Southbya tophacea* y *Pellia endiviifolia*) o flotando en el agua como pleustófitos (ej. las hepáticas *Riccia fluitans*, *Ricciocarpus natans*).
2. los acuáticos facultativos, que viven en suelo o rocas del borde de los ríos y sufren períodos inundación por las riadas.
3. los briófitos acuáticos obligados (conocidos como *Obligated Aquatic Bryophytes*, OAB), son especies perennes que permanecen sumergidos la mayor parte del año ya sea en aguas corrientes (reófilos) o estancadas (limnófilos). Las especies más frecuentes en los ríos europeos templados son los musgos *Brachythecium rivulare, B. plumosum, Cinclidotus* spp., *Dichelyma falcatum, Fissidens crassipes, F. fontanus, F. grandifrons, Fontinalis* spp., *Hygroamblystegium tenax, H. fluviatile, Hygrohypnum duriusculum, H. ochraceum, Hyocomium armoricum, Leptodictyum riparium, Palustriella falcata, Rhynchostegium riparioides, Racomitrium aciculare, Schistidium agassizii* y *S. rivulare;* y las hepáticas *Aneura* spp., *Chiloscyphus polyanthos, Jungermannia atrovirens, J. exsertifolia* subsp. *cordifolia, J. pumila, Marsupella emarginata, Porella cordaeana, P. pinnata* y *Scapania undulata*) (Martínez-Abaigar and Núñez-Olivera 2018). Sin embargo, no existe un catálogo específico de briófitos acuáticos en España.

El protocolo para el muestreo y determinación de macrófitos fluviales (Macrófitos en ríos. Protocolo de muestreo de macrófitos en ríos. M-R-MF-2025. Pendiente de publicación), incluye 34 musgos acuáticos que viven preferentemente sumergidos (27 musgos y 7 hepáticas). Un estudio sobre la flora y vegetación acuática de Castilla-La Mancha incluye un catálogo de briófitos acuáticos que recoge 22 especies de briófitos fluviales acuáticos obligados, referidos como "principalmente sumergidos" (16 musgos y 3 hepáticas) (Moreno, Ros, and De las Heras 2011). Además, los volúmenes de la Flora Briofítica Ibérica contienen información detallada sobre el hábitat de cada una de las especies presentes en la Península Ibérica (Guerra *et al.* 2018).

Mientras que los dos primeros tipos de briófitos acuáticos (emergentes semiacuáticos y facultativos) junto a los terrestres son dependientes del medio atmosférico, los OAB reflejan con mayor realidad los efectos del CC en el medio acuático ya que están influidos por la temperatura del agua, concentración de CO_2 disuelto, nutrientes y contaminantes disueltos, y están expuestos a la radiación solar que penetra en la columna de agua (UV-B) (Martínez-Abaigar and Núñez-Olivera 2018). Funcionalmente, los OAB juegan un papel importante en la producción primaria de los ríos, en los ciclos de nutrientes y redes tróficas, proveen sustrato para epífitos y refugio y alimento a consumidores, e incluso alimento directo en algunos casos (Bowden *et al.* 1999).

Los principales factores ecológicos que determinan la composición de la comunidad de briófitos acuáticos fluviales son: composición fisico-química del agua (pH, alcalinidad, formas de C inorgánico, nutrientes y contaminantes), temperatura del agua, velocidad de la corriente, caudal, turbulencia, fluctuaciones del nivel de la lámina de agua, luz, turbidez y estabilidad del sustrato (Martínez-Abaigar and Núñez-Olivera 2018). Por tanto, los principales factores de estrés son la desecación estacional, abrasión y sólidos en suspensión, movimientos del sustrato, temperaturas muy frías, limitación de nutrientes en aguas no alcalinas, limitación de CO_2 en aguas estancadas y alcalinas, radiaciones UV y fotosintéticas altas en arroyos de altitud expuestos, y las dificultades de dispersión y fijación en nuevos sustratos (Glime 2011. No se conocen briófitos que utilicen el bicarbonato como fuente de carbono inorgánico, lo cual los coloca en desventaja frente a los carófitos y plantas superiores en aguas alcalinas (Margalef 1983). En comparación con estos últimos, el crecimiento es más lento y limitado por difusión del CO_2. Por tanto, los briófitos necesitan CO_2 libre para realizar la fotosíntesis, por lo que prefieren arroyos de montaña a los tramos bajos de los ríos, ya que en arroyos de montaña las aguas turbulentas son ricas en CO_2 libre, disminuyendo su concentración en aguas lentas y alcalinas.

Los briófitos acuáticos obligados se verán desplazados por el CC a latitudes y altitudes más altas, ya que serán afectados por los siguientes factores: mayor tasa de respiración, disminución de las tasas de fotosíntesis, del CO_2 disponible y disminución de caudal, flujos alterados, sequías, alteración de la disponibilidad de nutrientes, y una mayor competición por parte de las algas y plantas vasculares (Glime 2011). El patrón de cambios estacionales, el aumento de la frecuencia de riadas y sequías y el incremento de luz solar alterarán la composición de especies de briófitos acuáticos (Glime 2011). Se ha observado que la alteración de los regímenes hídricos puede ocasionar una reducción significativa de la productividad de estos organismos, debido a la prolongación de los períodos de sequía, lo que aumentaría su tiempo de permanencia en estado inactivo (Hespanhol *et al.* 2022).

Un incremento de CO_2 atmosférico debido al CC, aumentaría el CO_2 libre en el agua, y en principio favorecería a los briófitos. Los briófitos acuáticos están adaptados a temperaturas bajas y tienen su óptimo fotosintético y de crecimiento alrededor de los 15°C (Glime 2011), por lo que un aumento de temperatura en regiones templadas puede afectar al crecimiento y disminuir su abundancia (Martínez-Abaigar and Núñez-Olivera 2018). La disminución de caudales y el incremento en extensión y duración de las sequías afectará negativamente al crecimiento y desarrollo de los OAB (Martínez-Abaigar and Núñez-Olivera 2018). Sin embargo, los AOB bien adaptados a la desecación (p.ej. *Fontinalis antipyretica* y *Rhynchostegium riparioides*) se verán favorecidos por el CC, mientras que los menos adaptados (*Jungermannia*, hepáticas foliosas en general) se verán más afectados (Martínez-Abaigar and Núñez-Olivera 2018). Por otra parte, la mayor frecuencia de riadas debido al CC, podría eliminar a los briófitos de los cauces, arrancándolos del substrato, movilizando piedras (sustratos inestables no pueden ser colonizados por briófitos) e impidiendo la fijación de diásporas (Martínez-Abaigar and Núñez-Olivera 2018).

En conclusión, los briófitos acuáticos obligados son unos bioindicadores relevantes para monitorizar los efectos del CC en los ecosistemas acuáticos (Martínez-Abaigar and Núñez-Olivera 2018).

Cormófitos o plantas vasculares (Angiospermas y Pteridófitos)

Los principales factores que influyen en la distribución y el crecimiento de los cormófitos en los ríos son la turbulencia y velocidad de la corriente, el régimen térmico, las características fisico-químicas del agua y del sedimento, el tipo de sustrato, la luz que penetra en el cauce (presencia de riberas), y, por último, la influencia de otra biota (White and Hendricks 2000). En general, la variación en la distribución espacial y temporal de la vegetación acuática es muy elevada de forma natural, resultando a menudo en la formación de mosaicos de "fitocenosis" que resultan primariamente de la naturaleza turbulenta del flujo en combinación con la historia a medio y largo plazo de la interacción con el sustrato (Dawson 1988).

Los cormófitos enraizados sumergidos (limnófitos, hidrófitos) obtienen nutrientes e iones tanto del agua como del sedimento, actuando como conductores entre los dos medios (White and Hendricks 2000). Pueden alterar sensiblemente la disponibilidad de nutrientes en el agua a través de procesos biológicos y fisiológicos, así como alterar el flujo del agua y la deposición de sedimentos (Sculthorpe 1967). El papel de los cormófitos es fundamental como aporte de materia orgánica y liberación de nutrientes después de su muerte, aportando además un sustrato de fijación para el perifiton (epífitos), y alimento y refugio para invertebrados acuáticos y peces (Waters 1996).

Cirujano y colaboradores recogen monográficamente la descripción, hábitat y distribución de los hidrofitos vasculares españoles (S. Cirujano *et al.* 2014). Se enumeran 47 géneros, 117 especies y 4 subespecies pertenecientes a 4 familias de pteridófitos y 27 familias de espermatófitos (fanerógamas). En el caso de los ríos no existe ningún catálogo específico de plantas acuáticas, aunque se puede considerar que la mayoría de los cormófitos citados en humedales también pueden crecer en el ecosistema fluvial, ya sea dentro del mismo cauce, en zonas de inundación de riberas o charcas marginales en contacto con el cauce principal. En general, los ríos son menos diversos en hidrófitos que los humedales, debido a que pocas plantas vasculares han conseguido adaptarse específicamente para vivir en aguas corrientes (Hynes 1970). Los géneros más frecuentes en ríos españoles son: *Potamogeton, Ranunculus, Myriophyllum, Ceratophyllum, Callitriche, Zannichellia, Lemna*.

Algunos estudios indican que la abundancia de los helófitos (macrófitos emergentes) aumentará en detrimento de las plantas sumergidas (Alahuhta, Heino, and Luoto 2011). Los modelos bioclimáticos sugieren un incremento de las plantas acuáticas emergentes y una expansión de su distribución geográfica (Dhir 2015). Así, se apunta que su abundancia se incrementará alrededor de un 25% ya que aumentará su capacidad reproductiva, producción de esporas, germinación y crecimiento (Dhir 2015). El aumento de crecimiento con la temperatura ha sido comprobado en diversos macrófitos como *Phalaris arundinacea, Potamogeton natans, Lemna major, Equisetum fluviatile, Typha* tras una exposición a temperaturas 3-7° por encima de la temperatura ambiente (Riis *et al.* 2012)25°C and 30°C.

Macrófitos sumergidos y flotantes termotolerantes que pueden crecer bajo altas temperaturas como *Hydrilla verticillata* and *Myriophyllum spicatum* se verán favorecidos por el aumento de temperatura provocado por el CC (Dhir 2015). El adelanto del período de crecimiento que predicen los modelos climáticos aumentará la biomasa y ampliará la distribución de las comunidades de macrófitos sumergidos, modificando el funcionamiento y la estructura de lagos templados norteños (Rooney and Kalff 2000).

El incremento de nutrientes puede favorecer a las plantas flotantes frente a las sumergidas (Netten *et al.* 2010). El aumento del crecimiento por un incremento en la concentración de CO_2 ha sido observado en macrófitos sumergidos como *Vallisneria americana*, *Ceratophyllum demersum* e *Hydrilla verticillata* (Alahuhta, Heino, and Luoto 2011). El incremento de la temperatura, nutrientes y la acumulación de sedimentos favorecerá el crecimiento y el aumento de cobertura de macrófitos emergentes como *Phragmites australis*, *Equisetum fluviatile*, *Typha latifolia* y *Schoenoplectus lacustris,* lo que supondrá un cambio en

la estructura de las comunidades de helófitos (Dhir 2015; Park and Blossey 2008; Partanen and Luoto 2006)littoral paludification, its occurrence, types and main environmental determinants were studied in boreal lakes with varying size (41–560km^2.

Por último, algunos cormófitos acuáticos son considerados especies exóticas invasoras en ríos. Cirujano *et al.* (2014) catalogan 21 especies de hidrófitos introducidos, 7 de los cuales consideran invasores: *Azolla filiculoides, Eichornia crassipes, Egeria densa, Ludwigia grandiflora, Myriophyllum aquaticum, Nymphaea mexicana, Pistia stratiotes* (S Cirujano *et al.* 2014). El Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras incluye además a *Elodea canadensis, Cabomba caroliniana, Elodea nuttallii,* todas las especies de *Ludwigia* excepto *L. palustris*, y todas las especies del helecho *Salvinia*. Es probable que el CC aumente la distribución de estas especies. Algunos estudios sugieren que el calentamiento global favorecerá a las plantas flotantes frente a las sumergidas (Netten *et al.* 2010). Por otra parte, un incremento de carbono orgánico disuelto (DOC) puede estimular especies exóticas invasivas como *Elodea canadensis* que podrían reducir el crecimiento de otros competidores como las algas y macrófitos sumergidos nativos (Dhir 2015).

Macrófitos de ríos como indicadores de CC

En este informe se presentan los siguientes resultados de macrófitos obtenidos para la red de seguimiento de CC en ríos: **riqueza** de taxones, **diversidad** (Shannon), **equitatividad** (Simpson), índice de macrófitos en ríos (**IBMR**), cobertura total de **helófitos** y cobertura total de **hidrófitos**, **índices de "hidrofilia"** en briófitos (*F* media, tomados de la base de datos de atributos "Bryoatt" de Hill *et al.* 2007) y en fanerógamas (*moisture*, tomado de la base de datos de indicadores *tipo Ellenberg* para plantas vasculares de Europa de Tichý *et al.* 2023). Se analizará también las tendencias temporales en la abundancia de **briófitos OAB** y, adicionalmente, de las otras dos categorías de la clasificación de briófitos por su afinidad acuática, **FAB (acuáticos facultativos) y SEB (emergentes semiacuáticos)**, de modo exploratorio.

Por otra parte, los taxones propuestos como sensibles al cambio climático (y que fueron utilizados en la selección de estaciones de muestreo de la red) fueron clasificados en ***"climate change winners"*** (cuando se espera un incremento de su cobertura y/o frecuencia) y ***"climate change losers"*** (cuando se espera una disminución). Para cada muestra se calculó entonces la cobertura total (sumatorio) de cada uno de los dos grupos de taxones.

Además, se presentarán resultados de diferentes análisis multivariantes con el objeto de detectar posibles cambios globales en la composición y estructura de las comunidades a lo largo de los 4 años que abarca el presente estudio, así como la influencia de la altitud y la latitud en estas tendencias.

Macrófitos – Lagos, lagunas y humedales

Los macrófitos (del elemento "Otra flora acuática" aplicable a lagos) son aquellas plantas acuáticas o hidrófilas visibles a simple vista, incluyendo distintos grupos taxonómicos: plantas vasculares, musgos, hepáticas y macroalgas (carófitos y otros grupos). En el caso de los lagos, se distinguen dos tipos básicos: los hidrófitos, que completan su ciclo biológico cuando todas sus partes se encuentran sumergidas o flotando en la superficie del agua, y los helófitos, que no precisan necesariamente de inundación y pueden crecen dentro de la lámina de agua o en la zona de las orillas en suelos hídricos más o menos saturados. Los macrófitos se consideran útiles para la detección y seguimiento a medio o largo plazo de presiones fisico-químicas (reducción de la transparencia del agua, variación de la mineralización y eutrofia) y de presiones hidromorfológicas (variación del nivel del agua, cambios en la duración del periodo de inundación, etc.).

Son, por tanto, potenciales centinelas de los efectos del CC ya que, como se ha señalado anteriormente, ambos tipos de factores pueden ser susceptibles de alteración por el CC.

Algunos estudios apuntan a que el calentamiento (Jeppesen *et al.* 2014) y el proceso de "browning" (Reitsema, Meire, and Schoelynck 2018), llevará a una disminución de la riqueza de macrófitos.

El CC podría favorecer la aparición de especies propias de zonas meridionales en lugares más septentrionales (Alahuhta, Heino, and Luoto 2011; Gillard *et al.* 2017). El grupo taxonómico más en riesgo de reducir sus áreas de distribución en lagos, al verse desplazados a latitudes y altitudes más altas, son los briófitos acuáticos obligados (conocidos como *Obligated Aquatic Bryophytes*, OAB), que son aquellos que permanecen sumergidos la mayor parte del año. En general, están adaptados a temperaturas bajas y tienen su óptimo fotosintético y de crecimiento alrededor de los 15°C, por lo que un aumento de temperatura en regiones templadas puede afectar al crecimiento y disminuir su abundancia. Los OAB menos adaptados a la desecación también pueden verse afectados, como las hepáticas foliosas en general, y *Jungermannia* spp. en particular. Los OAB bien adaptados a la desecación, como *Fontinalis antipyretica* y *Rhynchostegium riparioides*, podrían ampliar sus áreas y abundancias (Glime 2011; Martínez-Abaigar and Núñez-Olivera 2018). En general, las especies con ciclos biológicos rápidos, alta fertilidad y rangos ecológicos más amplios (mayor tolerancia a temperaturas altas y desecación) podrían ampliar sus rangos de distribución, como se ha predicho en carófitos para las especies *Chara hispida*, *C. aspera*, *C. globularis* y *C. vulgaris* (Auderset Joye and Rey-Boissezon 2015). En especies anuales, como *C. canescens*, el aumento de las temperaturas invernales podría alargar su ciclo vital y provocar un segundo ciclo reproductivo otoñal, aumentando su fertilidad (Calero 2018). Los modelos bioclimáticos también sugieren un incremento general de las plantas acuáticas emergentes (como *Phragmites australis*, *Equisetum fluviatile*, *Typha latifolia* y *Schoenoplectus lacustris*) y una expansión de su distribución geográfica (Dhir 2015).

Contando con una base de datos que identifique los rasgos ecológicos de las especies de macrófitos, podrían controlarse los cambios de distribución entre los distintos grupos y, sobre todo, las relaciones entre estos. Conociendo las características de sus nichos debería ser posible establecer índices de composición relativa (y/o cobertura) que resulten indicativos de estos cambios. Por ejemplo, dado que en España existen numerosos tipos de lagos temporales, la relación entre la cobertura de las plantas anfífitas y la de los hidrófitos estrictos podría cambiar. Además, el aumento de las temperaturas, unido a los procesos de "*browning*" y eutrofización, parece que favorecerá la entrada de especies exóticas de aguas cálidas (zonas tropicales) (Dhir 2015; Gillard *et al.* 2017; Jeppesen *et al.* 2014).

Varios estudios indican que los helófitos (macrófitos emergentes) se verán favorecidos por el CC, aumentando su abundancia alrededor de un 25% en detrimento de las plantas sumergidas (Dhir 2015), especialmente en ecosistemas someros (Partanen and Luoto 2006). Sin embargo, otros estudios muestran que las fluctuaciones rápidas en el nivel del agua podrían llevar a una dominancia de los macrófitos sumergidos respecto a los emergentes (H Tachet *et al.* 2000). En algunos casos, los niveles bajos de agua están relacionados con lagos completamente cubiertos de plantas sumergidas, mientras que niveles altos se relacionan con su ausencia (Jeppesen *et al.* 2014). Otros factores como la eutrofización o el *browning* podrían llevar a la disminución de la cobertura total de hidrófitos (Reitsema, Meire, and Schoelynck 2018).

El calentamiento favorece a las especies tolerantes a altas temperaturas, como *Hydrilla verticillata* y *Myriophyllum spicatum* (Dhir 2015). Igualmente, el aumento de salinidad debido a una mayor evapoconcentración o al aumento de las aportaciones de agua salada en ecosistemas costeros favorece a las especies tolerantes a altas salinidades (Merritt and Cummins 1996). Por otro lado, el aumento de las concentraciones de CO_2, favorece el crecimiento de algunas especies como *Myriophyllum* spp. y *Ceratophyllum demersum* (Dhir 2015; Merritt and Cummins 1996). Además, varios estudios apuntan al aumento de las especies flotantes y las algas filamentosas, en detrimento de los macrófitos sumergidos, debido al

incremento de la temperatura y la eutrofización (Dhir 2015; Jeppesen *et al.* 2014; Merritt and Cummins 1996). Contando con una base de datos como la antedicha, que identifique los rasgos ecológicos de las especies de macrófitos, podría controlarse el aumento de cobertura de estas especies.

En el presente informe se van a mostrar los siguientes resultados de macrófitos obtenidos para la red de seguimiento de CC: ***riqueza específica*** de taxones característicos, ***cobertura total de helófitos*** típicos y ***cobertura total de hidrófitos*** típicos, ***cobertura de hidrófitos termotolerantes***, ***cobertura de hidrófitos flotantes y algas filamentosas***, incluyendo la cobertura de macrófitos indicadores de condiciones eutróficas, y ***riqueza y cobertura de taxones exóticos***.

2.3.4 Invertebrados – Ríos

Los macroinvertebrados acuáticos, y en especial los insectos, son uno de los principales grupos en términos de abundancia y riqueza de especies en los ríos (Merritt and Cummins 1996; H Tachet *et al.* 2000). Se encuentran en todo tipo de ríos y engloban una gran diversidad de rasgos ecológicos (estrategias de vida, formas de alimentación, preferencias de hábitat, etc.). Se trata de un grupo clave para el funcionamiento del ecosistema como elemento intermedio entre los productores primarios (de los que muchos invertebrados se alimentan) y los peces (Leung, Rosenfeld, and Bernhardt 2009; McIntosh and Townsend 1996). Además, muchas especies juegan un papel importante en el procesamiento de materia orgánica mediante la descomposición de hojarasca (Graça 2001). Al mismo tiempo, se trata de un grupo gravemente amenazado a nivel global por los impactos humanos. Por ejemplo, se calcula que un 15% de las especies de Odonatos están en peligro de extinción (Sánchez-Bayo and Wyckhuys 2019). Entre estas amenazas se encuentra el CC, que podría reducir drásticamente la biodiversidad de macroinvertebrados en los ríos (Conti *et al.* 2014; Hannah 2012; Hering *et al.* 2009). Por ejemplo, alrededor de un 63% de las especies de Plecópteros europeos son susceptibles al CC (Tierno de Figueroa *et al.* 2010). Los impactos asociados al CC vienen derivados de dos factores principales: la temperatura del agua y la hidrología.

Cambios en la temperatura del agua

Los insectos acuáticos se ven profundamente afectados por la temperatura en todas las etapas de su ciclo de vida (huevos, larvas, pupas, adultos). Los cambios de temperatura son los principales impulsores del desarrollo embrionario, el crecimiento de las ninfas y la emergencia de los adultos (Haidekker and Hering 2008; Lillehamnur *et al.* 1989; Marten 1990; Resh and Rosenberg 1984; Watanabe, Mori, and Yoshitaka 1999). Además, la temperatura puede influir en la fecundidad de los adultos (Bradshaw 1980; Robin L Vannote and Sweeney 1980) y la eclosión de las puestas (J. M. Elliott 1972; Friesen, Flannagan, and Lawrence 1979). Incluso, algunas especies desarrollan mecanismos de diapausa como estrategia de resistencia a temperaturas elevadas (P. P. Harper and Hynes 1970; Khoo 1968). Así, las diferencias en temperatura entre unos ríos y otros pueden influir en las dinámicas poblacionales y determinar en gran medida la distribución geográfica de los insectos (Robin L Vannote and Sweeney 1980; Ward and Stanford 1982).

Se prevé que los cambios en la temperatura del agua asociados al CC tengan un efecto directo en las comunidades de macroinvertebrados al excederse los rangos de tolerancia termal de muchas especies (Bennett *et al.* 2018). Por ejemplo, Domisch *et al.* 2013 modelaron los rangos de tolerancia termal de 191 especies de macroinvertebrados acuáticos en ríos europeos y predijeron cambios significativos en la distribución potencial de entre el 57 y 59 % de las especies para el año 2080 según los escenarios climáticos propuestos por el IPCC. El aumento de la temperatura en muchas regiones provocará que los

macroinvertebrados busquen refugio en zonas más elevadas de temperaturas más frías (Alba-Tercedor *et al.* 2017). Esto pone en situación de especial vulnerabilidad a las especies propias de alta montaña, que no tienen la posibilidad de migrar hacia cotas más elevadas (Domisch, Jähnig, and Haase 2011; Sauer *et al.* 2011).

Cambios en el régimen hidrológico

Los macroinvertebrados acuáticos están adaptados a condiciones hidrológicas específicas. Por ejemplo, dentro de un mismo río, encontramos comunidades propias de zonas de rápidos y lentos (Brown and Brussock 1991; Scullion *et al.* 1982). Por tanto, las alteraciones hidrológicas en forma de avenidas y sequías pueden tener una enorme influencia en sus comunidades. La predictibilidad y magnitud de estas alteraciones determina la capacidad de los macroinvertebrados de adaptarse a ellas (Lytle and Poff 2004). Por ejemplo, el escarabajo acuático gigante *Abedus herberti* es capaz de predecir las avenidas que se producen durante la época del monzón en el desierto de Arizona y huye a refugiarse en cavidades de la montaña antes de ser arrastrado por la corriente (Lytle 1999; Lytle, Bogan, and Finn 2008; Lytle and White 2007). En el otro extremo del gradiente hidrológico, muchas especies han desarrollado estrategias para resistir a la sequía (por ejemplo, mediante la diapausa) en los ríos temporales de zonas Mediterráneas y áridas (Bogan *et al.* 2017; Núria Bonada, Dolédec, and Statzner 2007; Cañedo-Argüelles *et al.* 2016; Leigh *et al.* 2016). En ambos casos, se trata de estrategias evolutivas que se han desarrollado durante largos períodos de tiempo. Sin embargo, lo impredecible y rápido de los cambios hidrológicos asociados al CC no permitirá el desarrollo de dichas adaptaciones, pudiendo tener por tanto un efecto drástico en las comunidades de macroinvertebrados de los ríos. Por ejemplo, de nuevo en el desierto de Arizona (donde las alteraciones hidrológicas asociadas al CC están empezando a notarse de manera pronunciada), el cambio en el régimen hidrológico de un arroyo, que pasó de permanente a temporal, conllevó modificaciones irreversibles en la comunidad de invertebrados en forma de extinciones locales y aumentos muy significativos en la abundancia de algunas especies (Bogan and Lytle 2011).

Se espera por tanto que el aumento en la frecuencia y la severidad de los eventos hidrológicos extremos (avenidas y sequías) asociado al CC modifique sensiblemente la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados de los ríos (Alba-Tercedor *et al.* 2017; Resh *et al.* 1988; Woodward *et al.* 2016). De manera general las especies estrategas de la r (crecimiento poblacional rápido, ciclos de vida cortos, pequeño tamaño corporal) resultarán favorecidas respecto de las estrategas de la k (crecimiento poblacional lento, ciclos de vida largos, gran tamaño corporal) (Ledger *et al.* 2013; Woodward *et al.* 2015). Al mismo tiempo, es probable que las especies y poblaciones mejor adaptadas a los extremos hidrológicos (por ejemplo, las que habitan en arroyos temporales de la región Mediterránea) aumenten su distribución y que algunas especies consigan adaptarse a las nuevas condiciones hidrológicas (por ejemplo, acortando su ciclo de vida) dependiendo de su plasticidad fenotípica (Núria Bonada, Dolédec, and Statzner 2007).

Macroinvertebrados de Ríos como indicador de CC

Los macroinvertebrados son muy buenos indicadores del cambio ambiental en ríos y han sido ampliamente utilizados para tal fin (Núria Bonada *et al.* 2006). Su poder indicador reside en su ubiquidad, la gran diversidad de especies y rasgos ecológicos que comprenden, su respuesta rápida a los cambios ambientales y su relativamente fácil recolección e identificación. Existen numerosos índices basados en la riqueza y diversidad de invertebrados acuáticos, así como en la composición de la comunidad en función de su mayor o menor tolerancia a determinadas variables ambientales (Birk *et al.* 2012; Buss *et al.* 2014). Más

recientemente han comenzado a utilizarse los rasgos ecológicos (estrategias de vida, formas de alimentación, preferencias de hábitat, etc.) como indicadores de cambios en la estructura de la comunidad y funcionamiento del ecosistema (Dolédec and Statzner 2008; Kuzmanovic *et al.* 2017). A pesar de la gran cantidad de índices existentes, se ha comprobado que muchos de los índices tradicionales no responden de manera adecuada al CC y es necesario desarrollar indicadores específicos para este fin (Lawrence *et al.* 2010; Munné and Prat 2011).

En cuanto a las especies indicadoras, de acuerdo con la bibliografía y bases de datos consultadas, se han identificado un total de 184 taxones de macroinvertebrados acuáticos potencialmente vulnerables al CC distribuidos en 13 órdenes. El orden con un mayor número de taxones es el de los Plecópteros (65 taxones), seguido de los Tricópteros (63 taxones), y el de los Efemerópteros (18 taxones). Es muy importante tener en cuenta que la mayor parte de esta información viene dada por modelos predictivos que, aunque son robustos, tienen unos límites de confianza limitados y determinados por múltiples factores como la cantidad de datos usados en la construcción de los modelos, las variables predictoras incorporadas o los escenarios futuros empleados en la modelización (Araújo *et al.* 2005; Araújo and Guisan 2006).

En cuanto a los índices multimétricos y unimétricos, los Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros (EPT) contienen el mayor número de taxones potencialmente vulnerables al CC. Así, la riqueza acumulada (a nivel de familia o, preferiblemente, de género) de taxones pertenecientes a estos órdenes de insectos podría ser un buen indicador de CC en ríos. De hecho, varios estudios han mostrado una relación entre la riqueza de EPT y la temperatura (Hamilton, Stamp, and Bierwagen 2010; Lawrence *et al.* 2010).

Por otra parte, es muy importante considerar el aspecto de los rasgos ecológicos ya que tienen la gran ventaja de que pueden ser estudiados de manera global, porque no dependen de la identidad de las especies (Dolédec, Statzner, and Bournard 1999; Menezes, Baird, and Soares 2010). Esto es especialmente importante de cara a la monitorización del CC, ya que muchas de las especies vulnerables tienen rangos de distribución geográfica muy restringidos (por ejemplo, arroyos de alta montaña de una determinada región de España), dificultando su recolección y limitando su uso de cara al futuro (una vez que la especie desaparece de la región de estudio deja de ser útil cómo indicadora). La información relativa a los rasgos ecológicos de los diferentes taxones se encuentra disponible al nivel de familia, y en muchos casos también a nivel de género e incluso de especie (Bonada and Dolédec 2011; Henri Tachet *et al.* 2010).

De acuerdo con la bibliografía consultada existen al menos 13 rasgos ecológicos que podrían responder de manera significativa al CC: 2 ligados a ciclos de vida, 1 al tamaño corporal, 1 a la dispersión, 1 a la forma de alimentación y 8 a preferencias ambientales y/o de hábitat. Por ejemplo, se espera que el CC traiga una reducción en la abundancia de taxones con preferencias por temperaturas bajas (Chessman 2009; Conti *et al.* 2014; Domisch *et al.* 2013; Hamilton, Stamp, and Bierwagen 2010; Hering *et al.* 2009; Poff *et al.* 2010; Stamp *et al.* 2010; Tierno de Figueroa *et al.* 2010). También se espera que se favorezcan las especies con ciclos de vida cortos (Hering *et al.* 2009; Lawrence *et al.* 2010; Sandin *et al.* 2014) y multivoltinas (Bonada, Dolédec, and Statzner 2007; Stoks, Geerts, and De Meester 2014), ya que el aumento de la temperatura permitirá a estas especies crecer suficientemente rápido como para completar sus ciclos de vida en zonas donde actualmente las temperaturas bajas son un factor limitante para ellas (Ward and Stanford 1982). A nivel de microhábitat, el CC conllevará reducciones de caudal (ver sección 2.2.2) y un aumento de la cobertura algal asociado a una pérdida de vegetación riparia y, por tanto, una mayor penetración de la luz en el lecho del río (Millán *et al.* 2011; Rivaes *et al.* 2013; Stromberg, Lite, and Dixon 2010). Esto resultará en un aumento en el porcentaje de taxones asociados a aguas lentas y a sustratos algales (Conti *et al.* 2014). Dada la relativa facilidad con la que se puede recolectar la información de rasgos ecológicos una vez que el listado de familias presentes en un punto está disponible, se recomienda su uso rutinario en la red de seguimiento del CC en ríos.

Por tanto, en base a los cambios esperados sintetizados en el apartado anterior, las variables que previsiblemente responderán al CC y que serán analizadas en el presente informe son: la **riqueza de taxones de invertebrados a nivel de género, el índice de Simpson** y el **índice de Equitatividad (Evenness)** y el **índice EPT**. Complementariamente, se analizarán las tendencias de 4 géneros identificados como sensibles al cambio climático en el *Estudio complementario* (pág.144), al observarse una respuesta robusta al gradiente climático (analizado a nivel geográfico): *Epeorus*, *Protonemura*, *Rhyacophila* y *Sericostoma*. La suma de las abundancias de estos 4 taxones por muestra fue denominada "**abundancia de cc_losers**" (ya que se prevé su disminución en respuesta al cambio climático). Además, se ha propuesto la caracterización de la comunidad de macroinvertebrados mediante la selección de **11 rasgos o *traits*, tanto biológicos como ecológicos** divididos en 59 categorías (Tabla 2).

En el citado *Estudio complementario* también se identificaron 4 categorías de rasgos o *traits* que respondían de manera inequívoca al gradiente climático-geográfico, y que, por tanto, se postulaban como posibles indicadores robustos de cambio climático. Las categorías elegidas fueron: epirhithron (de preferencias longitudinales), xenosapróbicos y oligosapróbicos (de sensibilidad a la contaminación orgánica o saprobiedad) y oligotróficos (de preferencias de nutrientes o estado trófico). La suma de los porcentajes (en tantos por 1) de estos 4 rasgos por muestra se propone como variable a analizar y se ha denominado cc_trt_loser index. Este índice está acotado de 0 a 4 (como suma de 4 tantos por uno) y, como su nombre indica, se espera que disminuya con el cambio climático.

Además, se analizan las tendencias temporales de las proporciones de organismos en cada una de las categorías de **preferencias térmicas**: psicrófilos, termófilos y euritermos (rasgo 6 en la Tabla 2).

Tabla 2. Listado de rasgos biológicos y ecológicos considerados como indicadores de cambio climático y sus categorías con los correspondientes códigos y las referencias que los avalan.

Nº	*Trait*	Categoría	Código	Referencia
1	Tamaño	≤ 0.25 cm	a1	(Henri Tachet et al. 2010)
		> 0.25-0.5 cm	a2	
		> 0.5-1 cm	a3	
		> 1-2 cm	a4	
		> 2-4 cm	a5	
		> 4-8 cm	a6	
		> 8 cm	a7	
2	Duración del ciclo de vida	≤ 1 año	b1	N Bonada and Dolédec 2011)
		>1 año	b2	
3	Nº potencial de ciclos de reproducción por año	<1	c1	N Bonada and Dolédec 2011)
		1	c2	
		>1	c3	
4	Altitud	Baja	d1	(Henri Tachet et al. 2010)
		Media	d2	
		Alta	d3	
5	Preferencia de micro-hábitat y sustrato	Pequeñas rocas	e1	(Henri Tachet et al. 2010)
		Gravas	e2	
		Arenas	e3	
		Limo	e4	
		Macrófitos	e5	
		Ramas y raíces	e6	
		Micrófitos	e7	
		Detritos orgánicos	e8	
			e9	

Nº	*Trait*	Categoría	Código	Referencia
6	Preferencia de temperatura	Psicrófilos	f1	(Henri Tachet et al. 2010)
		Termófilos	f2	
		Euritermos	f3	
7	Distribución transversal	Cauce	g1	(Henri Tachet et al. 2010)
		Ribera	g2	
		Charcos aislados	g3	
		Humedales	g4	
		Aguas temporales	g5	
		Lagos	g6	
			g7	
8	Preferencia de tramo del río	Crenon	h1	Henri Tachet et al. 2010)
		Epirhithron	h2	
		Rhithron	h3	
		Hyporhithron	h4	
		Epipotamon	h5	
		Metapotamon	h6	
		Estuario	h7	
			h8	
9	Resistencia a la sequía	Huevos, estatoblastos, gémulas	i1	(N Bonada and Dolédec 2011)
		Capullos	i2	
		Células contra la desecación	i3	
		Diapausa o letargo	i4	
			i5	
10	Forma de alimentación	Absorbedor	j1	(N Bonada and Dolédec 2011)
		Colector - recolector	j2	
		Triturador/Desmenuzador	j3	
		Ramoneador/Raspador	j4	
		Filtrador	j5	
		Perforador (plantas o animales)	j6	
		Depredador	j7	
			j8	
11	Dispersión	Acuático pasivo	k1	(N Bonada and Dolédec 2011)
		Acuático activo	k2	
		Aéreo pasivo	k3	
			k4	

2.3.5. Invertebrados – Lagos, lagunas y humedales

En general los lagos comparten familias de macroinvertebrados con los ríos, y varios de los conocimientos y propuestas pueden ser compartidos. Desafortunadamente, los conocimientos de la función y patrones estructurales de la producción secundaria bentónica en lagos, lagunas y humedales son todavía limitados y no están tan desarrollados como en los ríos. Es por ello, que la propuesta para lagos se centra en gran parte en los estudios de los ríos, teniendo en cuenta las grandes diferencias que también hay entre ellos.

Los invertebrados bentónicos son uno de los componentes clave de los ecosistemas lénticos, constituyen un eslabón esencial entre los productores primarios, los depósitos detríticos y los niveles tróficos más altos en las redes tróficas acuáticas (Scheuerell *et al.* 2002; H Tachet *et al.* 2000). La teoría ecológica predice que la estructura y el funcionamiento de las comunidades de invertebrados bentónicos cambian

según el nivel y el tipo de perturbación (Lake 2000), lo que convierte a los invertebrados bentónicos en un indicador ecológico adecuado para evaluar la calidad ecológica y la gestión de los ecosistemas lacustres. Cualquier cambio ambiental como, por ejemplo, los debidos al CC, se reflejará en cambios en la estructura y composición de la comunidad de invertebrados bentónicos.

Los invertebrados bentónicos se encuentran en todo tipo de ecosistemas lacustres y engloban una gran diversidad de rasgos ecológicos (estrategias de vida, formas de alimentación, preferencias de hábitat, etc.). Como se ha comentado en el apartado anterior de "Macroinvertebrados en ríos", se trata de un grupo gravemente amenazado a nivel global por los impactos humanos, y entre ellos, por el CC que podría reducir drásticamente la biodiversidad de invertebrados (Conti *et al.* 2014; Hannah 2012; Hering *et al.* 2009). Al igual que en ríos, los impactos asociados al CC vienen derivados de dos factores principales: la temperatura del agua y la hidrología, aunque cambios indirectos consecuencia del CC, tales como aquellos esperables en la dinámica de nutrientes, podrían ser también relevantes.

Dependiendo de las características particulares de cada ecosistema lacustre, la influencia de las presiones asociadas al CC tendrá diferente magnitud e impacto y alterará de manera diferente a las distintas poblaciones de invertebrados presentes. Por ejemplo, los cambios térmicos se verán más reflejados en los lagos alpinos permanentes, influyendo determinantemente en la composición de las comunidades de microcrustáceos, viéndose más favorecidas las especies termófilas que irán sustituyendo a las especies que viven actualmente. Sin embargo, las alteraciones hidrológicas y de calidad de las aguas se verán más reflejadas en los lagos someros (tanto permanentes como temporales, y tanto alpinos como esteparios y costeros), en los que cambiarán los ciclos de inundación y sequía, la morfología lacustre y las condiciones hidroquímicas de las aguas. Dichas alteraciones, previsiblemente, irán también acompañadas de transformaciones de la composición de las comunidades de invertebrados que incluirían especies con sus ciclos vitales adaptados a las nuevas condiciones hidromorfológicas y con tolerancia a los cambios hidroquímicos, en especial a los de salinidad.

Además de los macroinvertebrados, desde hace ya unos años, se vienen estudiando los microcrustáceos bentónicos dentro de los programas de seguimiento del estado ecológico en lagos por su gran valor indicador, y de hecho se incluyen en el índice oficial utilizado en España (IBCAEL), de modo que también se ha querido incluir su análisis particular como integrantes fundamentales de los invertebrados bentónicos en la red de estudio de la influencia del CC sobre los ecosistemas lacustres.

Los microcrustáceos incluyen las clases Branchiopoda, Copepoda y Ostracoda cuyos organismos poseen tamaños generalmente inferiores a 3 mm. La clase Branchiopoda, incluye también algunos ordenes que no son propiamente microcrustáceos, como es el caso de los Anostraca, Spinicaudata y Notostraca, cuyo tamaño es comparable al de los macroinvertebrados, pero que, por su biología y su cercanía taxonómica con el resto de los Branchiopoda, y por los objetivos del presente proyecto, se incluyen también entre los microcrustáceos.

En los lagos, los microcrustáceos aparecen en el plancton y en el bentos. La comunidad bentónica es generalmente más diversa porque su hábitat es más rico y variado en recursos vitales. Además, los microcrustáceos cumplen la totalidad de su ciclo vital en la masa de agua en la que habitan, la cual debe reunir plenamente las características necesarias para su existencia, lo que les convierte en indicadores ecológicos muy apropiados. Debido a esta característica, la composición y estructura de la comunidad de microcrustáceos tiene un significado muy importante para el cálculo del índice IBCAEL (Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente 2013) en la valoración del estado ecológico de los lagos.

Los cladóceros, gracias a que dejan restos reconocibles en el sedimento y a que su taxonomía global está bastante bien resuelta, han tenido mucho interés en estudios paleoecológicos, que son los que les

han dado más valor como indicadores, por ejemplo, de condiciones térmicas (Jeppesen *et al.* 2003), de estado trófico (Chen, Dalton, and Taylor 2010), de acidificación (Walseng, Yan, and Schartau 2003), y de condiciones hidromorfológicas (Korhola, Olander, and Blom 2000; López-Blanco, Miracle, and Vicente 2011). Los copépodos y ostrácodos han sido menos utilizados como indicadores porque dejan pocos restos reconocibles en el sedimento y se han utilizado mucho menos en paleoecología, pero también tienen su valor indicador. Concretamente en Alonso 1998, se definen comunidades características de copépodos y cladóceros de los lagos ibéricos de acuerdo con su ciclo hidrológico, y la salinidad y turbidez inorgánica de sus aguas.

Hasta el momento, el conocimiento sobre la influencia del CC sobre los microcrustáceos es muy escaso, y los estudios que existen lo hacen utilizando estos organismos, principalmente cladóceros y quironómidos, como testigos de fenómenos de CC acontecidos en el pasado (Battarbee 2000; Duigan and Birks 2000; George and Harris 1985; Lotter *et al.* 1997). Por ello son tan importantes los conocimientos que puedan desarrollarse a partir de ahora en proyectos como este, en los que se incluya el estudio de los microcrustáceos como elemento fundamental de la comunidad de invertebrados de los lagos como indicadores del CC.

Cambios en la temperatura del agua

Como se ha explicado en el apartado de ríos, los invertebrados acuáticos se ven profundamente afectados por la temperatura en todas las etapas de su ciclo de vida, hecho que determina su distribución geográfica y dinámicas poblacionales. Es por ello que los cambios en la temperatura del agua asociados al CC pueden tener un efecto directo en las comunidades de invertebrados también en los ecosistemas lénticos.

Los cambios de temperatura pueden afectar de diversas maneras: pueden excederse los rangos de tolerancia termal de muchas especies (Bennett *et al.* 2018) pueden condicionar el desarrollo de los organismos (Lillehamnur *et al.* 1989; Marten 1990; Watanabe, Mori, and Yoshitaka 1999), o influir en las dinámicas poblacionales (Haidekker and Hering 2008; Resh and Rosenberg 1984). Se ha sugerido que el aumento de las temperaturas podría cambiar el espectro de tamaño en las comunidades hacia un mayor dominio de los organismos más pequeños (Petchey *et al.* 1999), y esto tiene implicaciones importantes para las redes tróficas lacustres (Woodward *et al.* 2015).

Cabe subrayar que las variaciones de la temperatura tienen efectos sobre el metabolismo de los organismos, pero también sobre los recursos que éstos utilizan, concretamente variaciones de la producción primaria, de los detritos orgánicos y de la concentración de oxígeno en los microhábitats. Además, tienen efectos indirectos que pueden condicionar también a las poblaciones presentes como, por ejemplo, el aumento de la evapotranspiración y secado más rápido de las lagunas temporales, el deshielo más temprano en las lagunas de alta montaña, o cambios en la estratificación de los lagos. Las sinergias con otros factores podrían amplificar los efectos del CC. Por ejemplo, pueden exacerbar los impactos de la eutrofización y las toxinas, bien externas o las producidas de nuevo con la proliferación de cianobacterias fomentada por el CC al aumentar las concentraciones de contaminantes (Woodward *et al.* 2016). Así, los cambios en temperatura debidos al CC condicionarían cambios en la distribución geográfica de los invertebrados acuáticos (Sweeney *et al.* 1992; Ward and Stanford 1982).

Particularmente en cuanto a los microcrustáceos, en *Daphnia magna* se ha comprobado que la aclimatación a una mayor temperatura le permite soportar condiciones de oxigenación más bajas (Seidl, Pirow, and Paul 2005). Experimentos realizados con *Eurycercus vernalis* revelaron que con el aumento de la temperatura se potencia el incremento de las poblaciones a través de una reducción del tiempo de

desarrollo de los huevos y del adelantamiento de la edad reproductiva (Lemke and Benke 2004). El calentamiento climático posterior a la Pequeña Edad del Hielo coincidió con la alteración limnológica y del estado ecológico de los lagos alpinos, y con la colonización masiva de *Bosmina longirostris*, un cladócero anteriormente ausente en los mencionados lagos (Nevalainen and Luoto 2012).

Cambios en el régimen hidrológico

Los invertebrados acuáticos están adaptados a condiciones hidrológicas específicas; por ejemplo, hay especies adaptadas a lagunas temporales o incluso efímeras. Los cambios en el régimen hidrológico pueden tener una enorme influencia en sus comunidades.

Muchas especies han desarrollado estrategias para resistir a la sequía, se trata de estrategias evolutivas que se han desarrollado durante largos períodos de tiempo. Sin embargo, la rapidez e impredictibilidad de los cambios hidrológicos asociados al CC no permitirá el desarrollo de dichas adaptaciones, pudiendo tener por tanto un efecto drástico en las comunidades de invertebrados bentónicos. De este modo, el cambio en el régimen hidrológico de un lago, que pase de permanente a temporal, podría conllevar modificaciones irreversibles en la comunidad de invertebrados en forma de extinciones locales y aumentos muy significativos en la abundancia de algunas especies, tal como ya ha sido explicado en el apartado de macroinvertebrados de ríos.

Se espera, por tanto, que el cambio en la frecuencia y/o abundancia de lluvias asociado al CC pueda modificar la estructura y composición de las comunidades de invertebrados en algunos lagos. Al igual que podría suceder en los ríos, de manera general las especies estrategas de la r (crecimiento poblacional rápido, ciclos de vida cortos, pequeño tamaño corporal) resultarán favorecidas respecto de las estrategas de la K (crecimiento poblacional lento, ciclos de vida largos, gran tamaño corporal) (Ledger *et al.* 2013); y al mismo tiempo, es probable que las especies y poblaciones mejor adaptadas a los extremos hidrológicos aumenten su distribución y que algunas especies consigan adaptarse a las nuevas condiciones hidrológicas dependiendo de su plasticidad fenotípica (Bonada, Dolédec, and Statzner 2007).

Muchos animales son residentes permanentes que permanecen en los sedimentos de la laguna y se activan tan pronto como aparece el agua y cuando otras condiciones (por ejemplo, temperatura) son adecuadas; nacen de huevos de resistencia a la desecación que pueden permanecer en el sedimento durante meses y, en algunos casos, hasta décadas, sirviendo como lo que se conoce como un "banco de huevos". En muchas ocasiones la capacidad de esos huevos a permanecer en diapausa durante largos periodos permitirá que esas especies puedan aguantar periodos secos más extremos (de varios años) sin que se llegue a producir el llenado de la cubeta, mientras que las especies que puedan permanecer sólo unos meses en estado seco serán desplazadas cuando una sequía más extensa haga que dejen de llenarse algunas lagunas todos los años como posible efecto del CC.

Con el CC, podría darse que algunos ecosistemas lacustres permanentes pasen a ser temporales, y que los temporales permanezcan secos mayores periodos de tiempo; pero, además, otro de los factores que influirá en gran medida, serán los cambios en el periodo de permanencia del agua en la cubeta, pasando muchas de las lagunas a ser efímeras. En estas condiciones en las que el hidroperiodo es muy corto, se verán favorecidas también las especies con una mayor y más eficaz capacidad de dispersión.

Las especies migratorias con una rápida dispersión, como los insectos voladores, son los primeros colonizadores, que encuentran piscinas recién formadas y recién inundadas en tan solo 24 h (Williams 1987). Además, hay otras especies de dispersión pasiva que están especializadas en una colonización temprana de los nuevos hábitats que se inundan, como es el caso de algunos copépodos ciclopoides, que desa-

rrollan estrategias de desarrollo específicas para dominar estos ambientes efímeros (como su capacidad para almacenar esperma o su rápido desarrollo individual) como se observó en charcas temporales de nueva creación en Doñana (Frisch and Green 2007).

Los cambios en el régimen hidrológico influirán particularmente sobre los microcrustáceos bentónicos, ya que éstos son organismos exclusivamente acuáticos, aunque disponen de estrategias muy variadas para su desarrollo. Al igual que en los macroinvertebrados, las especies de microcrustáceos desarrollan preferencias por aguas permanentes o temporales. Las especies que viven en las aguas permanentes, donde hay peces, son generalmente de pequeño tamaño. En las aguas temporales con ausencia de peces aparecen especies de mayores dimensiones, particularmente los grandes branquiópodos (Anostraca, Notostraca y Spinicaudata). En los lagos permanentes el régimen hidrológico interviene en las características de las aguas (mineralización, turbidez, grado trófico) y en la hidromorfología; en estos lagos los microcrustáceos bentónicos ocupan preferentemente las zonas menos profundas y con vegetación acuática, que son las más afectadas por los cambios en el régimen hidrológico. En los lagos temporales, para que la comunidad característica y de mayor valor ecológico de microcrustáceos se mantenga, es preciso que alternen periodos húmedos y secos, sobreviviendo a los periodos secos por formas de resistencia.

Los cambios, ya sean de decremento de las aportaciones superficiales y/o subterráneas en lagos permanentes, como de aumento de los mismos tipos de aportaciones en los lagos temporales con interrupción permanente del periodo seco, pueden ser muy perjudiciales para las comunidades de microcrustáceos bentónicos. Los que afectan a los lagos permanentes que provocan reducciones de nivel, pueden dejar sin agua las zonas menos profundas ocupadas por los microcrustáceos, generalmente los litorales, lo que ha sido objeto de varios estudios (Hofmann 1998; Zawisza, Zawiska, and Correa-Metrio 2016). Los que afectan a los lagos temporales alterando de forma importante el hidroperíodo suponen la eliminación de la comunidad característica, generalmente de muy elevado valor ecológico.

Macroinvertebrados de lagos como indicador de CC

Como se ha explicado ya en el apartado anterior, los invertebrados bentónicos son muy buenos indicadores del cambio ambiental y han sido ampliamente utilizados para tal fin (Bonada *et al.* 2006; Rosenberg and Resh 1992). Su poder indicador reside en su ubiquidad, la gran diversidad de especies y rasgos ecológicos que comprenden, su respuesta rápida a los cambios ambientales y su relativamente fácil recolección e identificación. Existen numerosos índices basados en la riqueza y diversidad de invertebrados acuáticos, así como en la composición de la comunidad en función de su mayor o menor tolerancia a determinadas variables ambientales (Birk *et al.* 2012). Más recientemente han comenzado a utilizarse los rasgos ecológicos (estrategias de vida, formas de alimentación, preferencias de hábitat, etc.) como indicadores de cambios en la estructura de la comunidad y funcionamiento del ecosistema (Dolédec and Statzner 2008).

Microcrustáceos bentónicos como indicadores de CC

Las características del hábitat lacustre son los factores que en mayor medida determinan la estructura y composición taxonómica de la comunidad de microcrustáceos bentónicos. Es por esto por lo que los factores ligados al CC que más afectan a esta comunidad son los relacionados con la calidad del agua y la hidromorfología de los lagos. Muchas de las especies ibéricas se encuentran ampliamente representadas en la Región Paleártica en condiciones térmicas muy diferentes, por lo que la temperatura no parece

constituir un factor discriminante muy importante para su distribución, aunque sí para su biología; para las especies planctónicas tanto de cladóceros como de copépodos se han descrito efectos significativos de estimulación del desarrollo de las poblaciones ligados al incremento térmico (Dubovskaya *et al.* 2010).

La composición específica de las comunidades de microcrustáceos en los lagos responde fundamentalmente a tres características (Alonso 1998): la permanencia del agua (aguas permanentes y temporales), la salinidad y la turbidez inorgánica. En el caso de la reducción de la pluviometría como efecto del CC, parte de los lagos, principalmente los más someros, podrían pasar de permanentes a temporales. Y las aguas de estos lagos, en las zonas con sustratos más solubles y de tipo endorreico, incrementar su salinidad. Estas variaciones conllevarían cambios en la composición específica de las comunidades de microcrustáceos.

Para detectar los efectos de los cambios térmicos, pueden analizarse las variaciones en la composición específica de las comunidades propias de lagos de alta montaña, que serían las que potencialmente se verían más afectadas.

Podría utilizarse el IBCAEL (MAGRAMA 2013), que es un índice multimétrico de calidad ecológica para lagos, que combina el ABCO y el RIC. El ABCO considera únicamente los microinvertebrados y se calcula teniendo en cuenta la abundancia relativa de cada taxón y su valor de sensibilidad. Prácticamente todos los taxones potencialmente útiles para esta clase de seguimiento están recogidos en el protocolo del IBCAEL y sus valores de sensibilidad tienen que ver con su valor indicador para cada tipo de lago. El análisis de CC podría efectuarse considerando los lagos dentro de su tipología actual, y en los que mostrasen un empeoramiento respecto a los valores actuales, podría reformularse el ABCO cambiando su tipología de acuerdo con las modificaciones previstas y las variaciones observadas en los inventarios. En el caso de que el ABCO no mejorase, el cambio podría deberse a un deterioro por otras causas, o a que no hubiese habido tiempo para la recuperación de la comunidad característica de microcrustáceos del ecosistema acuático modificado por el CC.

En el presente informe se van a mostrar los siguientes resultados de invertebrados bentónicos obtenidos para la red de seguimiento de CC: evolución temporal de la **riqueza de géneros de crustáceos e insectos**, y de los **índices de diversidad (Simpson y equitatividad)**, estudio particular de las poblaciones de **efemerópteros, plecópteros y tricópteros (Índice EPT)**; también se aplica el índice para la determinación de **estado ecológico IBCAEL**; y, por último, se realiza un seguimiento de los taxones exóticos encontrados.

2.3.6. Ictiofauna – Ríos

En comparación con otros grupos taxonómicos, los peces de río tienen algunas desventajas, pero también varias ventajas importantes como indicadores ecológicos y herramienta para la gestión ambiental y su comunicación (Benejam, Benito, and García-Berthou 2010; García-Berthou *et al.* 2016; Simon and Evans 2017)t:

- Su taxonomía, ecología y biología en general se conocen mejor que la de algas o macroinvertebrados
- Integran múltiples perturbaciones antropogénicas a escalas temporales y espaciales más grandes. Por ejemplo, una barrera espacial (por ejemplo, un gran embalse) puede influir en la ausencia aguas arriba de una especie de pez muchos kilómetros (incluso centenares) y una comunidad de peces puede tardar años a recuperarse de un episodio severo de contaminación

- Son excepcionales para comunicar el estado ecológico y de conservación de un río al público en general por numerosas razones (mayor tamaño, ser vertebrados como los humanos, importancia de la pesca, etc.)

Además, tal y como se resume a continuación, el CC afectará enormemente a los ecosistemas de aguas continentales y especialmente a los peces continentales, por lo que es sumamente importante usar los peces como indicadores.

Efectos del cambio climático observados en los peces de río

La temperatura es un factor determinante en la distribución altitudinal de los peces y afecta de muchas maneras a los peces y muchos otros animales poiquilotermos (de sangre fría), desde el metabolismo, la actividad, la tasa de ingestión de alimento y la digestión, hasta la selección de microhábitat y la competencia entre especies (Llasat *et al.* 2008). Existen numerosas revisiones sobre los efectos ya observados o previsibles del CC en los ecosistemas acuáticos continentales (Filipe, Lawrence, and Bonada 2013; Heino, Virkkala, and Toivonen 2009; Kelley *et al.* 2018; Moss *et al.* 2009), incluidas algunas que se centran en la Península Ibérica (Achotegui-Castells *et al.* 2016; Iglesias, Estrela, and Gallart 2005; Moreno, Navarro, and de las Heras 2005) o en los peces de río (Buisson *et al.* 2010; Carlson *et al.* 2017; Comte *et al.* 2013; Jarić *et al.* 2019; Lynch *et al.* 2016), incluidos los ibéricos (Achotegui-Castells *et al.* 2016; Elvira and Almodóvar 2007; Llasat *et al.* 2008).

Los efectos del CC ya detectados en comunidades de peces continentales de fuera de la Península Ibérica son principalmente:

- En Gran Bretaña, se observaron cambios en la distribución de peces continentales entre 1970-1995, con un desplazamiento medio para 15 especies de 51 km hacia el norte y 32,7 m de altitud (Hickling *et al.* 2006).
- En Francia, el rango de distribución medio de los peces continentales ha cambiado unos 13.7 m/década a mayor altitud y se ha desplazado unos 0,6 km/década aguas arriba (Comte and Grenouillet 2013). El límite altitudinal superior en general ha aumentado unos 61.5 m/década, mientras que el inferior se ha contraído unos 6.3 km/década (Comte and Grenouillet 2013). Los peces están adaptando su distribución geográfica pero no a la velocidad a la que se produce el CC (Comte and Grenouillet 2013, 2015).
- En Francia se ha estimado que entre 1980–1992 y 2003–2009, los cambios en la distribución de peces debidos a otros impactos antropogénicos (degradación del hábitat, especies invasoras, etc.) han sido 3,2-3,7 mayores que los debidos al CC.
- En Francia se ha demostrado que las especies de corta longevidad son más resilientes al CC mientras que las de vida larga, distribución restringida o poca altitud se adaptan peor al CC (Grenouillet and Comte 2014).
- En el río Ródano (Francia), se ha observado un aumento de abundancia del barbo común (*Barbus barbus*) y el bagre (*Squalius cephalus*) y disminución de dos especies de ciprínidos más de aguas frías (el alburno *Alburnus alburnus* y *Leuciscus leuciscus*) en el Ródano, relacionados con el aumento de la temperatura (Daufresne and Boët 2007). En algunos puntos del Ródano donde se tienen series temporales largas (Daufresne *et al.* 2004; Daufresne and Boët 2007), se ha observado un aumento de la abundancia total de peces, pero especialmente de las especies termófilas, y una disminución de la equitatividad (es decir, un aumento de la dominancia de unas cuantas especies).

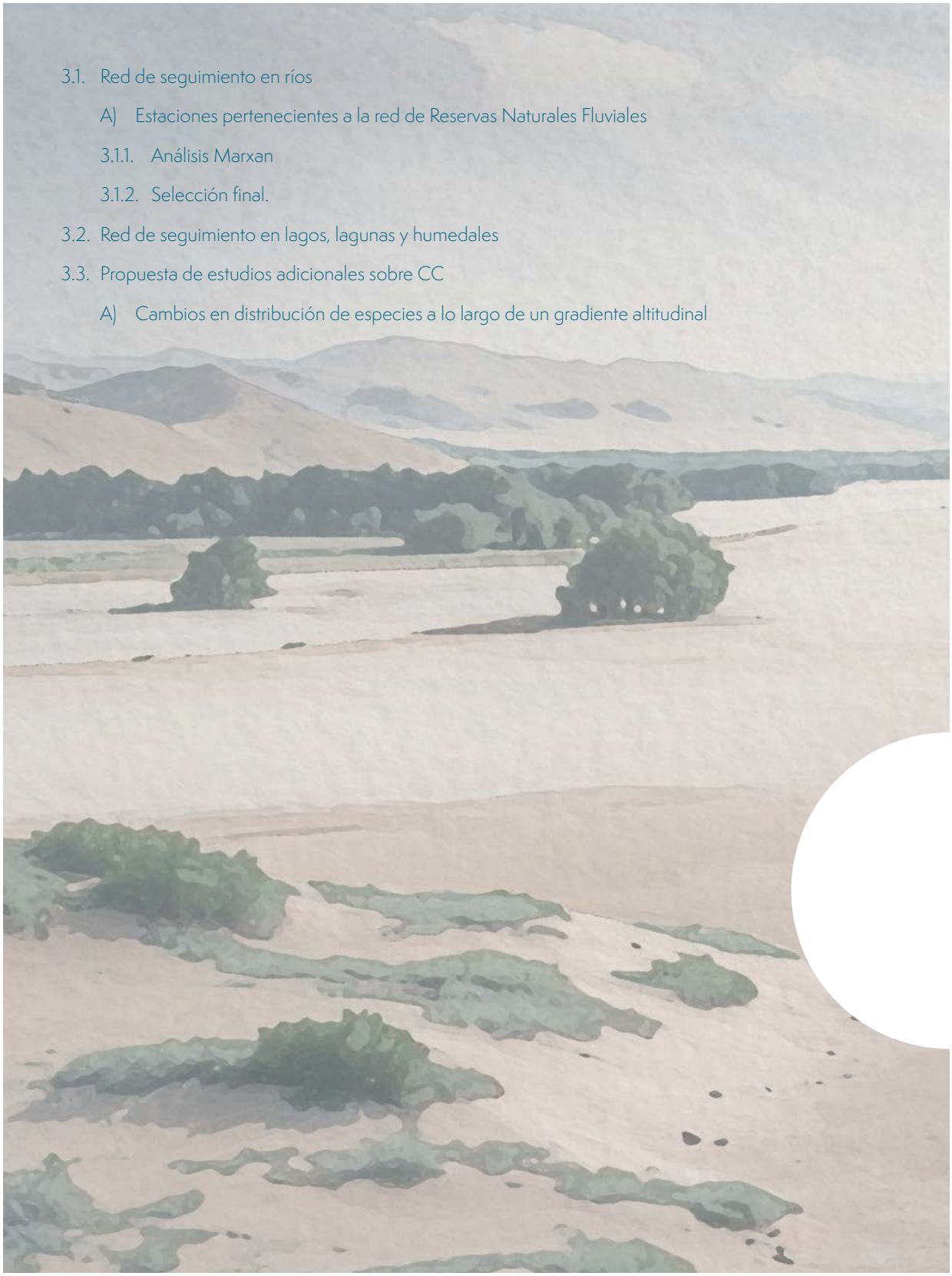
- En grandes ríos franceses, se ha observado (desde los 1980s a 2003), básicamente por el CC, un aumento de la abundancia relativa de especies de aguas cálidas, de la riqueza local (en parte por especies invasoras), una disminución de la equitatividad (es decir, un aumento de la dominancia de unas pocas especies) y un aumento de la abundancia total, sobretodo de peces pequeños (Daufresne and Boët 2007).
- En Norteamérica, se han detectado unos 15 ejemplos (Lynch *et al.* 2016) de cambios fenológicos, por ejemplo, en la reproducción y migración más temprana de salmónidos, pero también especies de otras familias. En algunos casos también van acompañados de respuestas evolutivas (Lynch *et al.* 2016).
- Aunque el clima (por ejemplo, a distintas latitudes) afecta a la demografía (supervivencia, abundancia, crecimiento o reclutamiento) de muchos peces (Carmona-Catot *et al.* 2014; Carmona–Catot, Benito, and García–Berthou 2011), los cambios demográficos atribuidos al CC en Norteamérica son más escasos (Lynch *et al.* 2016).
- En Europa se han observado también muchos cambios fenológicos (fechas de puesta y migración), especialmente en el salmón, pero también en otras especies de agua dulce, y también cambios en la biología (básicamente en la edad de maduración, crecimiento, tamaño) (Crozier and Hutchings 2014). La mayoría de estudios lo han atribuido plastificad fenotípica pero unos pocos han demostrado cambios evolutivos (Crozier and Hutchings 2014) aunque no es fácil diferenciar entre los dos (Crozier and Hutchings 2014; Merilä and Hendry 2014).
- En Norteamérica, se han detectado que cambios diferenciales en la distribución de especies y sus presas implican cambios en las interacciones ecológicas (depredación, competencia, etc.) (Lynch *et al.* 2016).
- También se han observado cambios en la fisiología de los peces que están en la base de otros efectos del cambio como los poblacionales, como, por ejemplo: exceder los límites de tolerancia térmica, reducción en la función cardiorrespiratoria, función comprometida del sistema inmune y patrones alterados en cuanto a inversión reproductiva individual (Whitney *et al.* 2016).

Los efectos del CC detectados en comunidades de peces continentales específicamente para ríos españoles son mucho menores (Moreno, Navarro, and de las Heras 2005), por la escasez de series temporales largas y monitorización. Podemos destacar:

- Las capturas de salmón (*Salmo salar)* en ríos españoles han disminuido desde cifras próximas a los 10.000 ejemplares anuales en la década de 1960 hasta sólo un 20% de esos datos en los años 2000 (Almodóvar *et al.* 2018; Elvira and Almodóvar 2007; Nicola *et al.* 2018). Ello está relacionado en parte con aumentos de temperatura en el mar (y otros cambios asociados) pero también con la sobreexplotación y deterioro del hábitat fluvial (Almodóvar *et al.* 2018; Elvira and Almodóvar 2007).
- El CC reciente ha provocado una llegada más tardía de los salmones a los ríos cantábricos, con tamaños menores para edades similares por menor crecimiento (y acumulación de lípidos) en el mar (Valiente, Juanes, and Garcia-Vazquez 2011).
- El CC reciente ha provocado un mayor *straying* (retorno a ríos distintos a los que nacieron, es decir menor *homing*) de los salmones del Cantábrico, lo que aumenta el flujo génico entre poblaciones y su homogeneización genética (Horreo *et al.* 2011).
- En España, la trucha común (*Salmo trutta*) ha visto reducida la disponibilidad de hábitat en aproximadamente un 25% (de cuadrículas UTM 10 × 10) desde los años 1850s a los 2000s (Clavero *et al.* 2017).

En cuanto a los peces de río, en base a los cambios esperados sintetizados en el apartado anterior, las variables que previsiblemente responderán al CC en la red de seguimiento en ríos son: la **riqueza de especies y de grupos funcionales**, la **abundancia de especies y de grupos funcionales**, la **estructura de tallas**, el **índice multimétrico EFI+**, el **porcentaje de individuos con anomalías** (DELT: deformidades, erosiones, lesiones y tumores) y los cambios de **distribución de especies según altitud y latitud**.

o



3.1. Red de seguimiento en ríos

A) Estaciones pertenecientes a la red de Reservas Naturales Fluviales

3.1.1. Análisis Marxan

3.1.2. Selección final.

3.2. Red de seguimiento en lagos, lagunas y humedales

3.3. Propuesta de estudios adicionales sobre CC

A) Cambios en distribución de especies a lo largo de un gradiente altitudinal

3. Establecimiento de las redes de seguimiento

Con el fin de realizar el seguimiento de los efectos potenciales del CC en los ecosistemas acuáticos epicontinentales, se deben seleccionar lugares de estudio que permitan obtener una evidencia directa de estas repercusiones, de manera lo más inequívoca posible. Para ello, se ha seguido un proceso de selección lo más completo posible que se describe a continuación.

3.1. Red de seguimiento en ríos

Puesto que los recursos disponibles para realizar el seguimiento del CC en ríos son limitados, la red de seguimiento fue diseñada de la manera más eficiente posible. Esta red incluye el máximo número de indicadores, ofrece una buena representación de todos los tipos fluviales existentes y cubre gradientes ambientales amplios. Además, es importante que el diseño de la red persiga objetivos cuantificables y concretos, utilice métodos transparentes y reproducibles y presente cierta flexibilidad de cara a ser ajustada en un futuro según varíen las condiciones ambientales, económicas y sociales. Para ello, el Protocolo de seguimiento del CC en RNFs (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico 2018) propuso establecer la red de Reservas Naturales Fluviales (RNF) como punto de partida (Ministerio para la Transición Ecológica, Catálogo Nacional de Reservas Hidrológicas). La red descrita, además, se apoya en herramientas de planificación sistemática para complementarla (Margules and Pressey 2000; Watson et al. 2011).

A) Estaciones pertenecientes a la red de Reservas Naturales Fluviales

El concepto de RNF se originó a través de la Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional, que introdujo la siguiente modificación del Texto Refundido de la Ley de Aguas en el apartado 1.b.c') del artículo 42: *La asignación y reserva de recursos para usos y demandas actuales y futuros, así como para la conservación y recuperación del medio natural. A este efecto se determinarán las reservas naturales fluviales, con la finalidad de preservar, sin alteraciones, aquellos tramos de ríos con escasa o nula intervención humana. Estas reservas se circunscribirán estrictamente a los bienes de dominio público hidráulico*. En el momento en el que se hizo la selección de estaciones existían 135 RNF que sirven como una especie de catálogo de ríos libres de alteraciones por la actividad humana y representativos de los diferentes tipos fluviales que existen en España (Urquiaga Cela and Martín Barajas 2017). Esto los convierte en lugares ideales para el seguimiento del CC en ríos (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico 2018). Dentro de esta red existen diferentes situaciones en cuanto su tipología, grado de alteración, o figuras de protección paralelas, entre otras.



Por este motivo, se plantearon los siguientes criterios de selección que debían cumplir las RNFs para que fueran susceptibles de formar parte de la red de seguimiento del CC:

1. **Presentar un régimen natural de caudales y sin presiones antrópicas**: selección de RNFs caracterizadas por contar con al menos 5 km en cabecera en régimen natural, no presentando su cuenca un nivel de impacto significativo. Esta estimación se realizó principalmente mediante información cartográfica.

2. **Encontrarse integrados dentro de Espacios Naturales Protegidos**: seleccionar reservas que se localicen en espacios naturales protegidos (Parque Nacional, Natural o Regional), situación que garantiza una mayor protección legal tanto de las reservas como de su entorno y, por tanto, una reducción de los potenciales factores que puedan alterar su estado de conservación.

3. **Presentar un excelente estado de conservación**: se seleccionan aquellas reservas que cuentan con un excelente estado de conservación. Esta información se ha obtenido mediante visitas a campo, así como por la información proporcionada por las Confederaciones Hidrográficas y por otros agentes implicados.

4. **Ser representativos de los diferentes tipos de río y de los diferentes ámbitos geográficos del territorio español**. Se cree necesario incorporar los diferentes ámbitos geográficos para testar el cambio en diferentes contextos.

Estos criterios resultaron en la selección de 36 reservas de las 135 pertenecientes a la red de RNFs. Para la selección final de puntos se comprobó si pertenecían al subprograma de referencia de los programas de seguimiento del estado de las masas de agua continentales (red de referencia), hecho que resultó en la selección de 16 reservas fluviales que se detallan a continuación en la Tabla 3.

Todas estas RNFs contienen puntos de muestreo de la red del proyecto REFCON a excepción de la reserva ES016RNF022 correspondiente a la cabecera del Saja. En esta existía un punto en la base de datos NABIA con código NO00820010 que se dio de baja el 01/05/2018, motivo por el cual no forma parte de la red REFCON. Así pues, esta reserva se elimina de la red de seguimiento del CC descrita en el presente informe. Además, la RNF Cabecera del Río Ponga (ES016RNF015) tiene dos puntos en el subprograma de referencia (NO00540009 y SE008), que pertenecen a la misma masa de agua y al mismo tipo de río. Por este motivo, se decidió eliminar uno de estos dos puntos y seleccionar el que tuviera un mayor número de taxones sensibles al CC teniendo en cuenta tanto los resultados obtenidos en la campaña de muestreo REFCON 2019 como los históricos procedentes de NABIA. En este sentido, quedó seleccionado el punto NO00540009. Así pues, los puntos que se proponen para constituir la Red de Seguimiento del CC pertenecientes a la red de RNFs son los 15 que se presentan en la Tabla 4 y en la Figura 1.

Tabla 3. RNF seleccionadas para el estudio del CC en ríos.

Código	Nombre	Demarcación	Espacio Protegido	Red de Referencia	Estación de aforo	Tipo	Origen de aportaciones	Temporalidad
ES010RNF001	Río Burbia I	Miño-Sil		Sí	SI	Ríos de montaña húmeda silícea	Pluvial oceánico	Permanente
ES016RNF014	Tramo medio del río Agüeira	Cantábrico Occidental		Sí		Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos	Pluvial oceánico	Permanente
ES016RNF015	Cabecera del río Ponga	Cantábrico Occidental	Parque Natural	Sí	Sí	Ríos cántabro-atlánticos calcáreos	Nivo-pluvial	Permanente
ES016RNF016	Río Porcia desde su nacimiento hasta su desembocadura	Cantábrico Occidental		Sí	Sí	Ríos costeros cántabro-atlánticos	Pluvial oceánico	Permanente
ES016RNF022	Cabecera del Saja	Cantábrico Occidenta	Parque Natural	Sí		Ríos de montaña húmeda calcárea	Pluvio-nival	Permanente
ES017RNF008	Ríos Urrizate-Aritzacun	Cantábrico Oriental		Sí		Ríos vasco-pirenaicos	Nival	Permanente
ES020RNF037	Alto Agadón	Duero	Parque Natural	Sí		Ríos de montaña mediterránea silícea	Nival	Temporal o estacional
ES020RNF044	Arroyo Rebedul	Duero		Sí		Ríos mineralizados de la Meseta Norte	Pluvio-nival	Intermitente o fuertemente estacional
ES020RNF050	Alto Rubagón	Duero	Parque Natural	Sí		Ríos de montaña húmeda silícea	Nivo-pluvial	Permanente
ES030RNF055	Río Jarama	Tajo	Parque Natural	Sí		Ríos de montaña mediterránea silícea	Pluvio-nival	Permanente
ES030RNF063	Río Tajo	Tajo	Parque Natural	Sí		Ríos de montaña mediterránea calcárea	Pluvio-nival	Permanente
ES030RNF079	Río Arbillas	Tajo	Parque Regional	Sí		Gargantas de Gredos-Béjar	Pluvial mediterráneo	Permanente
ES050RNF096	Nacimiento del Genil	Guadalquivir	Parque Nacional	Sí	Sí	Ríos de montaña mediterránea silícea	Nival	Permanente
ES070RNF143	Río Tus desde su cabecera hasta el balneario de Tus	Segura	Parque Natural	Sí		Ríos de montaña mediterránea calcárea	Pluvial mediterráneo	Permanente
ES070RNF147	Arroyo de la Espinea	Segura	Parque Natural	Sí		Ríos de montaña mediterránea calcárea	Pluvial mediterráneo	Permanente
ES091RNF132	Río Isuala desde su nacimiento hasta su desembocadura en el río Alcanadre	Ebro	Parque Natural	Sí		Ríos de montaña mediterránea calcárea	Pluvial mediterráneo	Intermitente o fuertemente estacional

Tabla 4. Puntos de muestreo seleccionados para el estudio del CC en ríos pertenecientes a la red de RNF.

Código REFCON	Código Punto	Nombre Punto	RNF	X (h30)	Y (h30)	Comunidad Autónoma
cn12r	NO00660002	Baztán	ES017RNF008	630756	4790937	Comunidad Foral de Navarra
cn23r	NA022	NA022	ES016RNF014	184965	4796865	Principado de Asturias
cn26r	NO00250010	POR002	ES016RNF016	183199	4818798	Principado de Asturias
cn41r	NO00540009	Aguas abajo Taranes	ES016RNF015	321661	4786115	Principado de Asturias
du04r	DU01070006	Rubagón en Brañosera	ES020RNF050	393116	4754240	Castilla y León
du10r	DU01630003	Rebedul en Canalejas	ES020RNF044	338078	4725556	Castilla y León
du23r	DURS-154	Agadón en Monsagro	ES020RNF037	221712	4488435	Castilla y León
eb27r	EB2005-BIO	Isuala/Alberuela de la Liena	ES091RNF132	744755	4672304	Aragón
gv27r	GVREF017BIO	Río Genil. Primer puente	ES050RNF096	465345	4109780	Andalucía
ms08r	NO01260017	Aguas arriba de Burbia	ES010RNF001	189565	4745952	Castilla y León
se04r	ESP1	Arroyo de la Espinea. Parolís	ES070RNF147	549081	4236310	Andalucía
se12r	TUS3	Río Tus. Aserradero	ES070RNF143	542921	4245364	Andalucía
ta03r	TA45905B02	Cardoso de la Sierra - Jarama	ES030RNF055	465866	4547916	Castilla-La Mancha
ta10r	TA53901B01	Peralejos de las Truchas - Tajo	ES030RNF063	591742	4492375	Castilla-La Mancha
ta21r	TA57809B04	Arenas de San Pedro - Arbillas	ES030RNF079	317000	4450918	Castilla y León

Figura 1. Puntos de muestreo seleccionados para la red de monitorización del CC pertenecientes a la red de RNF.



3.1.1. Análisis Marxan

La red de RNF de la que se parte, se encuentra sesgada hacia ríos y arroyos de cabecera, que ocupan alrededor del 86% de la longitud total de red (Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. Líneas estratégicas para la gestión de las reservas naturales fluviales). Esto hace que una gran parte de la biodiversidad fluvial esté pobremente representada. Por ejemplo, la almeja perlífera gigante de río (*Margaritifera auricularia*), cuyas únicas poblaciones a nivel mundial se encuentran en Francia y España, está completamente ausente de las RNF. Tampoco están representadas especies vulnerables de macroinvertebrados como los odonatos *Gomphus graslinii* y *Onychogomphus costae*. En el caso de la ictiofauna, nuestra revisión sugiere que los peces diádromos/migradores se verán muy afectados por el CC, pero son raros en los tramos de cabecera que son mayoría entre las RNF. En cuanto a los macrófitos, se observó una falta de representación de algunas especies relevantes como indicadoras de CC: *Hydrurus foetidus*, especie estenoterma fría de tramos de alta montaña estaba ausente en la red de RNF; macroalgas tropicales en expansión indicadoras del CC como *Tetrasporidium javanicum*, *Nostochopsis lobata* y *Compsopogon caeruleus*, que se suelen encontrar en tramos medios y bajos de aguas lentas o en aguas salobres cerca de la costa, también quedaban fuera de las RNFs o estaban muy escasamente representadas. Además, nuestra revisión también sugiere que los efectos del CC se ven agravados por otras presiones, por lo que si tan solo se consideran los tramos de cabecera mejor conservados se subestimarían los efectos del mismo. Así, se propueso ampliar la red de seguimiento de CC en ríos pertenecientes al subprograma de referencia, más allá de las RNF.

La mejor manera de ampliar la red es siguiendo una metodología robusta y reproducible que asegure considerar la mayor abundancia y diversidad de taxones y rasgos ecológicos vulnerables al CC posible. Para ello, se han seleccionado las estaciones de referencia con una mayor representación de taxones y rasgos indicadores de CC utilizando el programa Marxan (Ball and Possingham 2000; Ball, Possingham, and Watts 2009), que es un programa gratuito desarrollado por la Universidad de Queensland (Australia) y ampliamente utilizado para diseñar redes de áreas protegidas de manera eficiente (por ejemplo, se utilizó para diseñar gran parte del Parque Marino de la Gran Barrera de Coral australiano). Aunque inicialmente fue desarrollado para planificar redes de espacios protegidos (Ball, Possingham, and Watts 2009), Marxan ha sido utilizado con éxito en el diseño de redes de biomonitoreo. Por ejemplo, un estudio reciente mostró como Marxan mejoraba significativamente la eficiencia de las redes de monitoreo de avifauna en Cataluña, permitiendo cubrir de manera suficiente y balanceada todas las especies amenazadas (Morán-Ordóñez et al. 2018). Una gran ventaja de Marxan es que es transparente, reproducible y modificable. Así, cualquier persona podría revisar los criterios en base a los cuales se ha diseñado la red, y este diseño se puede modificar tantas veces como sea necesario con un simple ajuste de los diferentes parámetros que se hayan utilizado (por ejemplo, en nuestro caso, los indicadores utilizados y/o las metas de distribución espacial de cada uno de ellos).

Marxan identifica configuraciones de áreas complementarias que permiten alcanzar metas de conservación explícitas (normalmente cuantificables) y objetivas al menor coste posible. El algoritmo de complementariedad de Marxan tiene tres componentes: 1) una penalización por no alcanzar los objetivos definidos; 2) un coste asociado a cada sitio; y 3) un coste asociado a la longitud de las fronteras de nuestra red de sitios (se trata de una variable que nos permite modular la importancia que le damos a la conectividad entre sitios). Un ejemplo de meta de conservación sería proteger un 20% del rango de distribución de una especie determinada. En el caso de la red de seguimiento de CC en ríos, la meta podría ser representar un determinado porcentaje de la distribución de los diferentes taxones vulnerables al CC.

Así pues, para completar la selección de las estaciones de seguimiento del CC se utilizó este programa, fijando como objetivo representar al menos un 20% de la abundancia total de cada uno de los indicadores de CC en ríos basados en diatomeas, macrófitos, macroinvertebrados y peces (Tabla 5). En el caso de la ictiofauna, se tuvieron en cuenta tan solo las especies con preferencias de aguas frías o frescas. Para llevar a cabo este análisis se utilizaron los datos obtenidos en la campaña de muestreos REFCON 2019. Debido a que el número de estaciones de referencia para las que se disponía de datos de macrófitos (71) era menor que el número de estaciones para las que se disponía de datos de diatomeas, macroinvertebrados y peces (217), se ejecutó marxan por separado para cada una de los grupos de taxones.

Como variable de coste se incluyó la presencia de especies invasoras, de manera que se priorizaron los sitios en los que no las había. En cuanto a la longitud de las fronteras, se utilizó esta variable para maximizar las diferencias ambientales entre los sitios seleccionados por Marxan. Esto se hizo de tres formas diferentes: 1) teniendo en cuenta las variables ambientales medidas en campo durante la campaña REFCON 2019, 2) teniendo en cuenta la tipología de los ríos y 3) maximizando la representación de cuencas hidrográficas. En el primer caso (1) se utilizó la distancia Euclídea entre cada par de sitios en función de las variables ambientales, dando prioridad a combinaciones de sitios que cubrieran la mayor distancia posible (es decir, la mayor variabilidad ambiental posible). Se trata de una aproximación similar a la utilizada por Hermoso et al. 2011 en la que se utilizaba la inversa de la distancia hidrológica para priorizar la conectividad entre sitios, solo que en nuestro caso priorizamos la distancia ambiental entre cada par de sitios. En el segundo caso (2) se priorizaron sitios correpsondientes a tipos diferentes, encontrando una solución óptima que cubriera el mayor rango de tipos fluviales posibles. En el tercer caso (3), se forzó al programa a priorizar puntos que pertenecieran a cuencas hidrográficas diferentes. Además, se tuvieron en cuenta dos escenarios diferentes: A) sin preseleccionar ninguna estación, dejando a Marxan seleccionar libremente las estaciones óptimas para configurar la red final de CC y B) obligando a Marxan a incluir las 15 RNFs preseleccionadas en la red final de CC (i.e. bloqueándolas en el archivo de entrada). Así pues, se analizaron los siguientes 6 escenarios:

A1) Sin preselección de estaciones y maximizando la variabilidad ambiental.

A2) Sin preselección de estaciones y cubriendo el máximo número de tipologías fluviales posibles.

A3) Sin preselección de estaciones y maximizando la presencia de cuencas hidrográficas diferentes.

B1) Preselección de estaciones de la red de RNF y maximizando la variabilidad ambiental.

B2) Preselección de estaciones de la red de RNF y cubriendo el máximo número de tipologías fluviales posibles.

B3) Preselección de estaciones de la red de RNF y maximizando la presencia de cuencas hidrográficas diferentes.

Tabla 5. Taxones sensibles al CC en ríos basados en diatomeas, macrófitos, macroinvertebrados y peces utilizados en el análisis para la selección de estaciones de seguimiento del CC utilizando el programa Marxan.

Elemento	Taxon	Elemento	Taxon	Elemento	Taxon
Diatomea	*Achnanthidium pyrenaicum*	Diatomea	*Mayamaea atomus*	Macroinvert.	*Ceratopogonidae*
Diatomea	*Achnanthidium pyrenaicum fanormale*	Diatomea	*Meridion circulare*	Macroinvert.	*Chloroperlidae*
Diatomea	*Achnanthidium rostropyrenaicum*	Diatomea	*Peronia fibula*	Macroinvert.	*Cordulegastridae*
Diatomea	*Adlafia bryophila*	Diatomea	*Sellaphora stroemii*	Macroinvert.	*Ephemerellidae*
Diatomea	*Adlafia minuscula*	Macrófitos	*Audouinella*	Macroinvert.	*Gammaridae*
Diatomea	*Adlafia minuscula var muralis*	Macrófitos	*Bangia atropurpurea*	Macroinvert.	*Heptageniidae*
Diatomea	*Brachysira microcephala*	Macrófitos	*Chara hispida*	Macroinvert.	*Lestidae*
Diatomea	*Diadesmis confervacea*	Macrófitos	*Chara vulgaris*	Macroinvert.	*Leuctridae*
Diatomea	*Diatoma mesodon*	Macrófitos	*Chiloscyphus polyanthos*	Macroinvert.	*Limnephilidae*
Diatomea	*Epithemia adnata*	Macrófitos	*Coleodesmium wrangelii*	Macroinvert.	*Nemouridae*
Diatomea	*Epithemia sorex*	Macrófitos	*Compsopogon caeruleus*	Macroinvert.	*Perlidae*
Diatomea	*Epithemia turgida*	Macrófitos	*Fontinalis antipyretica*	Macroinvert.	*Perlodidae*
Diatomea	*Eunotia arcubus*	Macrófitos	*Fontinalis hypnoides*	Macroinvert.	*Platycnemididae*
Diatomea	*Eunotia arcus Ehrenberg*	Macrófitos	*Fontinalis squamosa*	Macroinvert.	*Psychomyiidae*
Diatomea	*Eunotia bilunaris*	Macrófitos	*Heribaudiella fluviatilis*	Macroinvert.	*Rhyacophilidae*
Diatomea	*Eunotia bilunaris*	Macrófitos	*Hildenbrandia rivularis*	Macroinvert.	*Sericostomatidae*
Diatomea	*Eunotia botuliformis*	Macrófitos	*Hydrococcus rivularis*	Macroinvert.	*Sialidae*
Diatomea	*Eunotia exigua*	Macrófitos	*Hydrurus foetidus*	Macroinvert.	*Sphaeriidae*
Diatomea	*Eunotia fennica*	Macrófitos	*Jungermannia*	Ictiofauna	*Achondrostoma arcasii*
Diatomea	*Eunotia implicata*	Macrófitos	*Lemanea*	Ictiofauna	*Barbatula quignardi*
Diatomea	*Eunotia incisa*	Macrófitos	*Myriophyllum spicatum*	Ictiofauna	*Barbus haasi*
Diatomea	*Eunotia minor*	Macrófitos	*Nostochopsis lobata*	Ictiofauna	*Barbus meridionalis*
Diatomea	*Eunotia mucophila*	Macrófitos	*Phormidium incrustatum*	Ictiofauna	*Cobitis calderoni*
Diatomea	*Eunotia soleirolii*	Macrófitos	*Rhynchostegium ripa-rioides*	Ictiofauna	*Cobitis paludica*
Diatomea	*Eunotia sp*	Macrófitos	*Rivularia*	Ictiofauna	*Gobio lozanoi*
Diatomea	*Eunotia subarcuatoides*	Macrófitos	*Scapania undulata*	Ictiofauna	*Oncorhynchus mykiss*
Diatomea	*Eunotia sudetica*	Macrófitos	*Tetrasporidium javanicum*	Ictiofauna	*Parachondrostoma miegii*
Diatomea	*Eunotia tenella*	Macrófitos	*Thorea hispida*	Ictiofauna	*Phoxinus bigerri*
Diatomea	*Gomphonema lateripunctatum*	Macroinvert.	*Aeshnidae*	Ictiofauna	*Salmo salar*
Diatomea	*Hannaea arcus*	Macroinvert.	*Calopterygidae*	Ictiofauna	*Salmo trutta*

Una vez analizados los diferentes escenarios, se consideró el escenario B3 (preselección de estaciones de la red de RNF y representación de todas las cuencas hirográficas) como el más adecuado según criterio experto (ya que se estimó que incluir estaciones de diferentes cuencas podría ayudar a capturar patrones biogeográficos que son determinantes para la diversidad genética y taxonómica). Para cada uno de los escenarios, Marxan aporta la 'mejor solución' (aquella que cumple las condiciones impuestas siendo lo más eficiente posible, es decir, con el menor número de estaciones posibles) y la frecuencia de selección de cada estación de muestreo (hace referencia a cuantas veces fue incluida cada estación de muestreo en la solución final propuesta por Marxan en cada una de las 100 veces que se ejecutó el programa, y se relaciona en cierta medida con la importancia de esa estación para la consecución de los objetivos). Esta mejor solución fue la que se tuvo en cuenta para seleccionar las estaciones representadas en la red, además de añadir algunas a partir de criterio experto. Dado que marxan se había ejecutado de manera separada para macrófitos y para diatomeas + macroinvertebrados + peces, la solución final propuesta es una combinación de las dos mejores soluciones de marxan.

3.1.2. Selección final

Teniendo en cuenta la selección llevada a cabo a partir de la red de Reservas Naturales Fluviales y los resultados obtenidos a partir del análisis llevado a cabo con el programa Marxan, se completó la propuesta de selección preliminar de estaciones para el seguimiento del CC en ríos. En el caso del análisis llevado a cabo a partir de los datos de diatomeas, invertebrados e ictiofauna, Marxan seleccionó un total de 48 estaciones como mejor solución (15 preseleccionadas pertenecientes a la red de RNF y 33 de nuevas). En este análisis no fueron incluidos los macrófitos por no encontrarse en ese momento procesadas la totalidad de las muestras. Con objeto de que los macrófitos también estivieran incluidos en esta propuesta preliminar, se realizó un análisis Marxan para macrófitos con los datos disponibles en ese momento (71 estaciones), que añadió 7 estaciones más a la selección. Finalmente, teniendo en cuenta datos de macrófitos de campo y laboratorio preliminares del resto de estaciones aún no totalmente procesadas (y por tanto no incluidos en el análisis Marxan de macrófitos), se añadieron 11 estaciones más, con el objetivo de que todos los taxones indicadores estuvieran suficientemente representados en la red.

Por tanto, la red de estaciones para el seguimiento del CC está formada por 64 estaciones, y quedan establecidas en la Tabla 6.

Tabla 6. Puntos de muestreo seleccionados para el estudio del CC en ríos.

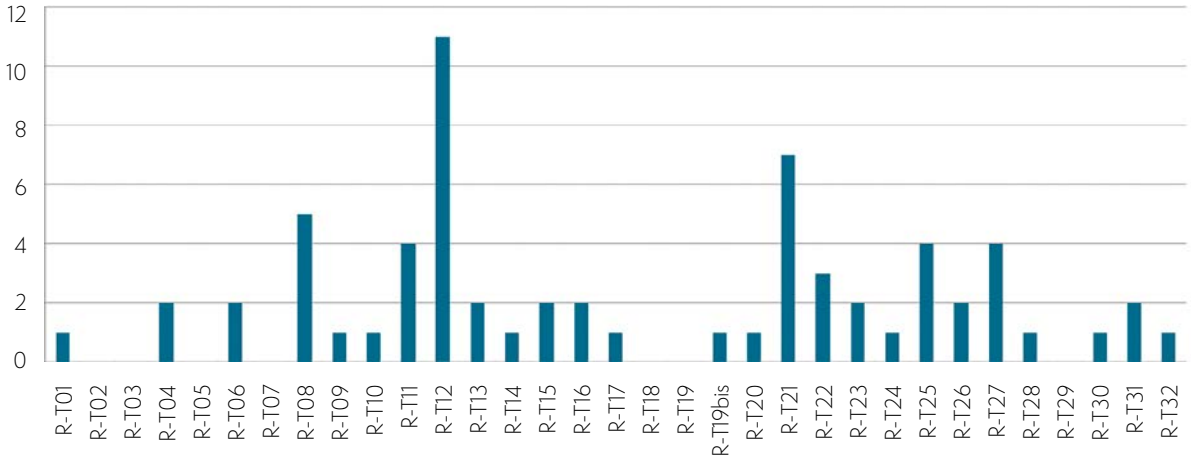
Código REFCON	Nombre	Tipo	Altitud (m.s.n.m)	X (UTMh30)	Y (UTMh30)
aa12r	Río Oraque	R-T19bis	131	148553	4169852
cc01r	El Brugent Al Molí del Pinetell	R-T10	494	845627	4580925
cc06r	Aigua de Valls a Sorribes	R-T26	1335	886093	4684389
cc17r	Riera d'Osor aguas arriba de Osor	R-T12	411	959066	4658735
cc21r	L'Anyet al cami del Castell de Requessens	R-T08	331	989473	4715009
cn08r	San Anton (Lea) (Aulesti)	R-T22	65	537184	4795163
cn12r	Baztán	R-T23	159	630641	4790652
cn13r	Ordoki	R-T23	258	623946	4781755
cn23r	Rio Agüeira I en Pesoz	R-T21	166	184985	4796873
cn26r	Rio Porcía en Sueiro	R-T30	198	183219	4818839
cn28r	Rio Naraval en Naraval	R-T21	414	212321	4815605
cn30r	Vega de Muñalén	R-T21	169	216484	4812690
cn41r	Río Ponga aguas abajo de Taranes	R-T22	444	321626	4786178
cn46r	Río Saja III en Barcenillas	R-T32	284	394264	4783832
cn49r	Paradiñas	R-T21	419	165547	4773528
cn59r	Río Ponga en Sobrefoz	R-T22	803	323059	4781581
du02r	Riolago en San Emiliano	R-T27	1391	248531	4757383
du04r	Rubagón en Brañosera	R-T25	1238	393020	4754259
du09r	Arroyo de Riocamba en Villaverde de Arcayos	R-T04	949	337879	4721790
du10r	Rebedul en Canalejas	R-T04	968	338078	4725556
du18r	Duero en Almazán	R-T15	937	540894	4594372
du31r	Agadon aguas arriba de Monsagro	R-T11	927	223268	4488515
eb15r	Matarraña en Beceite Parrizal	R-T12	646	769873	4521516
eb16r	Ésera en Plan de l´Hospitalet de Benasque	R-T27	1764	795911	4732147

↓

Código REFCON	Nombre	Tipo	Altitud (m.s.n.m)	X (UTMh30)	Y (UTMh30)
eb21r	Guatizalema en Nocito	R-T26	922	725971	4689975
eb27r	Isuala en Alberuela de la Liena	R-T12	523	744750	4672296
eb34r	Aragón Subordán en Hecho (Selva de Oza)	R-T27	1235	687495	4746653
gc05r	Barragan, Cabo de Raña	R-T31	337	47823	4697482
gc07r	Deza, Vilatuxe	R-T21	593	70549	4728020
gc08r	Eume, Irixoa	R-T21	675	123109	4821009
gc10r	Masma, Penido Grande	R-T25	806	133639	4820772
gc15r	Río Tambre II	R-T28	194	43994	4773476
gn03r	Guadalmez Pista Conquista en Fuencaliente	R-T01	588	372192	4252760
gn06r	Valdelacalzada	R-T17	180	179167	4308697
gv01r	Río Robledillo en Solana del Pino	R-T08	512	409538	4253526
gv03r	Río Yeguas aguas arriba del Embalse de Yeguas	R-T08	359	393601	4233869
gv12r	Río Rivera de la Ciudadeja en vado de la SE-150	R-T08	472	280603	4201049
gv13r	Río Guadaloras en segundo cruce CO-140	R-T06	196	296570	4190246
gv16r	Arroyo Galapagar	R-T06	115	263398	4173022
gv22r	Río Castril aguas arriba del Embalse del Portillo	R-T12	952	520013	4189180
gv27r	Río Genil en el primer puente sobre el río	R-T11	1302	465454	4109838
gv35r	Arroyo del Salado	R-T13	369	440652	4195119
ju11r	Río Júcar: Río Valdemembra-Bco.Espino	R-T16	600	616029	4334262
ma04r	El Corchado	R-T14	132	287285	4046309
ma13r	Alto Trevélez	R-T27	1540	477442	4096796
ma16r	Fuentes de Marbella	R-T13	155	498122	4074368
ma18r	Jimena	R-T20	39	279320	4035135
ms05r	Guimara	R-T25	1188	198522	4756150
ms07r	sorbeira	R-T31	853	197088	4746298
ms08r	Burbia aguas Arriba de Burbia	R-T25	1031	189536	4745957
ms11r	Playa Fluvial de Magros	R-T21	577	68392	4714151
se01r	Arroyo Blanco	R-T12	1032	568614	4224496
se04r	Arroyo de la Espinea en Parolís	R-T12	759	548962	4236402
se10r	Río segura en Huelga Utrera	R-T12	1058	534506	4224260
se11r	Río Tus aguas arriba de Baños de Tus	R-T09	877	550381	4247038
se12r	Río Tus. Aserradero	R-T12	1018	543082	4245521
ta02r	Sorbe en Huerce	R-T11	1113	483825	4553254
ta03r	Jarama en Cardoso de la Sierra	R-T11	1172	465846	4547885
ta06r	Dulce en Sauca	R-T12	1045	532278	4540341
ta09r	Tajo en Huertahernando	R-T16	892	560205	4515946
ta10r	Tajo en Peralejos de las Truchas	R-T12	1203	591719	4492342
ta21r	Arbillas en Arenas de San Pedro	R-T24	721	316902	4450979
ta22r	Tiétar en Candeleda	R-T15	330	311426	4440252
ta27r	Séver en Valencia de Alcántara	R-T08	304	128010	4378453

La red representa un total de 26 tipos de ríos diferentes (Figura 2), con un máximo de 11 estaciones para el tipo 12.

Figura 2. Estaciones seleccionadas para el seguimiento del CC en ríos por tipo.



Los siguientes mapas muestran la frecuencia de selección de cada estación de referencia por Marxan para macrófitos (arriba) y diatomeas + macroinvertebrados + peces (abajo). El tamaño de los círculos es proporcional a la frecuencia de selección de cada estación de referencia por marxan y su color corresponde a los diferentes tipos de masas de agua según el RDSE.

Figura 3. Mapas de frecuencias de selección de estaciones de referencia por Marxan. Macrófitos arriba y diatomeas, peces e invertebrados abajo.

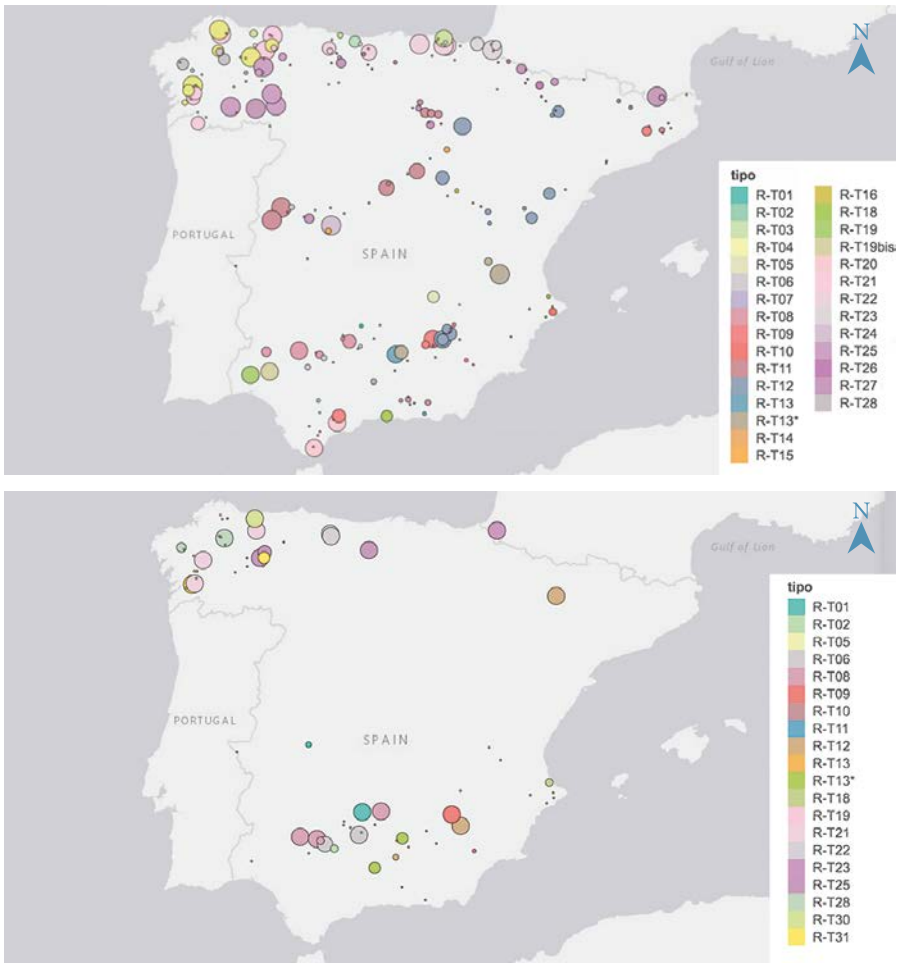


Figura 4. Mapas de frecuencias de selección de estaciones de referencia por Marxan.



3.2. Red de seguimiento en lagos, lagunas y humedales

Para el estudio de la influencia del CC y la constatación de sus efectos en lagos y humedales es vital que la red de seguimiento se diseñe de la manera más eficiente posible; esta red ha de incluir el máximo número de indicadores, ofrecer una buena representación de todos los tipos existentes y cubrir gradientes ambientales amplios. Además, es importante que el diseño de la red persiga objetivos cuantificables y concretos, utilice métodos transparentes y reproducibles y presente cierta flexibilidad de cara a ser ajustada en un futuro según varíen las condiciones ambientales, económicas y sociales.

Para la selección de estaciones de seguimiento del CC (en la Tabla 25 y Figura 5 se encuentra la selección inicial de estaciones de seguimiento), se siguen los siguientes criterios:

1. **Representatividad tipológica**: La red debe abarcar el mayor número posible de tipos de lagos, ya que los efectos del CC van a ser distintos en función de su tipo, debido a sus características particulares.
2. **Representatividad geográfica**: La red debe incluir lagos de diferentes ámbitos geográficos del territorio español, para testar el cambio en diferentes contextos.
3. **Existencia de series de datos y estudios previos**: Para este tipo de seguimientos, probablemente uno de los valores más importantes y a la vez difíciles de acomodar, sea la existencia de series de datos a largas, así como de estudios previos que hayan tratado el tema.
4. **Presentar un buen estado de conservación**: se seleccionan aquellos lagos que cuentan con un buen estado de conservación. Esta información se ha obtenido mediante:
   a) La información disponible en NABIA y en las redes de control.
   b) Resultados de la campaña inicial (2019) del presente proyecto, descritos en el "Informe de Muestreos de Lagos. Campaña 2019".

5. **Presentar un régimen natural y sin presiones antrópicas directas**: de manera que los cambios que se observen en su funcionamiento limnológico puedan ser atribuidos al clima y no debidos a otras presiones. Para ello se cuenta con la información de impactos y presiones:

   a) Cálculos de presiones en lagos realizados por la UVEG (Camacho 2018).

   b) Usos del suelo calculados para las distintas masas de agua tipo lago, descritos en el "Informe de Estudio, validación y selección final de estaciones de referencia en lagos"

   c) Resultados de la campaña inicial (2019) del presente proyecto, descritos en el "Informe de Muestreos de Lagos. Campaña 2019".

6. **Seleccionar aquellos sistemas más vulnerables al CC**: Entre los sistemas lacustres españoles encontramos algunos más vulnerables al CC, donde se espera que sus efectos sean mayores y, por tanto, más detectables. Se distinguen cinco grupos principales de lagos de acuerdo con su vulnerabilidad:

   a) Lagunas de alta montaña (L-T01 al L-T05 y L-T09). Se espera que su biota cambie considerablemente con la disminución de la cobertura nívea (en cantidad y tiempo), el aumento de temperatura, el cambio en el patrón de estratificación, y otros efectos del CC. Encontramos ejemplos en los Pirineos, el Sistema Cantábrico, el Sistema Central y Sierra Nevada.

   b) Lagos cársticos (L-T10 al L-T15). Se esperan cambios en su funcionamiento debido al calentamiento del agua, disminución de la entrada de agua y a posibles cambios en los nutrientes. Los de origen hipogénico son especialmente vulnerables a la desecación, e incluso a la desaparición, debido a los cambios en el nivel del acuífero. Los que presentan cierre travertínico pueden verse afectados por el aumento del CO_2 en el agua. Dentro de este grupo están las Torcas de Cañada del Hoyo o los Hoyos de Archidona.

   c) Lagos de interior en cuenca de sedimentación (L-T16 al L-T23). Se esperan cambios en su funcionamiento debido al calentamiento del agua y a posibles cambios en los nutrientes y el régimen de llenado. Muchos de estos ambientes dependen de aguas subterráneas y son especialmente vulnerables a la desecación. Su posible desconexión de los acuíferos podría afectar a los organismos que habitan en estas lagunas. Dentro de este tipo se encuentran los complejos lagunares de "La Mancha Húmeda", relacionados con el acuífero 23.

   d) Humedales costeros y sistemas litorales dunares (L-T28 al L-T30). Se espera que se produzcan cambios de salinidad, cambios en las aportaciones (cantidad y calidad) de agua, cambios del nivel de mar.

   e) Otros: En algunos de los tipos anteriores (y los no incluidos), también existen lagunas temporales y lagunas permanentes someras muy vulnerables, especialmente los que se encuentren en territorios con gran estrés hídrico. En los tipos de origen fluvial (L-T24 al L-T26), como los meandros abandonados y los lagos en llanuras de inundación, la variabilidad interanual prevista llevará a que muchos años no se llenen, mientras que otros años sufrirán grandes avenidas.

7. **Economía y eficacia**: Se debe adoptar un planteamiento económico en términos de costes y, cuando sea posible, se utilizarán los emplazamientos y los datos recabados con arreglo otros programas. Con el objetivo ser lo más eficientes posible, el presente proyecto pretende establecer una red única de lugares de estudio en las que se analicen los descriptores necesarios para dar respuesta a los tres subproyectos que tiene: revisión de las condiciones de referencia, indicadores de CC y de depósito atmosférico.

8. **Otros** criterios técnicos recomendables:

   a) Seleccionar preferentemente lagos con una estación meteorológica cercana, en la misma cuenca del lago.

   b) Seleccionar preferentemente lagos en los que ya exista una batimetría y estudio de cuenca.

Figura 5. Puntos de muestreo de lagos seleccionados para la red de monitorización del CC.



Tabla 7. Selección de estaciones de seguimiento de los efectos del CC sobre los sistemas lacustres, incluyendo la existencia de estaciónes meteorológicas cercana (EM), estudio batimétrico y otros estudios limnológicos previos (se presentan algunas de las referencias disponibles). *Las lagunas interdunares (malladas) del Parque Natural de l'Albufera de Valencia no están consideradas masa de agua, son sistemas restaurados que presentan pocas presiones antrópicas en la actualidad, han sido muy estudiadas (a consultar la disponibilidad de batimetría y estudios previos realizados por los técnicos del PN) y se considerará su posible inclusión en la red de seguimiento tras realizar un análisis más detallado. EM. Estación meteorológica, una de 10: 1. En el Refugi d'Amitges, a unos 9 km lineales; 2. A escasos metros de la orilla S del lago; 3. En Presa del Embalse de Puente Porto, a unos 1,8 km lineales; 4. En Rascafría, a unos 10 km lineales, y varias en el Parque Nacional; 5. Al Sur del propio lago, a escasos 50 m de la orilla; 6. En Tablizas, cerca del Centro de la RI de Muniellos, a 5,12 km lineales; 7. En el Refugio Poqueira, a 3 km lineales; 8. En Cuenca, a unos 20 km lineales; 9. En Zafrilla, a unos 4 km lineales; 10. En el Centre d'Informació del Racó de l'Olla, a menos de 2 km lineales. EP: 11. (Catalan et al. 2002), entre otros; 12. (M Toro and Granados 1998); 13. (Granados, Toro, and Rúbio-Romero 2006; Toro 2007); 14. (Cambra 1991); 15. (Gacia et al. 2005); 16. (Camarero and Aniz 2010); 17. (Martínez-Silvestre 1975); 18. (Cruz-Pizarro 1981); 19. (Echevarría et al. 1990); 20. (Rodríguez-Rodríguez et al. 2004); 21. (Camacho et al. 2003); 22. (Barreiro-Lostres 2016); 23. (Roca et al. 2000); 24. (Martínez, Alonso, and Mayordomo 2011); 25. (Cebriá Romero 2015); 26. (Olmo 2016).

Nº	Código masa de agua	Nombre	Tipo (L-T)	Huso	X	Y	Demarcación	E. M.	Batimetría	E. P.
1	ES091 MSPF987	Estany Negre de Boi	01	31	325506	4719011	Ebro	1	SI	-
2	ES091 MSPF970	Lac Redon	01	31	317852	4723301	Ebro	2	SI	11
3	-	Laguna de la Clara	02	29	681223	4665355	Duero	3	NO	-
4	ES030MS PF0455040	Laguna Grande de Peñalara	03	30	419282	4521438	Tajo	4	SI	12, 13
5	ES020MS PF000101101	Lago de Sanabria	06	29	689467	4665804	Ebro	5	SI	14, 15, 16
6	-	Laguna Fonda (Muniellos)	08	29	684532	4764347	Cantábrico	6	NO	-
7	ES060MS PF0632500	Laguna de La Caldera	09	30	470789	4100932	Mediterráneas Andaluzas	7	SI	17, 18, 19, 20
8	ES080 MSPFL12	Laguna del Tejo	10	30	595827	4426880	Júcar	8	SI	21, 22
9	ES080 MSPFL14	L. de Marquesado	12	30	613441	4449376	Júcar	9	SI	23, 24, 25
10	-	La Malladeta*	30	30	732091	4356799	Júcar	10	NO	26

Por último, siendo conscientes de que en sólo 10 puntos de muestreo específico no se puede profundizar en algunos de los impactos previsibles que el CC puede tener en los ecosistemas acuáticos, se ha querido proponer unos estudios adicionales (explicados en el siguiente apartado) para estudiar con más atención los impactos de los cambios en temperatura y pluviosidad que puedan acontecer. Además, se estudiará al máximo la información proveniente de las redes de control de estado ecológico para potenciar la magnitud de la información utilizada, siempre que ésta cumpla los criterios anteriormente citados.

3.3. Propuesta de estudios adicionales sobre CC

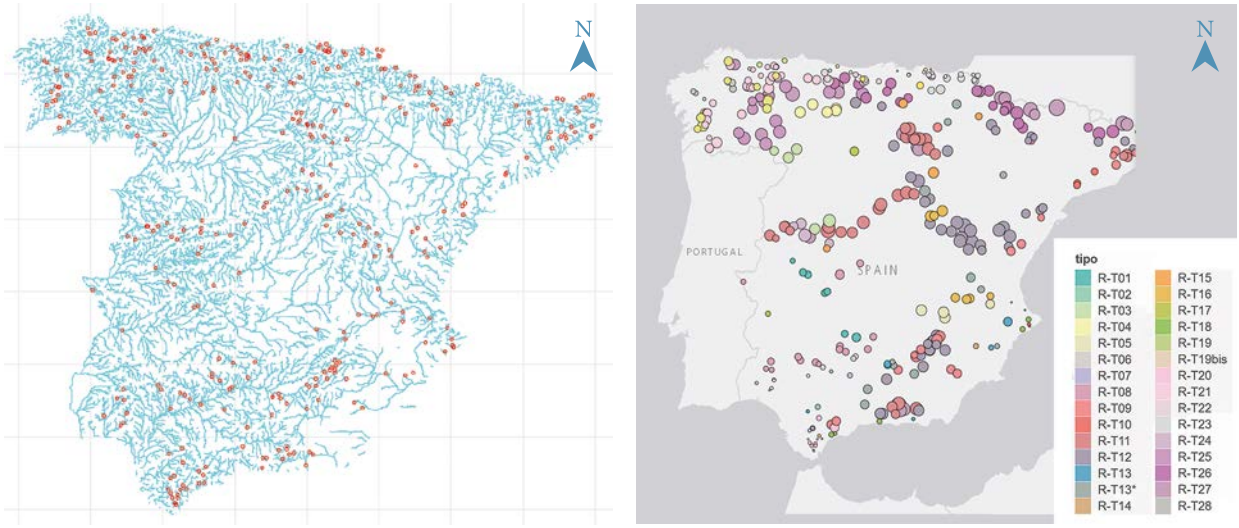
Además del establecimiento de una red de seguimiento de los efectos del CC en los sistemas lacustres españoles, sería recomendable la realización de estudios adicionales que permitan analizar algunos aspectos concretos sobre los efectos biológicos o hidrológicos del CC.

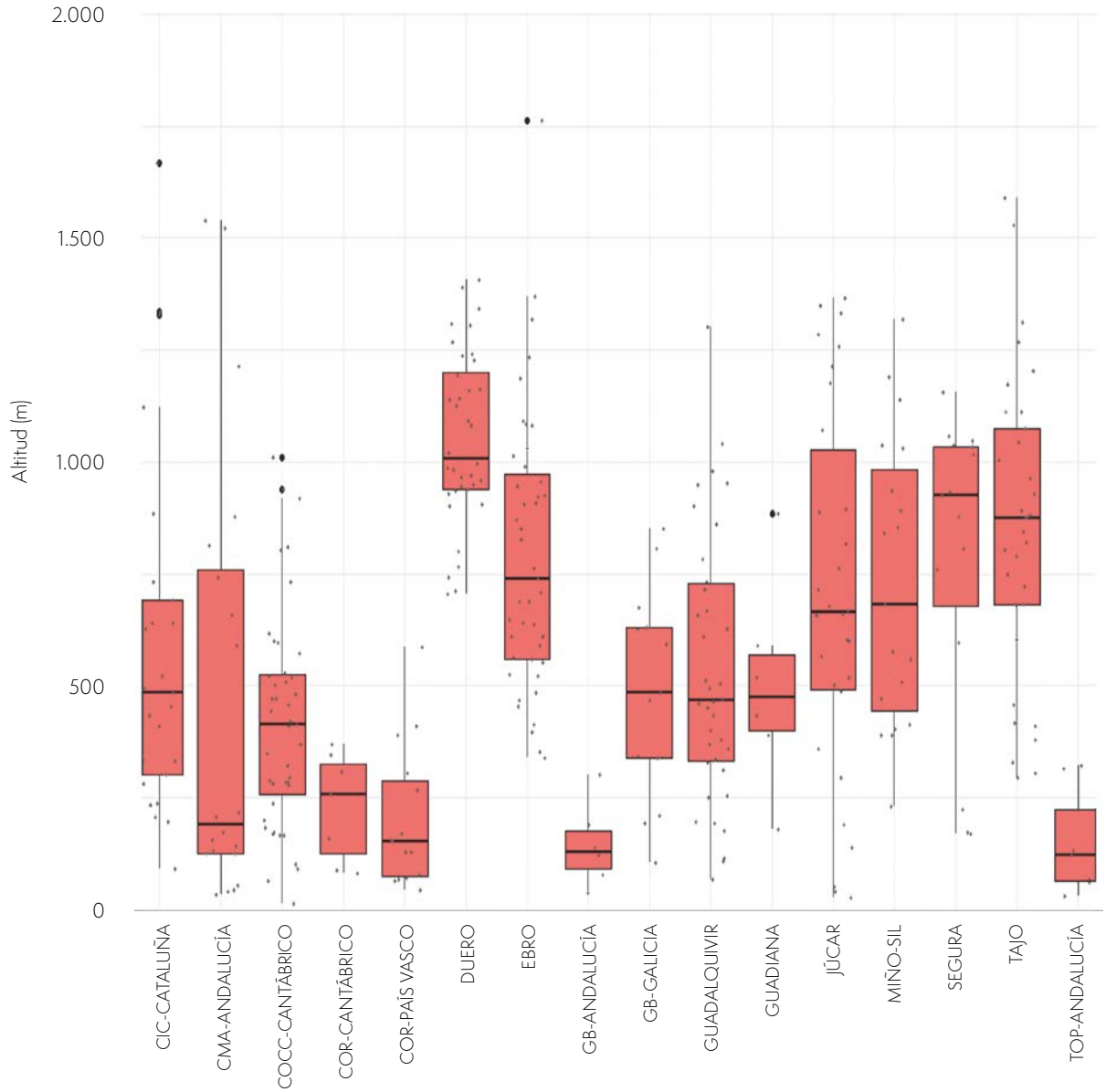
A) Cambios en distribución de especies a lo largo de un gradiente altitudinal

Como efecto del CC, hay bastante consenso en el posible cambio de distribución de las especies: las propias de altitudes más bajas podrían colonizar cotas más altas debido al aumento de temperatura mientras que otras especies de aguas frías, como por ejemplo la trucha, perderán hábitat y disminuirán su rango de distribución y abundancia. Estos cambios altitudinales en la abundancia y distribución de especies debidos al CC ya se han detectado en las últimas décadas en otros países como Francia o Reino Unido, pero apenas se han demostrado en España. Como hemos revisado en apartados anteriores, en peces de río los cambios altitudinales ya detectados son del orden de 14-600 m por década y los cambios debidos a otros impactos antropogénicos (degradación del hábitat, especies invasoras, etc.) han sido 3,2-3,7 mayores que los debidos al CC. Las redes de referencia y de CC cuentan con una serie de puntos en un área grande con una enorme heterogeneidad espacial (climática y ambiental) y muchos impactos antrópicos. Por tanto, los efectos del CC en ríos seguramente serán pequeños respecto a estas otras variaciones naturales y antrópicas.

Los efectos del CC a pequeña escala deberían ser más fáciles de detectar realizando muestreos a lo largo de gradientes altitudinales en ríos concretos. Por ejemplo, se podrían muestrear cuatro ríos de la red de CC de distintas latitudes (por ejemplo, desde el norte de España hasta Andalucía) cada 5 km en cada ocasión que se muestree la red de CC para detectar posibles cambios en la distribución y abundancia de los distintos grupos taxonómicos. Estos muestreos, además de eliminar la variación geográfica más directamente, reducen los problemas de distintas floras y faunas regionales en distintas cuencas y permiten modelizar los datos más fácilmente. Es previsible que la respuesta al CC sea distinta en distintos grupos indicadores (por ejemplo, más rápida en cuanto a cambios en abundancia y composición en diatomeas, insectos voladores o grupos con mucha dispersión y tiempos de generación cortos) y en distintas zonas (por ejemplo, según las barreras naturales o artificiales existentes). Pero se espera que las modas de abundancia y los límites altitudinales superiores e inferiores varíen en función del CC, con mejor adaptación de algunas especies (por ejemplo, las termófilas y las invasoras) y peor para otras (las de aguas frías o las que tienen poca capacidad de dispersión) pero a menudo con un retraso.

Figura 6. Mapa de las estaciones de la red REFCON con la distribución altitudinal (arriba a la derecha por tipo de río y con círculos proporcionales a la altitud; abajo, gráficas de caja de la altitud por demarcación hidrográfica).





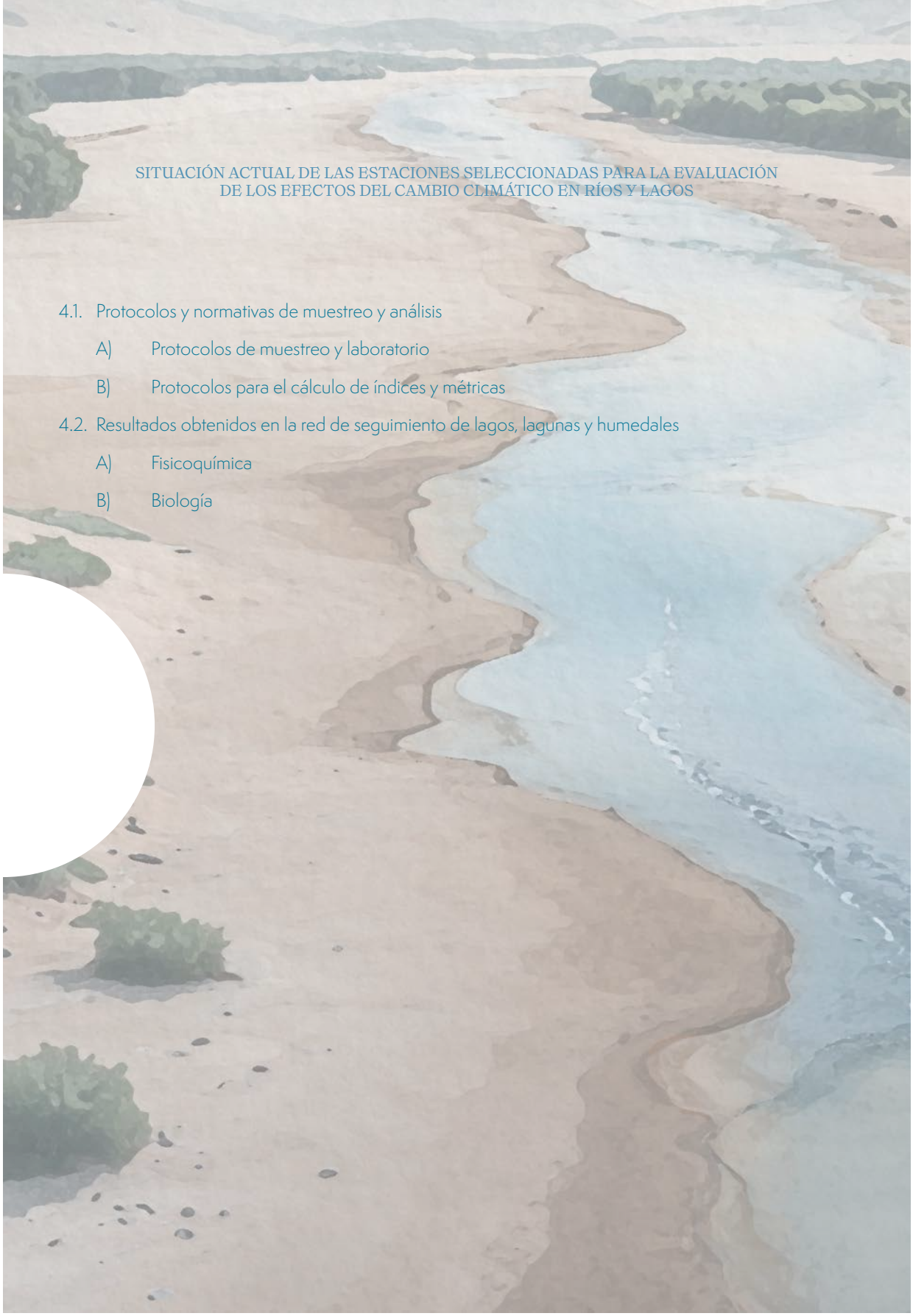
Los muestreos de lagos de alta montaña dentro del subprograma de referencia también podrían ser útiles para estudiar los cambios en la presencia de especies con respecto a la altitud. Al estudiar la biocenosis de lagunas cercanas y pertenecientes a la misma cuenca, pero situadas a distintas altitudes, podrían trazarse los límites de altitud de determinados taxones de los distintos grupos estudiados (fitoplancton, zooplancton, macroinvertebrados y macrófitos). Estos límites actuales servirían como referencia para analizar en un futuro el posible avance en altitud de dichos taxones.

Este análisis se ha realizado en dos valles, en las lagunas situadas en la Vall de Boí (Lleida), donde encontramos una serie de lagos encadenados y muy cercanos entre ellos, con las mismas condiciones climáticas, el mismo tipo de suelos, la misma latitud, pero distinta altitud (Tabla 8). Sin una aparente limitación en la dispersión de las especies, cabría esperar que los cambios en su distribución estén debidos, en su mayor parte, a las diferencias de altitud que existen entre los lagos, y los cambios asociados de temperatura, cobertura nívea, radiación, etc.

Tabla 8. Información básica sobre los lagos de la Vall de Boí (Lleida), incluyendo la diferencia en altitud. Los tres primeros se muestrearon en 2021 y los tres últimos en 2022.

Código masa de agua	Nombre	Tipo	Altura (msnm)
ES091MSPF1005	Estany de les Mangades	L-T01	2350
ES091MSPF972	Estany de Travessany	L-T01	2250
ES091MSPF987	Estany Negre de Boí	L-T01	2130
ES091MSPF1745	Estany Llong	L-T01	1999
ES091MSPF1756	Estany de la Coma d'Amitges (CL Cuenca San Nicolás)	L-T04	2269
ES091MSPF1745	Estany Perdut (CL Cuenca de San Nicolás)	L-T01	2461

o



SITUACIÓN ACTUAL DE LAS ESTACIONES SELECCIONADAS PARA LA EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN RÍOS Y LAGOS

4.1. Protocolos y normativas de muestreo y análisis

A) Protocolos de muestreo y laboratorio

B) Protocolos para el cálculo de índices y métricas

4.2. Resultados obtenidos en la red de seguimiento de lagos, lagunas y humedales

A) Fisicoquímica

B) Biología

4. Seguimiento de los efectos del cambio climático en lagos, lagunas y humedales

4.1. Protocolos y normativas de muestreo y análisis

Los métodos seguidos durante este proyecto son los indicados en los protocolos elaborados por la Dirección General del Agua con el fin de normalizar la valoración del estado ecológico:

A) Protocolos de muestreo y laboratorio

- Organismos fitoplanctónicos en lagos y embalses. Protocolo de muestreo de fitoplancton en lagos y embalses. M-LE-FP-2013
- Organismos invertebrados bentónicos en lagos. Protocolo de muestreo y laboratorio de invertebrados bentónicos en lagos. ML-L-I-2013
- Otro tipo de flora acuática en lagos. Protocolo de muestreo de otro tipo de flora acuática (Macrófitos) en lagos. M-L-OFM-2013
- Para el estudio hidromorfológico en lagos, en el momento de la ejecución del encargo, no existía un protocolo aceptado por la Dirección General del Agua protocolo (actualmente está pendiente de aprobación y publicación el "Protocolo de caracterización de hidromorfología lacustre L-HMF-2024", ya elaborado). Los estudios realizados en el presente trabajo han servido para el desarrollo y puesta en práctica de los mismos hasta su futura aprobación. Para realizar el estudio hidromorfológico y de presiones en lagos se han utilizado como base: el informe técnico realizado por el CEDEX "Establecimiento de las condiciones hidromorfológicas y fisicoquímicas específicas de cada tipo ecológico en masas de agua de la categoría lagos en aplicación de la directiva marco del agua". CEDEX 44-407-1-002 y la norma UNE-EN 16870 "Calidad del agua – "Guía para la determinación de las condiciones hidromorfológicas de los lagos", así como numerosa información recopilada de diferentes artículos e informes nacionales e internacionales.

B) Protocolos para el cálculo de índices y métricas

- Organismos fitoplanctónicos en lagos y embalses. Protocolo de análisis y cálculo de métricas de fitoplancton en lagos y embalses. MFIT-2013
- IBCAEL. Protocolo para el cálculo del índice de invertebrados IBCAEL en lagos. IBCAEL-2013
- Otro tipo de flora acuática en lagos. Protocolo de laboratorio y cálculo de métricas de otro tipo de flora acuática (Macrófitos) en lagos. OFALAM-2013.

4.2. Resultados obtenidos en la red de seguimiento de lagos, lagunas y humedales

A continuación, se muestran los resultados obtenidos en la red de seguimiento de lagos en función de los bloques que se han tratado en el apartado 2 del presente informe.

A) Fisicoquímica

Temperatura, pH y oxígeno disuelto

A continuación, se pormenoriza el resultado de las medidas in-situ de temperatura, oxígeno y pH tomadas en los puntos de la red de control del CC. Se incluye un mapa con las estaciones de muestreo que forman parte de la red de seguimiento de los efectos del cambio climático (Figura 7).

Cabe mencionar que factores importantes como la longitud del período de estratificación, o del período de anoxia profunda quedan enmascarados dada la naturaleza de las campañas de muestreo, con 2 visitas al año, para acomodar las exigencias de la DMA. Lo recomendable para poder recabar datos para la detección de los efectos del CC sería realizar al menos una visita al mes, o en condiciones ideales, disponer de sensores de medida continua en los lagos, lagunas y humedales de esta red.

Figura 7. Mapa indicando el número de campañas realizadas por estación de referencia para el estudio del cambio climático durante el periodo 2019-2022.

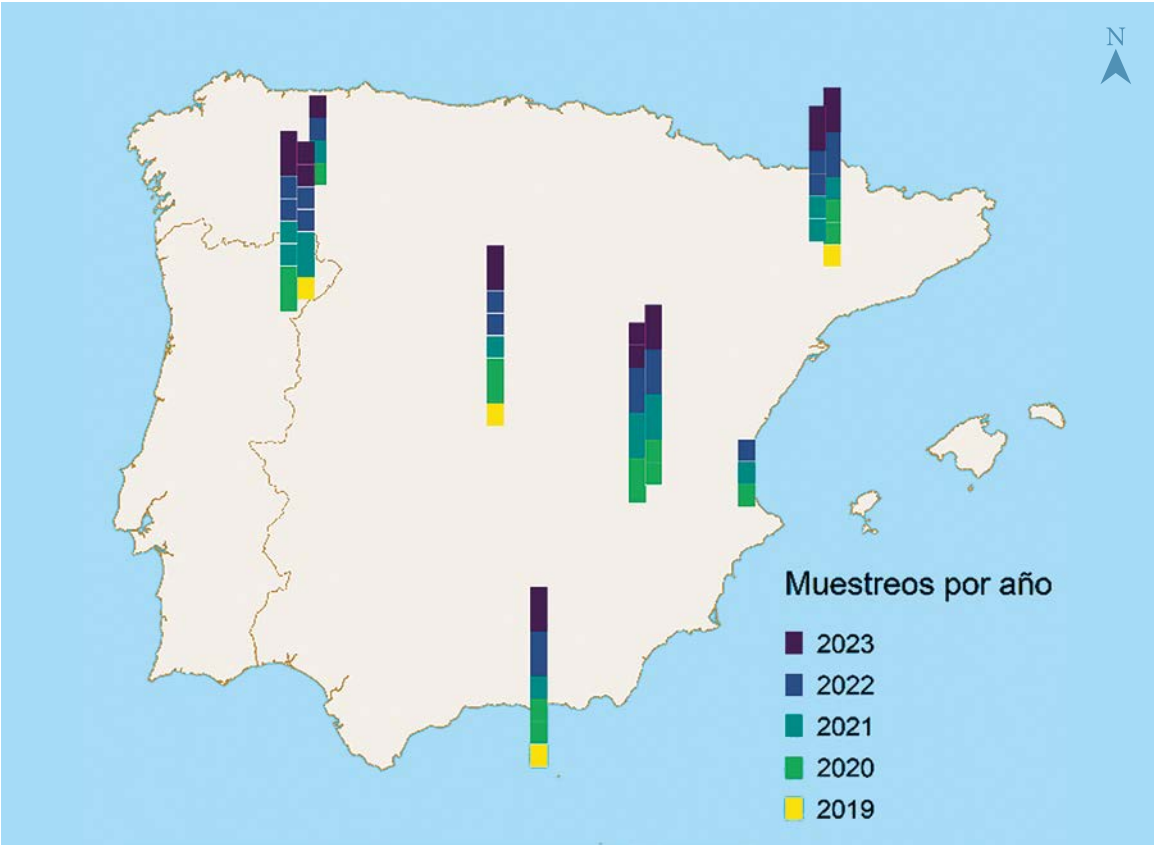
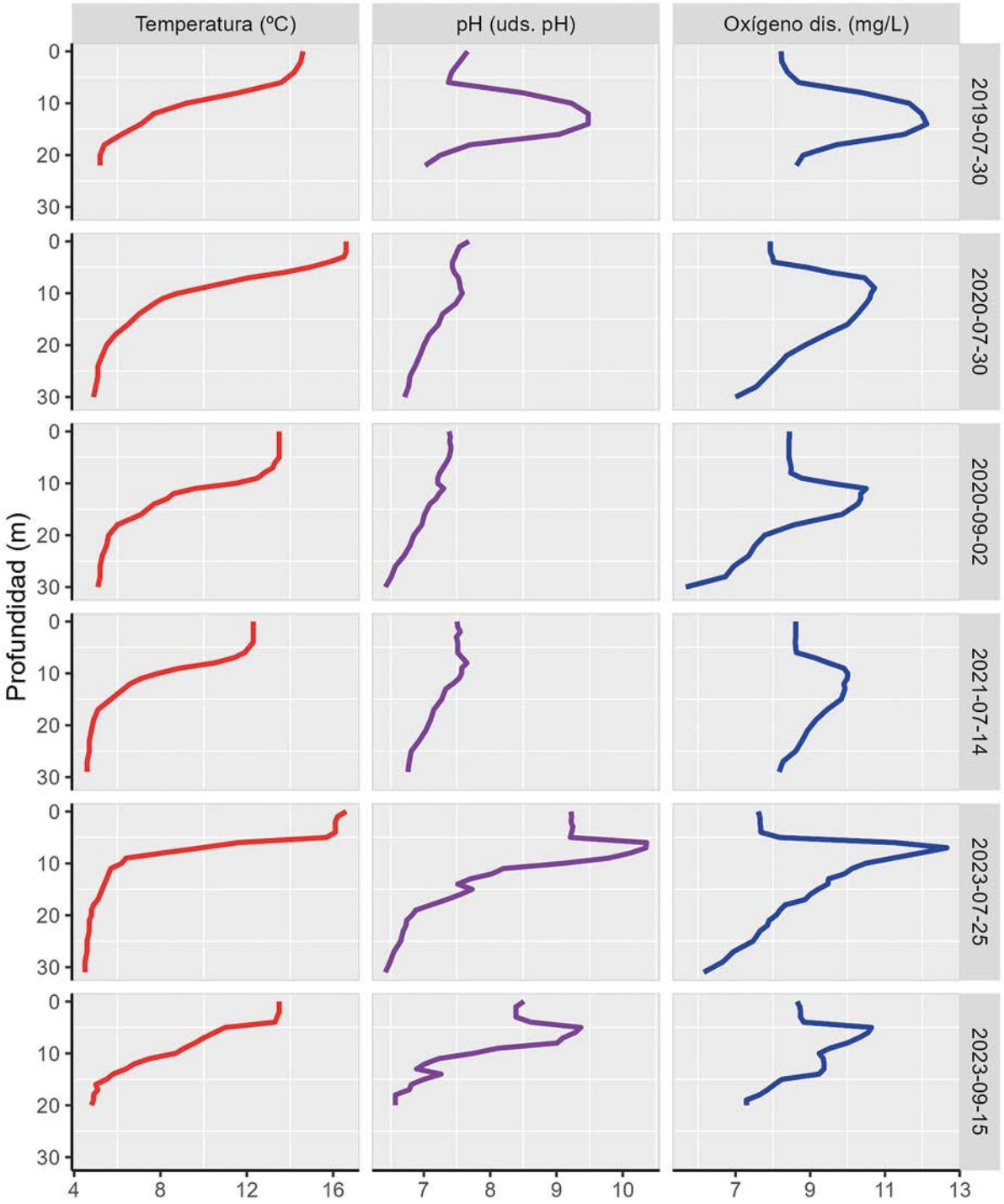


Figura 8. Perfiles de temperatura (rojo), pH (morado) y oxígeno disuelto (azul) para los distintos muestreos realizados en el Estany Negre de Boí.

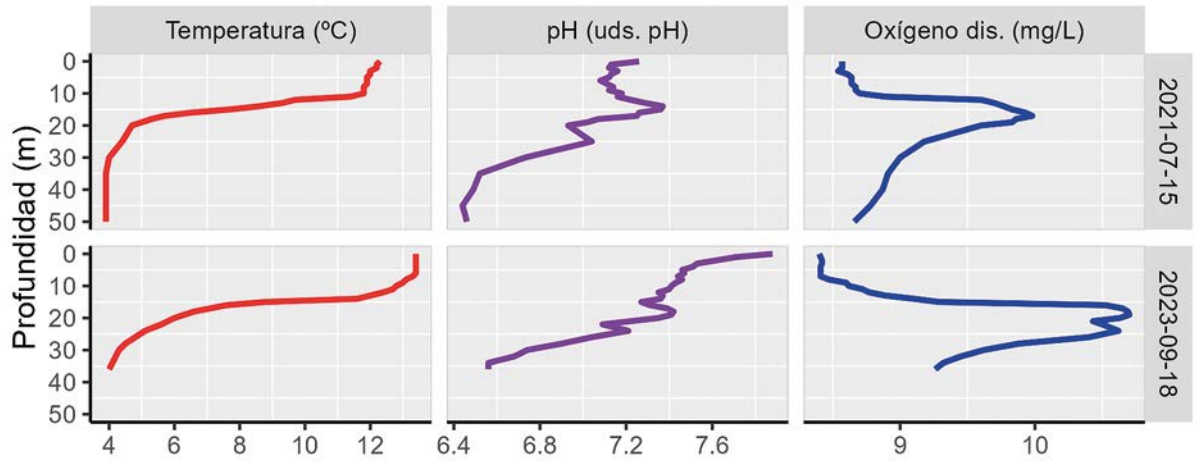


En el Estany Negre se observan perfiles típicos de una laguna profunda (Figura 8) mono o dimíctica, con una estratificación estival más o menos acusada caracterizada por una termoclina situada en torno a los 10 m de profundidad, que se va hundiendo a medida que avanza la temporada estival, hasta que se rompe por acción de las ondas internas generadas por la inestabilidad atmosférica que acompaña al otoño.

Se puede resaltar la ausencia de condiciones anóxicas ni siquiera al final de la fase estival, cuando el aislamiento del agua hipolimnética más favorece este tipo de situación. Llama la atención, también el carácter mucho más inestable de los perfiles grabados en 2023. Estos, no obstante, están asociados a unas condiciones meteorológicas extraordinarias, ya que hubo unas tormentas con lluvias torrenciales la semana anterior al primer muestreo que alteraron mucho las condiciones normales de los parámetros analizados.

Si situaciones como esta se vuelven más frecuentes como apuntan algunos escenarios del CC (Woodward *et al.* 2016), este tipo de perfiles más extremos podrían volverse habituales, especialmente en sistemas como el Estany Negre, en el que las entradas principales de agua proceden de dos corrientes fluviales de bastante entidad, y cuyos arrastres, si hay fuertes crecidas, serían muy distintos a los asociados a caudales normales.

Figura 9. Perfiles de temperatura (rojo), pH (morado) y oxígeno disuelto (azul) para los distintos muestreos realizados en el Lac Redon.

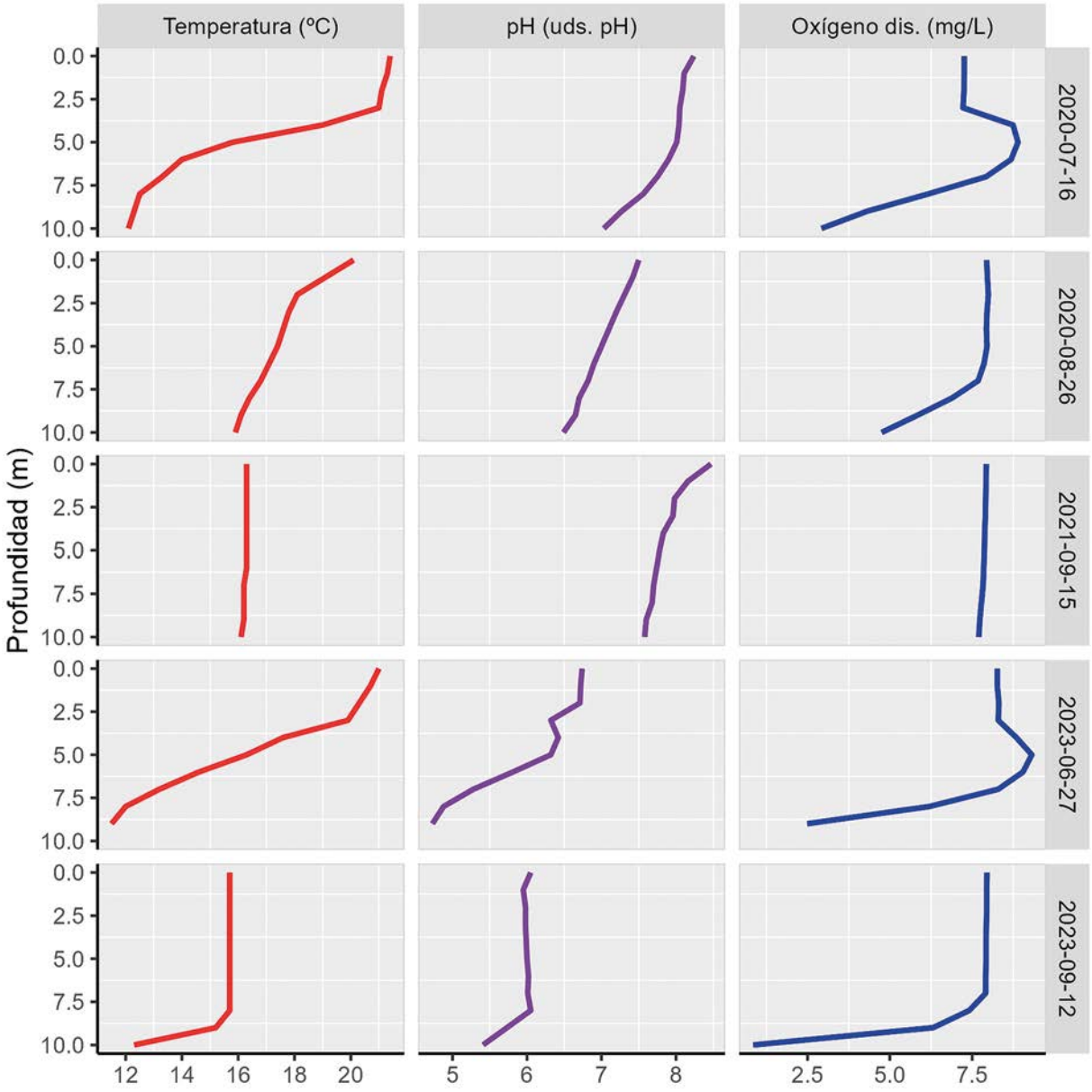


En el Lac Redon se observan de nuevo, perfiles típicos de una laguna profunda (Figura 9) mono o dimíctica, con una estratificación estival más o menos acusada caracterizada por una termoclina situada, esta vez más profunda, en torno a los 15 m de profundidad. Por averías en la sonda no disponemos de dos perfiles en la misma temporada, pero cómo hemos mencionado en el caso del Estany Negre, en este tipo de masas lo normal es que las condiciones estables del verano favorezcan el hundimiento de la termoclina, por lo tanto, incluyendo más y más columna de agua en la capa epilimnética, hasta que las ondas internas ocasionadas por la inestabilidad atmosférica del otoño hagan desaparecer la estratificación.

La curva de oxígeno, que visualmente parece muy pronunciada, varía, en realidad, en un entorno de escasa amplitud (obsérvese la escala del eje x), y su variación está motivada, principalmete por la actividad productiva del fitoplancton, que produce oxígeno durante la fotosíntesis (los picos que se captan en torno a la termoclina) y lo consume durante la respiración (proceso que ocurriría por la noche).

En este lago no resulta posible analizar los últimos 20-25 m de profundidad por limitaciones instrumentales, pero dado su carácter oligotrófico no es de esperar que haya un consumo de oxígeno tan intenso que se agote en grandes porciones de la columna.

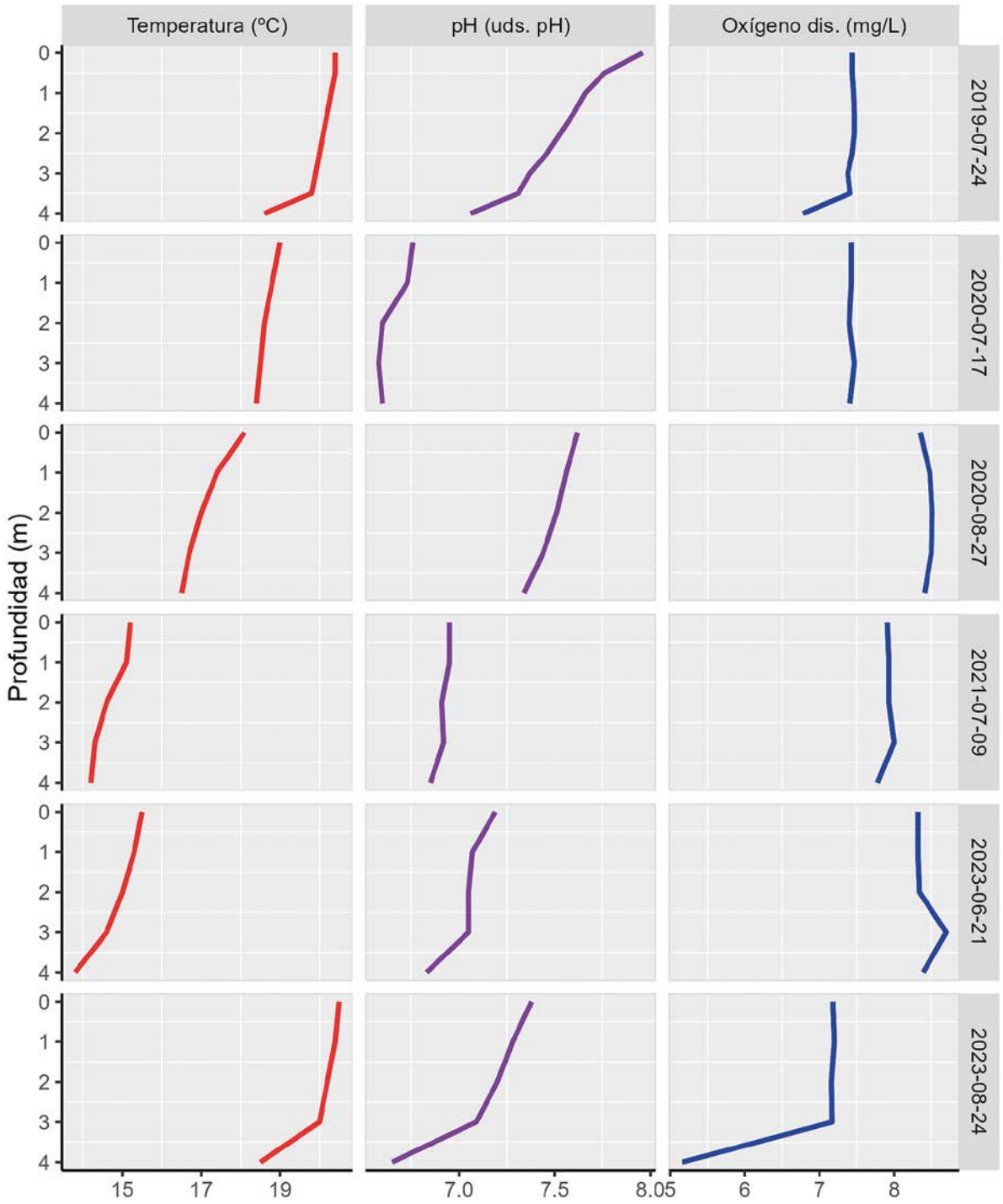
Figura 10. Perfiles de temperatura (rojo), pH (morado) y oxígeno disuelto (azul) para los distintos muestreos realizados en la laguna de la Clara.



En la Laguna de la Clara nos encontramos en una situación ya algo distinta a la de los dos primeros puntos analizados. Se trata de perfiles de sonda asociados a una laguna basante más somera (Figura 10) monomíctica, con una estratificación estival menos acusada caracterizada por una termoclina situada, esta vez más profunda, en torno a los 3 m de profundidad. La escasa profundidad en comparación con los dos casos anteriores le confiere mayor inestabilidad a la columna, por lo que son varios los muestreos en la época estival los que presentan perfiles de una columna mezclada.

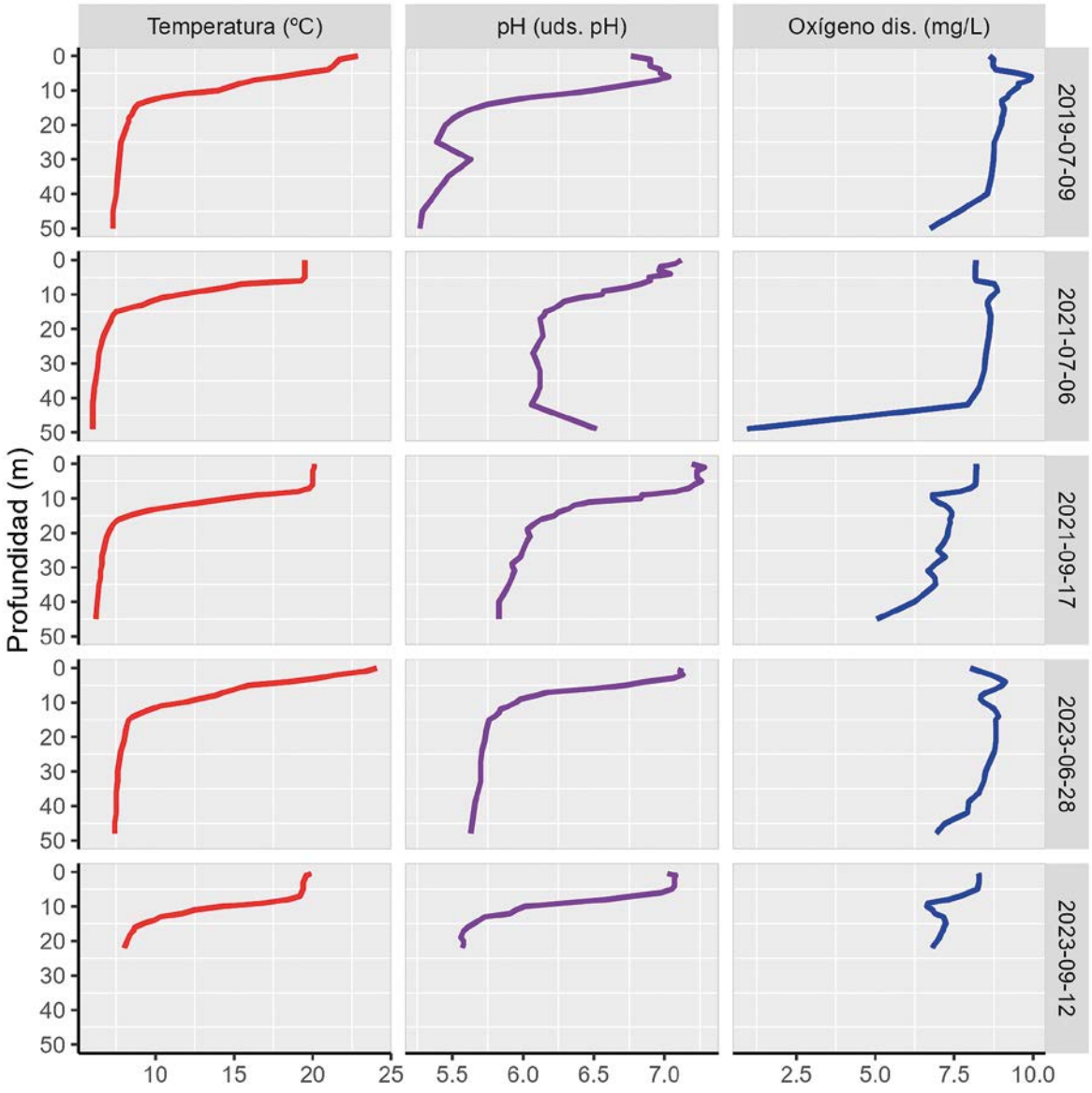
Es muy probable que una estratificación intensa en un verano especialmente estable pudiera provocar situaciones de anoxia profunda en este ecosistema, en el que ya vemos un consumo importante del mismo a partir de los 6 m en momentos de estratificación. Al estar localizada en una zona bastante expuesta, de media-alta montaña, es raro que no haya algún período de mezcla cada verano, lo que alivia este agotamiento profundo de oxígeno, pero en caso de no ser así, podría darse la situación mencionada.

Figura 11. Perfiles de temperatura (rojo), pH (morado) y oxígeno disuelto (azul) para los distintos muestreos realizados en la Laguna Grande de Peñalara.



En la Laguna Grande de Peñalara, como vemos, es complicado observar estratificación estival, dado su poco desarrollo en profundidad (Figura 11). Se esperaría que en inviernos fríos sí que haya una estratificación bajo el hielo, por lo que se trataría, probablemente, de una laguna monomíctica fría. Esto establece una oportunidad interesante para su estudio en un contexto de cambio climático, observando la intensidad y duración de la cobertura helada de la laguna, que podría variar con el tiempo y los cambios globales a los que está sometido el clima.

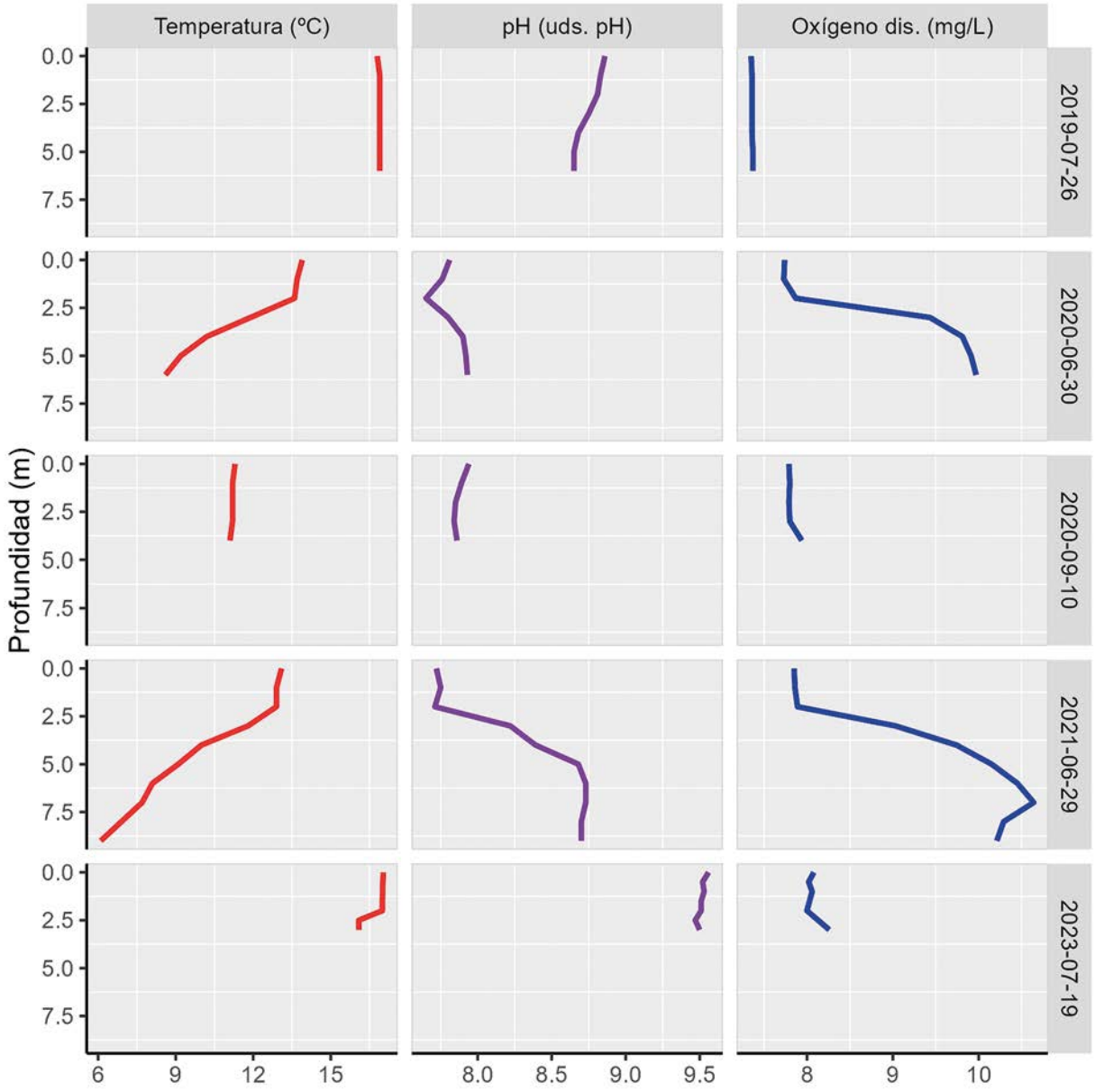
Figura 12. Perfiles de temperatura (rojo), pH (morado) y oxígeno disuelto (azul) para los distintos muestreos realizados en el Lago de Sanabria.



En el Lago de Sanabria podemos observar, de nuevo, perfiles típicos de una laguna profunda (Figura 12, Figura 9), hoy en día monomíctica cálida, con una estratificación estival más o menos acusada caracterizada por una termoclina situada en torno a los 10 m de profundidad. Una vez más se aprecia el patrón típico de hundimiento de la termoclina por acción combinada y alterna de las ondas internas y la insolación. A medida que el balance entre ambas va cayendo del lado de las ondas internas, provocadas por la inestabilidad atmosférica, es decir, a medida que se transiciona del estío al otoño, la estratificación se va deshaciendo.

Si las condiciones meteorológicas estivales se prolongan más, o si la temperatura del agua aumenta, el Lago de Sanabria (de vocación oligo-mesotrófica) puede ver cómo una mayor producción o un aislamiento más prolongado del hipolimnion favorecería el agotamiento del oxígeno en dicha fracción de la columna. Cambios en la productividad propia del sistema podrían estudiarse a la luz del cambio global, para intentar observar posibles tendencias y aislar el efecto de este tipo de causas.

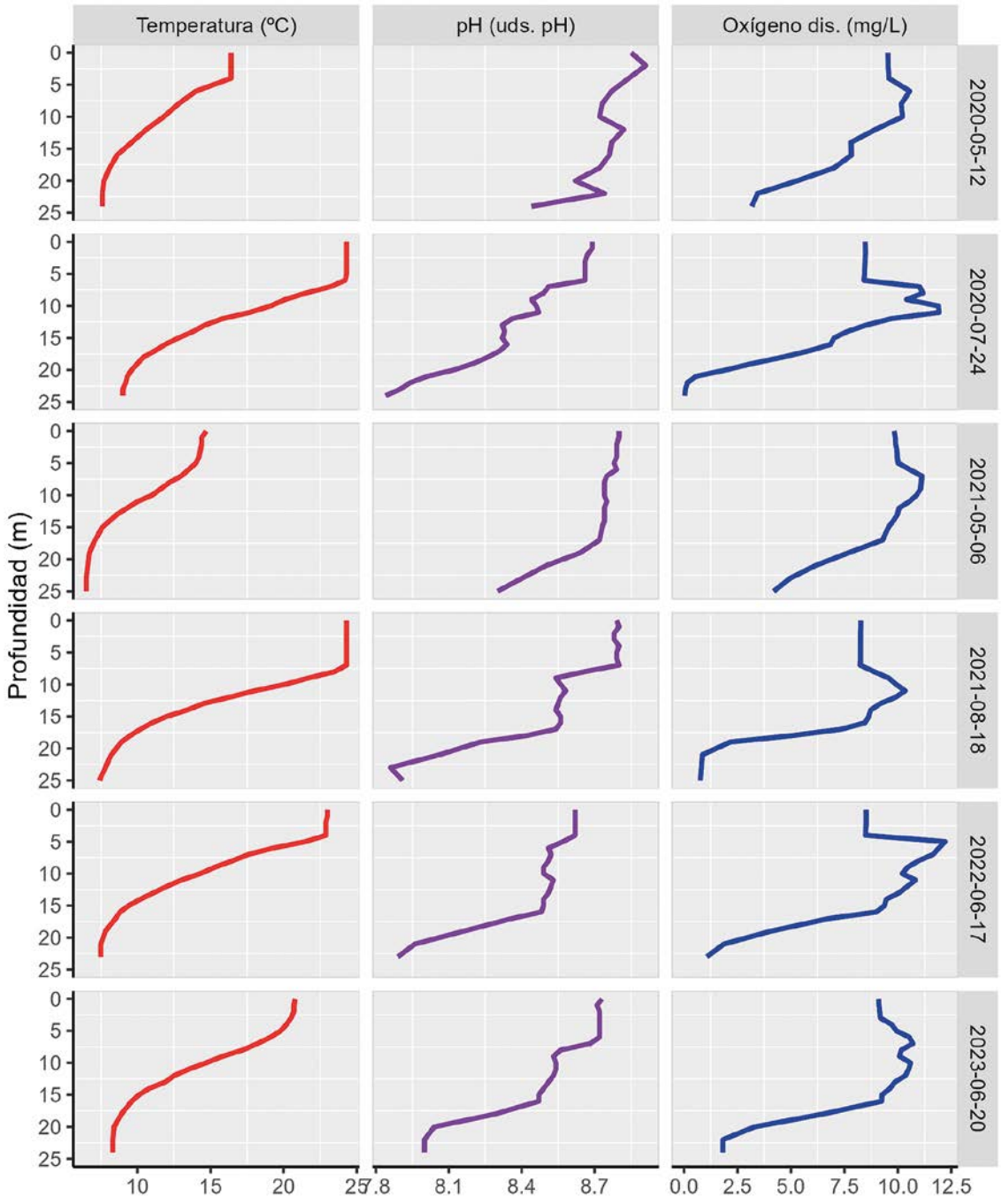
Figura 13. Perfiles de temperatura (rojo), pH (morado) y oxígeno disuelto (azul) para los distintos muestreos realizados en la Laguna de la Caldera.



En los perfiles grabados en la laguna de la Caldera, una laguna de vocación dimíctica, lo primero que llama la atención es la extrema variabilidad de su profundidad, y como dicha variación lleva los datos a magnitudes totalmente distintas entre diferentes muestreos (Figura 13). Si bien es cierto que la temperatura está totalmente ligada a la época de muestreo, tratándose de un entorno tan extremo como la alta montaña meridional de la Península Ibérica, el resto de los parámetros si están muy ligados a la profundidad, pudiendo darse situaciones, incluso, de estratificiación estival.

Es un ecosistema óptimo para el estudio del cambio climático desde la óptica de la cobertura nívea, la superficie de la lámina de agua (seguimiento satelital), su profundidad y otros parámetros físicos asociados a variables climáticas rectoras del estado de la laguna.

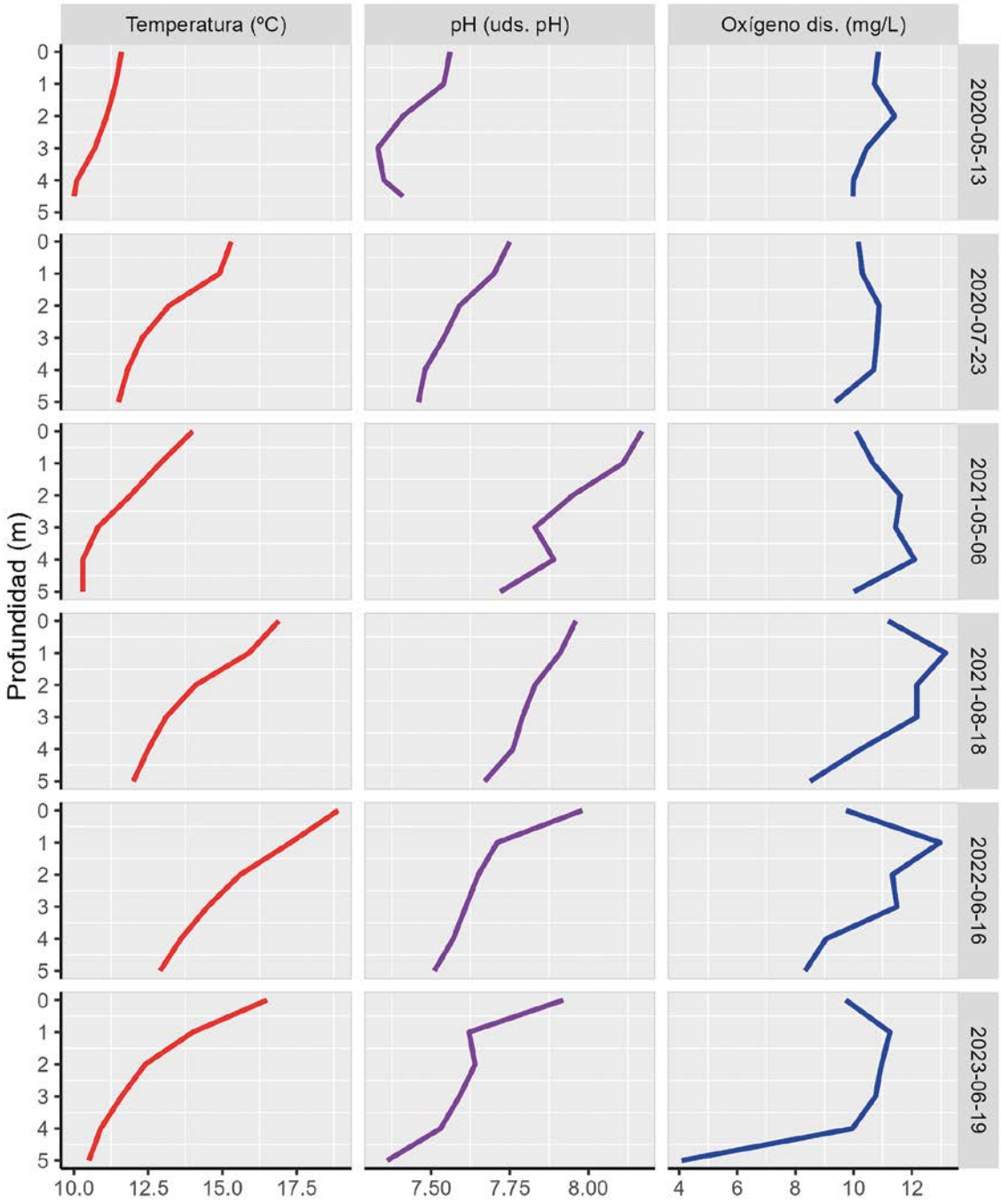
Figura 14. Perfiles de temperatura (rojo), pH (morado) y oxígeno disuelto (azul) para los distintos muestreos realizados en la Torca del Tejo, en el Complejo Lagunar de las Torcas de Cañada del Hoyo.



La laguna del Tejo nos saca ya del contexto de la alta y media montaña, por lo que se descarta, en las latitudes peninsulares, la existencia de lagunas dimícticas y monomícticas frías. Ésta, dada su gran profundidad (comparativamente), se trata de una laguna monomíctica cálida, es decir, que solo se mezcla una vez al año al terminar el período estival. Vemos que suele presentar estratificación a partir de los 5 metros, a veces distribuyéndose la caída de temperatura de manera muy homogénea hasta la capa hipolimnética, haciendo difícil la determinación de una termoclina (Figura 14). La intensidad de este gradiente, su desarrollo en profundidad y en el tiempo podrían ser un parámetro interesante para estudiar a la luz del cambio global.

Como hemos visto en casos anteriores, el oxígeno también varía en función de la producción primaria, pero en este caso se aprecia un descenso mucho más acusado en profundidad. La topografía de la zona, con la laguna hundida en una torca muy pronunciada (con paredes de unos 50 m a su alrededor), le confiere un grado de protección muy elevado frente al viento. Esto favorece el establecimiento de unas capas diferenciadas muy estables que aíslan la capa inferior de manera efectiva, no permitiendo la difusión de gases; la descomposición de la materia orgánica producida en su mayoría de manera interna (planctónica) consume el oxígeno al descomponerse.

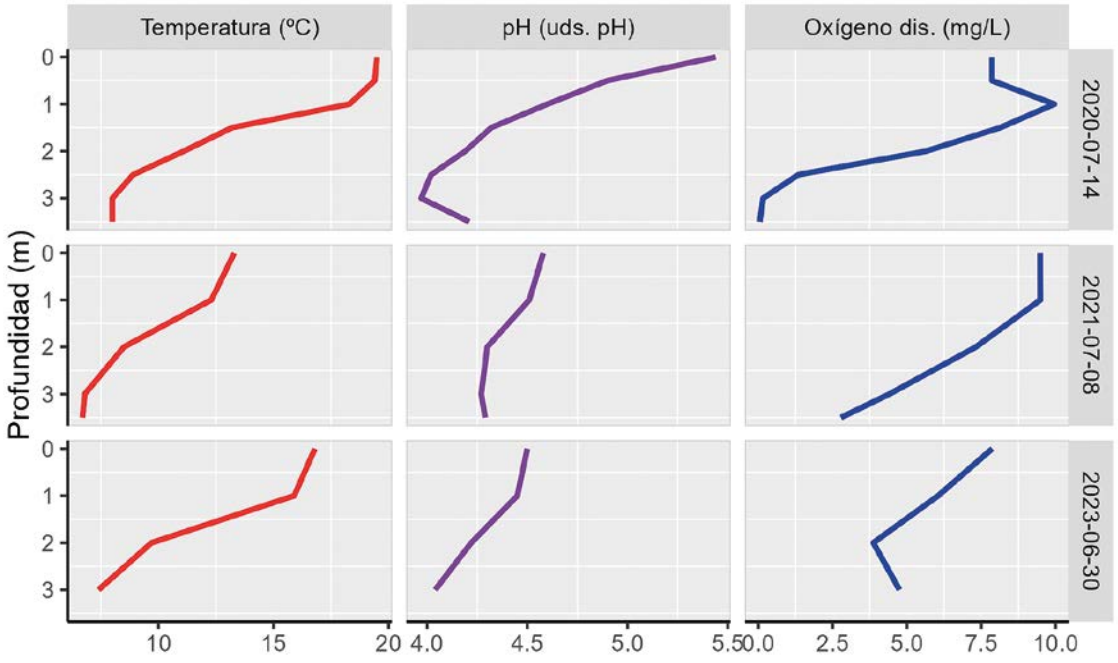
Figura 15. Perfiles de temperatura (rojo), pH (morado) y oxígeno disuelto (azul) para los distintos muestreos realizados en la Laguna de Marquesado.



La Laguna de Marquesado, dado su carácter somero (profundidad en torno a 5 m) se trataría, con toda probabilidad, de una laguna polimíctica. No obstante, características propias de la misma hacen que sí se aprecie cierta estructura vertical de la columna de agua (Figura 15). Se trata de una laguna con un desarrollo macrofítico excepcional, con grandes praderas de macrófitos que en muchos casos (grandes áreas de la superficie) tapizan el ecotono agua-aire protegiendo la cubeta inundada de las ondas internas provocadas por el viento. También, y como efecto contrario, dan sombra y protegen de la irradiación del sol estival.

A efectos prácticos, algunos años se ha observado estratificación, sobre todo en la parte oeste, donde hay menos cobertura de macrófitos. Se aprecia un descenso del oxígeno en profundidad, lógico en un ecosistema con estratificación y tantísima productividad. Es muy probable que la mayoría del consumo profundo esté asociado a la descomposición de macrófitos y no de fitoplancton. No obstante, sería interesante analizar dichos procesos con la mayor resolución posible.

Figura 16. Perfiles de temperatura (rojo), pH (morado) y oxígeno disuelto (azul) para los distintos muestreos realizados en la Laguna Fonda de Muniellos.



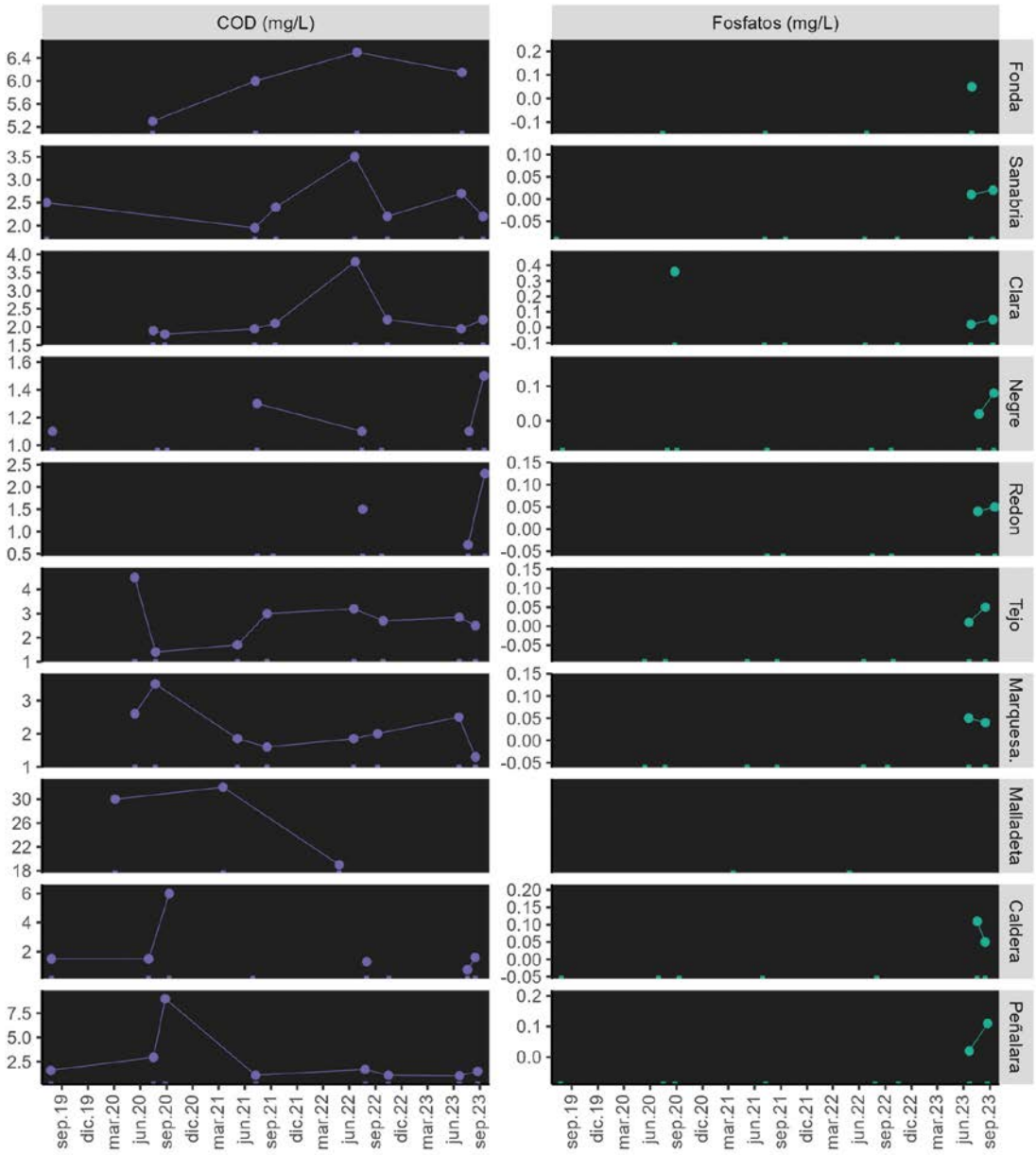
En la laguna Fonda vemos unos perfiles con una estratificación muy acusada, extremadamente acusada si consideramos el escaso desarrollo en profundidad que tiene la laguna. Las situaciones de anoxia profunda y pH muy ácido, así como la coloración rojiza de las aguas denotan la existencia de un sistema muy rico en materia orgánica, probablemente taninos procedentes de la profusa vegetación de la cuenca, situada sobre un sustrato muy rocoso y silíceo. La escorrentía arrastraría toda la materia orgánica de la cuenca a la laguna donde se acumula y descompone. Esta laguna está muy poco estudiada y se recomienda realizar muestreos de sedimento, para conocer su evolución en el tiempo, así como sus características en el pasado.

Por último, la Malladeta es el representante temporal del conjunto de tipos estudiados en el contexto del cambio global. La Malladeta, como es lógico, presenta temperaturas muy relacionadas con la época de muestreo y la temperatura del aire e insolación de los días anteriores. El pH, rondando 8 en los muestreos de 2020 y 2021 parece más estable, y quizás podría estudiarse mediante series largas. Es fundamental, sin embargo, estudiar el tiempo de inundación y su magnitud con la mayor resolución temporal posible. Podría ser adecuado instalar sensores o hacer seguimiento satelital de la superficie de la laguna.

Análisis químicos

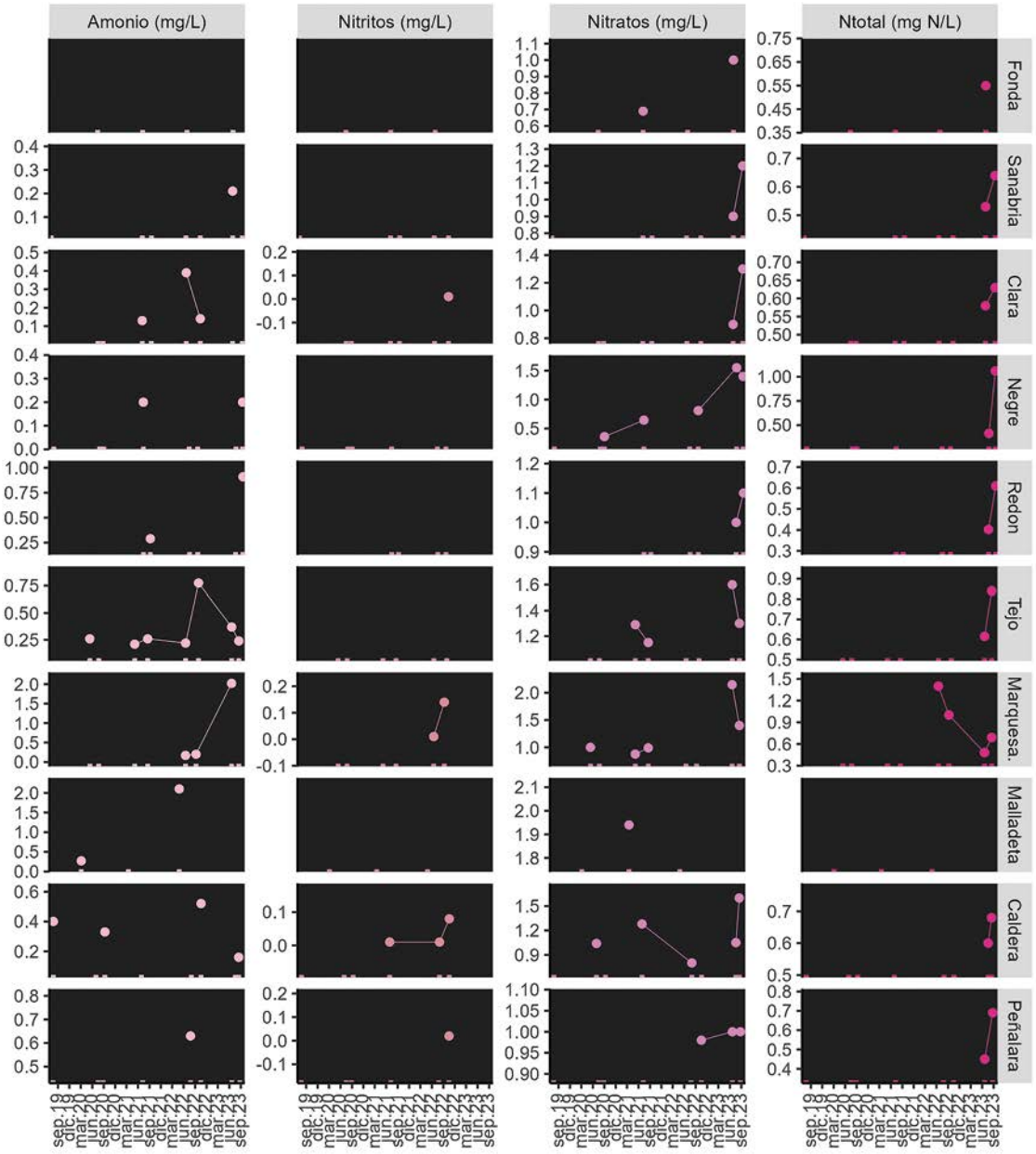
A continuación, se presentan los resultados más relevantes de análisis químicos realizados en la red de control del cambio climático, en un contexto temporal.

Figura 17. Gráficos con series temporales de carbono orgánico disuelto y fosfatos (PO43-) para los puntos incluidos en la red de control del cambio climático. Puntos unidos por líneas indican valores consecutivos en las series mientras que puntos aislados no tienen muestreos con resultados positivos consecutivos. La presencia de muestreos con cantidades no detectadas de los compuestos se marca mediante marcas a lo largo del eje temporal (eje x).



En numerosos estudios (por ejemplo, Dhir 2015 o Reitsema, Meire, and Schoelynck 2018) se apunta a que las temperaturas más cálidas y otros factores de cambio global aumentan las concentraciones de COD . Dicho fenómeno podría identificarse en una de las series expuestas en la Figura 17, la de la Laguna Fonda, pero en ninguna de las otras 9. Dado el cambio lento pero paulatino que se encuentra en el centro del proceso del cambio climático, además de su naturaleza global, no parece probable que los resultados que se visualizan ofrezcan una representación visual de los efectos de dicho cambio en el COD, sino más bien fenómenos locales de variabilidad natural. Para observar cambios que puedan relacionarse con fenómenos de cambio global se requieren series mucho más largas, de décadas, y continuas, sin determinaciones por debajo del límite de detección.

Figura 18. Gráficos de series temporales de formas de nitrógeno (Amonio, NH_4^+; Nitritos, NO_2-; Nitratos, NO_3-) y nitrógeno total para los puntos incluidos en la red de control del cambio climático. Puntos unidos por líneas indican valores consecutivos en las series mientras que puntos aislados no tienen muestreos con resultados positivos consecutivos. La presencia de muestreos con cantidades no detectadas de los compuestos se marca mediante marcas a lo largo del eje temporal (eje x).



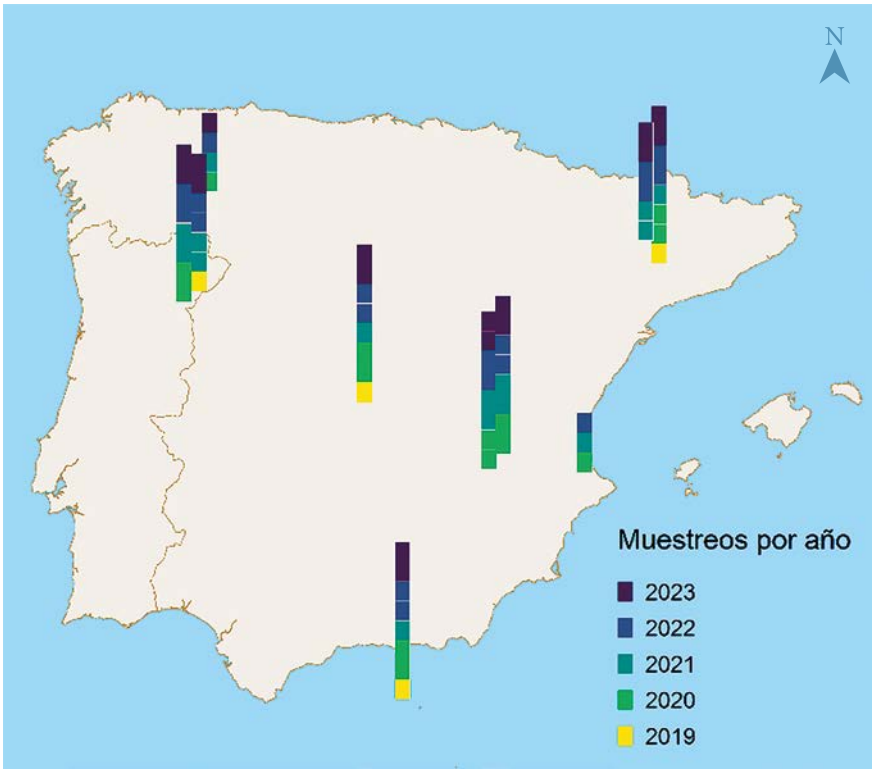
El aumento de formas de nitrógeno inorgánico en el agua se ha identificado como un posible efecto del cambio climático en arroyos de montaña (Monteith *et al.* 2007; Whitehead *et al.* 2009), pero se ofrece para lagos, lagunas y humedales también. Llama la atención la desconexión entre puntos (Figura 18), lo que indica que los análisis realizados en este tipo de redes de aguas naturales muy poco presionadas deben hacerse con métodos de detección más sensibles de lo habitual, para poder discernir las variaciones más sutiles que el fenómeno estudiado tiene en parámetros que de por sí son bajos en este tipo de ecosistemas. Se podría interpretar que hay un aumento en 2023 respecto al resto de años, y en efecto es así, pero dichas muestras se tomaron en el contexto de unos episodios de lluvias muy intensas, que suelen conllevar arrastres que aumentan enormemente las concentraciones de formas de nitrógeno inorgánico (Brooks, Haas, and Huth 2007; Rosenzweig *et al.* 2008; Wadnerkar *et al.* 2021).

B) Biología

Fitoplancton

En cuanto al fitoplancton se proponen varias métricas relacionadas con este elemento que potencialmente pueden reflejar los efectos de cambios en el clima a largo plazo. Entre ellas encontramos la clorofila a, el biovolumen total y el porcentaje de cianobacterias. Se incluye un resumen de los resultados de fitoplancton de los primeros 4 años de las 10 estaciones de muestreo que forman parte de la red de seguimiento de los efectos del cambio climático (Figura 19). Además, para 4 de estos lagos se dispone de datos de 2019. Algunas de las estaciones no pudieron muestrearse en algunos momentos por distintos motivos: se encontraron secas durante la época de muestreo determinada en los protocolos de muestreo (La Malladeta en 2020 y 2023), por condiciones meteorológicas adversas (Negre de Boí en 2021), etc.

Figura 19. Mapa indicando el número de campañas de fitoplancton realizadas por estación de referencia para el estudio del cambio climático durante el periodo 2019-2022.



Dada la rápida evolución de las comunidades de fitoplancton en el tiempo, la realización de dos muestreos anuales es insuficiente para la detección de tendencias estacionales de ningún tipo, y por supuesto, tendencias que se puedan observar en períodos dilatados, como aquellas que se esperan de efectos producidos por el cambio global no pueden observarse en series tan reducidas como las producidas en el presente proyecto.

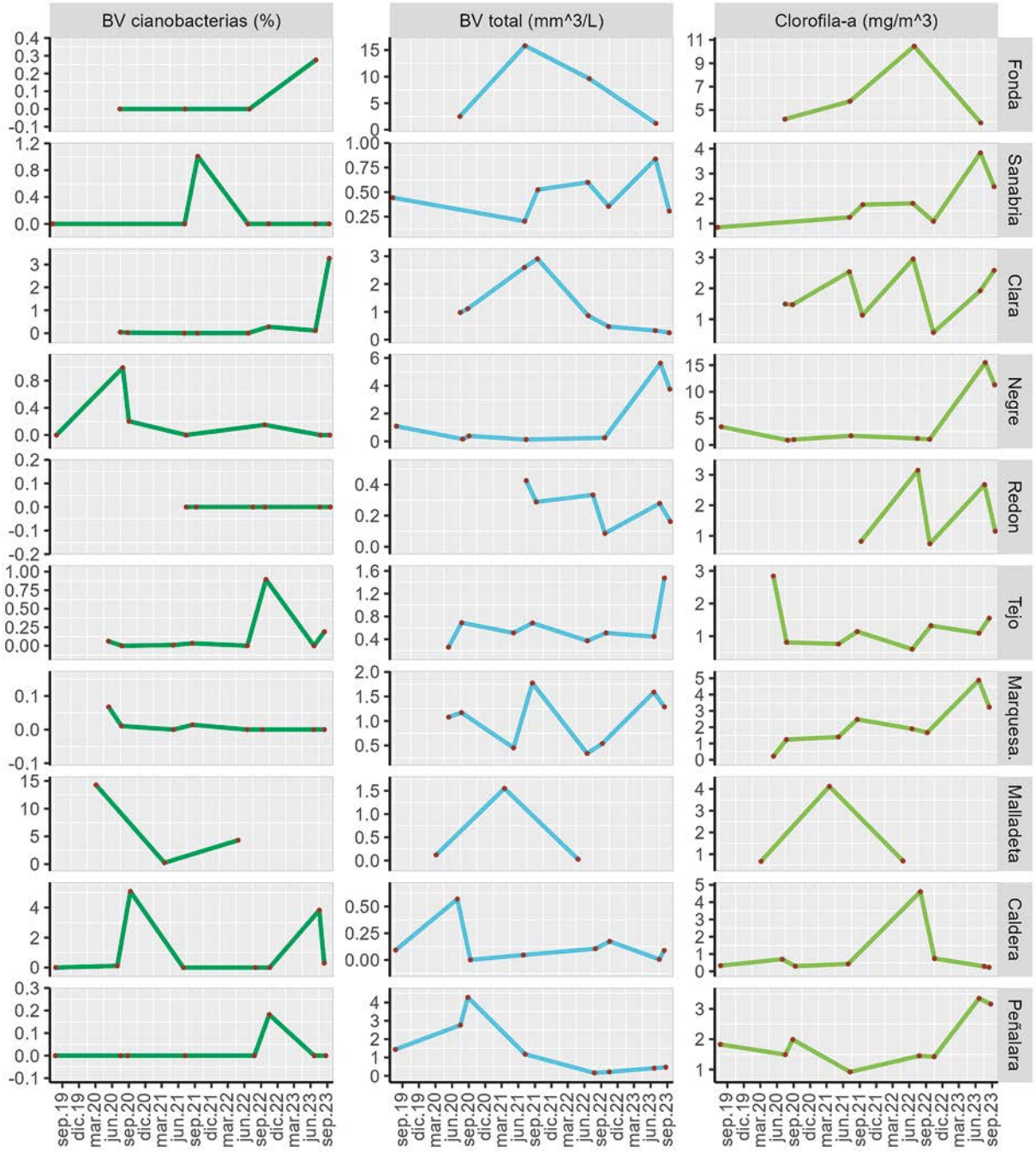
No obstante, si es importante analizar los resultados obtenidos con detenimiento, y por ello se van a comentar de manera pormenorizada, teniendo en cuenta aspectos taxonómicos importantes además de las métricas y sus valores.

Empezando por la Laguna Fonda, en Muniellos, observamos que la aparición de cianobacterias en su comunidad fitoplanctónica estival es poco frecuente, y cuando aparecen, como en 2023, es en pequeño número. Una especie no identificada del género Anabaena es la que protagonizó ese pequeño aumento. Si bien es cierto que existen especies de Anabaena invasoras dentro del conjunto de nostocales tropicales que se han expandido por la zona templada a raíz del cambio global (Mehnert *et al.* 2010), también existen diversas especies propias de la región, por lo que la resolución taxonómica, en este caso, no permite emitir un diagnóstico. Los patrones de clorofila y biovolumen medidos no muestran tendencias interanuales sino probablemente factores estacionales ocultos tras la escasez de muestreos dentro del año (Figura 20).

En el Lago de Sanabria, de manera similar a la Laguna Fonda, la proporción de cianobacterias ha sido nula salvo por la segunda muestra del año 2021, en la que un pequeño porcentaje del biovolumen de la muestra estaba representado por cianofíceas, en este caso una oscilatorial de especie no identificada del género *Romeria* y una chroococcal de especie no identificada del género *Aphanothece*. Ninguno de los dos géneros se identifica como invasor de clima subtropical. En cuanto al biovolumen total y la clorofila a no se pueden detectar patrones en períodos de tiempo tan cortos, pero parece que oscilan dentro de los valores propios de un ecosistema oligo-mesotrófico (Figura 20).

En la Laguna de la Clara encontramos muestras casi carentes de cianobacterias salvo en el caso de la segunda muestra de 2023, donde el porcentaje que representan crece un orden de magnitud, a la aún pequeña cifra del 3.3 %. La poca representación de cianobacterias presente en esta laguna está dominada por chroococales como *Chroococcus prescottii*, *C. limneticus*, *C. minutus*, *Merismopedia tenuissima* y *Rhabdoderma lineare*, todas ellas cianobacterias bastante comunes en comunidades de aguas pobres en nutrientes. Observamos de nuevo, como en el caso de la Laguna Fonda, la aparición de una especie no identificada del género Anabaena sobre la que no se puede saber si es de origen tropical. No obstante, la mayoría del 3,3% del biovolumen de cianobacterias de la muestra de septiembre de 2023 lo componía Chroococcus minutus. Los valores de biovolumen y clorofila a de estas series no representan tendencias claras en el tiempo, sino más bien variaciones dadas por efectos estacionales o de meteorología local (Figura 20).

Figura 20. Series temporales desarrolladas durante el proyecto en la red de cambio climático de lagos, lagunas y humedales para las 3 variables propuestas como métricas de fitoplancton potencialmente sensibles al CC.



En el Estany Negre de Boí, de nuevo, la proporción de cianobacterias es muy pequeña y principalmente está representada por chroococcales de las especies *Chroococcus dispersus*, *C. limneticus*, *Cyanobium plancticum* y *Merismopedia tenuissima*, además de una especie no identificada del género *Aphanocapsa*. El pequeño pico de 2020, de tan solo un 1% del biovolumen lo representaba la oscilatorial *Planktothrix isothrix*, considerada como propia de climas templados, no invasora. Hay que destacar los muy bajos valores de clorofila a y biovolumen total salvo en 2023, año en el que lluvias torrenciales previas al muestreo (1 semana antes) arrastraron muchos nutrientes y materia orgánica a la cubeta, reduciendo mucho su transparencia y elevando la producción muy por encima de lo normal en este ecosistema (Figura 20).

En los 6 muestreos realizados durante 3 años en el Lac Redon no se han detectado cianobacterias ni una sola vez. Su productividad se aprecia dentro de los límites de la oligotrofia, tal y como marcan los valores de clorofila a y biovolumen total, y no se aprecian tendencias, en general, dentro de este corto período. Las variaciones, siempre dentro de un rango improductivo en cuanto a la producción primaria planctónica se deben más a factores estacionales, como la evolución propia de las características térmicas de la columna de agua y sus efectos en la comunidad (Figura 20).

En la laguna del Tejo hay una proporción de cianobacterias nula o muy baja, dependiendo del muestreo. En general, son raras las chroococcales, representadas tan solo por *Aphanocapsa delicatissima*, y algo más comunes las oscilatoriales representadas por taxones como *Pseudanabaena limnetica*, *P. catenata*, *Planktolyngbia limnetica* o una especie no identificada del género *Geitlerinema*. En 2023 hay un registro de una especie no identificada de Anabaena, con una representación muy baja en el total del biovolumen, que no puede clasificarse con suficiente precisión como para esclarecer si su origen es subtropical. El pico de producción de cianofíceas, muy bajo, detectado en 2022 lo protagonizó *Planktolyngbia limnetica*. De nuevo nos encontramos con un ecosistema léntico de muy baja productividad, que debería clasificarse como oligotrófico con breves episodios oligo-mesotróficos, y cuya tendencia productiva en los últimos años no puede desentrañar patrones climáticos si no es a la luz de series mucho más largas (Figura 20).

En la Laguna de Marquesado la representación de cianobacterias es prácticamente nula en todos los muestreos, nunca superando el 0.1% del biovolumen. No obstante, identificamos las muy escasas cianobacterias como oscilatoriales de las especies *Pseudanabaena limnetica* y *P. catenata* además de la chroococcal *Aphanocapsa incerta*. Ninguna de ellas se considera de origen subtropical. Se trata de una laguna razonablemente productiva, pero muy dominada por macrófitos sumergidos, lo que mantiene los valores de producción planctónica medidos a través de la clorofila a y el biovolumen total dentro de unos límites bajos. La tendencia creciente en la clorofila puede deberse a factores de muy diversa índole y haría falta una serie mucho más larga para equipararla a efectos del cambio global (Figura 20).

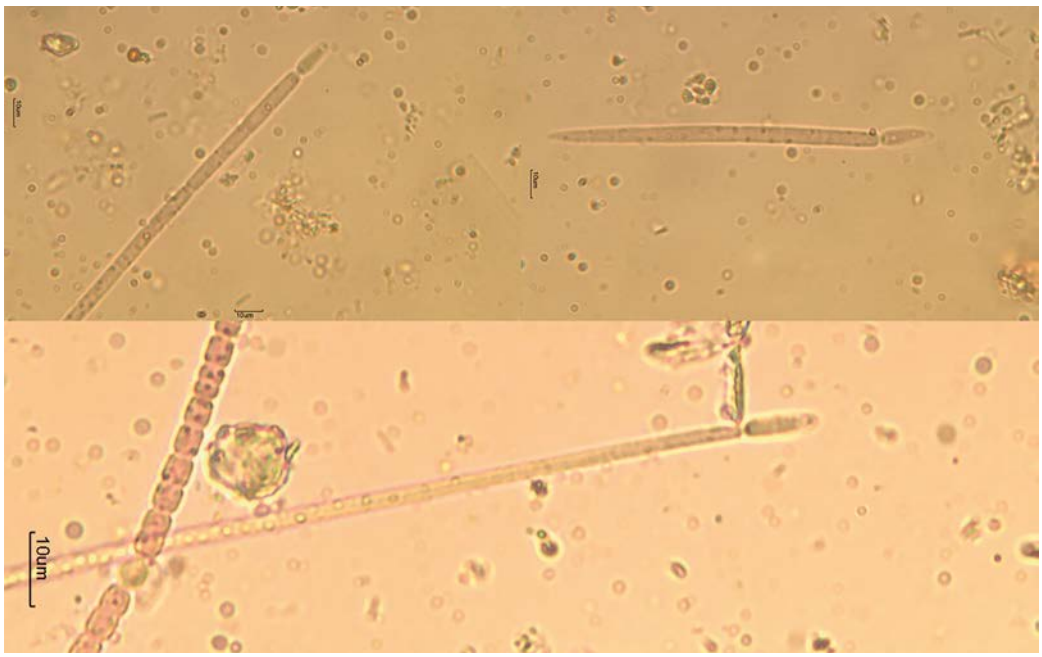
En la Malladeta, el representante de la red de cambio climático que aporta la representatividad necesaria del gran número de sistemas de inundación discontinua de nuestro territorio, encontramos los primeros valores verdaderamente elevados de cianobacterias en la comunidad planctónica. Sin ser una dominancia generalizada, en la muestra de 2020 encontramos valores del 15% del biovolumen representado por este grupo. En dicha muestra, los principales representantes fueron *Pseudanabaena catenata* y bastante por detrás *Chroococcus minutus*. Otras cianobacterias identificadas en este ecosistema han sido especies no identificadas de los géneros *Anabaena*, *Spirulina* y *Cyanothece* entre otras. La productividad del sistema, no obstante, es bastante limitada, tal y como se ve en los bajos valores de clorofila a y biovolumen total (Figura 20).

Durante los 5 años que se ha visitado la Laguna de la Caldera se han detectado dos episodios estivales en los que la aparición de cianobacterias podría considerarse notable. Estos ha sido la segunda vuelta del 2020 y la primera vuelta de 2023. En dichos episodios los valores de representatividad de cianobacterias en el biovolumen rondaban el 4%. El primer episodio lo protagonizó una chroococcal de especie no identificada del género *Chroococcus*, mientras que el segundo una especie no identificada de oscilatorial del género *Oscillatoria*. Otras especies detectadas durante estos años han sido *Synechocystis aquatilis*, y especies no identificadas de los géneros *Cyanarcus* y *Pseudanabaena*. La productividad ha sido generalmente muy baja, y los episodios de mayor producción se han detectado en momentos en los que el estado hidrológico de la cubeta era más pobre, lo que a su vez depende enormemente de la cobertura nívea que haya quedado durante el invierno. Pese a que esta serie no es suficientemente larga para extraer conclusiones, sí es evidente que hay una conexión entre el cambio global y la cantidad de precipitaciones, por lo que el ecosistema es potencialmente un buen componente de esta red de seguimiento (Figura 20).

La Laguna Grande de Peñalara no ha producido resultados de taxonomía de fitoplancton con cianobacterias más que en una ocasión, la segunda vuelta de 2022, en la que *Pseudanabaena limnetica* representó cerca del 0,2 % del biovolumen total de la muestra, un porcentaje muy bajo. Además, se trata de una especie propia de latitudes templadas, y no subtropicales. El biovolumen total y la clorofila a son propios de un sistema oligotrófico u oligo-mesotrófico y no pueden interpretarse como patrones indicadores de cambio global, sino más bien de efectos meteorológicos locales o patrones estacionales. No obstante, cuando se disponga de series temporales más extensas podrá explorarse la cuestión de los efectos del cambio climático (Figura 20).

Fuera de la red de control tan solo se ha confirmado la presencia de *Cylindrospermopsis raciborskii* en ambos muestreos de 2023 en el Estanyol de Montalt (Figura 21), un sistema asociado al Estany de Banyoles, a escasos 300 m. Como ya se ha mencionado se trata de una nostocal invasora procedente de latitudes tropicales y cuya distribución se está extendiendo por la región templada (Briand *et al.* 2004a). En España se observó, por ejemplo, en la Albufera de Valencia (Romo and Miracle 1994) pero no se han encontrado citas de la zona de Banyoles.

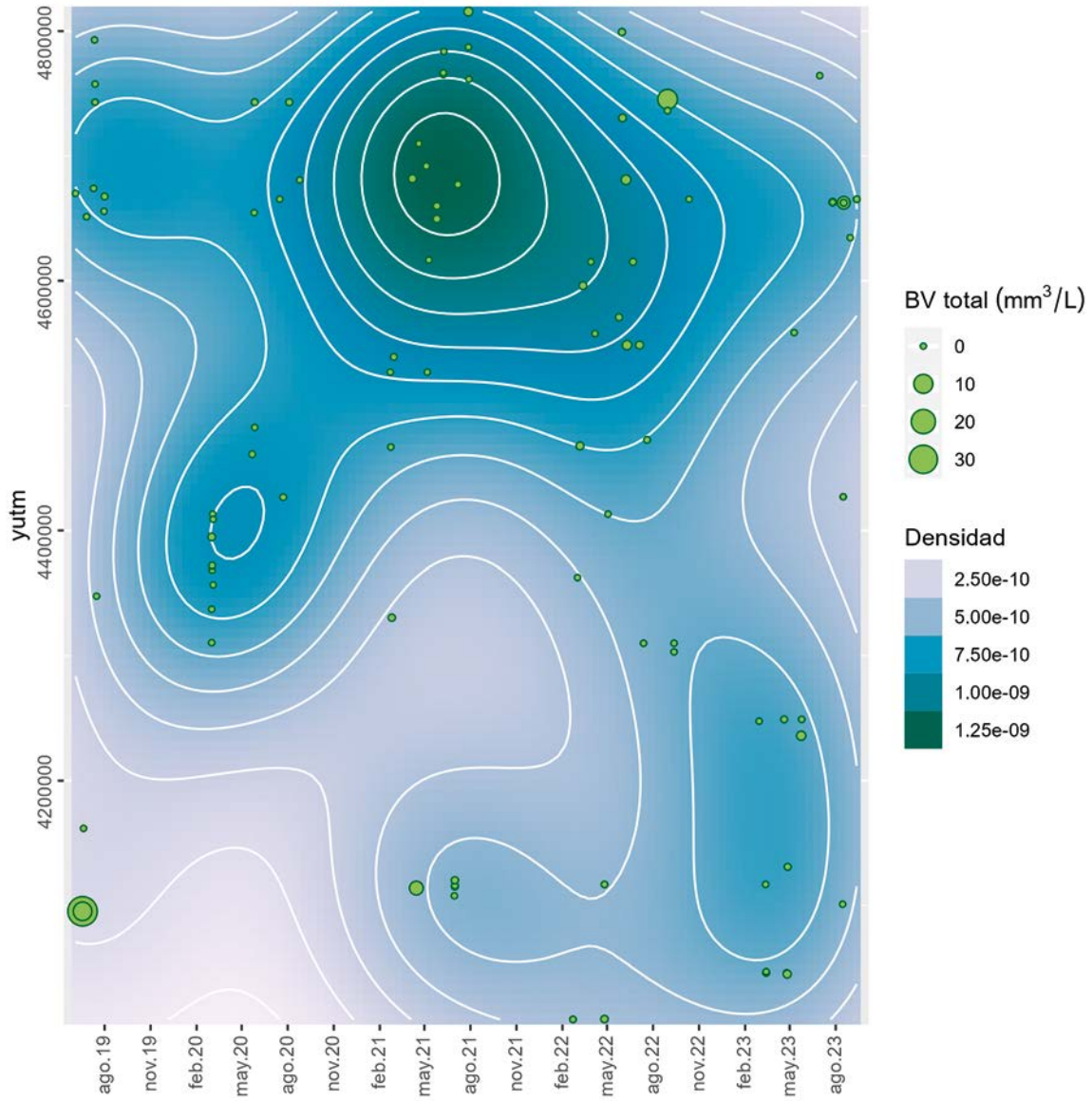
Figura 21. Tres ejemplares de Cylindrospermopsis raciborskii identificados en el Estanyol d'en Montalt, el 17/08/2023. Se aprecian los heterocistes, con forma más o menos cónica, en el terminal del tricoma, bastante característico de esta especie de origen tropical.



Otras nostocales bastante frecuentes en las muestras son las especies del género *Anabaena*, que representan más o menos la mitad de los taxones de nostocales identificados en todo el proyecto. *Anabaena bergii* es una especie tropical invasora que ya se ha detectado en Europa (Stüken *et al.* 2006). La mayoría de taxones, no obstante, han quedado identificados a nivel de género, por la alta dificultad que presenta el mejorar la resolución taxonómica en este género, por lo que no se puede discernir si se trata de la especie *A. bergii*. No obstante, sí puede ser interesante identificar la aparición de nostocales en el global de los muestreos realizados, para identificar posibles tendencias temporales o espaciales. Como se aprecia en la Figura 22, no parece observarse un incremento de la frecuencia de aparición de nostocales a lo largo de los 5 años de muestreos, sin embargo sí parece apreciarse que es la mitad N la

que presenta, con mayor frecuencia, comunidades planctónicas con miembros del orden Nostocales. Existen muchas posibles explicaciones para este patrón aparente y una exploración más profunda podría esclarecer el fenómeno.

Figura 22. Densidad y potencia de la aparición de Nostocales durante el proyecto en función de la fecha y la latitud. Colores de fondo más intensos indican mayor frecuencia de aparición del orden de nostocales. Los puntos indican detecciones positivas de nostocales, y su tamaño indica el biovolumen asociado a la detección.

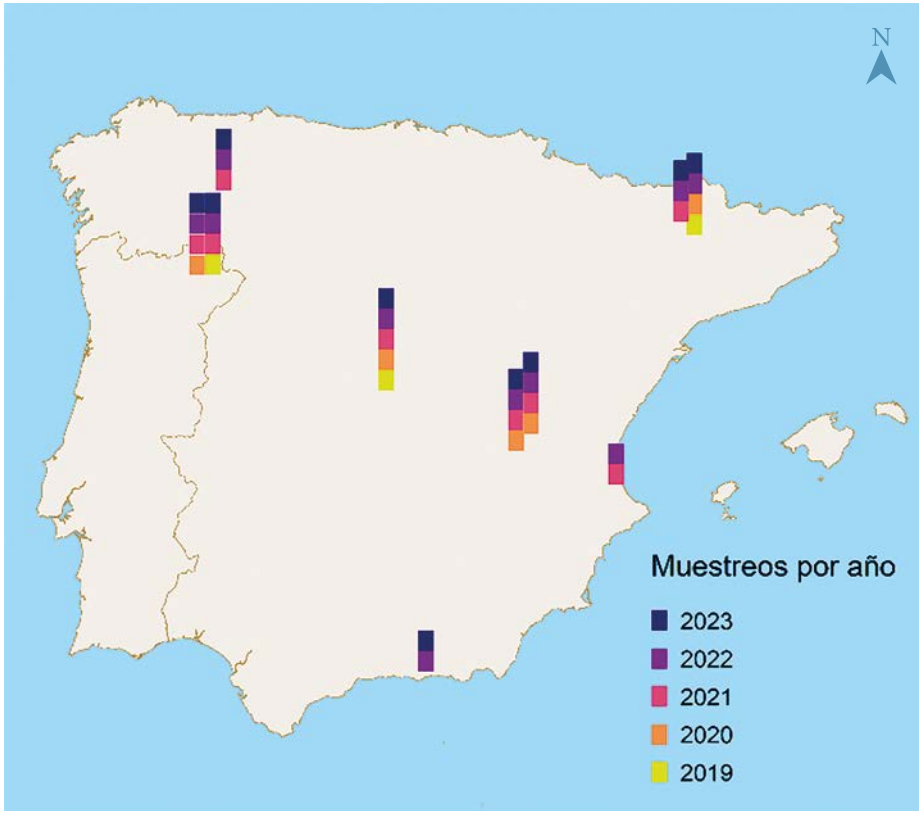


Macrófitos

Se incluye un resumen de los resultados de macrófitos de los primeros 4 años de las 10 estaciones de muestreo que forman parte de la red de seguimiento de los efectos del cambio climático (Figura 23). Además, para 3 de estos lagos se dispone de datos de 2019. Algunas de las estaciones no pudieron muestrearse en algunos momentos por distintos motivos: se encontraron secas durante la época de muestreo determinada en los protocolos de muestreo (La Malladeta en 2020 y 2023), por condiciones

meteorológicas adversas (Negre de Boí en 2021) o por problemas logísticos dentro de las campañas conjuntas del proyecto REFCON (por ej. Lago de Sanabria, Lac Redon y Fonda en 2020 o Laguna de la Caldera en 2021).

Figura 23. Mapa indicando el número de campañas realizadas por estación de referencia para el estudio del cambio climático durante el periodo 2019-2022.



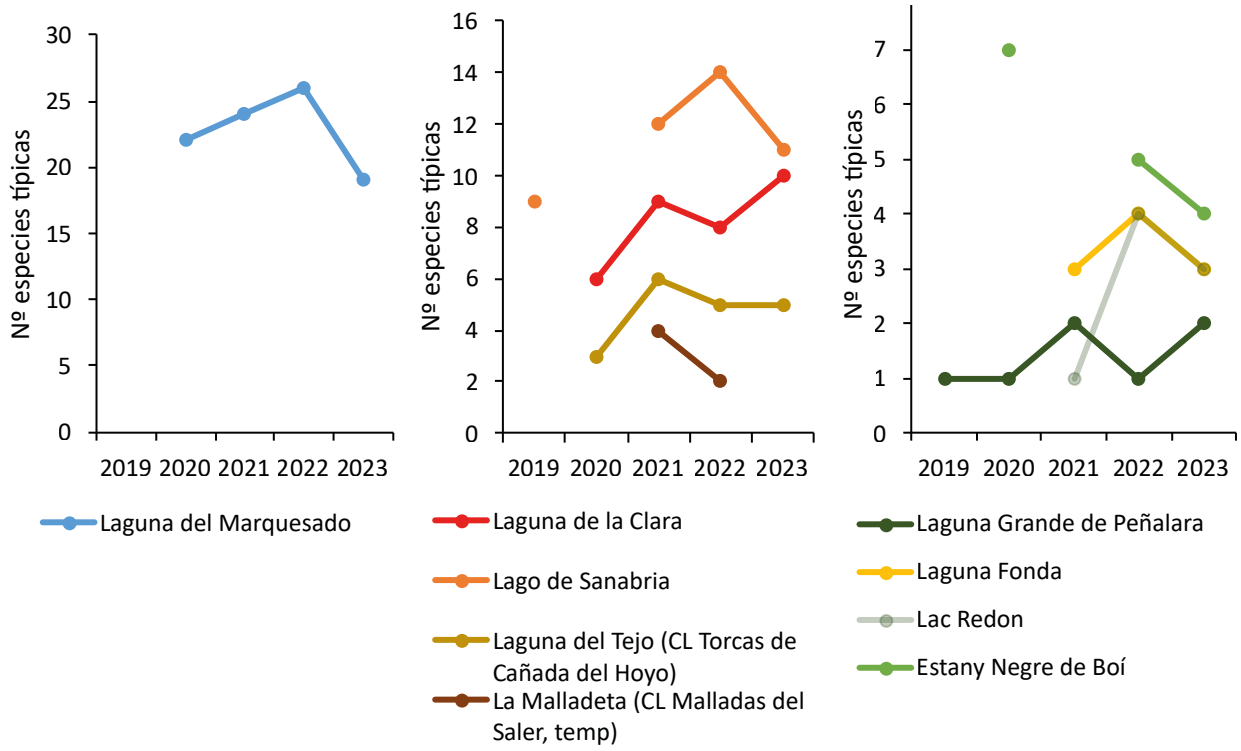
En cualquier caso, estos resultados son exploratorios y hacen referencia a algunas variables que podrían utilizarse como indicadores de los efectos del cambio climático a largo plazo: la riqueza específica de taxones característicos, la cobertura total de helófitos típicos y la cobertura total de hidrófitos típicos, la cobertura de hidrófitos termotolerantes, la cobertura de hidrófitos flotantes y algas filamentosas -incluyendo la cobertura de macrófitos indicadores de condiciones eutróficas-, y la riqueza y cobertura de taxones exóticos.

RIQUEZA ESPECÍFICA

La métrica de Riqueza de especies de macrófitos típicos se emplea dentro del sistema de evaluación de estado ecológico. Sin embargo, de acuerdo con el protocolo OFALAM-2013, esta métrica únicamente puede aplicarse dentro de la red de CC en la Laguna de Marquesado, donde se obtuvieron valores bastante altos de 19-26 especies (Figura 24 izquierda). Para el resto de lagos de la red, esta métrica no aplica por la naturaleza de los lagos (7 de ellos pertenecen a tipos de montaña y 1 pertenece al tipo 30, para el que no se dispone de valores de referencia para el elemento de macrófitos, por falta de información). En el caso de la laguna del Tejo, la métrica tampoco es aplicable por la naturaleza predominantemente rocosa de su orilla y zona somera. En todos estos casos, se ha calculado también el número de especies características en

cada año (Figura 24 central y derecha), observando valores muy bajos en algunos lagos y muestreos (solo 1 especie en la Laguna Grande de Peñalara o el Lac Redon) y valores más moderados o incluso altos (por ejemplo, 14 especies para el lago de Sanabria en el año 2022). Las variaciones entre años son probablemente debidas en su mayor parte a variaciones en el muestreo (condiciones meteorológicas, localización de los transectos, experiencia del muestreador…). Para el cálculo la laguna Fonda se ha considerado lago de montaña (asimilable a los tipos 1-8). La laguna de la Caldera no aparece en la Figura 24, ya que no se encontró ningún macrófito característico de lagos de montaña en ninguno de los muestreos.

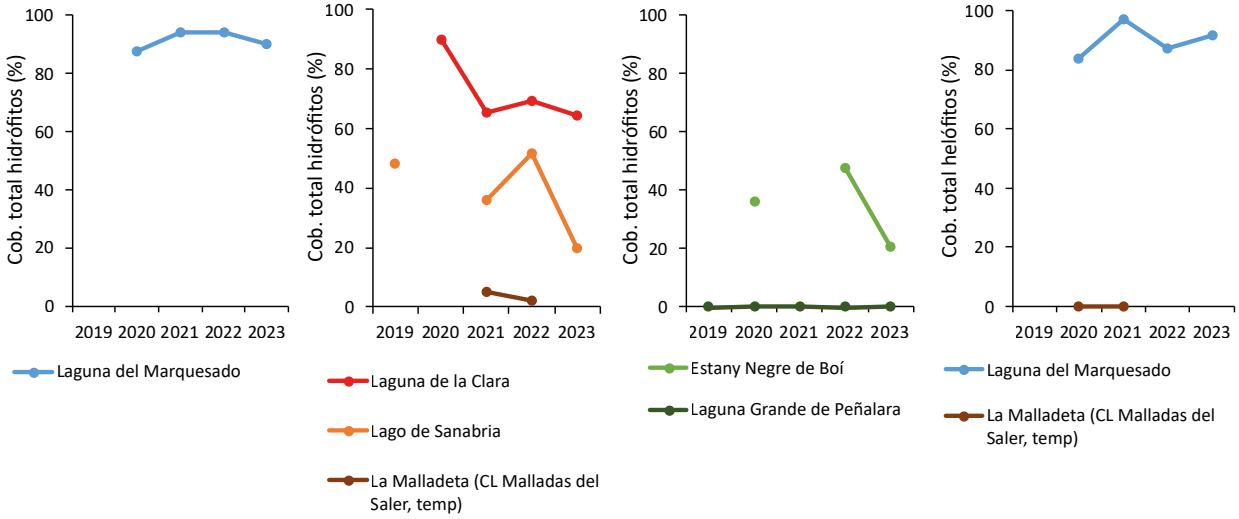
Figura 24. Valores de la riqueza de especies de macrófitos típicos en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático en ecosistemas acuáticos (periodo 2019-2023).



COBERTURA TOTAL DE HIDRÓFITOS Y COBERTURA TOTAL DE HELÓFITOS

Las métricas de cobertura total de hidrófitos típicos y cobertura total de helófitos típicos se emplean dentro del sistema de evaluación de estado ecológico. Sin embargo, de acuerdo con el protocolo OFA-LAM-2013, estas métricas únicamente pueden aplicarse dentro de la red de CC en la Laguna de Marquesado, donde se obtuvieron valores bastante altos, alrededor de un 90% en ambos casos (Figura 25). Para el resto de lagos de la red, estas métricas no aplican por la naturaleza de los lagos (7 de ellos pertenecen a tipos de montaña) o por sus características particulares (principalmente el predominio de sustrato rocoso). Se ha realizado el cálculo de las coberturas de macrófitos en aquellos casos donde, a pesar de no considerarse su uso para la evaluación del estado ecológico, el sustrato permite la realización de transectos de muestreo y puede tener sentido la comparación interanual de estos valores. En general, parece que las variaciones entre años se deben a variaciones en el muestreo (condiciones meteorológicas, localización de los transectos, experiencia del muestreador…).

Figura 25. Valores de la cobertura total de hidrófitos típicos y de la cobertura total de helófitos típicos en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático en ecosistemas acuáticos (periodo 2019-2023).



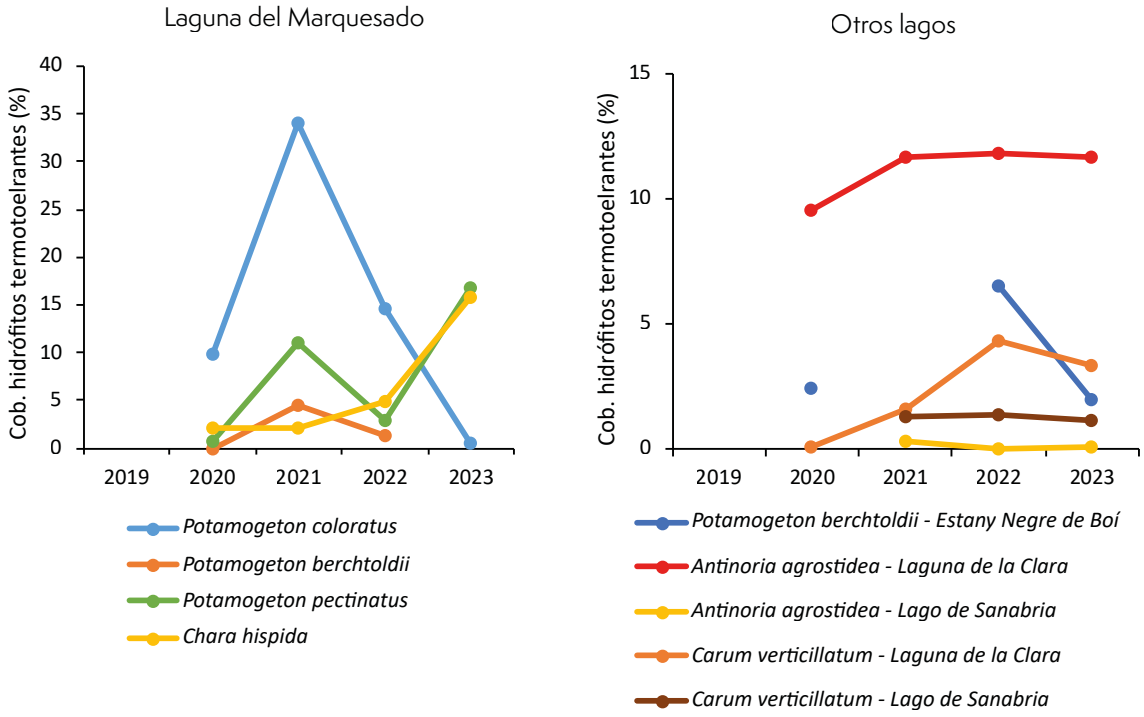
Es de destacar el caso particular de la Malladeta, ya que se trata de una laguna temporal perteneciente al L-T30. No se dispone de suficiente información sobre la dinámica hidrológica de este tipo de sistemas, ni de cómo ésta puede estructurar la dinámica vegetal, por lo que no se dispone de condiciones de referencia para macrófitos. Además, probablemente el listado de especies características del tipo (recogido en el Anexo 2 del protocolo descrito) esté incompleto. Sin embargo, es precisamente en este tipo de lagunas temporales y humedales someros donde los cambios en el hidroperiodo y las fluctuaciones del nivel del agua podrían llevar a un mayor cambio en la dominancia entre macrófitos sumergidos y emergentes. En el caso de la Malladeta, la especie dominante en el interior de la cubeta fue la ciperácea *Schoenus nigricans*, con un 19.6% de cobertura total en 2021 y un 58% en 2022. En general parece que la inundación más tardía de 2022 favoreció el desarrollo de los helófitos en detrimento de las especies sumergidas. En cualquier caso, sería necesario un estudio más detallado de este tipo de lagunas para poder entender los patrones asociados a estos cambios hidrológicos.

RIQUEZA Y COBERTURA DE HIDRÓFITOS TERMOTOLERANTES

Una de las especies de hidrófitos comúnmente descrita como termotolerante es *Myriophyllum spicatum* (Dhir 2015), siendo ésta una de las características que favorece su comportamiento invasor en áreas templadas de fuera de Europa (Patrick *et al.* 2012). De acuerdo con el valor indicador Ellenberg, esta especie presenta un valor de 5,3 en relación con el rango óptimo de temperaturas para su crecimiento (Tichý *et al.* 2023). Este valor indicador es una herramienta usada ampliamente para conocer las condiciones ambientales en las que crecen las especies. Así, algunas especies detectadas en la red de CC presentan valores superiores, como *Potamogeton berchtoldii* (5,6), *Antinoria agrostidea* (6,0), *Potamogeton coloratus* (6,3) o *Carum verticillatum* (6,7). Otros taxones considerados tolerantes a altas temperaturas son *Potamogeton pectinatus* (Wittyngham, Moderan, and Boyer 2019) o la macroalga *Chara hispida* (Auderset Joye and Rey-Boíssezon 2015). La variación de las coberturas de algunas de estas especies puede observarse en la Figura 26. En general, no se observa ninguna tendencia, salvo un ligero aumento de *Potamogeton pectinatus* y *Chara hispida* en la laguna de Marquesado. Las variaciones detectadas en la cobertura de *Potamogeton coloratus* se asocian a variaciones en el muestreo (localización de los transectos y experiencia del muestreador), al tratarse de una laguna con gran cobertura vegetal y superposición de especies.

La especie *Myriophyllum spicatum* fue la dominante en la Laguna del Tejo durante todos los años de seguimiento, aunque en esta laguna no se miden coberturas de acuerdo con el protocolo OFALAM-2013, debido al sustrato rocoso dominante en las zonas someras.

Figura 26. Valores de la cobertura específica de algunos hidrófitos termotolerantes en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático en ecosistemas acuáticos (periodo 2019-2023).



Dentro de los hidrófitos, el grupo de los briófitos es especialmente sensible a las altas temperaturas. De hecho, los briófitos acuáticos suelen presentar óptimos de temperatura menores que las especies terrestres (X. He, He, and Hyvönen 2016). Dado que el aumento de temperatura va acompañado de una mayor tendencia a la desecación, los taxones mejor adaptados a ella podrían verse favorecidos, como *Fontinalis antipyretica*. Esta especie se ha detectado en tres lagos de la red de CC (Laguna Grande de Peñalara, laguna de la Clara y lago de Sanabria), aunque es difícil valorar un posible aumento de su cobertura, puesto que su presencia suele ser residual y se desarrolla principalmente en sustratos rocosos.

A largo plazo será necesario analizar en detalle el posible valor indicador de otras especies encontradas o que puedan aparecer en un futuro dentro de esta red de seguimiento.

COBERTURA DE HIDRÓFITOS FLOTANTES Y ALGAS FILAMENTOSAS

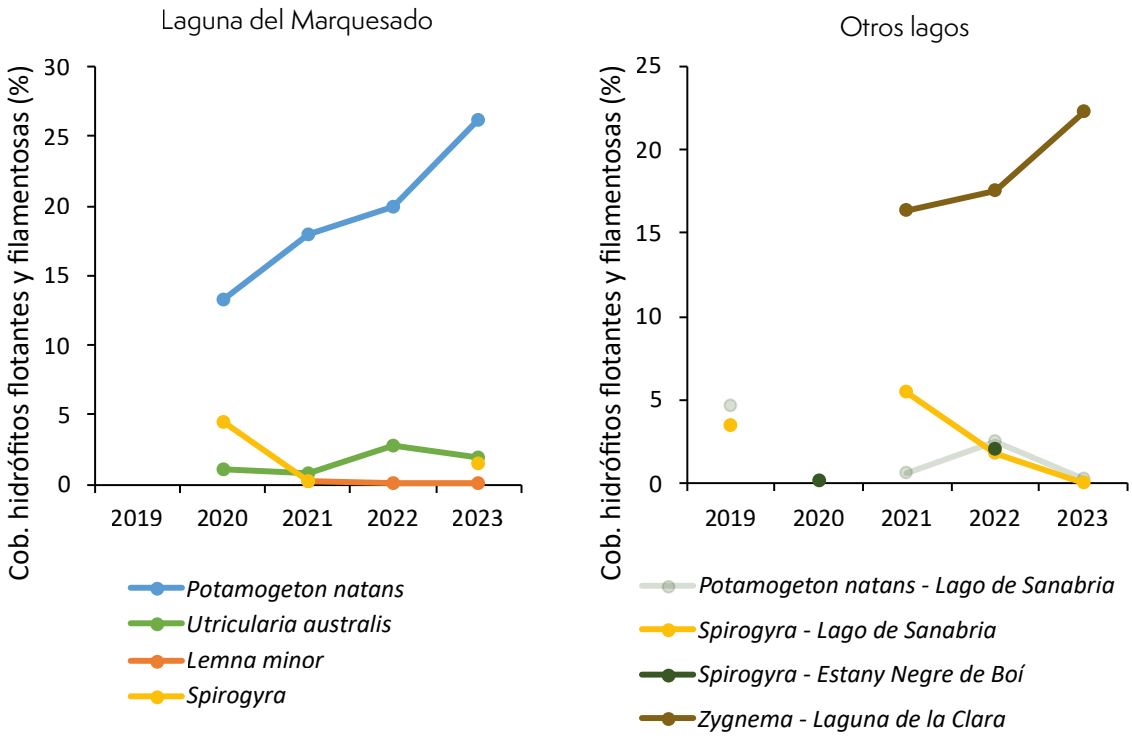
Entre los taxones de hidrófitos detectados en los muestreos de seguimiento de estado ecológico, se pueden distinguir aquellas especies flotantes, como *Potamogeton natans* o *Lemna minor*, y aquellas algas filamentosas que pueden ocupar la superficie del agua y limitar el crecimiento de otros hidrófitos (Figura 27).

Figura 27. Fotografías de algunas especies de macrófitos. Izquierda: El hidrófito flotante Potamogeton natans en la laguna de Marquesado. Derecha: Algas filamentosas del género Zygnema creciendo sobre otros macrófitos en la laguna de la Clara (año 2022).



Algunas de estas especies han aparecido de manera recurrente en varios puntos de la red de CC, presentando las variaciones en cobertura indicadas en la Figura 28. Se observa una tendencia creciente en las coberturas de *Potamogeton natans* en la laguna de Marquesado y algas del género *Zygnema* en la laguna de la Clara.

Figura 28. Valores de cobertura de los hidrófitos flotantes y algunas algas filamentosas en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático en ecosistemas acuáticos (periodo 2019-2023).



Es de destacar que estos valores están medidos teniendo en cuenta el procedimiento de muestreo del protocolo OFALAM-2013 para la evaluación de estado ecológico, por lo que se refieren únicamente a las zonas someras de los lagos (profundidad menor a 2 m). Sin embargo, para un posible uso de las coberturas de estas especies como indicadoras de CC podría ser interesante estimar la cobertura en otras zonas más profundas. Por ejemplo, gran parte de la superficie de la laguna de Marquesado presenta más de 2 m de profundidad y está dominada por la especie *Potamogeton natans* (Figura 29 izquierda). Sin embargo, en las zonas más someras, el hidrófito sumergido *Sparganium natans* es el que domina.

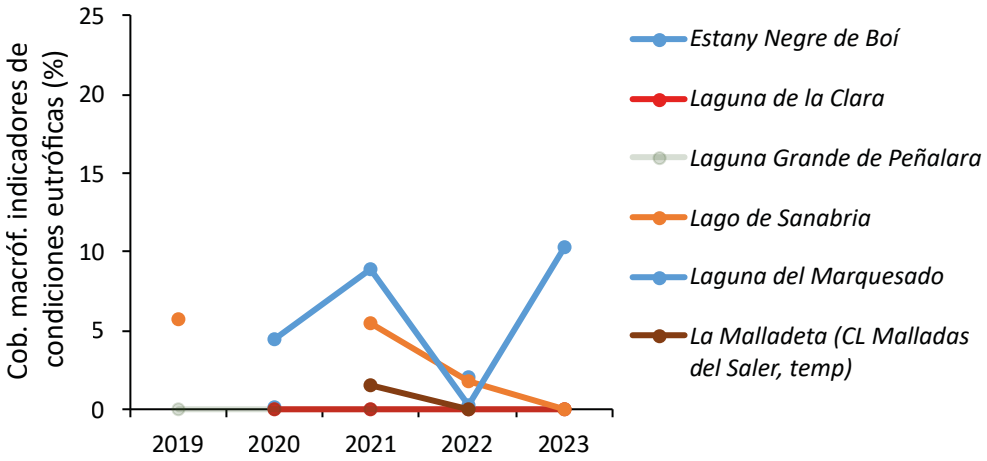
Entre las especies encontradas en la red, encontramos otras especies que pueden presentar hojas flotantes cuando alcanzan la superficie del agua, aunque este tipo de hojas no se observaron en ningún caso durante los muestreos. Serían los casos de *Potamogeton coloratus*, creciendo en zonas someras de la laguna de Marquesado (Figura 29 derecha), y *Potamogeton alpinus*, en el Estany Negre de Boí.

Figura 29. Izquierda: Vista general de la laguna de Marquesado, donde se observa gran parte de su superficie cubierta por las hojas flotantes del hidrófito Potamogeton natans. Derecha: El hidrófito Potamogeton coloratus creciendo en la laguna de Marquesado a unos 2 m de profundidad; presenta únicamente hojas sumergidas, aunque también podría desarrollar hojas flotantes.



En relación con la cobertura de algas filamentosas y el aumento de eutrofia como consecuencia del cambio climático, la métrica de cobertura de especies de macrófitos indicadoras de condiciones eutróficas podría ser otro indicador a tener en cuenta. De acuerdo con el protocolo OFALAM-2013, esta métrica se midió en todos los lagos, excepto en aquellos con predominio de sustrato rocoso en las zonas someras, donde se considera que los macrófitos pueden estar limitados de manera natural (Lac Redon, Laguna Fonda, Laguna de la Caldera y Laguna del Tejo). Los valores obtenidos se muestran en la Figura 30, donde no se observa ninguna tendencia clara, aunque destacan los valores oscilantes de la Laguna de Marquesado. En esta laguna aparece la especie característica *Potamogeton pectinatus*, que está además considerada como favorecida por condiciones eutróficas, es decir, que es una especie típica que puede experimentar un gran desarrollo cuando el grado de eutrofia aumenta. Cuando las especies consideradas como favorecidas por condiciones eutróficas son dominantes en un transecto, su cobertura contribuye al cálculo del índice. Esto ocurrió únicamente en 2021 y 2023, resultando en esos casos en valores de la métrica cercanos al 10%.

Figura 30. Valores de cobertura de macrófitos indicadores de condiciones eutróficas en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático en ecosistemas acuáticos (periodo 2019-2023).



RIQUEZA Y COBERTURA DE TAXONES EXÓTICOS

En toda la red de CC únicamente se ha detectado el macrófito exótico *Arundo donax*, aunque con presencia residual en las cercanías de la laguna temporal de La Malladeta (en los años 2021 y 2022, Figura 31). La planta exótica *Cortaderia selloana* (no considerada macrófito, pero presente en humedales mediterráneos (Saura-Mas and Lloret 2005) se detectó en la orilla de la laguna en el año 2022, aunque fuera de la zona muestreable de acuerdo con lo descrito en el protocolo OFALAM-2013. Además, los técnicos del Parque Natural de la Albufera de Valencia nos informaron de la presencia de la especie exótica *Spartina versicolor* en otras lagunas interdunares (malladas) cercanas, aunque no se confirmó su presencia en la laguna estudiada.

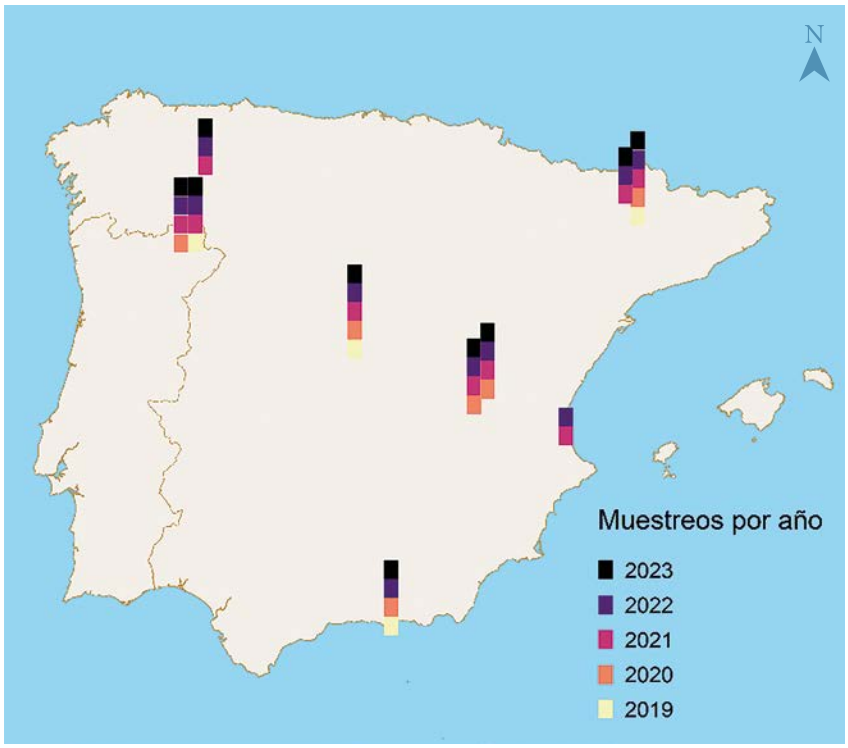
Figura 31. Presencia de las plantas exóticas *Arundo donax* (izquierda) y *Cortaderia selloana* (derecha) en la Malladeta durante el muestreo de 2022 (27 de abril).



Invertebrados bentónicos

Se presentan los resultados de los primeros 4 años de la red de seguimiento de los efectos del cambio climático en los ecosistemas acuáticos; además, se cuenta con datos de 4 de las lagunas del año 2019 que también se han incluido (Figura 32). Son resultados de 10 estaciones de muestreo, aunque en ocasiones no se pudieron muestrear todas las lagunas por encontrarse secas durante la época de muestreo determinada en los protocolos de muestreo (La Malladeta en 2020 y 2023), por problemas técnicos (Laguna de la Caldera en 2021) o por no pertenecer a la red de seguimiento hasta 2021 (Lago de Sanabria y Fonda).

Figura 32. Mapa indicando el número de campañas realizadas por estación de referencia para el estudio del cambio climático durante el periodo 2019-2022.



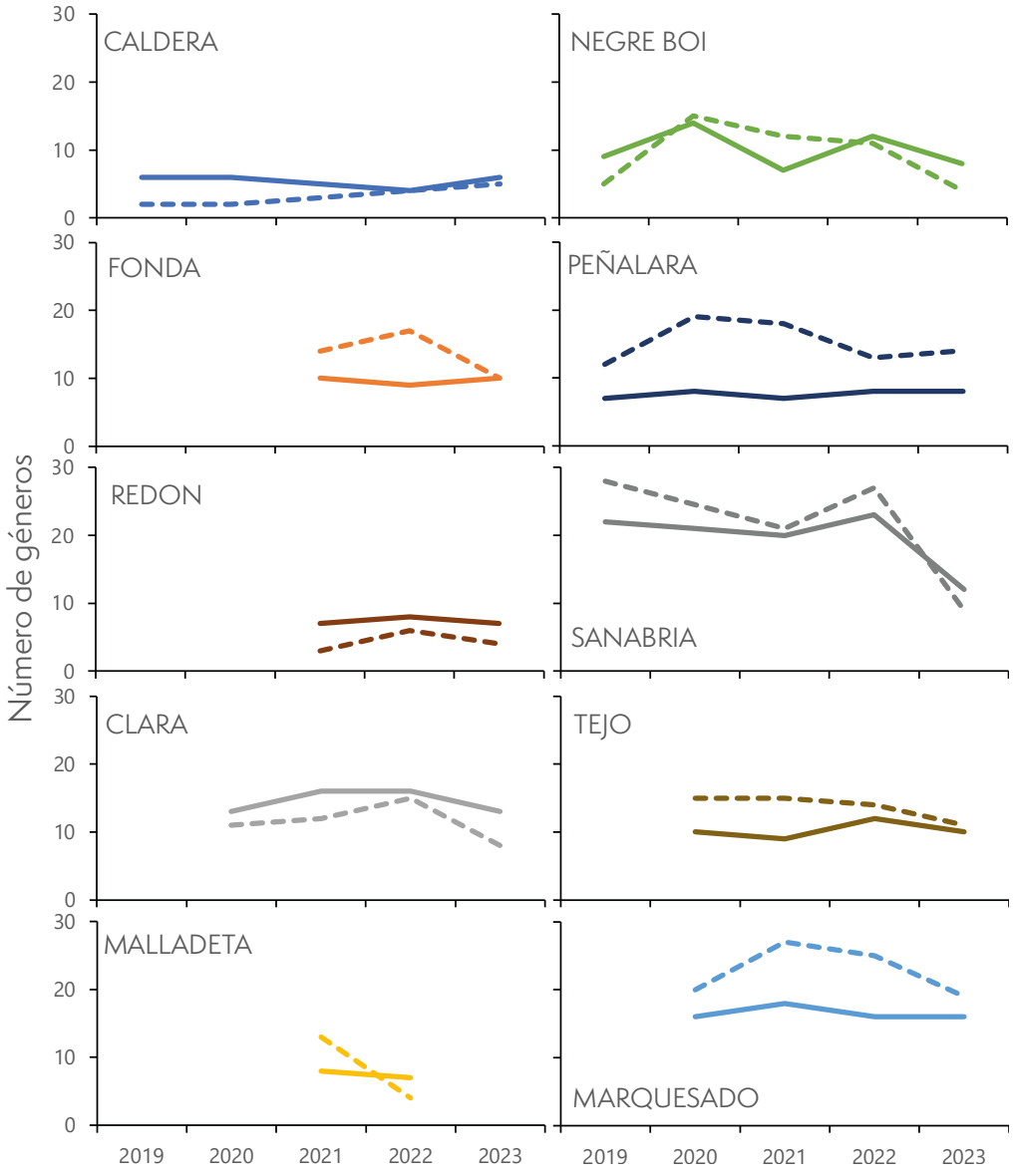
Los resultados presentados deben considerarse preliminares y meramente exploratorios, puesto que son necesarias largas series históricas de datos para analizar los efectos del cambio climático.

RIQUEZA DE TAXONES

La metodología aplicada en los muestreos de invertebrados bentónicos y análisis de laboratorio es la explicada en el "Protocolo de muestreo y laboratorio de invertebrados bentónicos en lagos" (Código: ML-L-I-2013), de modo que está orientada a estudiar los crustáceos, sobre todo los microcrustáceos bentónicos (branquiópodos, copépodos y ostrácodos) y los insectos.

En la Figura 33 se muestran los géneros encontrados para cada estación durante el periodo (2019-2023) de microcrustáceos y de insectos.

Figura 33. Evolución de la riqueza (número de géneros) de microcrustáceos (línea continua) e insectos (línea discontinua) en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático en ecosistemas acuáticos (periodo 2019-2023).



La riqueza de géneros de microcrustáceos osciló entre los 4 y 23 géneros, y la riqueza de insectos entre los 2 y 28 géneros. La laguna de la Caldera es donde se encuentran las menores riquezas, tanto de microcrustáceos como de insectos, y en el lago Sanabria donde se encuentran las mayores riquezas, también de ambos grupos.

La diferente riqueza encontrada entre estas dos estaciones es del todo normal (Figura 34, pues el Lago de Sanabria es una masa de agua de media montaña, con gran tamaño y amplia diversidad de ambientes, mientras que la Laguna de la Caldera es una masa de agua pequeña, muy aislada en altitud en la zona meridional península, muy homogénea en su cubeta y sometida a duras condiciones climáticas de alta montaña. Ambas presentan muy buen estado ecológico pese a tener riquezas tan dispares.

Figura 34. Lago de Sanabria (izquierda) y de la Laguna de la Caldera (derecha) donde se puede observar los ecosistemas tan distintos que conforman.



El objetivo del seguimiento del presente informe es evaluar los cambios que se puedan producir en los parámetros estudiados, las tendencias a largo plazo que se den más allá de las variaciones normales anuales o de error asociado al muestreo o análisis de laboratorio.

En general, los géneros encontrados en cada lago se repiten en su mayoría en los distintos años de muestreo, y las variaciones en las riquezas encontradas probablemente se deben más a las condiciones de muestreo y análisis, como visibilidad, dedicación o encuentro de especies menos frecuentes, más que a cambios en la composición de invertebrados de las lagunas estudiadas.

ÍNDICES DE DIVERSIDAD

Para estudiar los cambios en la composición de las comunidades de invertebrados habitantes de los lagos de la red, se han aplicado los índices de Simpson, que describe la probabilidad de que dos individuos elegidos al azar pertenezcan a diferentes géneros, y el índice de Equitatividad (evenness) que cuantifica el balance entre géneros y la dominancia en la comunidad por un número limitado de géneros. Cuando los valores de ambos índices se aproximan a 1 significa que los individuos son muy diversos y se distribuyen uniformemente en la comunidad.

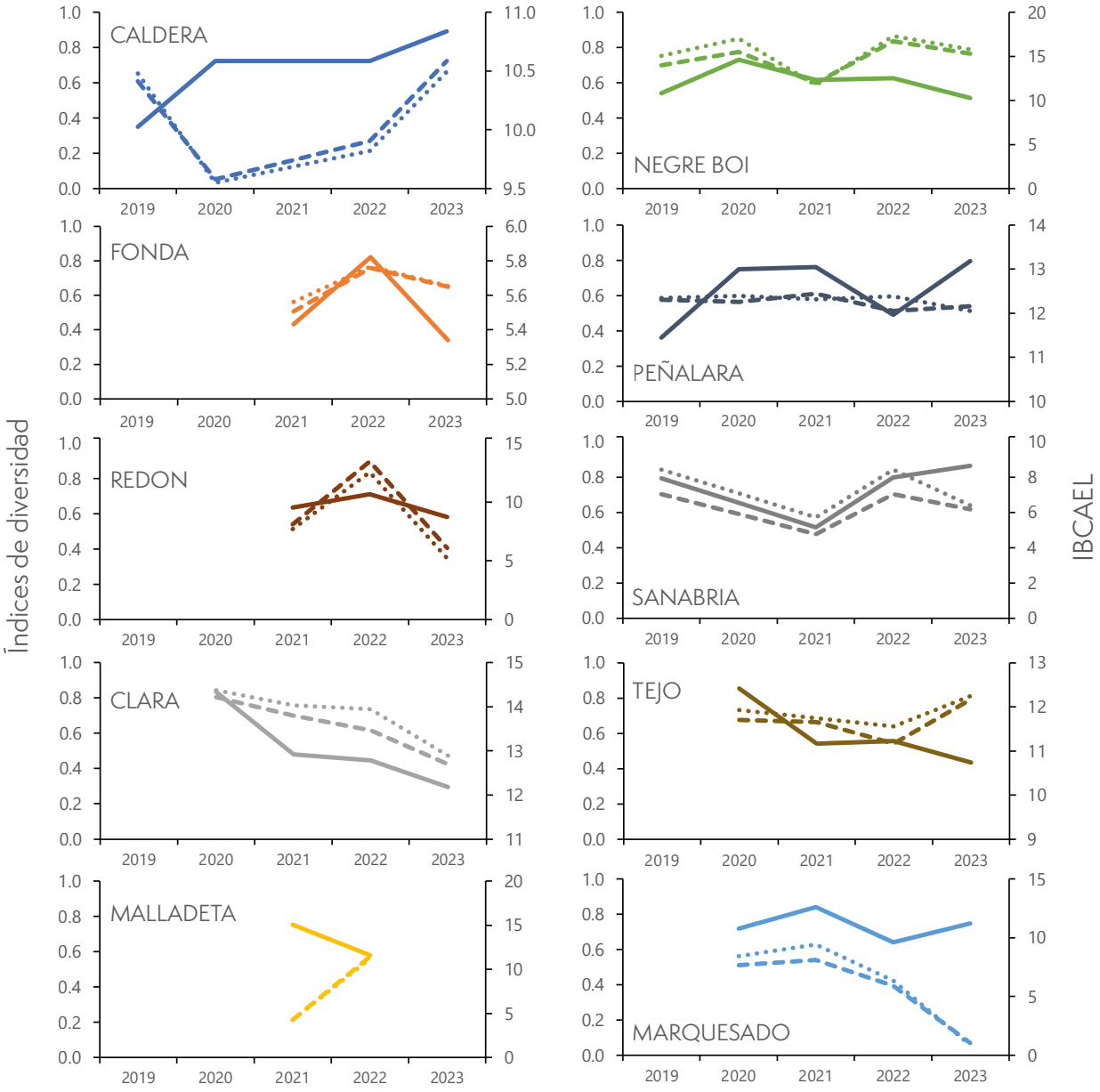
A nivel de estructura de comunidades, los valores del índice de Simpson oscilaron entre 0,03 y 0,87. La mínima diversidad encontrada según el índice de Simpson se da en la laguna de la Caldera en 2020, mientras que la máxima diversidad según este índice se da en el Estany Negre de Boí en 2022 (Figura 35).

Por otra parte, en cuanto a la distribución equitativa de los individuos (Índice de equitatividad), los resultados son muy similares, los valores oscilaron entre un mínimo de equitatividad encontrado en Caldera (índice de 0,05 en 2020) y un máximo de equitatividad 0,90 en el Lac Redon en 2022 (Figura 35).

Hay que tener presente que la diversidad de los invertebrados de una laguna está altamente condicionada al momento de muestreo, por eso es muy importante ceñirse a la época de muestreo considerada en el protocolo de muestreo de invertebrados bentónicos en lagos (ML-L-I-2013), al muestrear antes de tiempo se podría encontrar la laguna en un estado invernal donde todavía no se ha alcanzado momento hidrológico óptimo para el muestreo de invertebrados, y al contrario, muestrear demasiado tarde podría suponer que muchos insectos estén en fase adulta o que hayan cambiado los equilibrios y dominancias entre taxones. Además, dentro de la época de muestreo recomendada, hay que ajustarse cuanto se pueda a ese óptimo dependiendo del tipo de lago y de las condiciones particulares de cada año (temperatura, precipitación, …).

Por último, en la Figura 35 se muestran también los resultados del índice IBCAEL de invertebrados bentónicos en lagos (línea continua), donde todos los resultados de todos los lagos y años son de muy buen estado ecológico. No se observan grandes cambios del valor del índice. Las mayores variaciones del índice se dan en el lago de Sanabria y el Estany Negre de Boí, y ambas son debidas a un cambio en las proporciones relativas de las especies sensibles y al número total de taxones encontrados. Las lagunas con valores de índices más estables en el tiempo son la laguna de la Caldera y la Fonda, pues mantienen una composición muy similar en los periodos de muestreo.

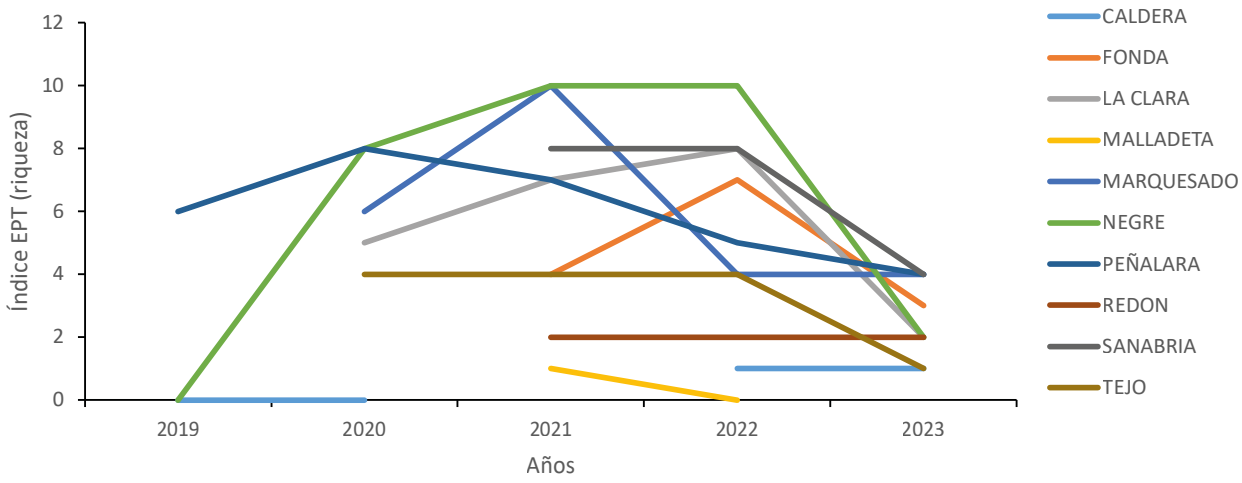
Figura 35. Evolución de, en el eje principal, los índices de diversidad de Equitatividad (línea discontinua) y Simpson (línea punteada) de microcrustáceos y en el eje secundario índice IBCAEL (línea continua) en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático en ecosistemas acuáticos (periodo 2019-2023).



ÍNDICE EPT (EFEMERÓPTEROS, PLECÓPTEROS Y TRICÓPTEROS)

El índice EPT, entendido como la riqueza acumulada a nivel de género de Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros, se usa como indicador para el seguimiento de los efectos del cambio climático, ya que engloba a los taxones más sensibles (Compin and Céréghino 2003; D. M. Harper, Rosenberg, and Resh 1994). Los valores del índice EPT oscilaron entre 0 y 10 (Figura 36). Las lagunas que registraron menor presencia de géneros EPT fueron Malladeta y Caldera, con un género como máximo, mientras que en la laguna del Marquesado y en Estany Negre de Boí se llegaron a encontrar hasta 10 géneros. Como se puede observar en la figura Figura 36, la gran variabilidad de la riqueza encontrada de efemerópteros, plecópteros y tricópteros en los muestreos, junto con una serie temporal tan limitada (sólo 4 años), no permite sacar conclusiones en cuanto a la evolución del índice.

Figura 36. Evolución del índice EPT (riqueza acumulada de géneros de efemerópteros, plecópteros y tricópteros) en la red de seguimientos de los efectos del cambio climático en lagos (periodo 2020-2023).



Los órdenes de Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros han sido considerados importantes indicadores de la calidad de las aguas en ríos, sin embargo, las preferencias de hábitat en lagos de estos organismos no los hacen taxones que vayan a ser muestreados con seguridad en todas las ocasiones. Es necesario un esfuerzo particular de búsqueda de estos grupos en lagos para que éste sea un índice fiable y estable en aguas lénticas.

ESPECIES EXÓTICAS DE INVERTEBRADOS EN LA RED

Las muestras de microcrustáceos se clasificaron a nivel de especie, pero las de macroinvertebrados bentónicos a nivel de género. Esta resolución taxonómica en algunas ocasiones no permite discernir entre el origen nativo y exótico de los individuos observados, pues existen especies en ambos grupos. Por tanto, se estudió la presencia de diversas especies con gran impacto en los ecosistemas acuáticos, como el cangrejo de río americano *Procambarus clarkii* (Cruz, Rebelo, and Crespo 2006) que no fue encontrado en ninguna estación o el cangrejo señal *Pacifastacus* leniusculus (Vedia and Miranda 2013) (Fořt *et al.* 2019), que podría estar estableciéndose en la Laguna del Marquesado. En cuanto a los microcrustáceos, la única especie detectada en la red es *Acanthocyclops americanus*, un copépodo ciclopoide depredador de gran tamaño proveniente del continente americano que se encuentra actualmente en la Laguna Fonda.

Análisis de un gradiente altitudinal

A principios del proyecto se propuso el estudio de tríos de lagos en un gradiente de altitud. Hay bastante consenso en el posible cambio de distribución de las especies: las propias de altitudes más bajas podrían colonizar cotas más altas debido al aumento de temperatura mientras que otras especies de aguas frías perderán hábitat y disminuirán su rango de distribución y abundancia. Estos cambios altitudinales en la abundancia y distribución de especies debidos al cambio climático ya se han detectado en las últimas décadas en otros países como Francia o Reino Unido, pero apenas se han demostrado en España (Sauer *et al.* 2011).

Así se realizaron muestreos en dos conjuntos de 3 Estanys en 2020 (Estany de Mangades, Estany de Travessany y Estany Negre de Boí) y 2021 (Estany Llong, Estany de Coma d'Amitges y Estany Perdut). Los resultados obtenidos se analizan en los informes de CC anuales producidos en el presente proyecto. Como conclusión principal podemos afirmar que el potencial de este tipo de aproximaciones al estudio del CC es alto.

Un conjunto ámplio (más alla del trío) de datos obtenidos a partir de muchos puntos repartidos en un ámplio gradiente altitudinal y con variables ambientales bien caracterizadas permitiría ir descartándo variables rectoras de las comunidades de estos ecosistemas y aislar mejor los efectos propios del CC. Con ello se pueden obtener observaciones directas de escenarios de cambio futuros, lo que puede aportar información muy valiosa para gestores e interesados.

o

5.1. Protocolos y normativas de muestreo y análisis

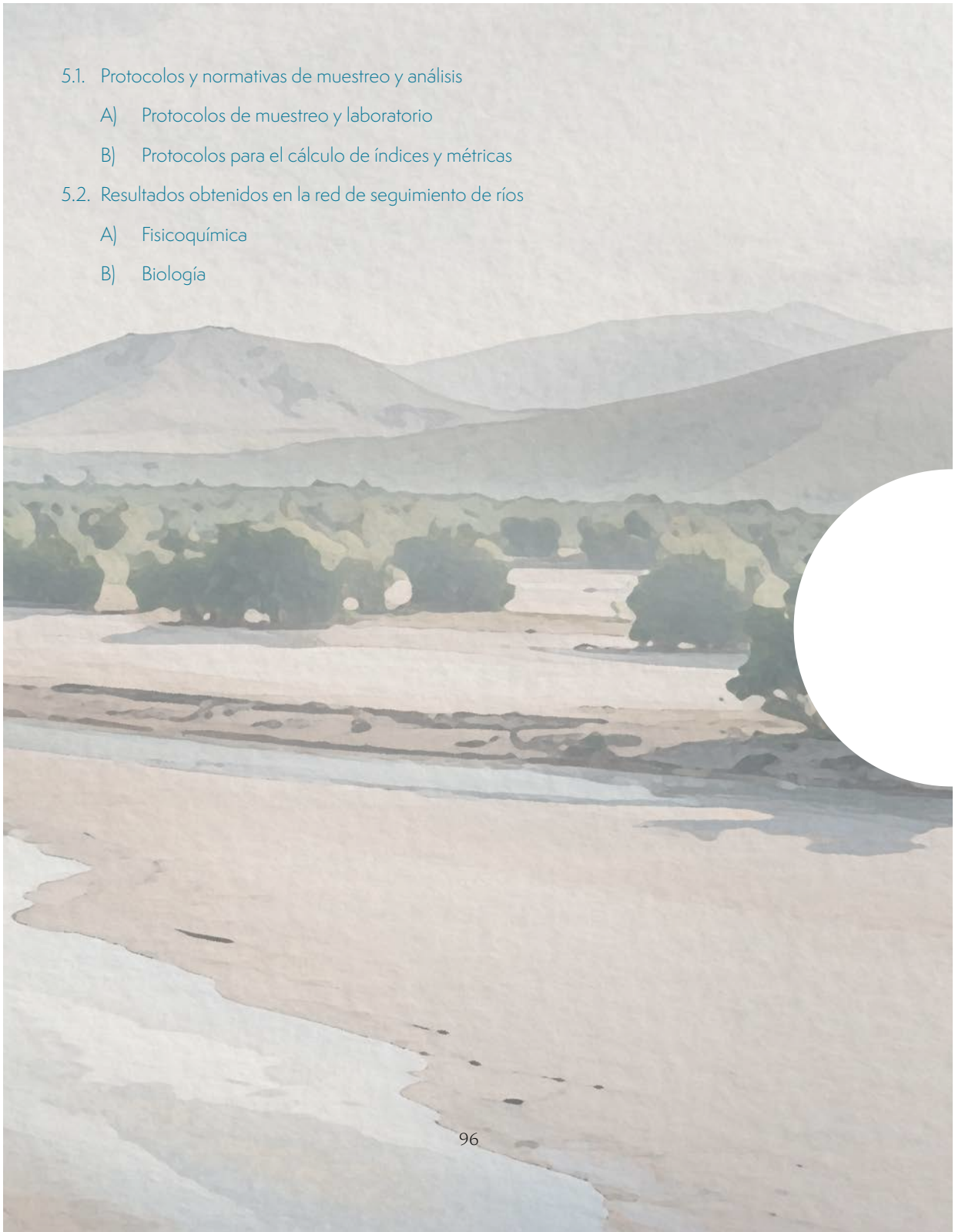
A) Protocolos de muestreo y laboratorio

B) Protocolos para el cálculo de índices y métricas

5.2. Resultados obtenidos en la red de seguimiento de ríos

A) Fisicoquímica

B) Biología



5. Seguimiento de los efectos del cambio climático en ríos

5.1. Protocolos y normativas de muestreo y análisis

Los métodos seguidos durante este proyecto son los indicados en los protocolos elaborados por la Dirección General del Agua dónde están disponibles, con el fin de normalizar la valoración del estado ecológico:

A) Protocolos de muestreo y laboratorio

- Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos CÓDIGO: M-R-HMF-2019
- Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR). 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.
- MAGRAMA (2013) Protocolo de muestreo y laboratorio de flora acuática (organismos fitobentónicos) en ríos (Código: ML-R-D-2013).
- MAGRAMA (2015) Protocolo de muestreo y laboratorio de macrófitos en ríos (Código: ML-R-M-2015).
- CHE (2018). Protocolo de toma de muestras e identificación de macrófitos en ríos vadeables. 2018, 39 pp. Disponible en PDF en la web: http://www.chebro.es
- MITERD (2023). Protocolo de toma de muestras e identificación *in situ* de macrófitos en ríos. (borrador).
- MITERD (2023). Protocolo de análisis en laboratorio de muestras de macrófitos de ríos. (borrador).
- Protocolo de muestreo y laboratorio de invertebrados bentónicos en ríos vadeables (Código: ML-Rv-I-2013).
- Protocolo de muestreo de fauna ictiológica en ríos (Código: ML-R-FI-2015).



B) Protocolos para el cálculo de índices y métricas

- MAGRAMA (2013) Protocolo de muestreo y laboratorio de flora acuática (organismos fitobentónicos) en ríos (Código: ML-R-D-2013).
- MAGRAMA (2015) Protocolo de muestreo y laboratorio de macrófitos en ríos (Código: ML-R-M-2015).
- Protocolo de cálculo del índice multimétrico específico del tipo de invertebrados bentónicos en ríos (Código: METI-2015).
- CHE (2005). Metodología para el establecimiento el Estado Ecológico según la Directiva MARCO del Agua. Protocolo de muestreo y análisis para macrófitos.
- Protocolo de muestreo y laboratorio de invertebrados bentónicos en ríos vadeables (Código: ML-Rv-I-2013).
- Asistencia técnica para el cálculo y adaptación del índice de macroinvertebrados bentónicos IMMi-T para todas las tipologías de ríos españoles. Ref.: TEC000431.
- Protocolo para el cálculo del índice IBMWP (Código: IBMWP-2013).
- EFI+ Consortium, 2009. Manual for the application of the new European Fish Index EFI+. A fish-based method to assess the ecological status of European running waters in support of the Water Framework Directive.
- García-Berthou, E. & Alcaraz, J. D., 2017. Cálculo y validación del Índice de peces europeo, European Fish Index (EFI+), en ríos españoles, en cumplimiento de la Directiva Marco del Agua. Informe final. Tragsatec.

5.2. Resultados obtenidos en la red de seguimiento de ríos

A continuación, se muestran los resultados fisicoquímicos y biológicos obtenidos en la red de seguimiento de ríos:

A) Fisicoquímica

Dentro de los resultados fisicoquímicos pueden diferenciarse entre parámetros medidos *in situ* y en el laboratorio, estos son:

- *In situ*: Temperatura (ºC), Conductividad (µs/cm), pH y Oxígeno disuelto (mg/l).
- Laboratorio: Fosfatos (mg/l), Nitrógeno Total (mg N/l), Nitratos (mg/l), Nitritos (mg/l), Amonio (mg/l) y Carbono Orgánico Disuelto (mg/l).

Las metodologías utilizadas para medir dichos parámetros se reflejan en las tablas que se muestran a continuación:

Tabla 15. Parámetros de los indicadores de los elementos de calidad fisicoquímicos determinados *in situ*.

IN SITU	
Parámetro	**Método**
Temperatura (°C)	Medición con Sonda Multiparamétrica. Modelos: YSI Pro Plus / Hanna HI98194
Oxígeno disuelto (mg/l)	
Conductividad (µs/cm)	
pH	

Tabla 16. Parámetros de los indicadores de los elementos de calidad fisicoquímicos determinados en el laboratorio.

LABORATORIO	
Parámetro	**Método**
Fosfatos (mg/l)	Determinación de aniones en agua por Cromatografía iónica
Nitrógeno Total (mg N/l)	Quimioluminiscencia
Nitratos (mg/l)	Determinación de aniones en agua por Cromatografía iónica
Nitritos (mg/l)	Determinación de aniones en agua por Cromatografía iónica
Amonio (mg/l)	Electrodo selectivo
Carbono Orgánico Disuelto (mg/l)	ENAC Nº103/LE268/CAL-001-a

Para el cálculo de medianas, y distribución de valores respecto a la misma, reflejadas en las gráficas que se muestran a continuación, se han considerado los resultados obtenidos por debajo del límite de cuantificación como el valor de dicho límite dividido por dos, tal y como establece el Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, en su anexo III.

Dado el tamaño muestral (n=64), los resultados se representan en las gráficas agrupados por año de la serie temporal objeto del presente estudio (2019-2023).

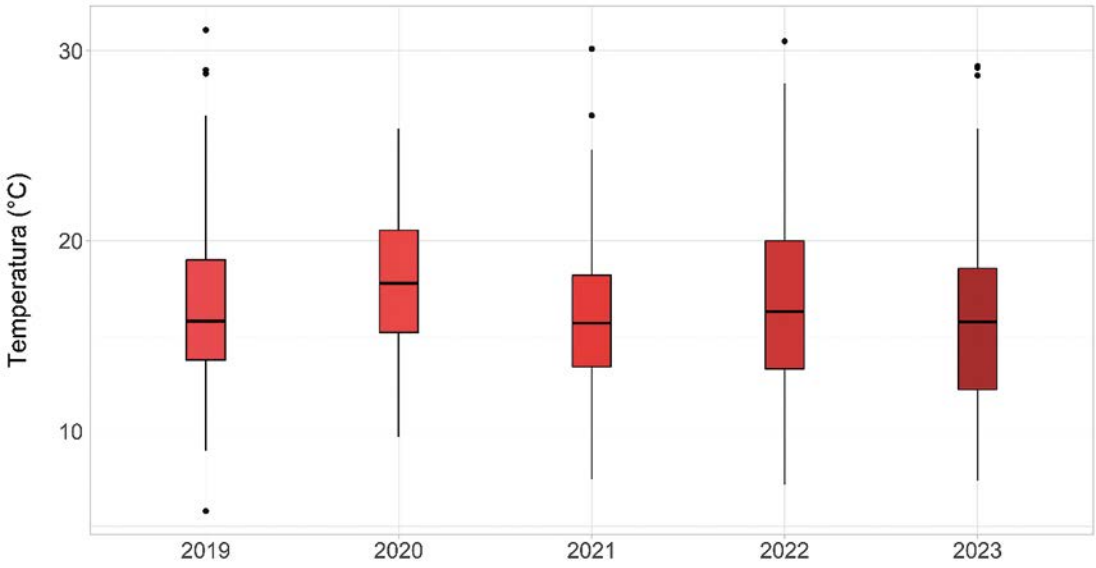
Parámetros medidos *in situ*

Tal y como puede observarse en la gráfica de **temperatura**, tanto en los valores correspondientes a las medianas anuales como en la distribución de datos respecto a las mismas, existe una distribución bastante homogénea, por lo que no puede apreciarse ninguna tendencia en el periodo estudiado.

Aunque la temperatura del agua en los ríos no depende exclusivamente de la temperatura del aire, sino también de otras variables como el caudal (Isaak *et al.* 2012; Kamarianakis *et al.* 2016), ambas suelen estar relacionadas (Langan *et al.* 2001), por lo que lo esperable sería apreciar una tendencia creciente.

Será necesario disponer de una serie temporal más larga para poder corroborar empíricamente este hecho teórico.

Figura 37. Diagrama de cajas y bigotes que muestra la distribución de los datos de temperatura de las 64 estaciones que conforman la red de seguimiento de cambio climático por año.

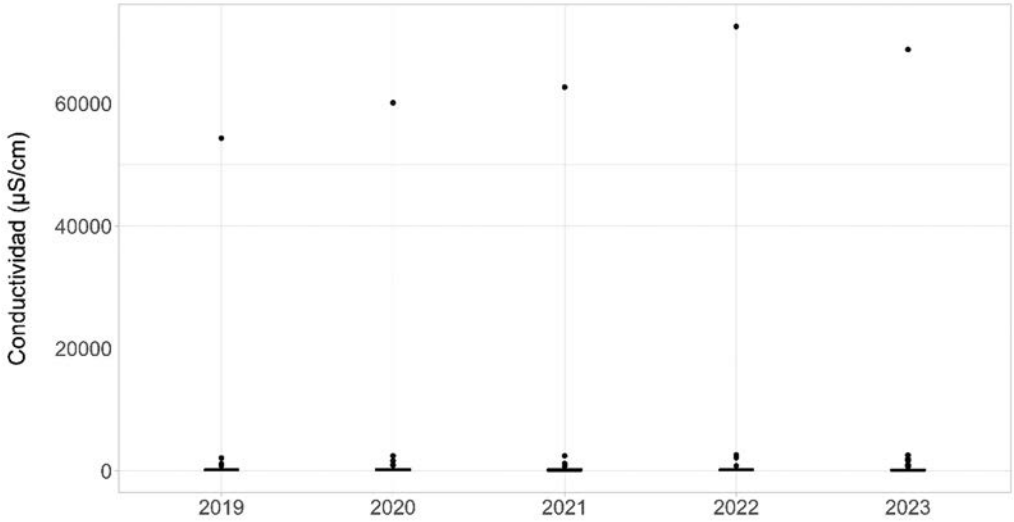


Para el parámetro **conductividad**, se espera también una tendencia creciente, dados los siguientes efectos asociados al cambio climático:

- Disminución de caudal, conlleva la concentración de las sales que se se encuentran disueltas.
- Reducciones de cobertura vegetal, conlleva un mayor lavado de las rocas.

En relación con los resultados obtenidos, si puede apreciarse una tendencia creciente que corresponde con lo esperado teóricamente, no obstante, es necesario remarcar que los valores se encuentran significativamente sesgados por la presencia del punto gv35r (Arroyo del Salado), con valores de conductividad que rondan los 60.000 µS/cm, en relación con el resto de los puntos, con conductividades por debajo de los 3.000 µS/cm. En consecuencia, para este parámetro se ha registrado la mayor oscilación entre los valores máximo y mínimo: 2,4 y 72580 µS/cm.

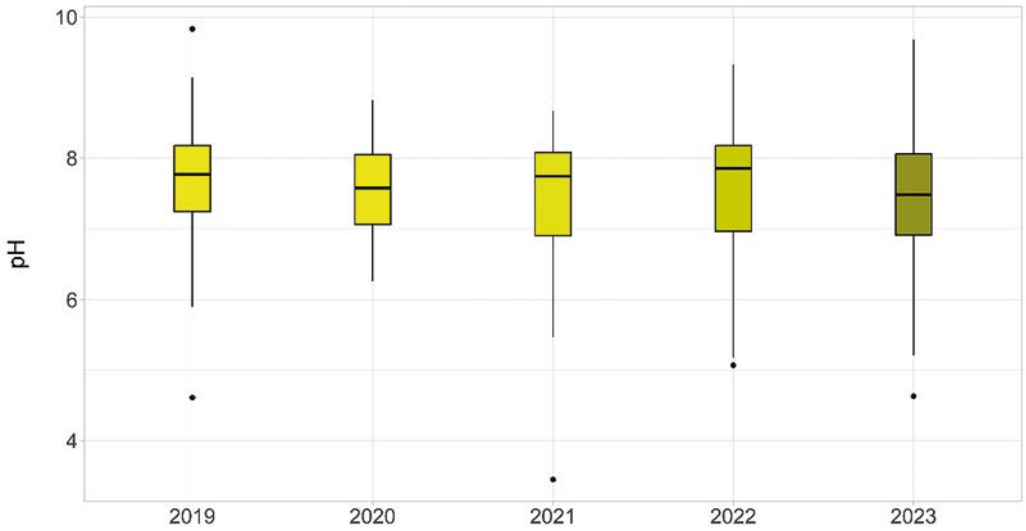
Figura 38. Diagrama de cajas y bigotes que muestra la distribución de los datos de conductividad de las 64 estaciones que conforman la red de seguimiento de cambio climático por año.



En el caso de las medidas de **pH**, pueden observarse medianas, y sus respectivas distribuciones de datos, muy homogéneas entre los distintos años dentro del periodo objeto de estudio.

En base a estudios realizados anteriormente, se preveen, entre otros, disminuciones en los valores de pH asociadas a la acidificación provocada por el cambio climático (Monteith *et al.* 2007; Whitehead *et al.* 2009), no obstante, los resultados obtenidos no permiten corroborar esta tendencia, por lo que será necesario disponer de una serie temporal más larga.

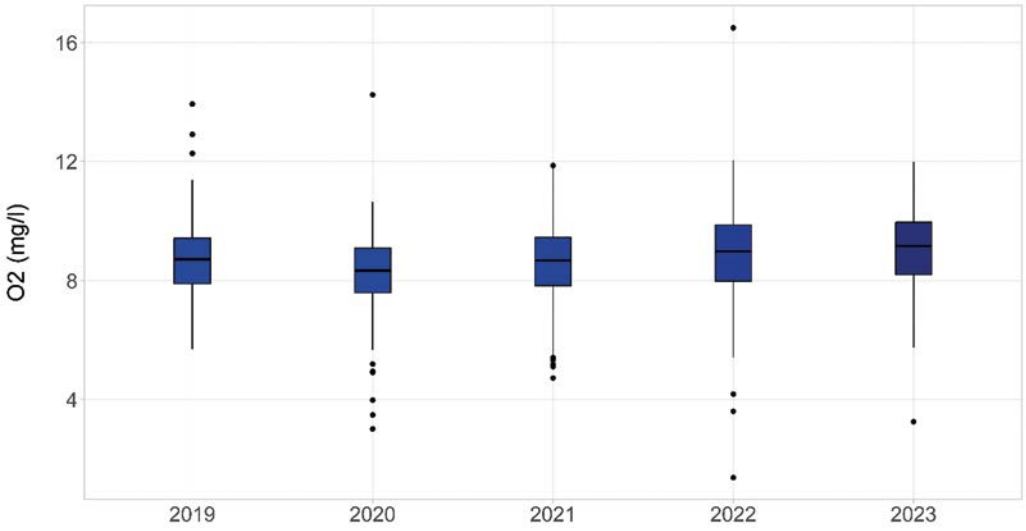
Figura 39. Diagrama de cajas y bigotes que muestra la distribución de los datos de pH de las 64 estaciones que conforman la red de seguimiento de cambio climático por año.



En relación con el **oxígeno disuelto**, las predicciones sobre CC apuntan a una disminución de su concentración para los próximos años, dada la reducción de caudales y el aumento de la concentración de la materia orgánica disuelta en los ríos.

Como puede observarse, tanto las medianas obtenidas, como la distribución de valores en torno a las mismas, es bastante homogénea año a año, por lo que será necesario obtener una serie temporal más larga para poder detectar cualquier tipo de tendencia.

Figura 40. Diagrama de cajas y bigotes que muestra la distribución de los datos de oxígeno disuelto de las 64 estaciones que conforman la red de seguimiento de cambio climático por año.



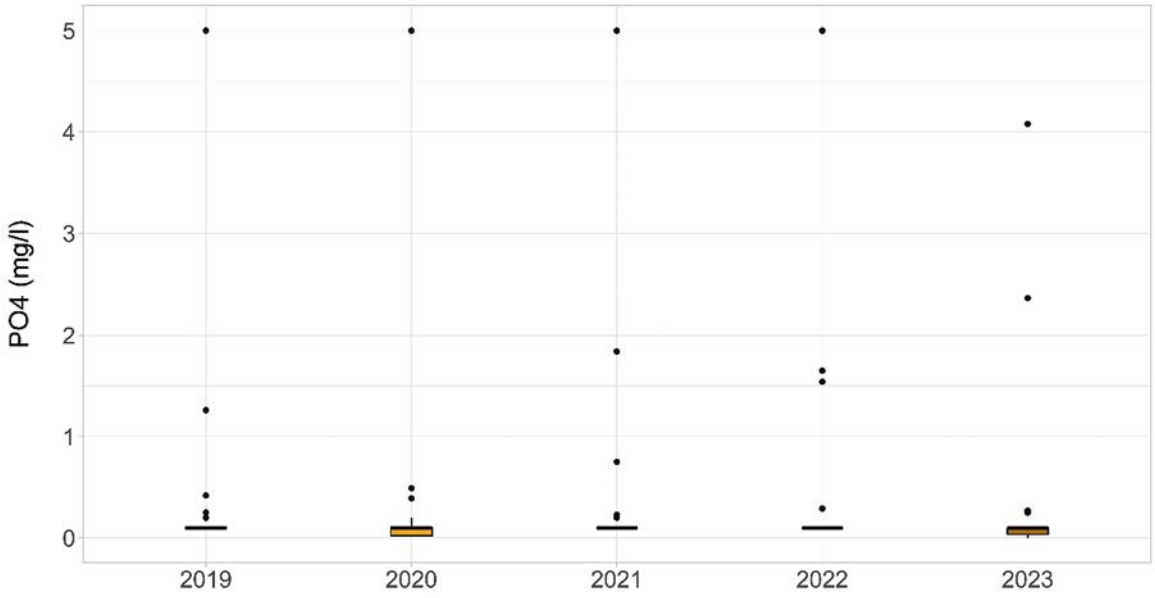
Parámetros medidos en laboratorio

En la gráfica de **fosfatos**, se ha producido un sesgo similar al detectado en el parámetro Conductividad, atribuido, además, al mismo punto de muestreo de la red de cambio climático (gv35r): valores de 5mg/l respecto a valores inferiores a 3 mg/l para el resto de casos, salvo para un valor correspondiente al gn03r en el que se obtuvo un dato de 4,08 mg/l.

Con base en el estudio realizado en 17 arroyos de montaña, pertenecientes a las diferentes cuencas hidrográficas de España entre 1973 y 2005, que reveló un aumento en las concentraciones de fósforo reactivo soluble relacionado con un aumento de la temperatura (Benítez-Gilabert, Alvarez-Cobelas, and Angeler 2010), se prevee una tendencia creciente en este parámetro para los próximos años.

Los resultados representados no permiten detectar ningún tipo de tendencia, por lo que será necesario disponer de una serie temporal más larga para poder corroborar las conclusiones obtenidas en el citado estudio.

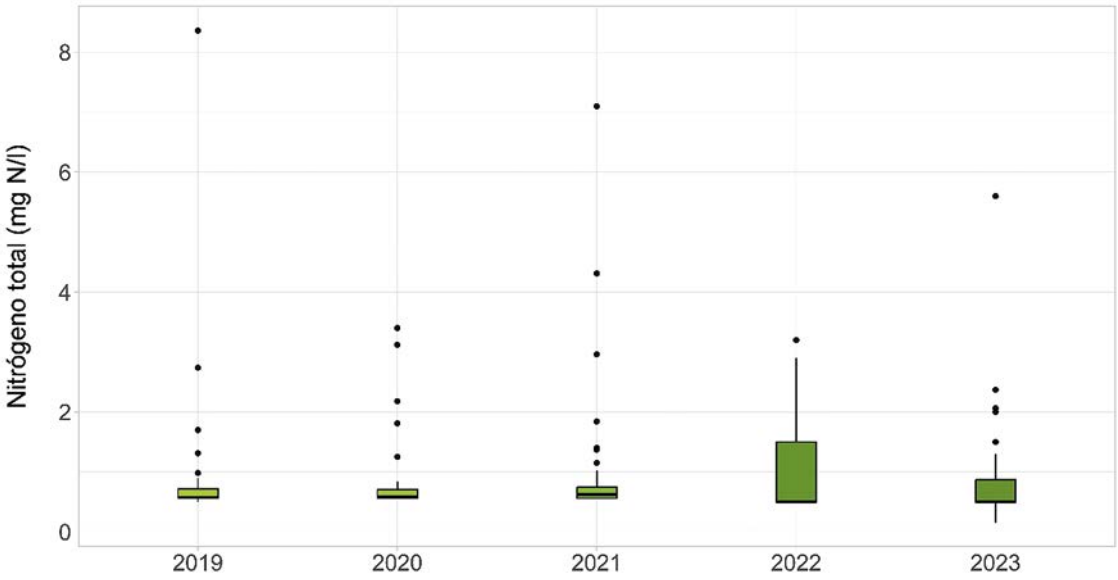
Figura 41. Diagrama de cajas y bigotes que muestra la distribución de los datos de fosfatos de las 64 estaciones que conforman la red de seguimiento de cambio climático por año.



En base a estudios realizados anteriormente, se preveen, entre otros, aumentos en la concentración de nitrógeno inorgánico debido a los efectos provocados por el cambio climático (Monteith *et al.* 2007; Whitehead *et al.* 2009), por lo que lo esperable sería observar una tendencia creciente en la gráfica.

Una vez más, los datos recopilados para el parámetro **Nitrógeno total**, no permiten obtener una gráfica en la que se puedan interpretar tendencias, por lo que será necesario disponer de una serie temporal más larga para poder corroborar las conclusiones obtenidas en dicho estudio.

Figura 42. Diagrama de cajas y bigotes que muestra la distribución de los datos de nitrógeno total de las 64 estaciones que conforman la red de seguimiento de cambio climático por año.

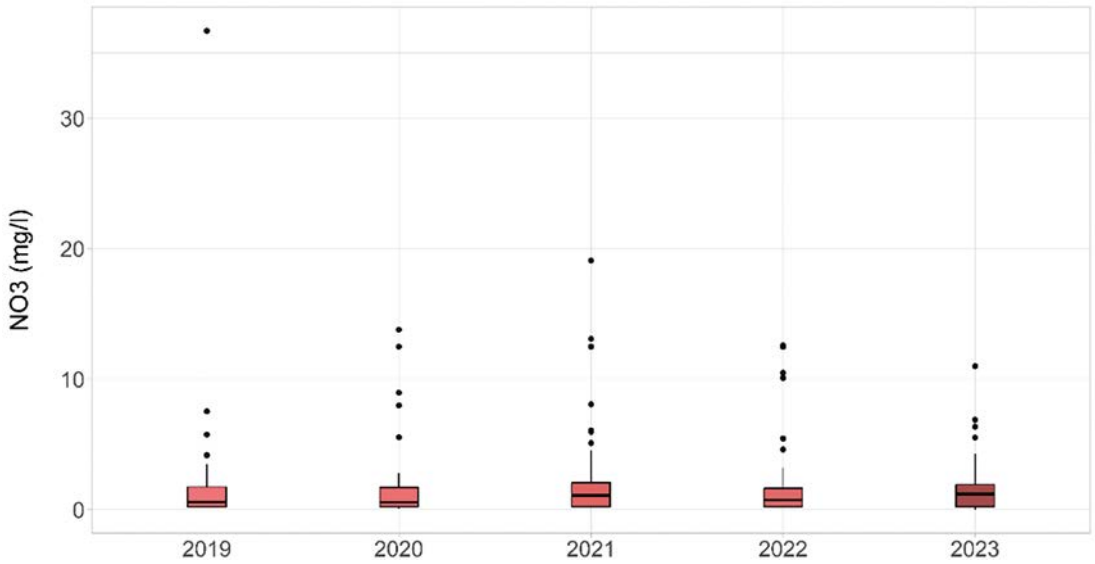


La previsión descrita en la gráfica anterior es aplicable al parámetro **Nitratos**, dado que constituye una de las formas de nitrógeno inorgánico que engloba el parámetro Nitrógeno Total, es decir, que lo esperable sería observar una tendencia creciente debido a los efectos del cambio climático.

Tal y como puede observarse en la gráfica, que se muestra a continuación, los valores obtenidos para el parámetro Nitratos no permiten detectar ningún tipo de tendencia, siendo necesario para ello disponer de una serie temporal más amplia.

Al igual que ha ocurrido en los parámetros Conductividad, Fosfatos y Nitrógeno total, el valor obtenido para el punto gv35r (36,7 mg/l) supone un sesgo en relación con el resto de valores (<20 mg/l).

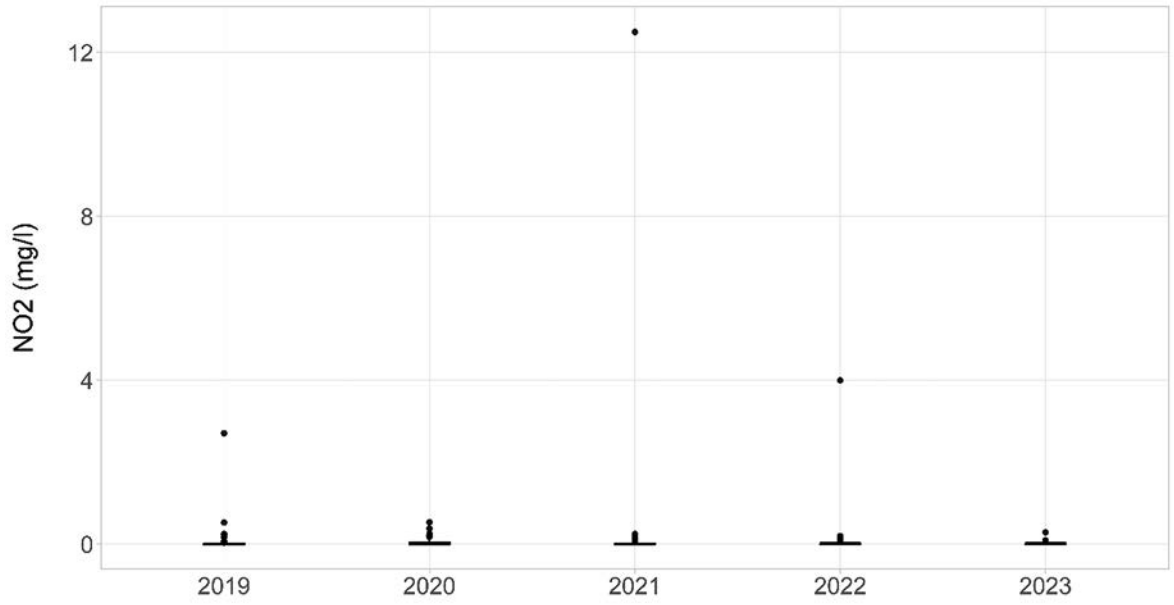
Figura 43. Diagrama de cajas y bigotes que muestra la distribución de los datos de nitratos de las 64 estaciones que conforman la red de seguimiento de cambio climático por año.



La gráfica correspondiente a los valores de **nitritos** presenta un rango de valores muy amplio, también debido al punto gv35r con un valor de 12,5 mg/l respecto al resto ≥4 mg/l, y con crecimientos y decrecimientos, tanto en el valor de la mediana como en las distribuciones de valores en torno a la misma, que varian año a año de forma aleatoria, por lo que no es posible diferenciar ninguna tendencia para el periodo objeto de estudio.

Este parámetro también constituye una de las formas de nitrógeno inorgánico, sobre las que se prevee un aumento por efecto del cambio climático (Monteith *et al.* 2007; Whitehead *et al.* 2009), por lo que se espera poder detectar una tendencia creciente al disponer de una serie temporal más larga.

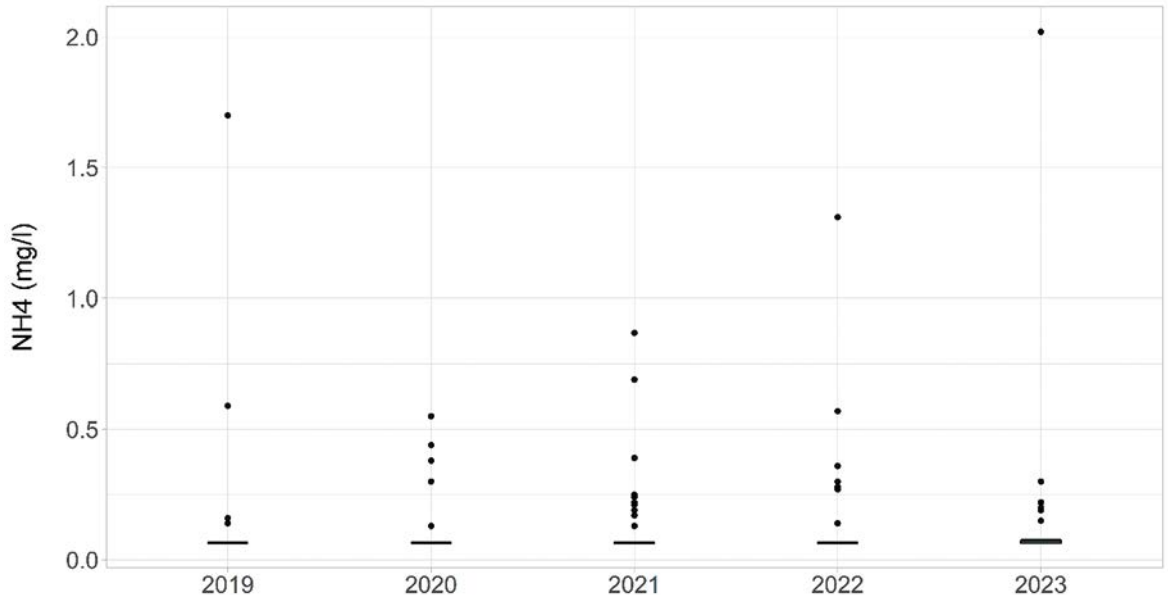
Figura 44. Diagrama de cajas y bigotes que muestra la distribución de los datos de nitritos de las 64 estaciones que conforman la red de seguimiento de cambio climático por año.



Estudios recabados sobre la materia, preveen, entre otros, aumentos en la concentración de nitrógeno inorgánico debido a los efectos provocados por el cambio climático (Monteith *et al.* 2007; Whitehead *et al.* 2009), por lo que lo esperable sería poder observar una tendencia creciente en el parámetro **Amonio**, conforme avanzan los años dentro del periodo objeto de estudio.

La gráfica que se muestra a continuación presenta, nuevamente, un amplio rango de valores y no permite diferenciar tendencia alguna. No obstante, en este caso, el valor máximo no se atribuye al gv35r sino a otro punto de la red de muestreo de cambio climático: cc17r.

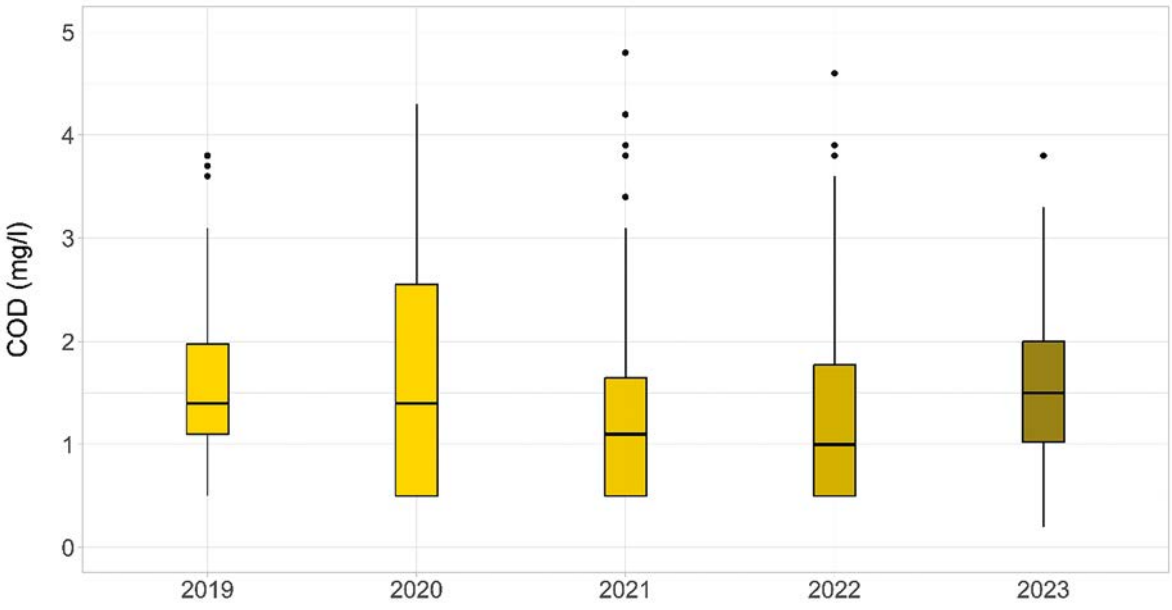
Figura 45. Diagrama de cajas y bigotes que muestra la distribución de los datos de amonio de las 64 estaciones que conforman la red de seguimiento de cambio climático por año.



Los resultados obtenidos para el parámetro **COD** (mg/l), muestran tanto medianas anuales como distribuciones en torno a las mismas bastante homogéneas, por lo que no permiten diferenciar ninguna tendencia en la gráfica.

El incremento en la concentración de materia orgánica disuelta, entre otras posibles alteraciones fisicoquímicas, es uno de los efectos que se esperan del cambio climático (Monteith *et al.* 2007; Whitehead *et al.* 2009), por lo que se prevee poder detectar una tendencia creciente cuando se disponga de una serie temporal más larga.

Figura 46. Diagrama de cajas y bigotes que muestra la distribución de los datos de carbono orgánico disuelto de las 64 estaciones que conforman la red de seguimiento de cambio climático por año.



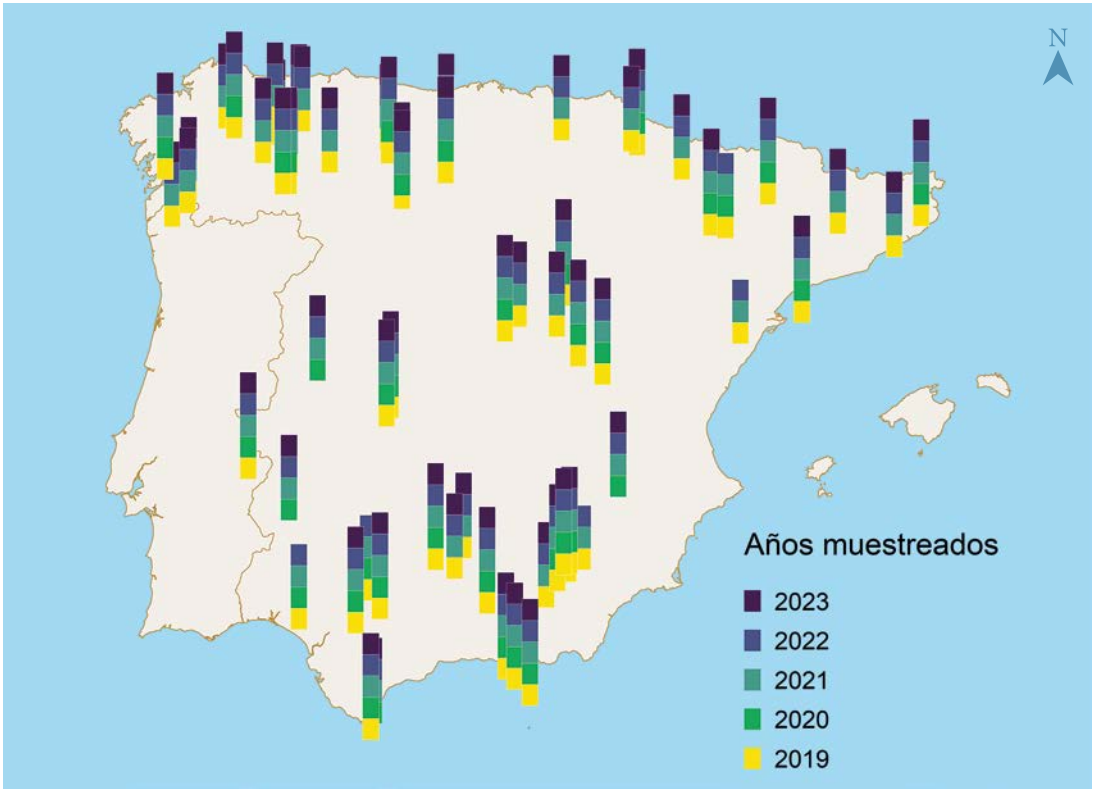
B) Biología

Diatomeas

El impacto del cambio climático puede incidir en cambios en la temperatura del agua, y especialmente, en afectaciones del régimen hídrico de los cursos fluviales. Ambos cambios pueden incidir sobre las comunidades de diatomeas, que son sensibles a las variaciones ambientales que afectan a los hábitats fluviales.

Durante las campañas de monitoreo de la red de seguimiento del cambio climático se llevaron a cabo un total de 286 muestreos de diatomeas entre el 2019 y el 2023 (Figura 47).

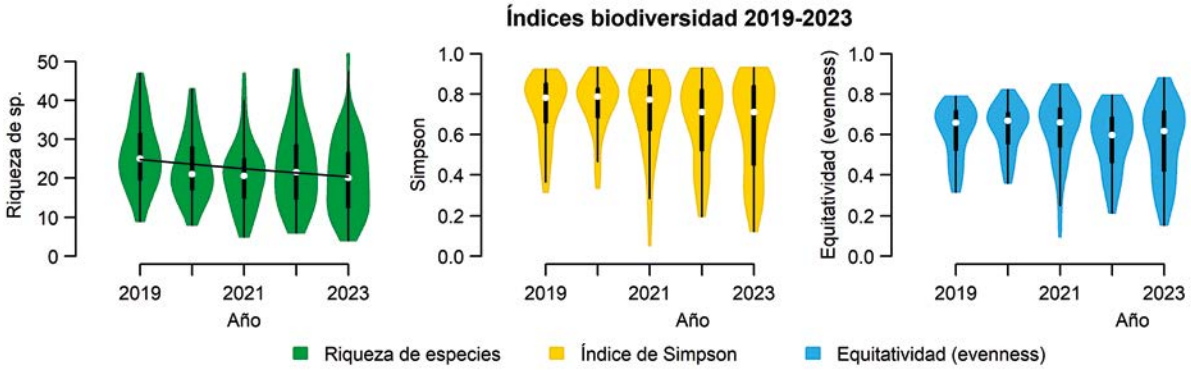
Figura 47. Mapa indicando el número de campañas realizadas por estación de referencia para el estudio del impacto cambio climático sobre las comunidades de diatomeas.



RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE ESPECIES

Los análisis realizados corroboraron la tendencia decreciente en la riqueza de especies observada entre 2019 y 2023 (Figura 48). Así, entre 2019 y 2023, la riqueza total de especies de diatomeas siguió decreciendo de forma generalizada (tendencia corroborada por el modelo generalizado lineal – GLM). La mediana pasó de 25.5 a 20 especies entre 2019 y 2023, lo que indica que este hecho deberá ser monitorizado en el futuro, aunque podría ser un efecto casual condicionado por la escasa extensión de la serie temporal (5 años). El índice de Simpson y la equitatividad (evennes), por el contrario, no mostraron ningún patrón negativo.

Figura 48. *Violin plots* mostrando la riqueza de especies de diatomeas, el índice de Simpson y la equitatividad (evennnes) en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático. Las líneas uniendo los *violin plots* indican tendencias estadísticamente relevantes.



Los resultados obtenidos para el Índice de Poluosensibilidad Específica (IPS) para el periodo 2019-2023 se muestran en la Figura 49. Los valores del índice no mostraron cambios remarcables desde un punto de vista estadístico. Así, el modelo generalizado lineal (GLM) resultó no significativo.

En cuanto al biovolumen medio de las comunidades, se observó una reducción sostenida entre 2019 y 2023 que el análisis GLM detectó como estadísticamente significativa (Figura 50).

Figura 49. *Violin plots* mostrando los cambios en el Índice de Poluosensibilidad Específica (IPS) en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático.

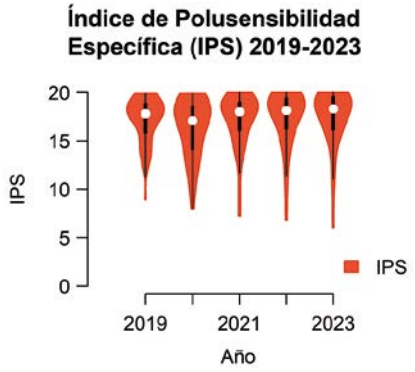
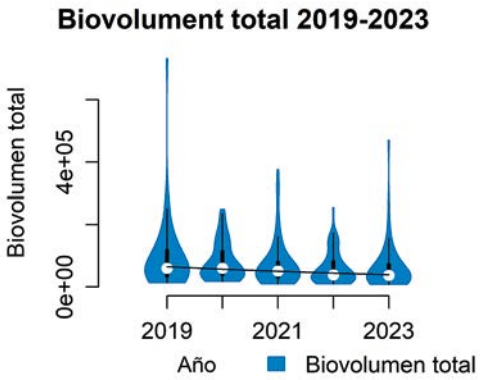
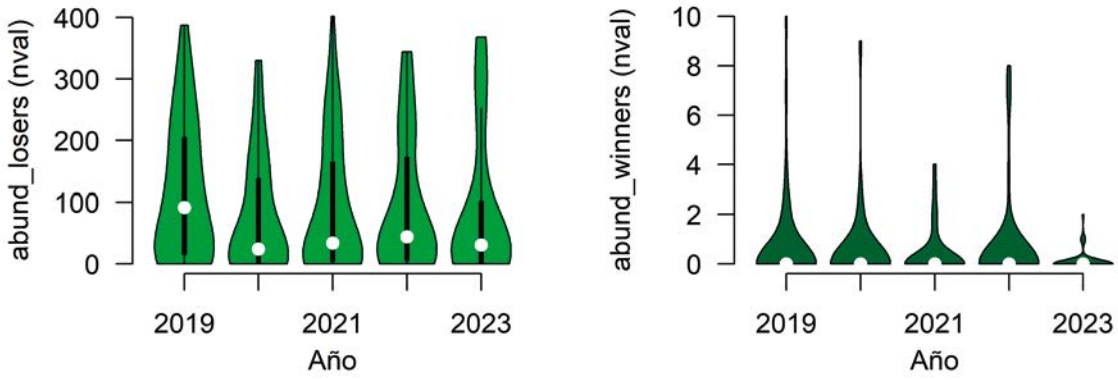


Figura 50. *Violin plots* mostrando los cambios en el biovolumen total medio de las especies de diatomeas recolectadas en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático. El gráfico incluye solamente las especies incluidas en diathor (M M Nicolosi Gelis et al. 2021; María Mercedes Nicolosi Gelis and Sathicq 2021) (45 % especies y 75.8 % de individuos/valvas).



En cuanto a los cambios en la abundancia de *cc_losers* (aquellas especies que mostrarían un descenso en abundancia con el cambio climático) y *cc_winners* (aquellas especies que mostrarían un ascenso), entre 2019 y 2023, los modelos de regresión (lm) no detectaron tendencias estadísticamente significativas (Figura 50; R^2=0.008; p=0,139).

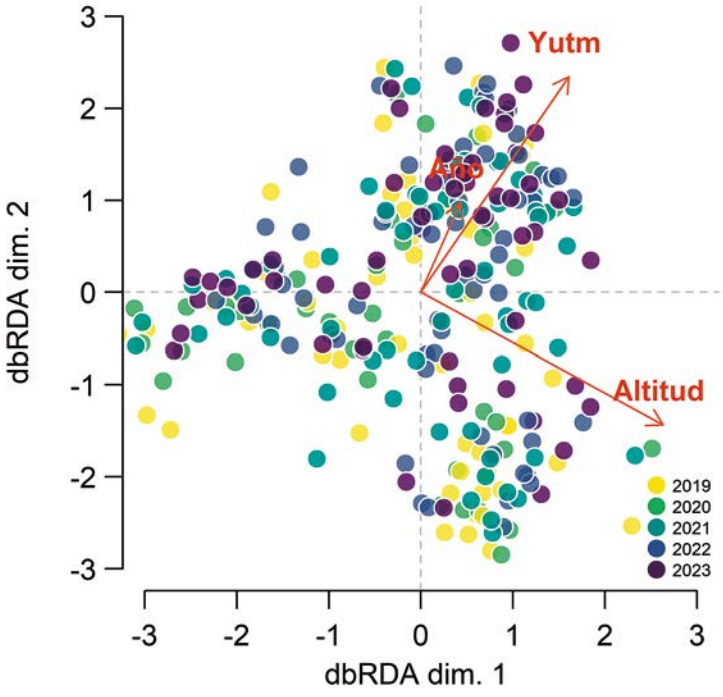
Figura 51. *Violin plots* mostrando los cambios en la abundancia de losers (aquellas especies que mostrarían un descenso en abundancia con el cambio climático) y winners (aquellas especies que mostrarían un ascenso) en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático. No se encontraron tendencias significativas con el año.



TENDENCIAS EN LAS COMUNIDADES DE DIATOMEAS – DISTANCE BASED REDUNDANCY DATA ANALYSIS (DBRDA)

Los cambios latitudinales y altitudinales en la distribución de las comunidades y su relación con el año de muestreo se estudiaron mediante distance based Redundancy Data Analysis (dbRDA). El modelo resultante indicó que entre 2019 y 2023 las comunidades muestreadas se organizaron según la altitud y la latitud y que, además, esta organización varió a lo largo de los años de muestreo (Figura 52). La varianza total explicada para este análisis fue baja (i.e. R^2 = 5.8 %, R_{adj}^2 = 4.8 %). Latitud, altitud y año fueron igualmente significativas (P = 0.001). De la ordenación se intuye una comunidad ligeramente diferenciada del resto con preferencia por tramos altos del sur peninsular. No obstante, la ordenación no muestra una agrupación clara de los puntos de muestreo y eso hace que sea poco informativa.

Figura 52. Biplot de la ordenación, distance based Redundancy Data Analysis (dbRDA), de las comunidades de diatomeas encontradas en los puntos muestreados entre 2019 y 2023. Las flechas indican gradientes estadísticamente significativos. Las comunidades se ordenaron según gradientes de altitud, latitud y el año de muestreo.

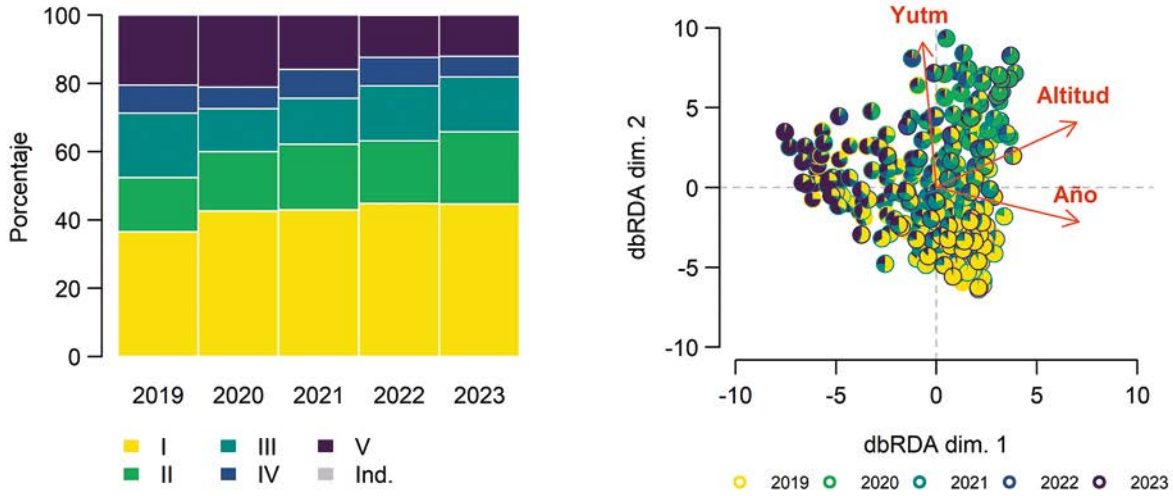


DISTANCE BASED REDUNDANCY DATA ANALYSES (DBRDAS) BASADOS EN AGRUPACIONES POR RASGOS/GREMIOS

Los análisis de tendencias restantes se basan en los indicadores obtenidos mediante el paquete diathor (María Mercedes Nicolosi Gelis and Sathicq 2021). Igual que en el apartado anterior, los cambios altitudinales y/o latitudinales entre 2019 y 2023 en los porcentajes de cada gremio se relacionaron mediante distance based Redundancy Data Analysis (dbRDA). No obstante, en vez de utilizar la distancia de Bray-Curtis se utilizó la distancia euclidiana, pues los datos se estandarizaron entre 0 y 100 %. Los dos primeros análisis se basan en la clasificación por clases de talla y gremios ecológicos descritas por Rimet and Bouchez (2012) y el resto de análisis se basan en algunas de las clasificaciones por gremio hechas por Van Dam et al (1994).

En línea con los valores observados para el biovolumen medio, entre 2019 y 2023 las clases de talla se fueron reduciendo. A lo largo de los años muestreados, la clase de talla dominante fue la pequeña (I), seguida de la intermedia (III) en 2019, de la grande (V) en 2020 y de la segunda más pequeña (II) en el periodo 2021-2023 (Figura 53 izquierda). La clase de talla II es la que experimentó un incremento mayor. El dbRDA indicó un efecto estadísticamente significativo de la variable año en los porcentajes según clase de talla. Además, estos también se vieron influidos por la altitud y latitud (Figura 53 derecha). La varianza total explicada fue baja (i.e. R^2 = 3.7 %, R_{adj}^2 = 2.7 %), indicando que estas variables tienen poco poder predictivo. La significación del año fue ligeramente superior a la de la altitud y esta, a su vez, a la de la latitud (P = 0.007, P = 0.009 y P = 0.03, respectivamente). Las clases de talla pequeñas (i.e. I) aparecieron más habitualmente en latitudes bajas, mientras que las clases de talla grandes (i.e. V) aparecieron a bajas altitudes. Las clases de talla intermedias (i.e. II) fueron, por el contrario, más abundantes en latitudes altas. En cuanto al año de muestreo, como se ha comentado anteriormente, estuvo directamente relacionado con un aumento del porcentaje de especies de menor tamaño.

Figura 53. Izquierda: Barplot apilado mostrando los porcentajes agregados totales de cada gremio en base a la clase de talla según Rimet and Bouchez (2012): I (pequeños) – V (grandes). Derecha: Biplot resultante del distance based Redundancy Data Analysis (dbRDA) aplicado a la agrupación de las muestras (2019 - 2023) por gremios basados en la clase de talla (porcentajes). Las flechas indican que la distribución de estos gremios está afectada por la latitud, la altitud y el año de muestreo.

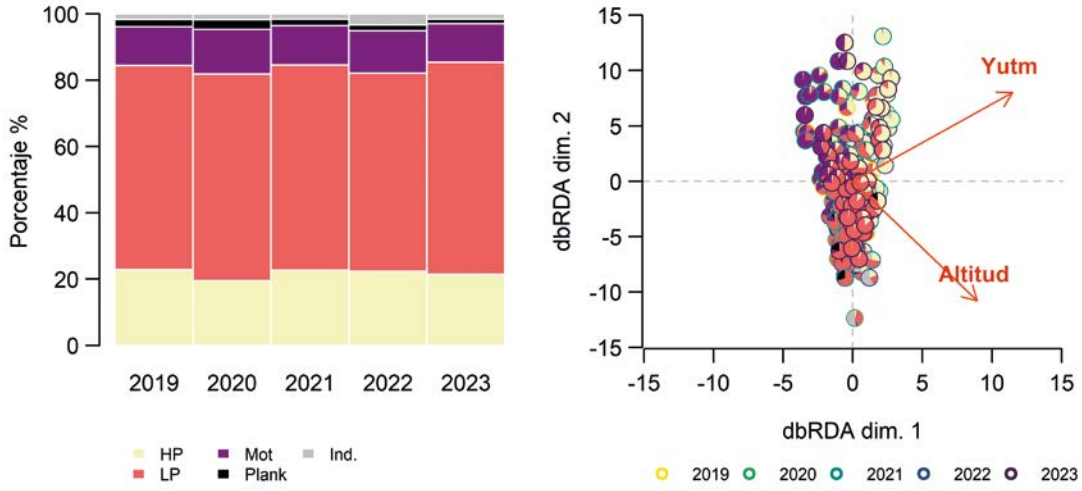


En cuanto a los gremios ecológicos, en 2023 los porcentajes de cada uno de los gremios no variaron de forma remarcable con respecto a los porcentajes observados en años anteriores. Así, entre 2019 y 2023 el gremio de perfil bajo (Low profile - LP) fue de forma continuada el dominante (Figura 54

izquierda). Este gremio se caracteriza por incluir especies adaptadas a las altas velocidades de corriente y bajas concentraciones de nutrientes características de los ríos de montaña incluidos en la red de seguimiento del impacto del cambio climático. Este gremio incluye: especies adheridas al sustrato con toda la superficie de la valva, adheridas apicalmente, pero paralelas al sustrato o bien adheridas apicalmente, pero perpendiculares al sustrato. Además, incluye especies de movimiento lento. De igual modo, el segundo gremio en abundancia entre 2019 y 2023 fue el de perfil alto (High profile - HP). Este gremio está mejor adaptado a altas concentraciones de nutrientes y bajas velocidades de corriente. El gremio móvil fue el tercero en abundancia. Por el contrario, el gremio planctónico, que contiene especies adaptados a ambientes lénticos con adaptaciones morfológicas que les permiten resistir la sedimentación, estuvo prácticamente ausente en todo el periodo. Esto puede deberse a la ausencia de estaciones de referencia en los grandes ejes de los ríos ibéricos.

En este caso, el dbRDA no indicó ninguna tendencia basada en el año de muestreo (Figura 54 derecha), pero sí una fuerte influencia de la latitud y altitud. La varianza total explicada fue del 10.4 % (R^2) y 9.7 % (R_{adj}^2). Por lo que respecta a la significación, las dos variables fueron muy significativas (P = 0.001).

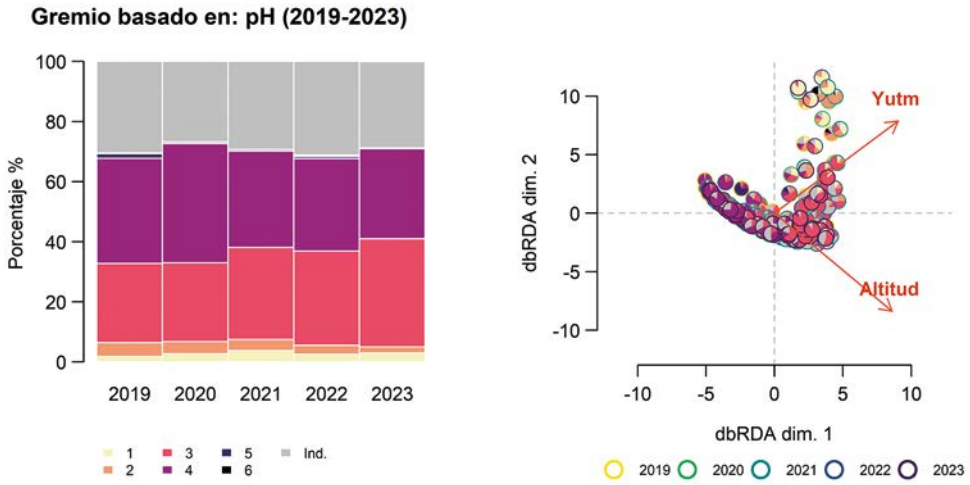
Figura 54. Izquierda: Barplot apilado mostrando los porcentajes agregados totales de cada gremio en base a su gremio ecológico según Rimet and Bouchez (2012): HP – Porte alto/perfil alto, LP – porte bajo/perfil bajo, Mot – Móvil, Plank – Planctónica e Ind. - Indeterminado. Derecha: Biplot resultante del distance based Redundancy Data Analysis (dbRDA) aplicado a la agrupación de las muestras (2019 - 2023) por gremios basados en gremio ecológico (porcentajes). Las flechas indican que la distribución de estos gremios se vio afectada por la latitud y la altitud.



El resto de análisis por gremios se basan en algunas de las clasificaciones llevadas a cabo por van Dam *et al.* (1994). Estas clasifican las comunidades de diatomeas según gradientes diferentes: i) pH, ii) salinidad óptimos, iii) método de captación del nitrógeno, iv) estado trófico y, finalmente, v) nivel de humedad preferente.

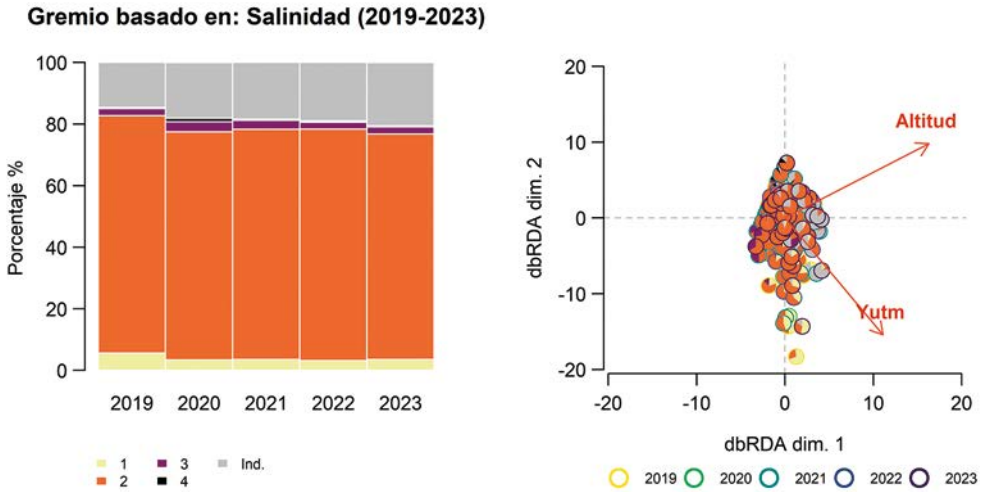
El análisis por gremios basados en los requerimientos de pH mostró que los gremios dominantes entre 2019 y 2023 fueron de forma continuada los gremios Alcalinófilo (4; pH > 7) y Circumneutral (3; pH ≈ 7) (Figura 55 izquierda). El resto de grupos fueron infrecuentes, aunque cabe destacar que para un 30 % de las especies se desconocen sus preferencias. El dbRDA no seleccionó el año como variable relevante en la distribución de estos gremios (Figura 55 derecha). Por el contrario, este análisis indicó la existencia de un gradiente altitudinal y latitudinal. La varianza total explicada fue comparativamente baja (i.e. R^2 = 4.4 %, R_{adj}^2 = 3.7 %), siendo el efecto de ambas variables claramente significativo (P = 0.005 para la altitud y P =0.010 para la latitud). Así, el gremio Alcalinófilo (4; pH > 7) fue más frecuente a bajas altitudes i bajas latitudes, mientras que el Acidibióntico (1; pH < 5.5) dominó las muestras recolectadas a altas latitudes y bajas altitudes. El resto de gremios no presentaron una ordenación fácilmente interpretable a simple vista.

Figura 55. Izquierda: Barplot apilado mostrando los porcentajes agregados totales de cada gremio en base a los requerimientos de pH según van Dam *et al.* (1994): 1 – Acidibióntico, 5 Alcalinibióntico y 6 Indiferente. Ind. corresponde a Indeterminado. Derecha: Biplot resultante del distance based Redundancy Data Analysis (dbRDA) aplicado a la agrupación de las muestras (2019 - 2023) por gremios basados en los requerimientos de pH (porcentajes). Las flechas indican que la distribución de estos gremios resultó afectada por la latitud y la altitud.



El análisis por gremios basados en preferencias por distintas salinidades indicó que la práctica totalidad de las muestras recolectadas entre 2019 y 2023 toleraban salinidades bajas (Cl < 500 mg/l) (Figura 56 izquierda). Ocasionalmente se muestreó en tramos donde las diatomeas encontradas toleraban salinidades muy bajas (Cl < 100 mg/l) o intermedias (500 < Cl < 1000 mg/l), aunque siempre en proporciones bajas respecto del total. Por el contrario, el porcentaje de especies que toleraban grandes salinidades fue prácticamente nulo durante los cinco años muestreados hasta la fecha. El dbRDA corroboró la ausencia de cambios a lo largo del periodo de muestreo pues la variable año resultó no significativa (Figura 56 derecha). Así, este análisis indicó un gradiente latitudinal y altitudinal y una varianza total explicada comparativamente baja (i.e. R^2 = 7.7 %, R_{adj}^2 = 7.1 %), así como una significación igual para ambas variables (P = 0.005). El porcentaje de especies que sólo toleraban salinidades muy bajas se concentró a baja altitud.

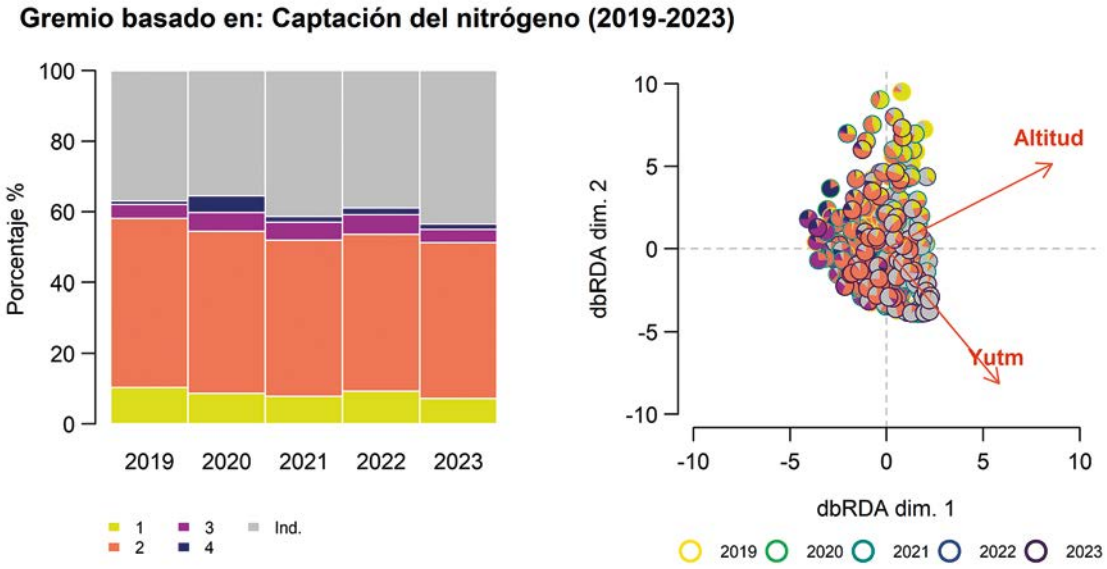
Figura 56. Izquierda: Barplot apilado mostrando los porcentajes agregados totales de cada gremio en base a la tolerancia a la salinidad según van Dam *et al.* (1994): 1 – Dulce, 4 - Salobre. Ind. corresponde a Indeterminado. Derecha: Biplot resultante del distance based Redundancy Data Analysis (dbRDA) aplicado a la agrupación de las muestras (2019 - 2023) por gremios basados en la tolerancia a la salinidad (porcentajes). Las flechas indican que la distribución de estos gremios estuvo afectada por la latitud y la altitud.



El análisis por gremios basados en el método de captación de nitrógeno indicó un alto desconocimiento sobre el metabolismo de las especies de diatomeas muestreadas (Figura 57 izquierda), pues el porcentaje medio de especies para las que no se conoce estuvo en torno al 40 % entre 2019 y 2023. En general no se observaron cambios en las proporciones totales entre gremios durante el periodo considerado, aunque el porcentaje de valvas pertenecientes al gremio #4 (taxones estrictamente nitrogenados-heterótrofos, que necesitan concentraciones continuamente elevadas de nitrógeno unido orgánicamente) solo fue relevante en 2020. De este modo, entre 2019 y 2023, el gremio dominante consistió en taxones autótrofos de nitrógeno, que toleran concentraciones elevadas de nitrógeno unido orgánicamente (#2), seguido, de lejos, por el #1 (taxones autótrofos de nitrógeno, que toleran concentraciones muy pequeñas de nitrógeno unido orgánicamente). Por el contrario, el porcentaje de especies pertenecientes al gremio #3 (taxones facultativamente nitrógeno-heterótrofos, que necesitan concentraciones elevadas periódicamente de nitrógeno unido orgánicamente) fue muy bajo durante las cinco campañas (2019-2023).

El dbRDA descartó cualquier tendencia temporal (el efecto del año resultó no significativo) e indicó que las proporciones de cada gremio estuvieron condicionadas por la latitud y la altitud (Figura 57 derecha). La varianza total explicada fue alta en comparación con la obtenida en otras clasificaciones por gremio (i.e. R^2 = 10.2 %, R_{adj}^2 = 9.6 %) y la significación similar para las dos variables (P = 0.005). Las especies del gremio #1, taxones autótrofos de nitrógeno, ocurrieron en mayor proporción en altitudes medias y bajas latitudes, mientras que las especies del gremio #2 aparecen en tramos más bajos. El número de especies para las que no se conoce su metabolismo no muestran un patrón claro, aunque parece que se concentran, en mayor medida, en tramos del norte peninsular.

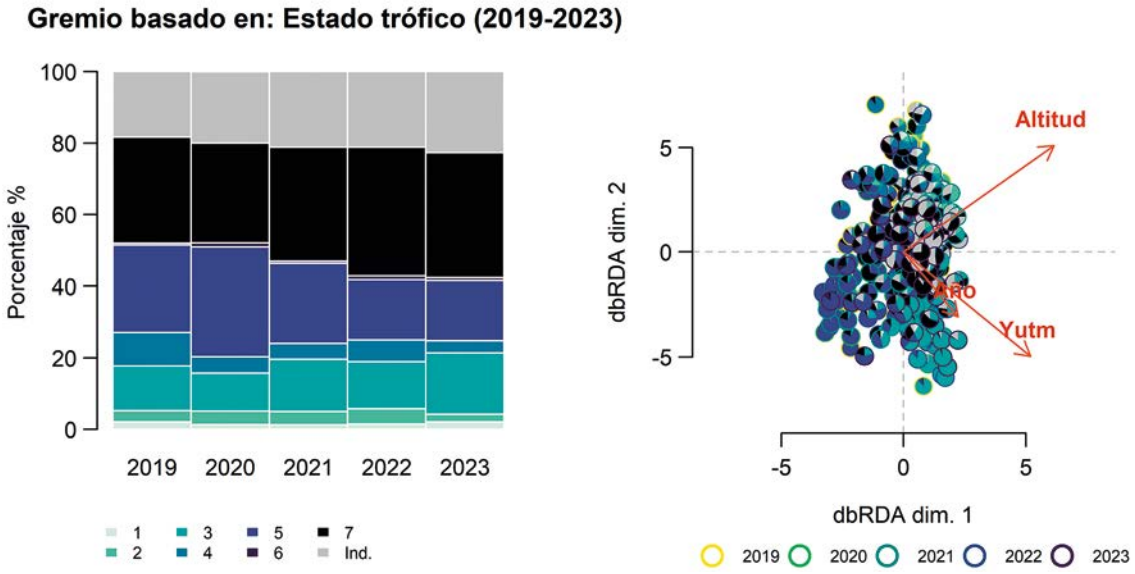
Figura 57. Izquierda: Barplot apilado mostrando los porcentajes agregados totales de cada gremio en base al método de captación del nitrógeno según van Dam *et al.* (1994): 1 - taxones autótrofos de nitrógeno, que toleran concentraciones muy pequeñas de nitrógeno unido orgánicamente, 2 - taxones autótrofos de nitrógeno, que toleran concentraciones elevadas de nitrógeno unido orgánicamente, 3 - taxones facultativamente nitrógeno-heterótrofos, que necesitan concentraciones elevadas periódicamente de nitrógeno unido orgánicamente y 4 - taxones estrictamente nitrogenados-heterótrofos, que necesitan concentraciones continuamente elevadas de nitrógeno unido orgánicamente. Ind. corresponde a Indeterminado. Derecha: Biplot resultante del distance based Redundancy Data Analysis (dbRDA) aplicado a la agrupación de las muestras (2019 - 2023) por gremios basados en el método de captación del nitrógeno (porcentajes). Las flechas indican que la distribución de estos gremios se vió afectada por la latitud y la altitud.



A diferencia de lo ocurrido en casos anteriores, el año mostró cierta influencia en los porcentajes de los distintos gremios basados en el estado trófico (Figura 58 izquierda). Entre 2019 y 2023 se observó un aumento de la abundancia de especies pertenecientes al gremio #7 (oligo- a eutrófico), que fue el más frecuente durante todo el periodo. Destacó también una disminución del gremio #5 (eutrófico), el segundo más frecuente. El resto de gremios no variaron marcadamente entre 2019 y 2023. Por otro lado, el análisis por gremios basados en el estado trófico mostró un porcentaje de especies para las que no se conoce este rasgo de aproximadamente el 20 % con una ligera tendencia creciente a lo largo del tiempo.

El dbRDA puso de manifiesto los cambios temporales comentados seleccionando la variable año como significativa. Las proporciones de gremios, además, estuvieron condicionadas por la altitud y latitud (Figura 58 derecha). La varianza total explicada fue de 10.8 % (R^2) y 9.9 (R_{adj}^2) y la significación igual para latitud y altitud (P = 0.005) y ligeramente inferior para el año (P = 0.03). El gremio #3 (mesotrófico) ocurrió a bajas altitudes en el norte peninsular. El gremio #5 (eutrófico) fue dominante en latitudes medias y baja altitud, al contrario que el gremio #7 (oligo- a eutrófico) que fue más abundante en el sur peninsular y media altitud. No obstante, los distintos gremios mostraron mayor solapamiento que en casos anteriores.

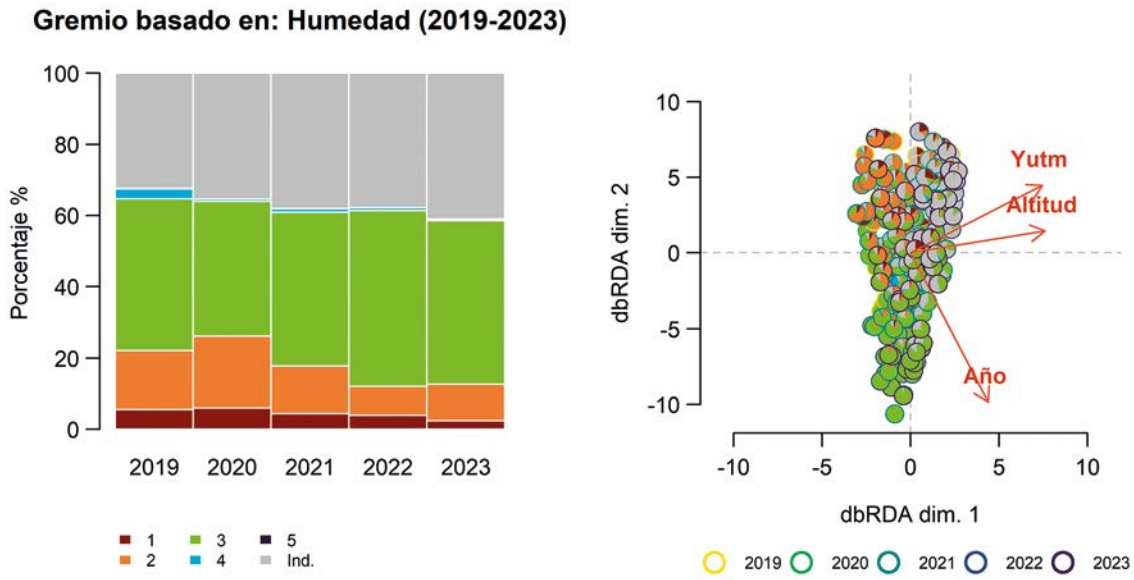
Figura 58. Izquierda: Barplot apilado mostrando los porcentajes agregados totales de cada gremio en base al estado trófico según van Dam *et al.* (1994): 1 – oligotrófico, 2 - oligo-mesotrófico, 3 – mesotrófico, 4 - meso-eutrófico, 5 – eutrófico, 6 – hipereutrófico y 7 - oligo- a eutrófico. Ind. corresponde a Indeterminado. Derecha: Biplot resultante del distance based Redundancy Data Analysis (dbRDA) aplicado a la agrupación de las muestras (2019 - 2023) por gremios basados en el estado trófico (porcentajes). Las flechas indican que la distribución de estos gremios se vio afectada por la latitud, la altitud y el año de campaña.



El alto porcentaje de especies para los que se desconocen sus requerimientos de humedad fue cercano al 35 % durante las cinco campañas (Figura 59 izquierda). Los gremios más abundantes fueron aquellos con menor tolerancia a la desecación y mayores requerimientos de humedad (#1 - #3), aunque el más abundante de todos durante todo el periodo fue el #3 (aquel que ocurre principalmente en cuerpos de agua, pero también con bastante regularidad en lugares mojados y húmedos). Los porcentajes de los gremios restantes (#4 y #5) fueron, por el contrario, muy bajos y cercanos a 0 %.

El dbRDA incluyó como variables influyentes sobre las proporciones de cada gremio la altitud, la latitud y el año de muestreo. (Figura 59 derecha). La varianza total explicada fue de entre 11.7 % (R^2) y 10.8 % (R_{adj}^2), mientras que el nivel de significación fue de P = 0.005 para los tres factores seleccionados. El gremio #2 fue más frecuente a altitudes y latitudes bajas y en los primeros años del periodo de estudio. En cambio, el gremio más abundante (#3), que también apareció a altitudes y latitudes bajas fue en claro aumento con los años. Finalmente, el mayor desconocimiento de los requerimientos de especies pareció estar asociado a latitudes y altitudes altas.

Figura 59. Izquierda: Barplot apilado mostrando los porcentajes agregados totales de cada gremio en base a sus preferencias por la humedad según van Dam *et al.* (1994): 1 - nunca, o muy raramente, ocurren fuera de los cuerpos de agua, 2 - ocurre principalmente en cuerpos de agua, a veces en lugares húmedos, 3 - ocurre principalmente en cuerpos de agua, también con bastante regularidad en lugares mojados y húmedos, 4 - ocurre principalmente en lugares mojados y húmedos o temporalmente secos y 5 - ocurre casi exclusivamente fuera de los cuerpos de agua. Ind. corresponde a Indeterminado. Derecha: Biplot resultante del distance based Redundancy Data Analysis (dbRDA) aplicado a la agrupación de las muestras (2019 - 2023) por gremios basados en sus preferencias por la humedad (porcentajes). Las flechas indican que la distribución de estos gremios estuvo afectada por la latitud, la altitud y el año de muestreo.



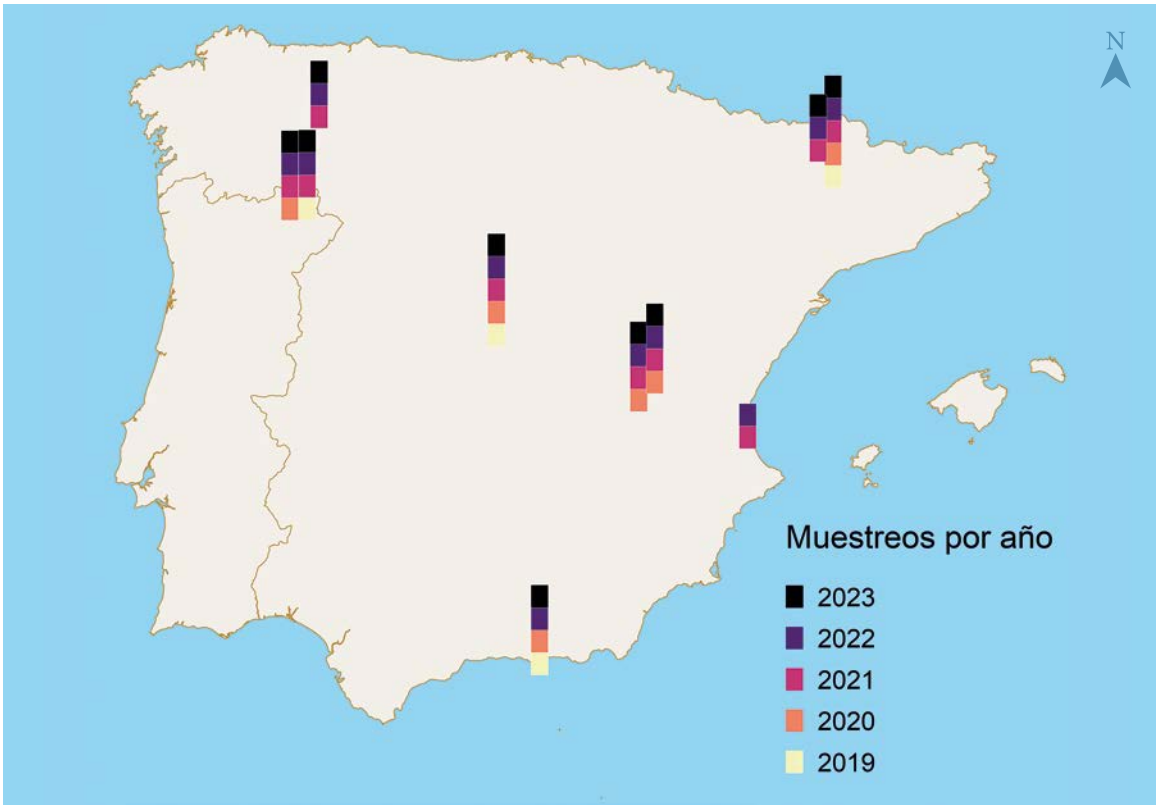
Invertebrados bentónicos

Los datos del presente informe se circunscriben a las cuatro campañas de muestreo realizadas en la red de seguimiento de cambio climático, con datos de 25 estaciones para 2020, de las 64 estaciones que conforman la red para 2021 y 2022 y de 62 estaciones para 2023 (Figura 60).

La escasez de estaciones muestreadas para 2020 (39 % del total de la red) se explica por la elevada resolución taxonómica requerida para el grupo de invertebrados (género) en relación al resto de factores bióticos analizados en el presente informe (p.e. diatomeas e ictiofauna), este hecho ha impedido el uso de la información recopilada mediante el muestreo de la red del proyecto REFCON tanto para el año 2019 como para parte del 2020. En cuanto al último año de muestreo, 2023, el número de estaciones muestreadas es de 62, puesto que la estación gv12r (Río Rivera de la Ciudadeja) se encontró seca en el momento del muestreo y se01r (Arroyo Blanco) se consideró no adecuado para el muestreo por elevada turbidez.

Por ello, los resultados presentados deben considerarse preliminares y meramente exploratorios, puesto que son necesarias series históricas de datos para analizar los efectos del cambio climático.

Figura 60. Mapa indicando el número de campañas realizadas por estación de referencia para el estudio del impacto del cambio climático sobre las comunidades de macroinvertebrados (2020-2023).



RIQUEZA Y DIVERSIDAD

Para analizar la diversidad taxonómica de las comunidades se han calculado tres índices: i) la riqueza de taxones de macroinvertebrados, ii) el índice de diversidad de Simpson (D), este índice, comúnmente utilizado, describe la probabilidad de que dos individuos elegidos al azar pertenezcan a diferentes géneros y iii) el índice de equitatividad (evenness) que cuantifica el balance entre géneros y la dominancia en la comunidad por un número limitado de géneros. Los valores de los dos últimos índices oscilan entre 0 y 1.

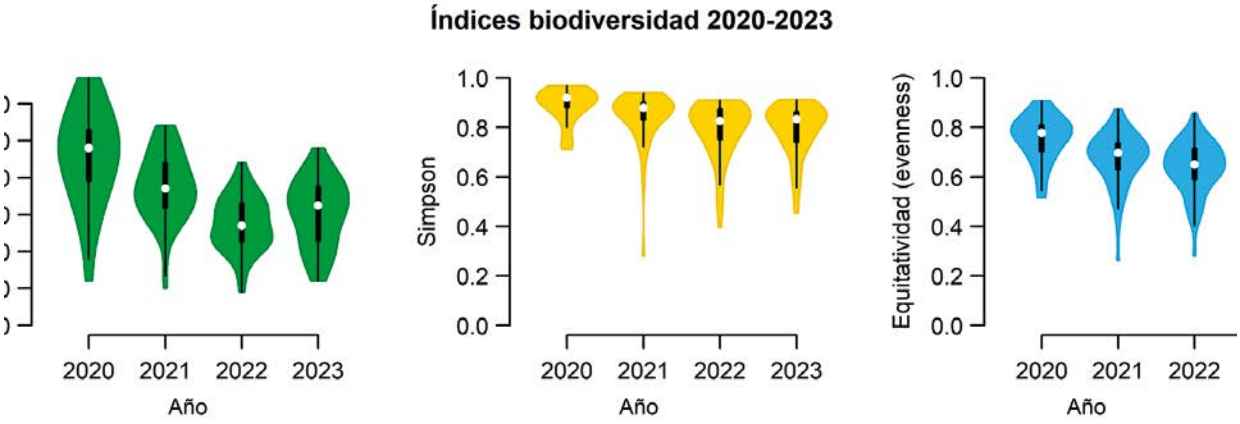
En el periodo analizado la riqueza total de invertebrados fue de 336 taxones, de los cuales 112 se identifican como taxones potencialmente vulnerables al cambio climático. La abundancia total de individuos para los 4 años de estudio osciló entre 72 y 6075 (mediana 21583).

Por otra parte, la riqueza osciló entre 9 taxones de invertebrados en la estación gv035rpara el año 2022 (Arroyo del Salado) y 67 taxones en ta21r para el año 2020 (Río Arbillas, en Arenas de San Pedro). Alrededor del 8 % de los muestreos tuvieron menos de 20 géneros y el 74 % más de 25 géneros de macroinvertebrados (Figura 61).

A nivel de estructura de comunidades, los valores del índice de Simpson oscilaron entre 0,28 y 0,96. El menor valor fue para la estación aa12r en 2021 (Río Oraque), mientras que el valor más elevado de este índice fue para la estación du31r en 2020 (Río Agadón en Monsagro). Los resultados del índice de diversidad de Simpson indican una elevada diversidad de macroinvertebrados en las estaciones muestreadas al tomar valores cercanos a 1 (Figura 61).

Por otra parte, en cuanto a la distribución equitativa de los individuos (Índice de Equitatividad evenness de Pielou), los valores oscilaron entre 0,26 (aa12r en 2021; Río Oraque) y 0,91 (du31r en 2020; Río Agadón en Monsagro). Cuando los valores de equitatividad se aproximan a 1 significa que los individuos se distribuyen uniformemente en la comunidad (Figura 61).

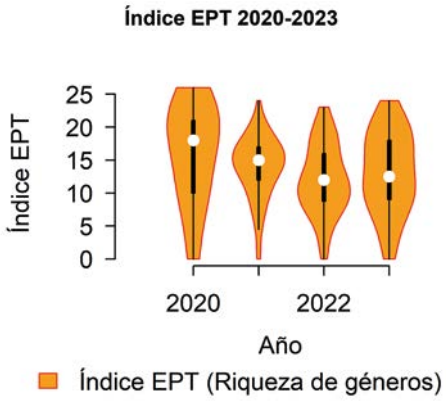
Figura 61. *Violin plots* mostrando la riqueza de géneros de macroinvertebrados, el índice de Simpson y la equitatividad (evenness) en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático durante los cuatro años estudiados (2020, 2021, 2022 y 2023).



Tal y como se ha mencionado anteriormente el índice EPT ha sido seleccionado en el presente informe como indicador para el seguimiento de los efectos del cambio climático en ríos, ya que engloba a los taxones más sensibles (Compin and Céréghino 2003; D. M. Harper, Rosenberg, and Resh 1994). Además, los órdenes de Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros son importantes indicadores de la calidad de las aguas debido a su riqueza taxonómica, diversidad y abundancia en todos los ecosistemas de ríos y arroyos.

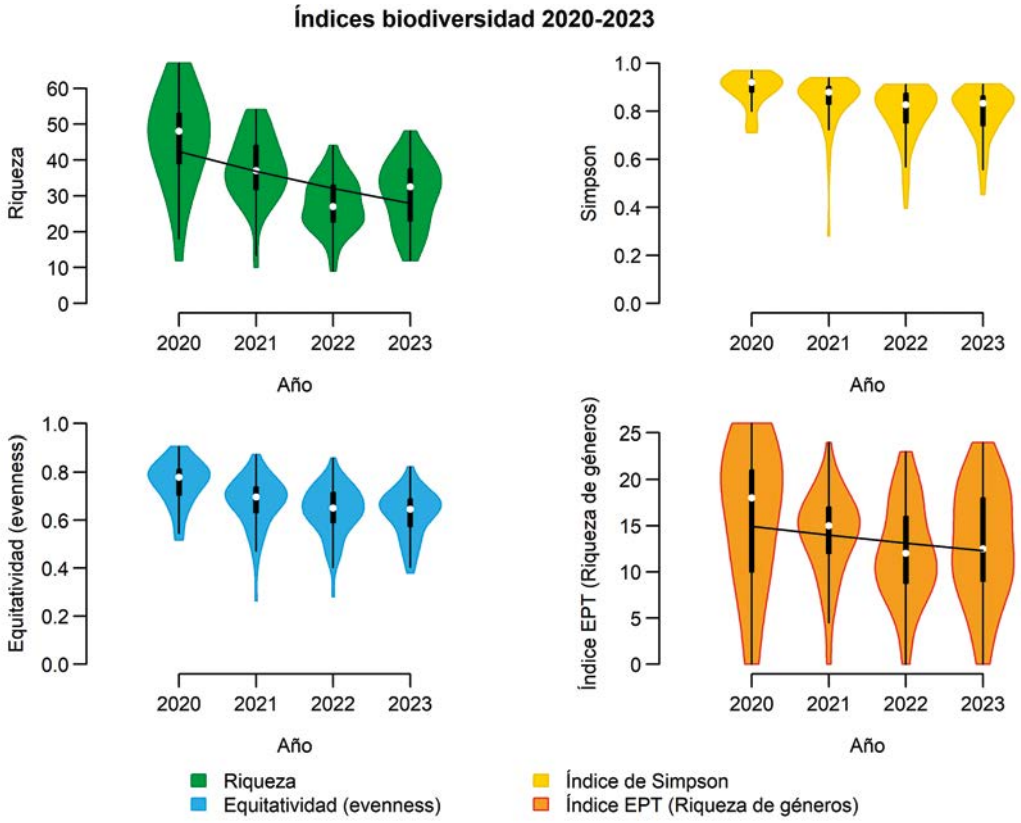
En este sentido, los valores del índice EPT, entendido como la riqueza acumulada a nivel de género de Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros, oscilaron entre 0 y 26. Las estaciones que no registraron presencia de géneros EPT fueron aa12r (Río Oraque; para 2021, 2022 y 2023), gn03r (Río Guadalmez; para 2023) y gv35r (Arroyo del Salado; para 2020). Mientras que, cn59r (Río Ponga, en Sobrefoz) fue la estación con mayor riqueza de géneros EPT en el año 2020 (Figura 62).

Figura 62. *Violin plots* mostrando los valores del índice EPT en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático para los años estudiados (2020, 2021, 2022 y 2023).



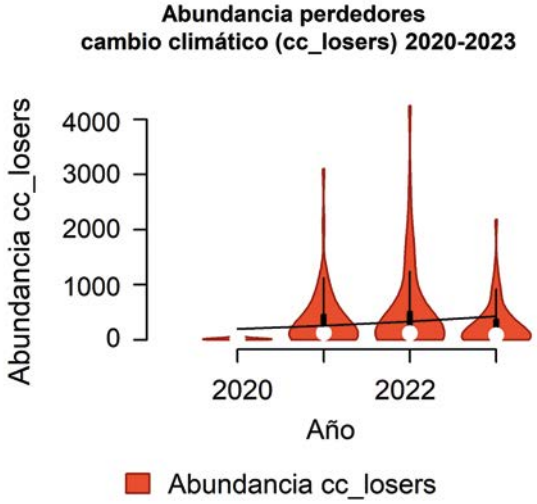
Los análisis realizados mostraron una tendencia decreciente significativa en la riqueza y el índice EPT entre 2020 y 2023 corroborado por los modelos generalizados lineales (GLM) correspondientes, que aparecen en los gráficos como una línea de regresión (Figura 63). Dichas métricas deberían continuar siendo monitorizadas en el futuro con el objetivo de aumentar la serie temporal y con ello la robustez de los datos y sus análisis estadísticos asociados.

Figura 63. *Violin plots* mostrando la riqueza de taxones de invertebrados (verde), el índice de diversidad de Simpson (amarillo), la equitatividad de Pielou (azul) y el índice EPT (naranja) en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático de 2020 a 2023. En aquellas variables con tendencias estadísticamente significativas (lm) entre años se muestra la recta de regresión lineal.



Un total de 4 géneros fueron identificados en el Estudio complementario (pág. 144) del presente informe como sensibles al cambio climático, al observarse una respuesta robusta al gradiente climático a nivel geográfico: Epeorus, Protonemura, Rhyacophila y Sericostoma. La suma de las abundancias de estos 4 taxones por muestra fue denominada "abundancia de *cc_losers*" (ya que se prevé su disminución en respuesta al cambio climático). No obstante, los datos analizados muestran una tendencia al alza a lo largo de los 4 años del periodo de estudio (Figura 64). Dicha tendencia podría deberse a los valores tan bajos registrados en el primer año de la serie que a su vez podría estar relacionado con el escaso numero de estaciones muestreadas en 2020.

Figura 64. *Violin plots* mostrando la abundancia de "cc_losers" (suma de abundancias de Epeorus, Protonemura, Rhyacophila y Sericostoma) en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático de 2020 a 2023.

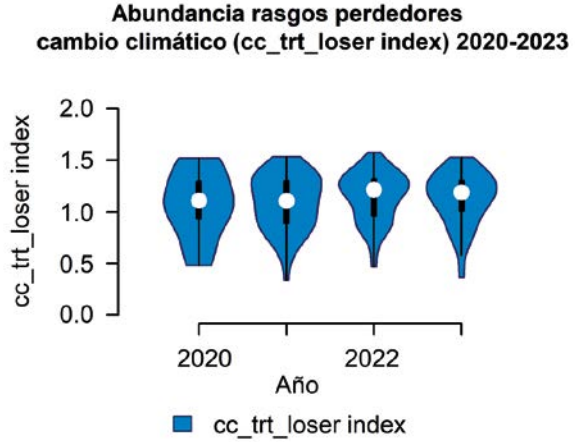


ANÁLISIS DE LOS RASGOS O TRAITS

Para obtener la abundancia o la proporción de categorías de rasgos en una comunidad se ha utilizado el paquete de R publicado recientemente llamado biomonitoR (Laini *et al.* 2022). Este paquete representa una herramienta versátil y flexible para la obtención de los valores medios de cada categoría de rasgos. De este modo, partiendo de la abundancia relativa de cada taxón en cada punto de muestreo se ha obtenido un valor ponderado según categoría de rasgo o trait.

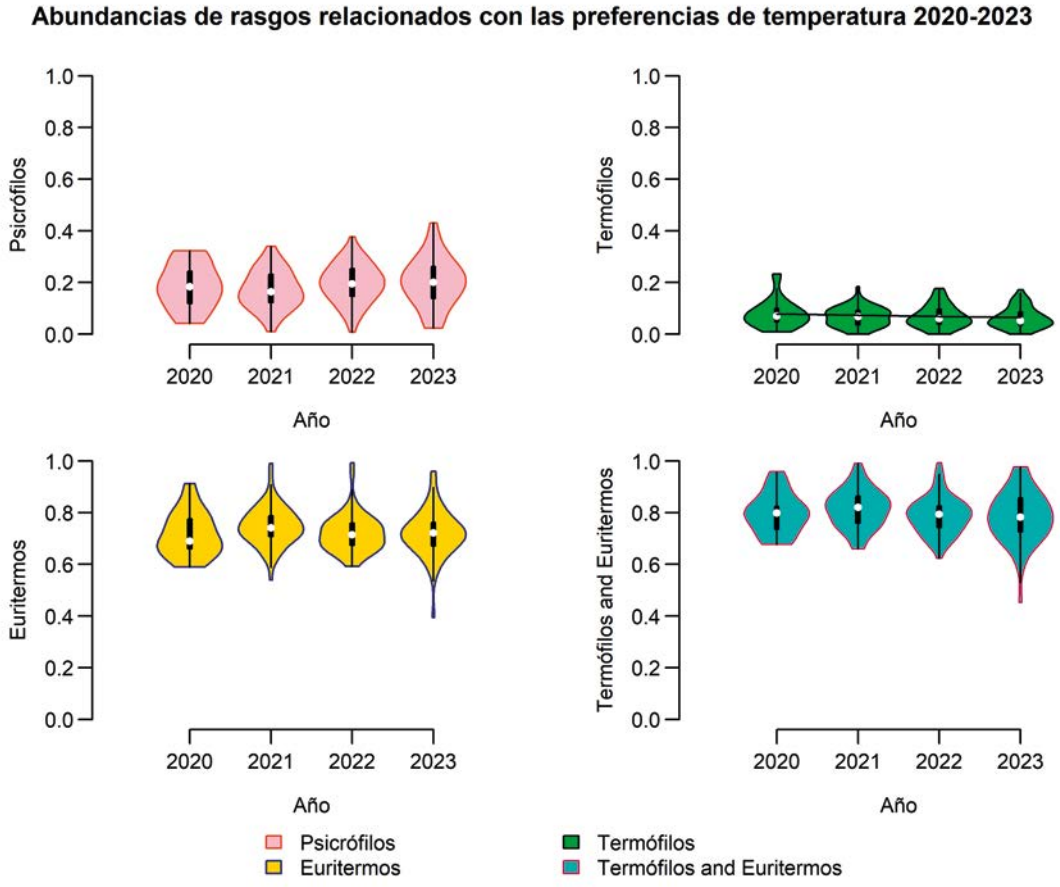
Como se ha comentado en el apartado de descripción de las variables a estudiar (sección 2.3.E.), se ha propuesto como variable a analizar el denominado ***cc_trt_loser index***. Se espera que este índice, basado en 4 categorías de 3 rasgos, disminuya por efecto del cambio climático. La tendencia, a lo largo de los 4 años del periodo de estudio, se muestra en la Figura 65. No se observó tendencia temporal significativa.

Figura 65. *Violin plots* mostrando los valores del "cc_trt_loser index" (suma de las fracciones de epirhithron, xenosaprobicos, oligosapróbicos y oligotróficos por muestra) en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático de 2020 a 2023.



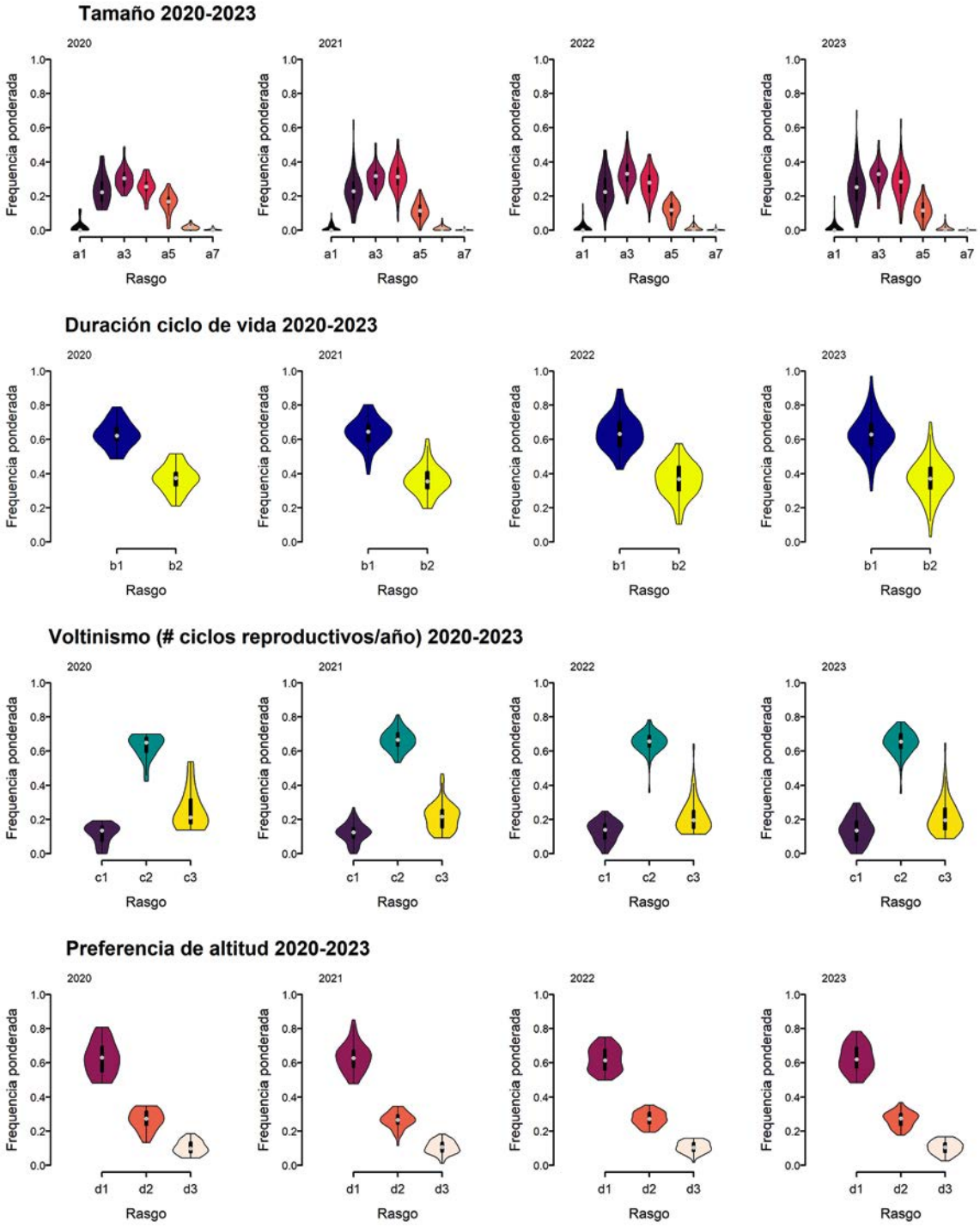
Las tendencias observadas en las proporciones de organismos según **preferencias de temperatura** se ilustran en la Figura 66. Mientras que los organismos psicrófilos (preferencia por bajas temperaturas) y los euritermos (amplio rango de tolerancia a las temperaturas) no mostraron tendencia temporal significativa (aunque se observa un suave incremento de 2020 a 2022), los termófilos (preferencia por temperaturas altas) sí que mostraron una respuesta significativa con el año. En este caso, la tendencia fue la contraria a la esperada por influencia del cambio climático, observándose un ligero descenso de sus proporciones de 2020 a 2023. Como en otros casos, se requiere mucha cautela al interpretar estos resultados, dado al corto periodo de tiempo analizado.

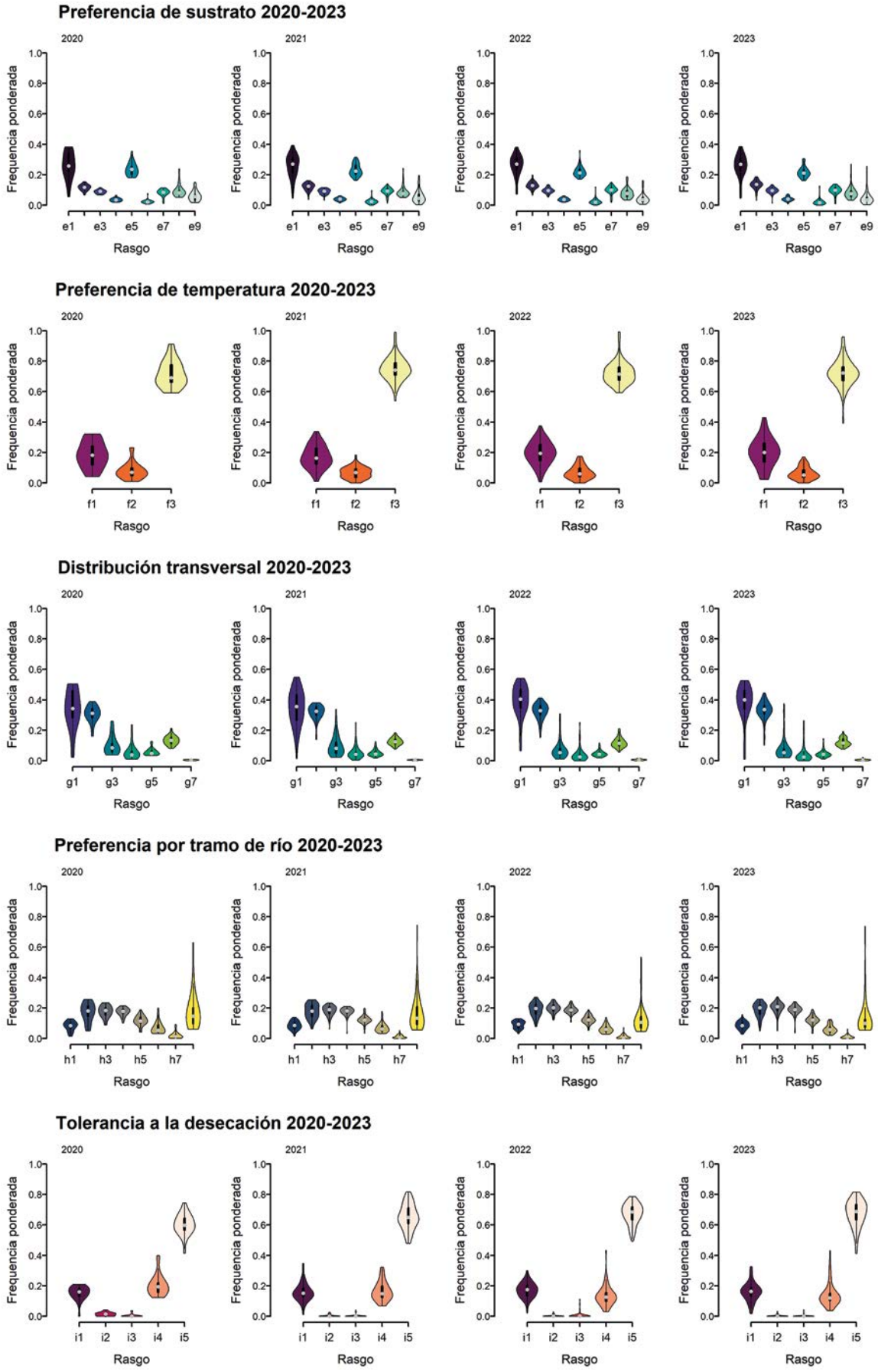
Figura 66. *Violin plots* mostrando las proporciones de invertebrados en cada una de las clases de preferencia térmica: psicrófilos (preferencia por temperaturas bajas); termófilos (preferencia por temperaturas altas) y euritermos (amplios rengos de tolerancia) en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático de 2020 a 2023.

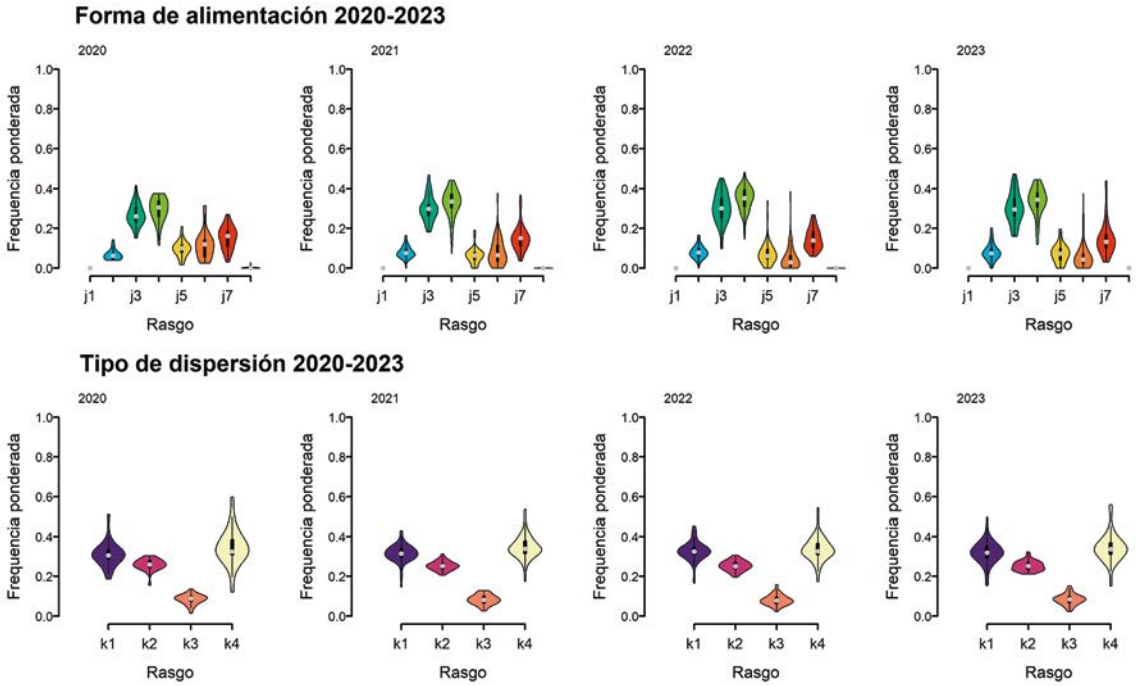


Para analizar la proporción de los 11 traits seleccionados, se ha representado la matriz resultante mediante *violin plots*, separando cada año (2020, 2021, 2022 y 2023) y cada uno de los traits en sus correspondientes categorías para una completa representación de las características de la comunidad de invertebrados (Figura 67). La siguiente figura debe ser interpretada con cautela puesto que en 2020 los resultados obtenidos en relación a los rasgos ecológicos y biológicos de la comunidad de invertebrados agrupaban únicamente 25 estaciones de la red de Cambio Climático, en cambio, en 2021 y 2022 los resultados engloban la red completa, es decir, las 64 estaciones de muestreo que conforman la red de seguimiento. Para el último año de estudio, 2023, los resultados obtenidos engloban 62 de las 64 estaciones de muestreo que conforman la red.

Figura 67. ***Violin plots*** **mostrando la abundancia relativa de géneros según las categorías de cada rasgo analizado en las estaciones de seguimiento del impacto de cambio climático (2020, 2021, 2022 y 2023). Las categorías de cada rasgo se indican mediante los códigos usados en la Tabla 2.**




Preferencia de sustrato 2020-2023
2020
2021
2022
2023
Frecuencia ponderada
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0
e1 e3 e5 e7 e9
Rasgo
Preferencia de temperatura 2020-2023
f1 f2 f3
Distribución transversal 2020-2023
g1 g3 g5 g7
Preferencia por tramo de río 2020-2023
h1 h3 h5 h7
Tolerancia a la desecación 2020-2023
i1 i2 i3 i4 i5



Generalmente la distribución de los resultados de los rasgos es muy similar entre los cuatro años estudiados (2020, 2021, 2022 y 2023) (Figura 67), así para el rasgo referido al **tamaño corporal** predominan los organismos con tamaños medios de entre 0,5 y 2 cm, posiblemente sesgados por el tipo de muestreo. Algunos autores han relacionado el tamaño corporal con rasgos como la **duración del ciclo de vida** y el **número potencial de ciclos de reproducción por año**. Autores como Statzner y Bêche (2010) indicaron que el tamaño corporal se encuentra positivamente relacionado con la duración del ciclo de vida, de manera que los organismos grandes presentan generalmente ciclos de vida largos, hecho que reafirman los datos obtenidos al predominar los individuos de tamaño pequeño o medio con una duración del ciclo de vida menor de un año (categoría b1). Además, según Gallardo *et al.* (2014) los organismos de pequeño tamaño son generalmente plurivoltinos, esto es, con más de un ciclo de reproducción por año. Este hecho también se ve reflejado en nuestros datos, para los cuatro años estudiados, predominando los organismos con uno o más ciclos de reproducción por año.

En cuanto a la preferencia de altitud, se observa que la mayoría de los taxones registrados en los 4 años tienen preferencia por altitudes bajas, lo que no concuerda con la distribución de las estaciones de muestreo, ubicadas por lo general en tramos altos. En cuanto a la **preferencia de microhábitat y sustrato** los resultados son similares entre los cuatro años objeto de estudio, predominando los individuos con preferencias por sustratos como pequeñas rocas, macrófitos y micrófitos. Por otra parte, se observa una dominancia de taxones euritermos (que pueden vivir con un amplio rango de tolerancia a la temperatura) en cuanto a la **preferencia de temperatura**. No obstante, es necesario destacar que según el concepto de continuidad fluvial (R. L. Vannote *et al.* 1980) los arroyos de cabecera (predominantes en la red actual de cambio climático) están dominados por especies adaptadas al frío y los tramos inferiores por especies termófilas con un número de especies generalistas que se distribuyen en un amplio rango a lo largo de todo el río (euritérmicas).

El rasgo referido a la **distribucion tranversal** muestra un predominio de taxones asociados al cauce y a la ribera y muy pocos taxones típicos de hábitats como charcos aislados, humedales, aguas temporales, lagos o aguas subterráneas. Por otro lado, la **preferencia del tramo del río** muestra una distribución relativamente uniforme centrada en las categorías referidas a Epirhithron, Rhithron e Hyporhithron, estas

secciones se corresponden con la distribución longitudinal en la que se centra la distribución de las estaciones estudiadas, es decir en tramos de cabecera. En cuanto a los resultados relacionados con la **resistencia a la sequía** se observa como las comunidades de invertebrados identificadas en los sitios de referencia pertenecientes a la red de seguimiento del cambio climático no parecen desarrollar estructuras contra la sequía como capullos o células contra la desecación; en cambio sí poseen huevos, estatoblastos y gémulas, así como periodos como la diapausa o letargo. A pesar de esto siguen predominado los individuos sin ninguna estructura o estrategia contra la desecación, hecho que pudiera relacionarse con las estaciones de muestreo, al tratarse de ríos permanentes en su mayoría. Además, en su revisión de los macroinvertebrados bentónicos de Europa y Norteamérica Statzner y Bêche, (2010) encontraron que la mayoría (>60 %) de los taxones estudiados no tenían adaptaciones obvias a la desecación. Sin embargo, algunos órdenes han desarrollado diferentes estrategias de adaptación; como los plecópteros, especies en su mayoría de aguas frías, suelen tener una diapausa de verano para evitar las altas temperaturas, mientras que los efemerópteros se desarrollan más rápidamente a temperaturas más altas y pueden desarrollar un estado de latencia invernal (Brittain 1990; Pritchard, Harder, and Mutch 1996).

La **forma de alimentación** muestra una distribución centrada en organismos ramoneadores y trituradores, los segundos se consideran los principales descomponedores tanto en arroyos prístinos como contaminados (M. Hieber and Gessner 2002; Pascoal and Cássio 2004). Como ya observaron Gallardo *et al.* (2014) los trituradores y raspadores son las formas de alimentación más abundantes en los ríos donde predomina la conectividad del cauce mientras que los depredadores y parásitos son más abundantes en los charcos aislados, siendo grandes especies generalistas que responden positivamente a las sequías y reducciones de caudal. Por último, el rasgo referido a la **capacidad de dispersión** se divide en cuatro categorías predominando, en los cuatro años de estudio, taxones con dispersión acuática-pasiva (k1) y aérea-activa (k4). Varios estudios han señalado que los invertebrados bentónicos con ciclos de vida restringidos a hábitats acuáticos muestran capacidades de dispersión más débiles mientras que aquellos con una etapa adulta voladora tienden a ser dispersores más fuertes (Hughes 2007; Kappes and Haase 2012; Miller, Blinn, and Keim 2002), además, estos últimos durante su estado larvario se caracterizan por ser dispersores acuático-pasivos. Este hecho podría explicar la predominancia de individuos con este tipo de dispersión.

ESTUDIO COMPLEMENTARIO CON MACROINVERTEBRADOS

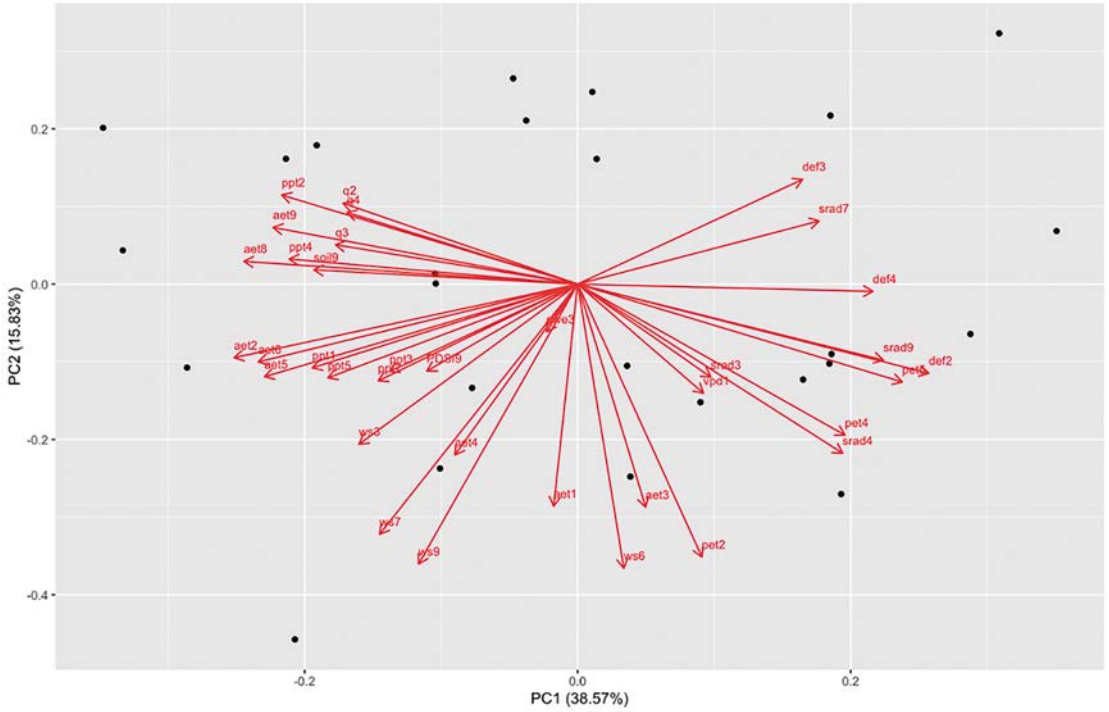
Con el objetivo de validar la selección de puntos y marcadores de cambio climático llevada a cabo en 2019, se ha realizado un análisis para identificar aquellos taxones y rasgos ecológicos y biológicos que responden de forma efectiva a los efectos del cambio climático en ríos. Para este estudio se usaron los datos de macroinvertebrados de la red de seguimiento del cambio climático de los años 2020, 2021 y 2022.

En primer lugar, se definieron unos gradientes climáticos para cada uno de los años muestreados. Para ello se utilizaron los datos climáticos públicos de la base de datos Terra Climate (Abatzoglou *et al.* 2018), que contiene datos climáticos a escala global a una escala espacial de 4 km y desde 1958. Los datos se descargaron para cada una de las estaciones de muestreo y para el período que va de enero a septiembre (meses previos al muestreo y meses en los que se muestreó). Después se eliminaron las variables que tuvieran una correlación de Spearman superior al 0.9 para reducir el número de variables y evitar redundancias. En este sentido, cabe resaltar que la mayoría de variables de temperatura se eliminaron por estar muy correlacionadas positivamente con la saturación de vapor de agua (vap) y la radiación solar (srad) y negativamente con la precipitación (ppt), la humedad del suelo (soil) y la escorrentía (q). Así pues, los gradientes climáticos que veremos a continuación incluyen la temperatura, aunque no sea de manera explícita y se pueden considerar gradientes de cambio climático siguiendo una aproximación de

sustitución de espacio por tiempo. Es decir, esperamos que, a lo largo de un gradiente climático espacial, desde sitios fríos y lluviosos a sitios calurosos y secos, haya un reemplazo de la composición y estructura de las comunidades de taxones y rasgos vulnerables por taxones y rasgos tolerantes al cambio climático.

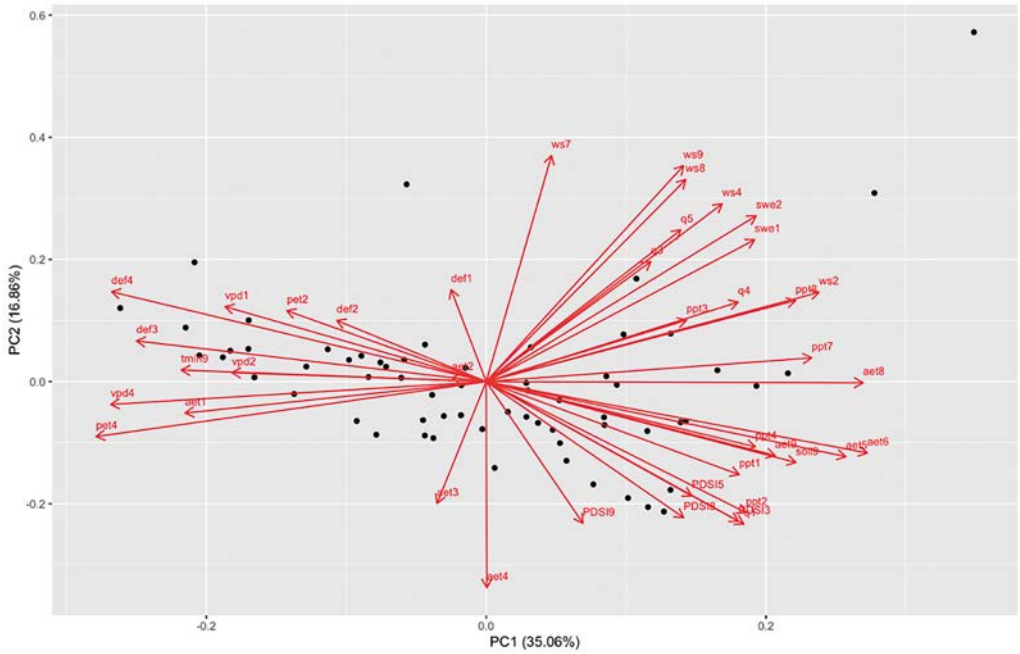
Por último, las variables se agruparon para cada uno de los años de muestreo utilizando un análisis de componentes principales. Para el año 2020 (Figura 68) el componente principal 1 explicó un 38.57 % de la variabilidad climática de los 25 sitios de los que se disponía de datos para este año. Los valores positivos se relacionaron principalmente con déficit hídrico (def) y elevada radiación solar (srad), mientras que los valores negativos se relacionaron principalmente con elevada evapotranspiración (aet), precipitación (ppt), escorrentía (q) y humedad del suelo (soil).

Figura 68. Análisis de componentes principales para las variables climáticas del año 2020.



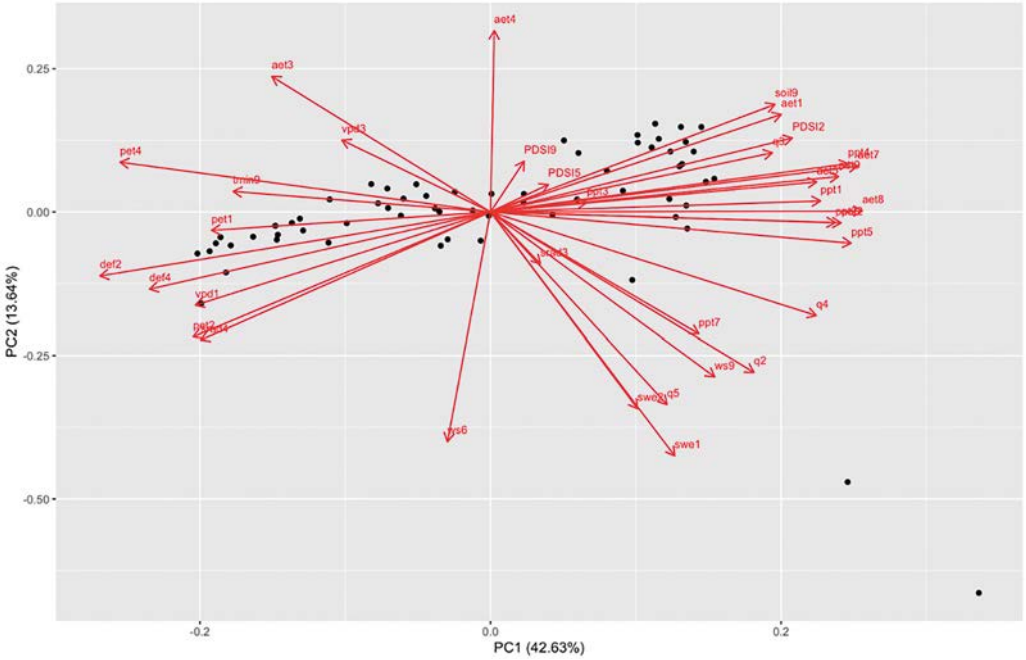
Por otra parte, para el año 2021 (Figura 69) el componente principal 1 explicó un 35.06 % de la variabilidad climática de los 64 sitios para los que se disponía de datos para el año 2021. Los valores positivos se relacionaron principalmente con evapotranspiración (aet), precipitación (ppt), humedad del suelo (soil) y elevada escorrentía (q), mientras que los valores negativos se relacionaron principalmente con déficit hídrico (def) y déficit de presión de vapor de agua (vpd). Este componente principal se invirtió para que tuviera el mismo sentido que el del año anterior (Figura 68).

Figura 69. Análisis de componentes principales para las variables climáticas del año 2021.



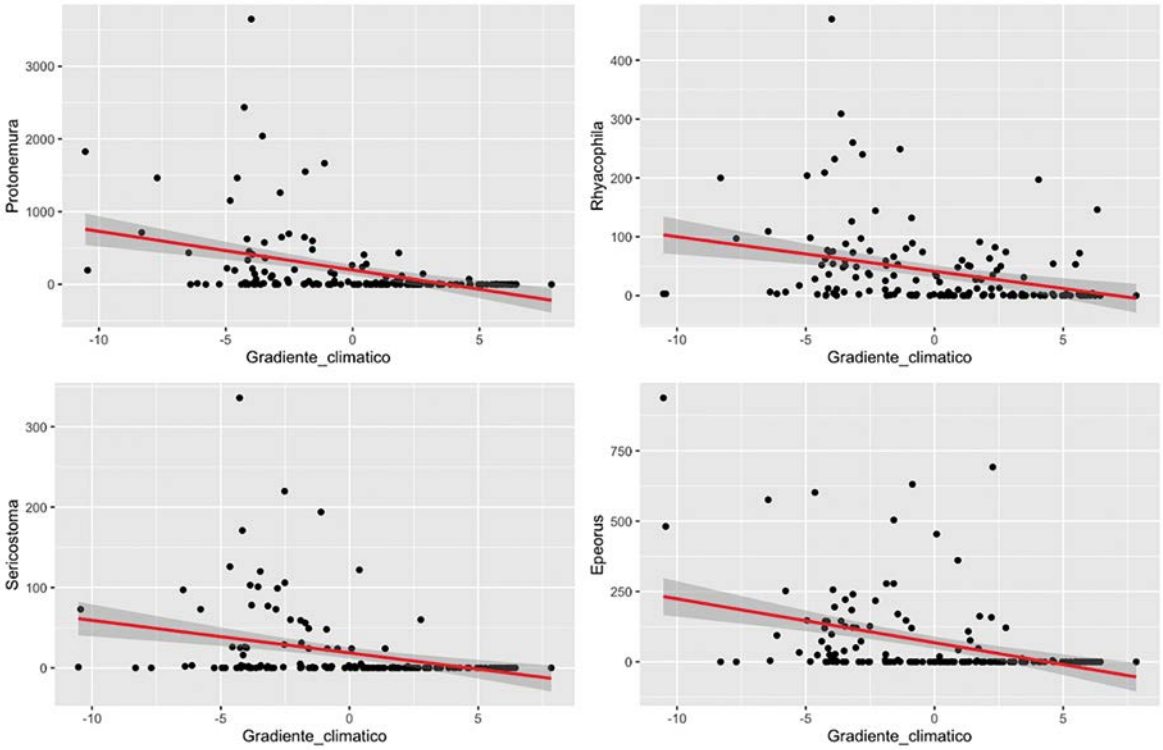
Para el año 2022 (Figura 70) el componente principal 1 explicó un 42.63 % de la variabilidad climática de los 64 sitios para los que disponemos de datos para el año 2022. Los valores positivos se relacionaron principalmente con evapotranspiración (aet), precipitación (ppt), humedad del suelo (soil) y elevada escorrentía (q), mientras que los valores negativos se relacionaron principalmente con déficit hídrico (def), evapotranspiración potencial (pet) y déficit de presión de vapor de agua (vpd). Este componente principal se invirtió para que tuviera el mismo sentido que el del año 2020 (Figura 68).

Figura 70. Análisis de componentes principales para las variables climáticas del año 2022.



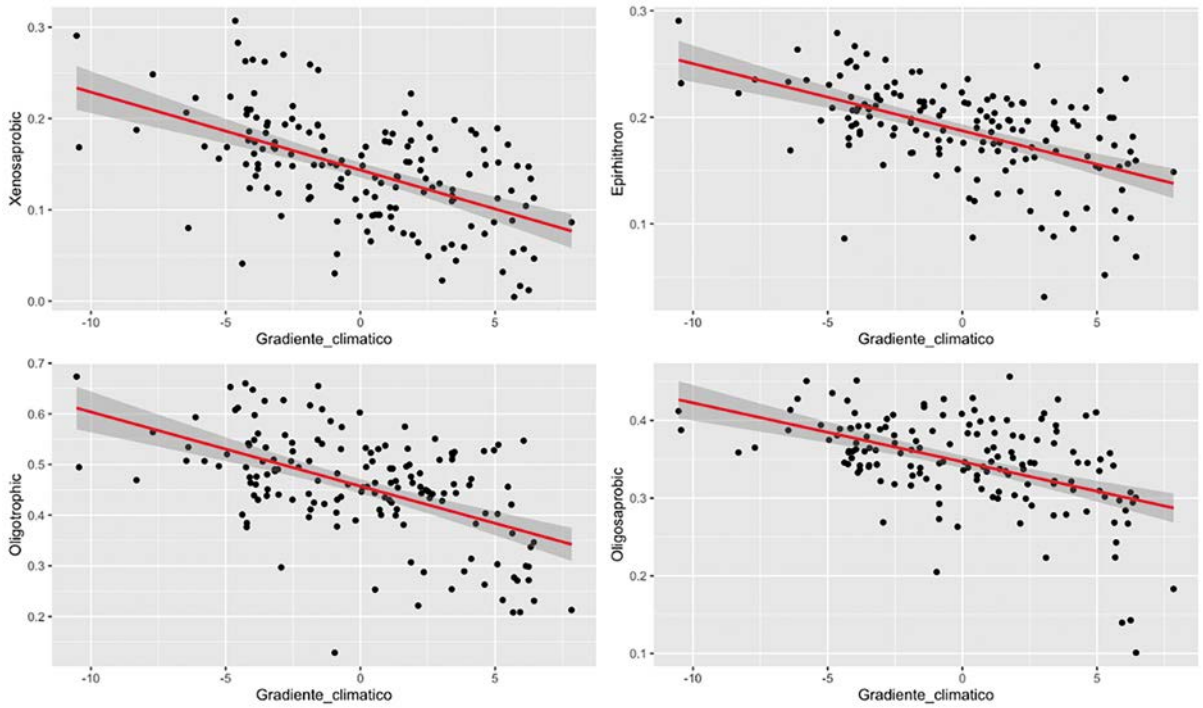
Posteriormente, se construyeron modelos lineares independientes para cada género de macroinvertebrados utilizando el eje 1 de los análisis de componentes principales (es decir, nuestros gradientes climáticos) cómo variables predictoras. Las R^2 de dichos modelos se pueden encontrar en esta tabla. De entre todos los géneros, los únicos que mostraron una respuesta más o menos robusta a los gradientes ambientales fueron *Protonemura*, *Epeorus*, *Sericostoma* y *Rhyacophila* (Figura 71). Todos, excepto Epeorus, habían sido previamente identificados como vulnerables al cambio climático según la información bibliográfica recogida en el informe elaborado para la selección de marcadores de CC en 2019 por Tragsatec.

Figura 71. Relaciones lineales entre el gradiente climático (valores negativos se relacionan con sitios lluviosos, tramos caudalosos y temperaturas frías, valores positivos con sitios secos, tramos con poco caudal y temperaturas elevadas) y cuatro géneros de macroinvertebrados que muestran una respuesta relativamente robusta (Protonemura, Epeorus, Sericostoma y Rhyacophila).



La misma aproximación se realizó para los rasgos ecológicos, utilizando una matriz de abundancia relativa de rasgos en cada uno de los sitios de muestreo. En base a esta matriz se construyeron modelos lineares independientes para cada rasgo utilizando el eje 1 de los análisis de componentes principales (es decir, nuestros gradientes climáticos) cómo variables predictoras. De entre todos los rasgos los que mostraron una respuesta más robusta a los gradientes ambientales (Figura 72) fueron la preferencia por aguas limpias (organismos xenosapróbicos y oligosapróbicos), pobres en nutrientes (preferencia por aguas oligotróficas) y preferencia por tramos de elevada altitud (epirhithron, por encima de los 2500 metros de altura).

Figura 72. Relaciones lineales entre el gradiente climático (valores negativos se relacionan con sitios lluviosos, tramos caudalosos y temperaturas frías, valores positivos con sitios secos, tramos con poco caudal y temperaturas elevadas) y rasgos ecológicos que mostraron una respuesta robusta.



Los análisis estadísticos anteriores permitieron extraer las siguientes conclusiones:

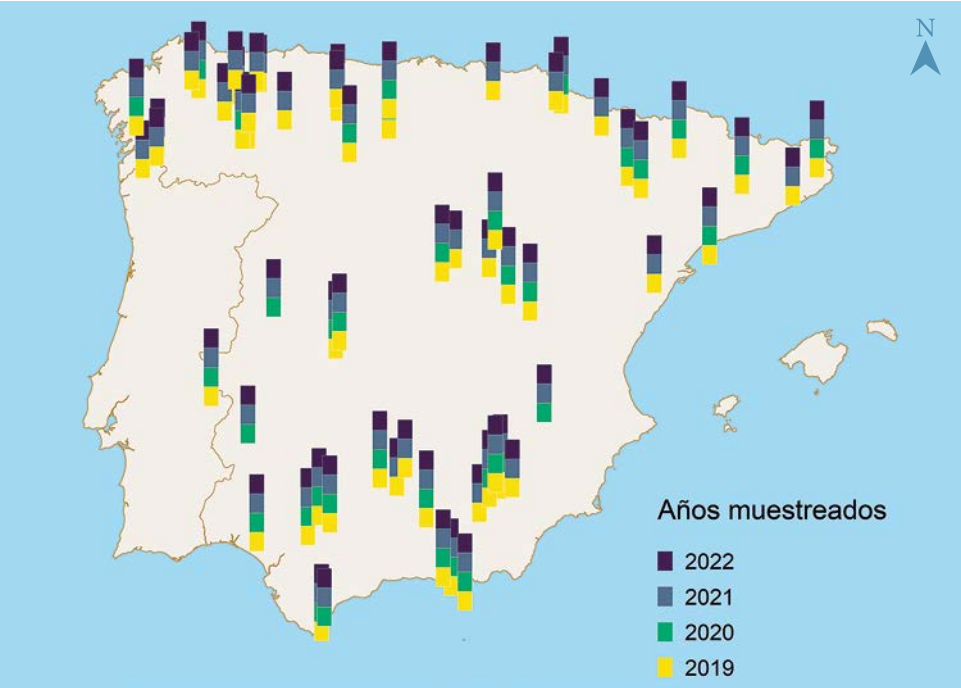
- En general, la red de seguimiento propuesta captura gradientes climáticos amplios que parecen adecuados para detectar la respuesta de las comunidades biológicas a cambios en la temperatura y precipitación esperados según los escenarios futuros.
- Varios de los taxones inicialmente propuestos como potenciales indicadores de cambio climático según la revisión bibliográfica realizada en 2019, responden al gradiente climático establecido. Los taxones que responden de manera más robusta son los géneros *Protonemura*, *Epeorus*, *Sericostoma* y *Rhyacophila*.
- Los rasgos ecológicos de macroinvertebrados acuáticos parecen una herramienta adecuada para hacer un seguimiento de los efectos del cambio climático en ríos. Varios de ellos respondieron de manera significativa al gradiente climático. Entre ellos estaba la preferencia por aguas limpias y pobres en nutrientes. Esto nos lleva a pensar que los índices biológicos de calidad del agua (e.g. IBMWP) podrían responder al cambio climático y ser utilizados como herramienta de seguimiento. Al mismo tiempo, podría darse una interferencia de la respuesta a la contaminación con la respuesta al cambio climático, haciendo difícil discernir ambos tipos de presiones.

Macrófitos

Como ya se ha subrayado, el impacto del cambio climático puede incluir cambios en la temperatura del aire y humedad relativa en la zona de ribera, temperatura del agua y régimen hidrológico. Todos estos cambios pueden incidir sobre las comunidades de macrófitos, sensibles a estas variaciones.

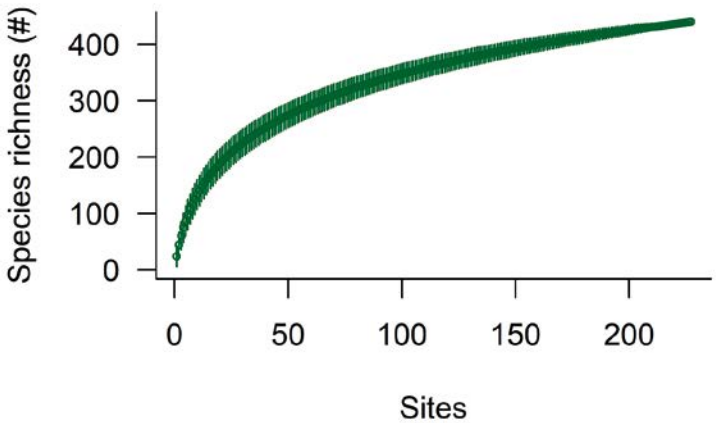
Durante las campañas de monitoreo de la red de seguimiento del cambio climático se llevaron a cabo un total de 227 muestreos de macrófitos entre 2019 y 2022 (Figura 73). Se identificaron un total de 440 taxones repartidos en 34 clases, 107 órdenes y 178 familias.

Figura 73. Mapa indicando el número de campañas realizadas por estación de referencia para el estudio del cambio climático durante el periodo 2019-2022.



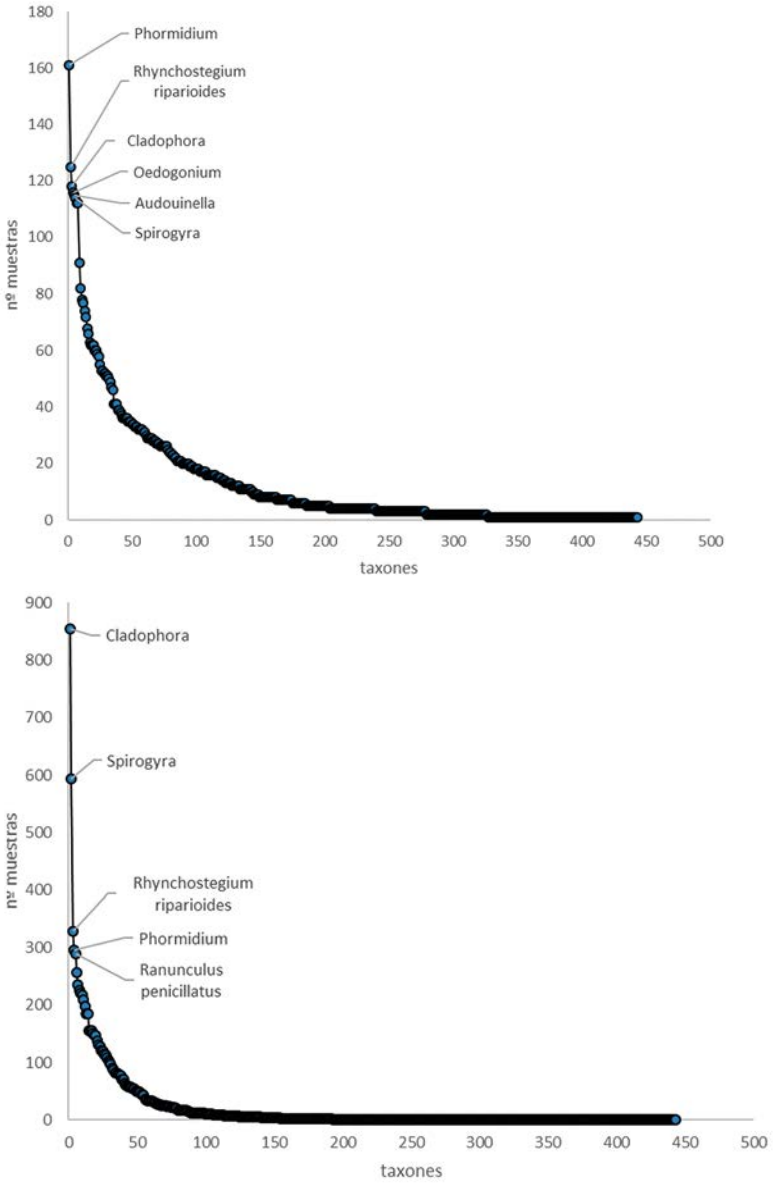
El gráfico de acumulación de taxones muestra bastante pendiente todavía, aunque la tendencia asintótica se deja ya adivinar. Esto indicaría que todavía faltaría esfuerzo de muestreo hasta conseguir completar los inventarios taxonómicos (Figura 74). Con el procesado de las muestras de 2023 probablemente se alcance ya una asíntota.

Figura 74. Gráfico de acumulación de taxones para el total de 227 muestras analizadas para el presente informe en las estaciones de seguimiento del impacto de cambio climático (2019-2022).



Los taxones más frecuentes en los cuatro años muestreados, en cuanto a número de muestras en las que aparecieron, fueron: *Phormidium*, *Rhynchostegium riparioides*, *Cladophora*, *Oedogonium*, *Audouinella* y *Spirogyra* (Figura 75a). En cuanto a las mayores coberturas (como suma de coberturas en el total de las muestras), las cinco especies más importantes fueron, en orden de importancia: *Cladophora*, *Spirogyra*, *Rhynchostegium riparioides*, *Phormidium* y *Ranunculus penicillatus* (Figura 75b).

Figura 75. Diagramas de rango-abundancia de taxones para el total de estaciones de seguimiento del impacto de cambio climático (2019-2022). A) incidencia o frecuencia (nº de muestras con presencia del taxón) de los taxones B) suma de las coberturas (%) de los taxones para el total de muestras. En ambos casos se muestran los códigos sólo para los principales taxones.

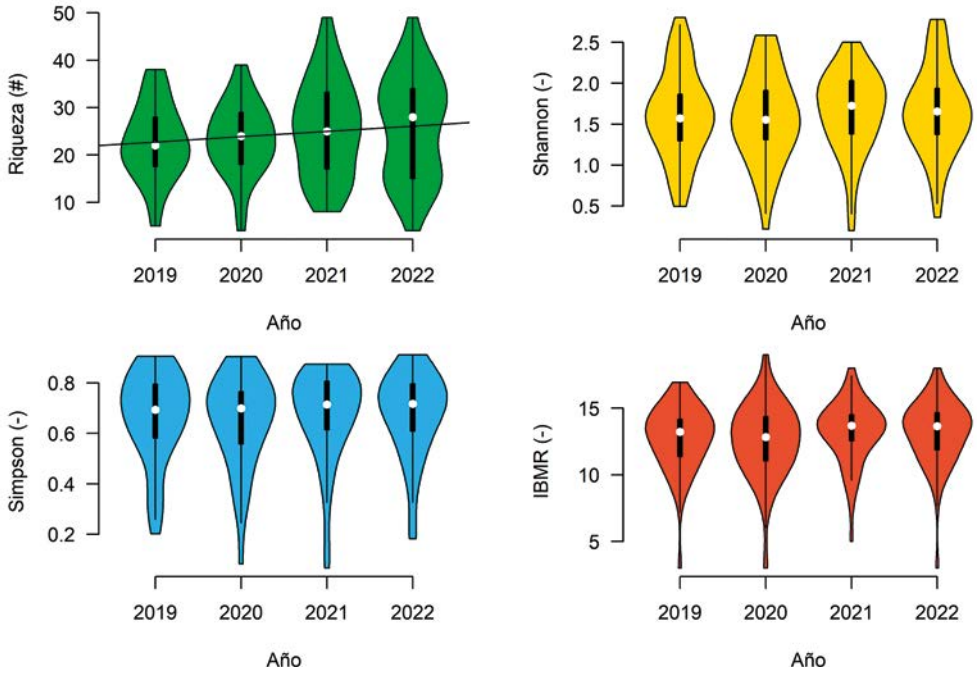


MÉTRICAS DE RIQUEZA Y DIVERSIDAD. ÍNDICE IBMR

Para analizar las tendencias en las distintas métricas consideradas, los datos para los 4 años se han representado mediante *violin plots*. Para comprobar las tendencias observadas y su significación estadística se utilizaron modelos lineales de regresión (lm). Los análisis realizados mostraron una tendencia creciente, muy suave, pero significativa, en la riqueza de taxones (R^2=0.02; p=0.04) entre 2019 y 2022 (Figura 76). Habrá que analizar más a largo plazo si esta tendencia creciente se sostiene, o por el contrario es una mera oscilación estocástica, o es debida a otros factores ajenos a la escala temporal. La estrecha banda temporal analizada (4 años) no permitiría sacar ninguna conclusión al respecto.

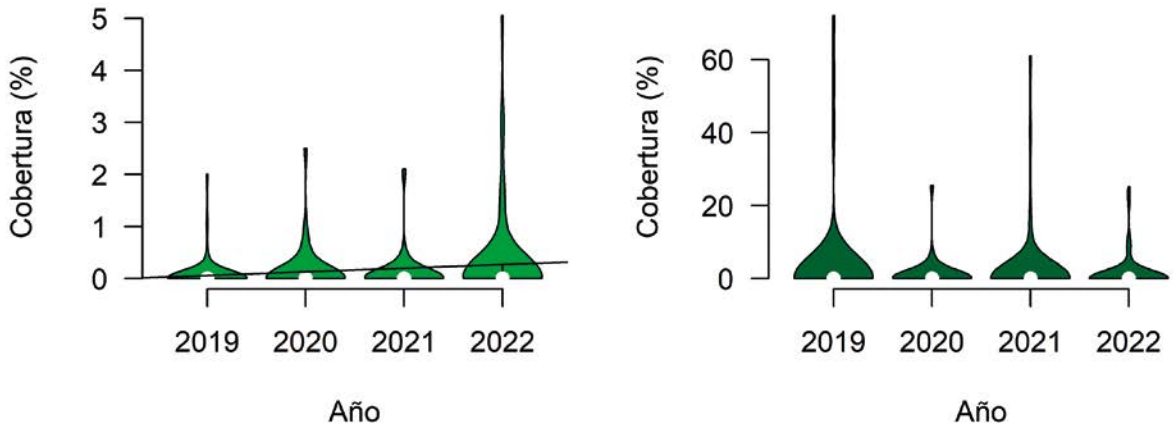
El índice de diversidad de Shannon y la equitatividad de Simpson no mostraron tendencias temporales y lo mismo ocurrió para el índice de macrófitos en ríos (IBMR).

Figura 76. *Violin plots* mostrando la riqueza de taxones de macrófitos (verde), el índice de diversidad de Shannon (amarillo), la equitatividad de Simpson (azul) y el índice IBMR (rojo) en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático de 2019 a 2022. En aquellas variables con tendencias estadísticamente significativas (lm) entre años se muestra la recta de regresión lineal.



En cuanto a las coberturas totales de helófitos e hidrófitos, los resultados por año se muestran en la Figura 77. En el caso de la cobertura de helófitos, la tendencia temporal resultó significativa (R^2=0.02; p=0.03). Como en el caso de la riqueza total, habrá que ir observando más a largo plazo cómo evoluciona esta variable indicadora, por si esta tendencia se mantuviese en el tiempo y pudiera ser debida al cambio climático.

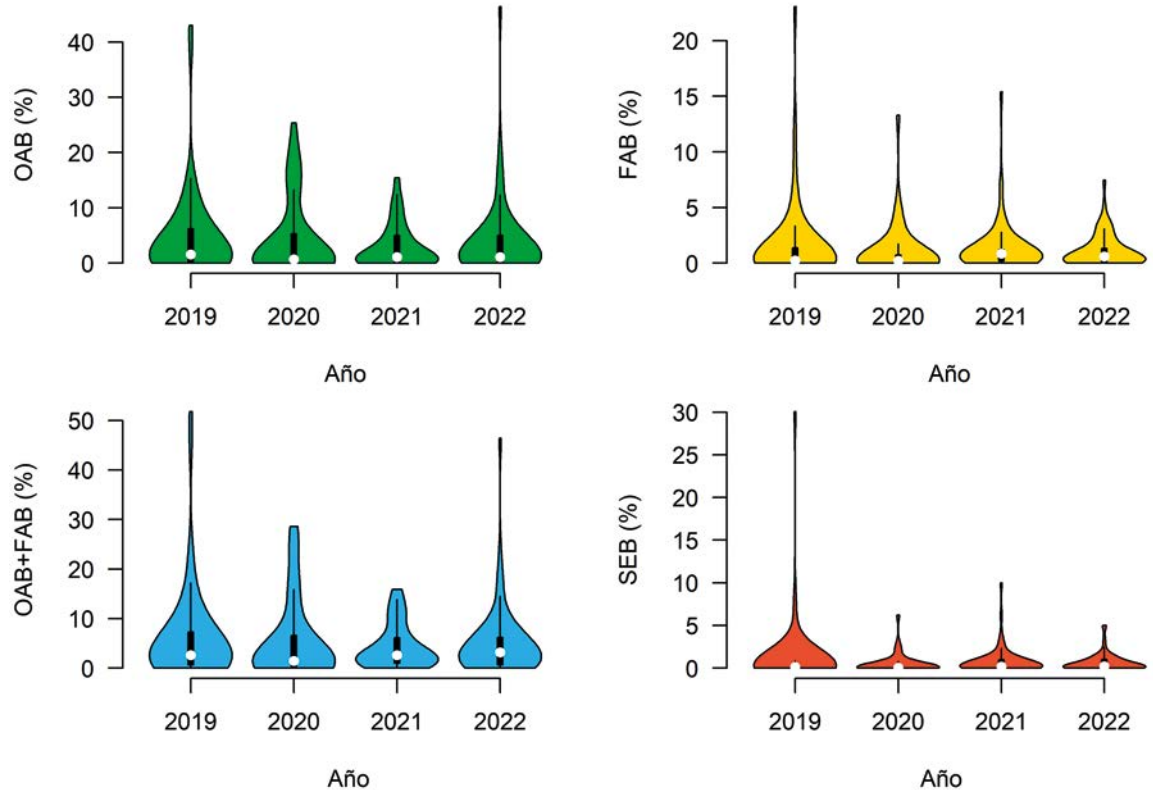
Figura 77. *Violin plots* mostrando la cobertura total de helófitos (verde claro) e hidrófitos (verde oscuro), en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático de 2019 a 2022. En aquellas variables con tendencias estadísticamente significativas (lm) entre años se muestra la recta de regresión lineal.



VARIABLES BASADES EN RASGOS

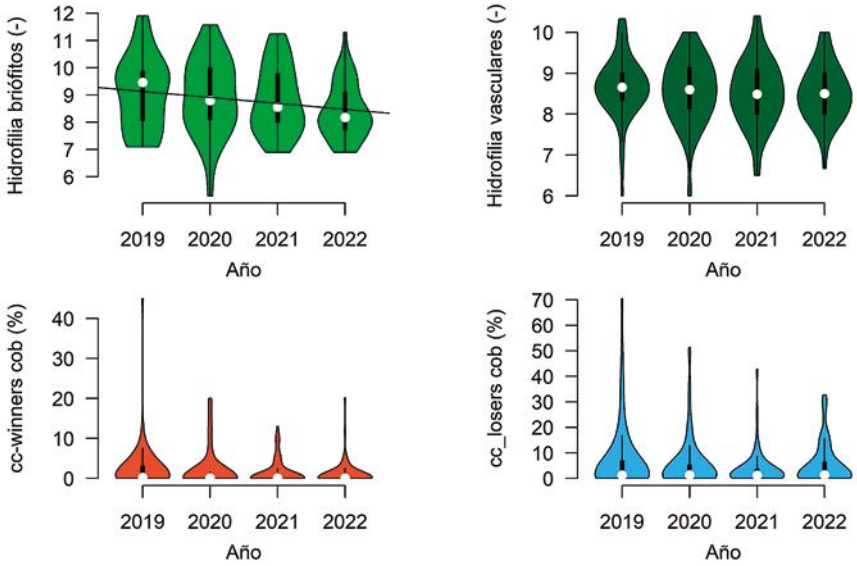
Los análisis de las tendencias temporales en las coberturas de briófitos OAB (acuáticos obligados), FAB (acuáticos facultativos) y SEB (semiacuáticos emergidos) se muestran en la Figura 1Figura 78. Ninguna de las variables analizadas mostró tendencias temporales significativas con el año (modelos lineales, p>0.05)

Figura 78. *Violin plots* mostrando las coberturas de briófitos acuáticos obligados (OAB) (verde claro), briófitos acuáticos facultativos (FAB) (verde oscuro), briófitos OAB+FAB (azul) y briófitos semiacuáticos emergidos (rojo) en las estaciones de seguimiento del cambio climático (2019 a 2022). En aquellas variables con tendencias estadísticamente significativas (lm) entre años, se muestra la recta de regresión lineal.



Por último, las dos variables basadas en atributos o traits, el índice de hidrofilia de briófitos (F de Bryoatt) y el índice de hidrofilia en plantas vasculares (o moisture, de Tychi) tuvieron distinto comportamiento (Figura 79). El modelo lineal (lm) resultó significativo para la hidrofilia en plantas vasculares, observándose una suave tendencia descendente (R^2=0.04; p=0.03). Aunque, de nuevo, la estrecha banda temporal analizada no permitiría sacar conclusiones sólidas al respecto, habrá que analizar a largo plazo si esta tendencia se sostiene, lo que vendría a indicar cierta "terrestrialización" de las comunidades de fanerógamas fluviales achacables al cambio climático. Por su parte, la hidrofilia en briófitos (F) mostró comportamiento muy estable a lo largo de los 4 años analizados, con un ligerísimo descenso, aunque no significativo (R^2=0.006; p=0.25). No obstante, insistimos, los resultados de estos modelos habría que tomarlos con cautela, dada la alta diversidad de ambientes muestreados y, como ya hemos señalado, la escasa cobertura temporal del estudio para ver tendencias a medio-largo plazo, como las provocadas por el cambio climático.

Figura 79. *Violin plots* mostrando la hidrofilia media de plantas vasculares (verde claro), la "F" media o hidrofilia en briófitos (verde oscuro), la cobertura total de "climate change winners" (rojo) y "climate change losers" (azul) en las estaciones de seguimiento del cambio climático (2019 a 2022). En aquellas variables con tendencias estadísticamente significativas (lm) entre años, se muestra la recta de regresión lineal.

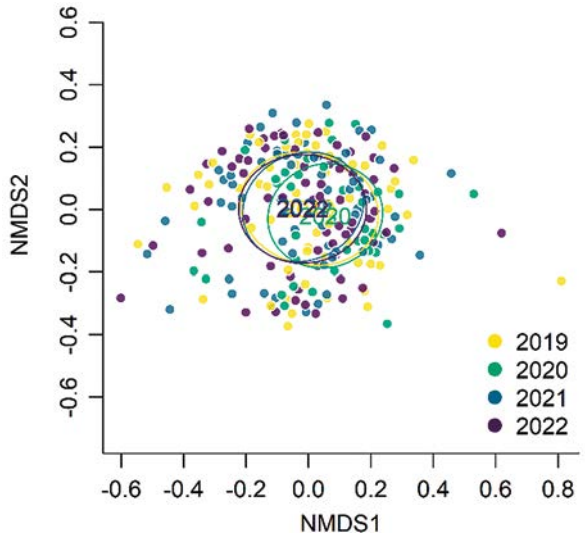


En cuanto a las coberturas totales de "*climate change winners*" y "*climate change losers*" (Figura 79), en ningún caso la tendencia temporal resultó significativa, aunque se puede apreciar el descenso de los picos de cobertura en los climate change losers que habrá que ir vigilando en lo sucesivo.

TENDENCIAS EN LAS COMUNIDADES DE MACRÓFITOS – MDS-ADONIS Y DISTANCE BASED REDUNDANCY DATA ANALYSIS (DBRDA)

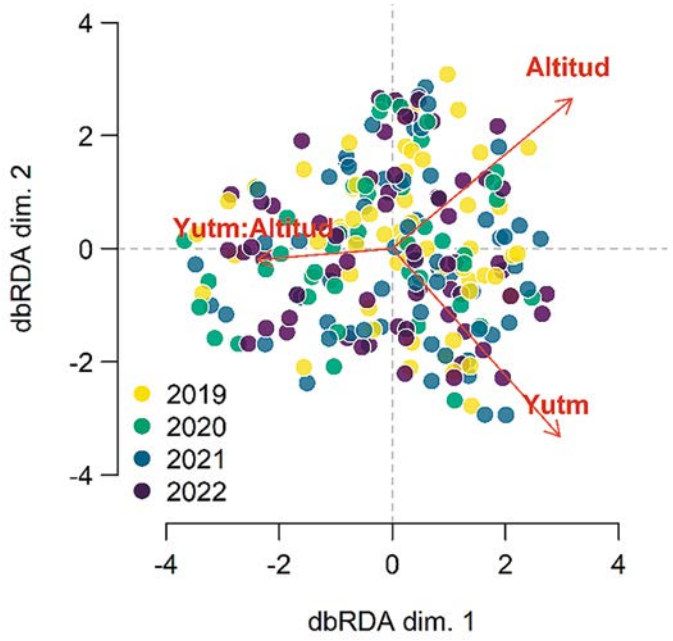
Las comunidades de macrófitos y sus posibles cambios interanuales (en estructura y composición taxonómica) durante el periodo de muestreo fueron estudiadas mediante diversos análisis multivariantes. El análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) mostró un solapamiento casi total entre los diferentes años de estudio (Figura 80), y el análisis multivariante-permutacional de la varianza (PERMANOVA) (R^2= 0,0048; p=0,30) corroboró que no existían diferencias significativas entre años.

Figura 80. Plot de ordenación (NMDS) de las comunidades de macrófitos en los puntos muestreados entre 2019 y 2022. Se muestran los centroides como etiquetas de los años y las elipses de probabilidad.



Los cambios latitudinales y altitudinales en la distribución de las comunidades y su relación con el año de muestreo se estudiaron mediante distance based Redundancy Data Analysis (dbRDA).

Figura 81. Biplot de ordenación (distance based Redundancy Data Analysis, dbRDA), de las comunidades de macrófitos en los puntos de la red de CC muestreados entre 2019 y 2022. El dbRDA se basa en las coberturas de taxones. Las flechas indican los gradientes testados. La altitud, la latitud (Yutm) y su interacción (Yutm:Altitud) resultaron significativas.

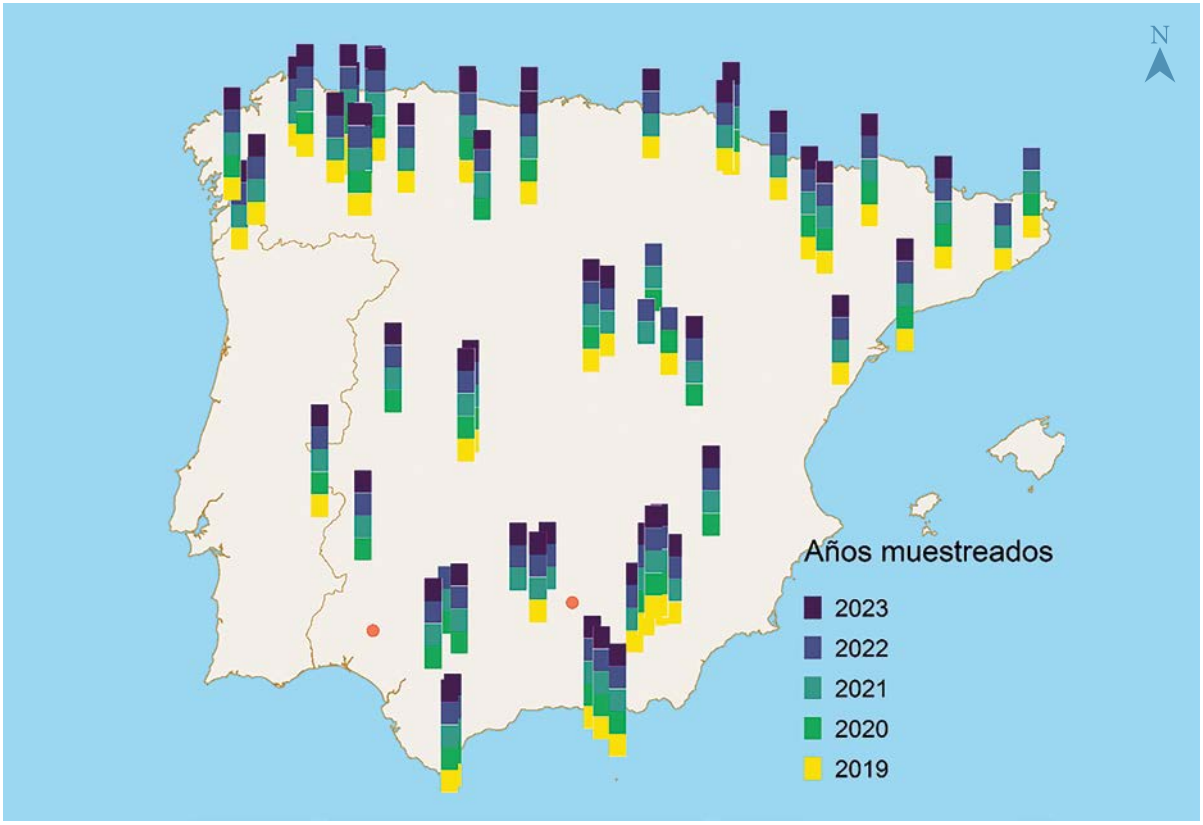


El modelo resultante indicó que entre 2019 y 2022 las comunidades muestreadas se organizaron según la altitud y la latitud, sin que el año de muestreo mostrara un efecto significativo (Figura 81). La varianza total explicada por los dos priperos ejes de este análisis fue baja (4,7 %). Latitud y altitud resultaron significativas (p = 0.001 en ambos casos) explicando los patrones de las comunidades. La interacción entre ambos factores, aunque en menor medida (ver el tamaño de los vectores en la Figura 81) también demostró su influencia (p=0.001). Esta interacción se interpreta como el efecto condicional de la altitud dependiendo de la latitud. Esto es, la altitud ejerce más influencia sobre las comunidades en latitudes bajas que en latitudes más altas. El año no explicó ninguna variación en las comunidades (p=0.231)

Fauna ictiológica

Durante las campañas de monitoreo de la red de seguimiento del cambio climático se llevaron a cabo un total de 268 muestreos de pesca eléctrica entre el 2019 y el 2023 (Figura 82). Dos estaciones no fueron muestreadas en todo el periodo por tratarse de ríos que no albergan fauna piscícola de forma natural (Río Oraque, del tipo R-T19-bis y Arroyo del salado, del tipo hipersalino R-T13*). Estas se encuentran en el sur peninsular.

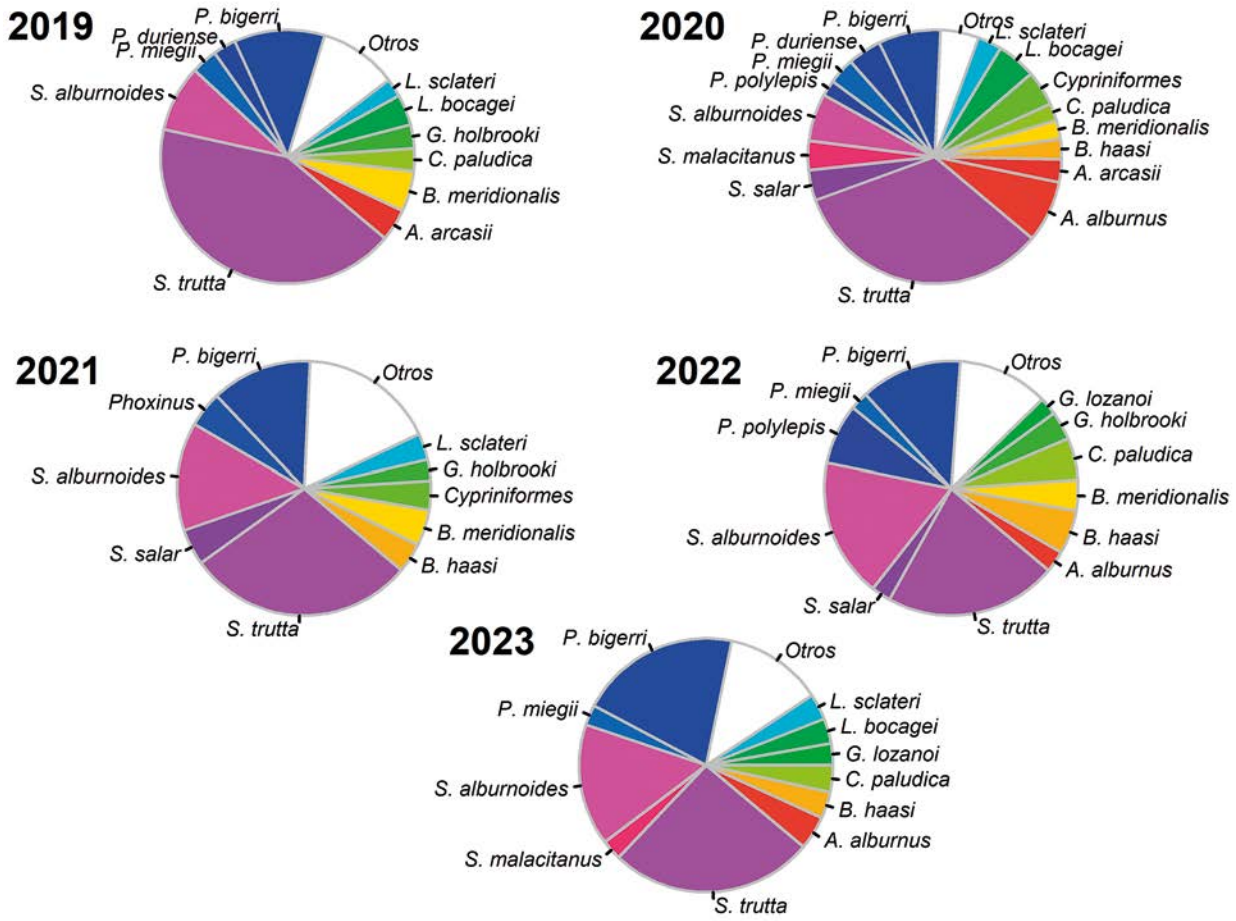
Figura 82. Mapa indicando el número de campañas realizadas por estación de referencia para el estudio del cambio climático. Los puntos anaranjados corresponden a estaciones de la red que no han sido muestreadas en ninguna de las campañas (2019 - 2023) por tratarse de ríos sin ictiofauna (Arroyo del salado, hipersalino y río Oraque).



Entre 2019 y 2023 se capturaron un total de 41 especies diferentes en las estaciones de seguimiento del cambio climático (Figura 83). La especie más abundante en los cinco años muestreados fue la trucha común (Salmo trutta), seguida del piscardo (Phoxinus bigerri) en 2019, 2020 y 2023 y el calandino (Squalius alburnoides) en 2021 y 2022.

El número de individuos de alburno (Alburnus alburnus) y de gambusia (Gambusia holbrooki), que fueron las especies invasoras más abundantes, ha ido fluctuando durante los cinco años de muestreo representando en todo el periodo el 3,1 % y 2,5 % del total de capturas respectivamente.

Figura 83. Diagramas circulares mostrando el porcentaje de individuos de cada especie en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático. La categoría "Otros" incluye aquellas especies que no alcanzan un 2 % del total de capturas en cada campaña. El total de puntos muestreados y capturas realizadas es diferente para cada campaña (2019 =2822 ind. en 49 estaciones; 2020 = 2756 ind. en 42 estaciones; 2021= 5049 en 61 estaciones, 2022 = 6912 en 62 estaciones y 2023 = 3922 en 54 estaciones).



Para analizar las tendencias en los distintos indicadores considerados, se han representado gráficamente los datos mediante *violin plots*: un gráfico para cada año caracterizando la serie de datos. Estos diagramas fueron generados utilizando las funciones implementadas en el paquete de *R* (versión 4.1.1) (R Core Team 2021) *vioplot* (Adler and Kelly 2020). Este tipo de diagramas son similares a los diagramas de cajas y bigotes pero, además de los cuantiles 25, 50 y 75 y el rango de los datos (en ausencia de datos anómalos), muestran la distribución de los datos lo que permite ver si los datos sufren algún tipo de agregación alrededor de un valor en particular más allá de los cuantiles que se derivan.

Además de estos *violin plots*, se han utilizado modelos generalizados lineales (Nelder and Wedderburn 1972) para testar estadísticamente las tendencias observadas en las series de *violin plots*. Cabe, no obstante, reiterar que incluso en el caso de obtener tendencia estadísticamente significativas, estas podrían estar causadas por la estructura de la información recopilada (cinco campañas) o la variabilidad natural de los ecosistemas acuáticos y no reflejar las tendencias a largo plazo causadas por el cambio climático (Farmer and Cook 2013).

Las especies han sido agrupadas según rasgos en base a la información descrita en distintas publicaciones específicas y el conocimiento experto de los autores del informe (Cano-Barbacil, Radinger, and García-Berthou 2020; Fernández-Santamarina *et al.* 2015). La Tabla 17 muestra los diferentes rasgos utilizados para agrupar las especies capturadas.

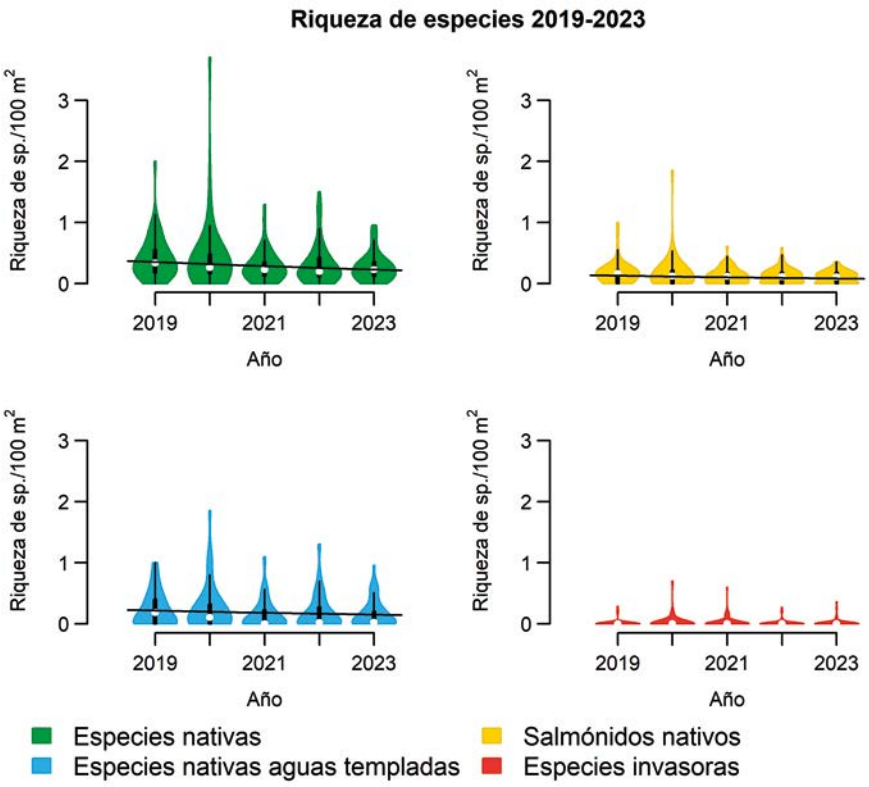
Tabla 17. Rasgos y pertenencia utilizados para agrupar las especies capturadas en la red de seguimiento del impacto del cambio climático. El grupo al que pertenece cada especie se ha basado en la información descrita en distintas publicaciones específicas y el conocimiento experto de los autores del informe (Cano-Barbacil, Radinger, and García-Berthou 2020; Fernández-Santamarina *et al.* 2015).

	Especie	Salmónido nativo	De aguas cálidas o temperadas	Invasora	Grande	Limnofílica	Tolerante	Fitofílica	Preferencia por profundidad
1	*Achondrostoma arcasii*		Sí						
2	*Alburnus alburnus*			Sí			Sí		Sí
3	*Ameiurus melas*			Sí	Sí	Sí	Sí		Sí
4	*Anguilla anguilla*		Sí		Sí		Sí		
5	*Barbatula quignardi*		Sí						
6	*Barbus haasi*		Sí						
7	*Barbus meridionalis*		Sí						
8	*Carassius auratus*			Sí		Sí	Sí	Sí	
9	*Cobitis calderoni*		Sí						
10	*Cobitis paludica*		Sí			Sí	Sí		
11	*Cypriniformes*		Sí						
12	*Gambusia holbrooki*			Sí		Sí	Sí		
13	*Gobio lozanoi*		Sí						
14	*Iberochondrostoma lemmingii*		Sí			Sí			
15	*Ictalurus punctatus*			Sí	Sí				Sí
16	*Lepomis gibbosus*			Sí		Sí	Sí		Sí
17	*Luciobarbus bocagei*		Sí		Sí	Sí	Sí		Sí
18	*Luciobarbus comizo*		Sí		Sí	Sí	Sí		Sí
19	*Luciobarbus graellsii*		Sí		Sí		Sí		Sí
20	*Luciobarbus guiraonis*		Sí		Sí	Sí			Sí
21	*Luciobarbus microcephalus*		Sí						
22	*Luciobarbus sclateri*		Sí				Sí		Sí
23	*Micropterus salmoides*			Sí	Sí	Sí	Sí		Sí
24	*Oncorhynchus mykiss*			Sí	Sí				Sí
25	*Parachondrostoma miegii*		Sí						Sí
26	*Phoxinus bigerri*		Sí						
27	*Phoxinus* sp.		Sí						
28	*Pseudochondrostoma duriense*		Sí						Sí
29	*Pseudochondrostoma polylepis*		Sí						Sí
30	*Pseudochondrostoma willkommii*		Sí						Sí
31	*Pseudorasbora parva*			Sí			Sí		
32	*Salaria fluviatilis*		Sí						
33	*Salmo salar*	Sí			Sí				
34	*Salmo trutta*	Sí			Sí				
35	*Sander lucioperca*			Sí	Sí				Sí
36	*Squalius alburnoides*		Sí						
37	*Squalius carolitertii*		Sí						
38	*Squalius laietanus*		Sí						Sí
39	*Squalius malacitanus*		Sí						
40	*Squalius pyrenaicus*		Sí						
41	*Squalius* sp. Calandino dorado		Sí						

RIQUEZA Y COMPOSICIÓN DE ESPECIES

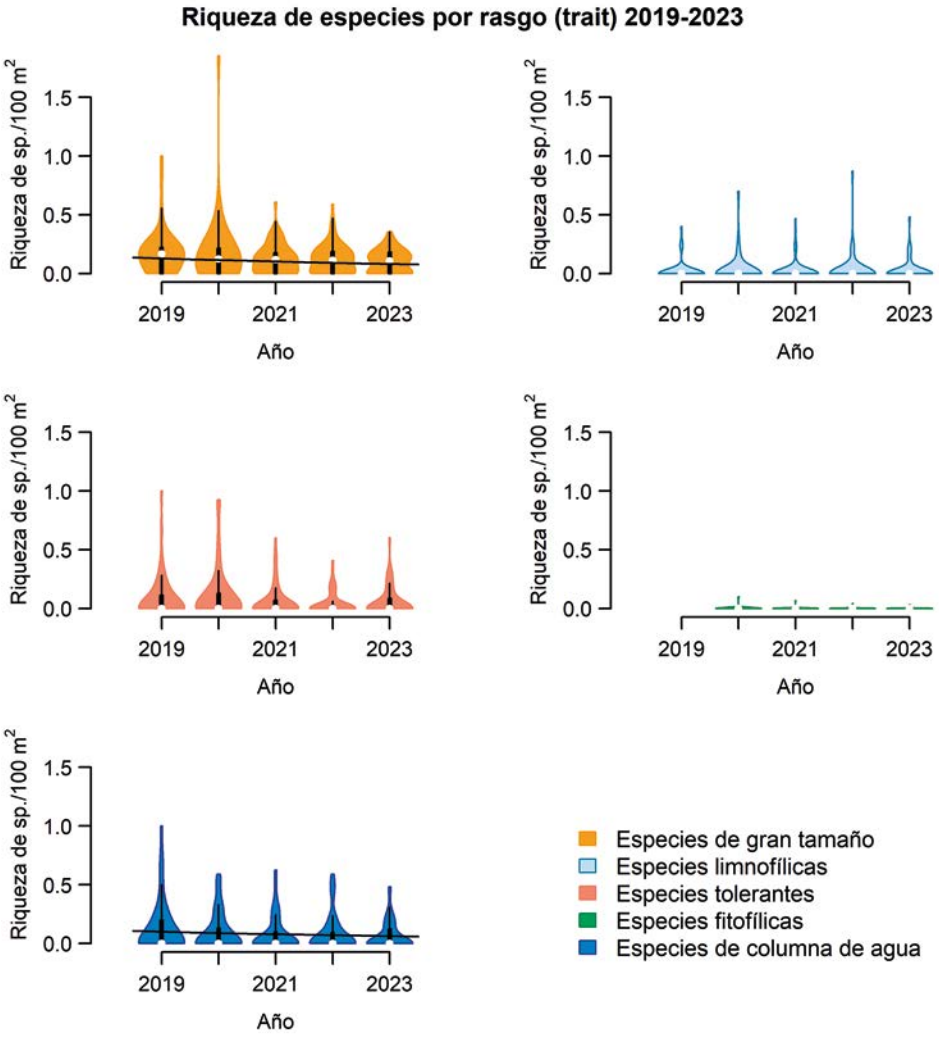
Entre 2019 y 2023 tanto la riqueza total de especies nativas como las de salmónidos y de ciprínidos nativos, experimentaron un ligero decrecimiento, corroborado por los modelos generalizados lineales (GLM) correspondientes, que aparecen en los gráficos como una línea de regresión (Figura 84). Este descenso contradice la tendencia detectada anteriormente para los datos del periodo 2019-2021 y pone de relieve la volatilidad de los análisis de tendencias basados en series cortas de datos. Por el contrario, entre 2019 y 2023, la riqueza de especies invasoras no experimentó ninguna variación remarcable estadísticamente y así lo demuestra la ausencia de GLM significativo.

Figura 84. *Violin plots* mostrando la riqueza de especies en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático. La riqueza de especies ha sido dividida según sea especies nativas, salmónidos nativos (Salmo trutta y S. salar), especies nativas de aguas templadas y especies invasoras.



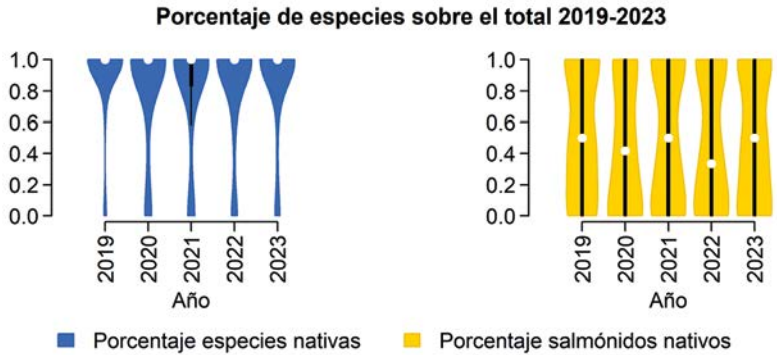
El análisis según grupos funcionales clasificados en base a rasgos mostró un cambio estadísticamente relevante para el número de especies de gran tamaño (longitud máxima >= 50 cm), (Figura 85). En este grupo se observó una tendencia decreciente reconocida por el modelo generalizado linear correspondiente. Además, se observó también decrecimiento significativo para la riqueza de especies de columna de agua. En cambio, tanto el número de especies limnofílicas como los de tolerantes a la contaminación y fitofílicas no presentaron variaciones significativas.

Figura 85. *Violin plots* **mostrando la riqueza de especies en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático. La riqueza de especies ha sido dividida según sean especies de gran tamaño (longitud máxima >= 50 cm), especies limnofílicas, tolerantes a la contaminación, fitofílicas o que muestren preferencia por gran profundidad de la columna de agua.**



El porcentaje de especies nativas respecto del total permaneció próximo a 100 % en todos los tramos (Figura 86). Aunque en 2021 este porcentaje decreció en algunos tramos como se puede observar por la presencia de cuantiles en el *violin plot* correspondiente (i.e. banda y línea negra), esto no supuso la aparición de tendencias significativas. En cuanto al porcentaje de salmónidos nativos respecto del total de especies capturadas, se observó cierta oscilación a lo largo de los años que no pudo caracterizarse estadísticamente con el bajo número de campañas realizadas hasta la fecha. Será necesario esperar los datos de campañas adicionales que corroboren la existencia de cualquier tendencia en estos indicadores.

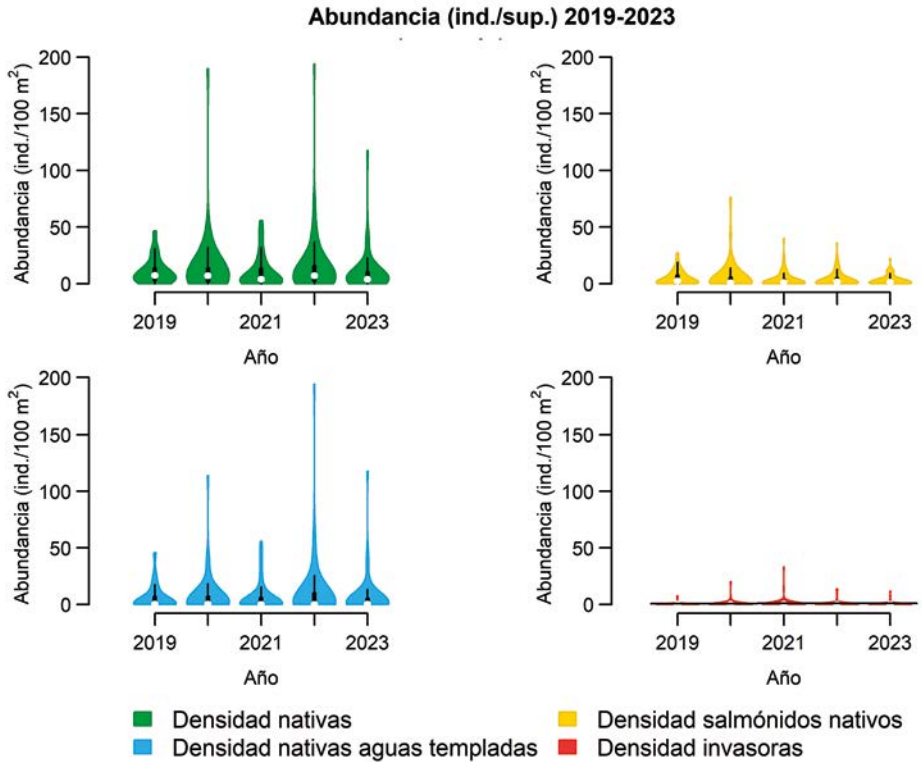
Figura 86. *Violin plots* mostrando la proporción de especies nativas y el porcentaje de especies de salmónidos nativos respecto del total de especies capturado en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático.



ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES

En términos generales la abundancia de capturas (individuos/100 m^2) fue alternando su tendencia de creciente a decreciente entre un año y el siguiente durante el periodo de muestreo aquí presentado (2019-2023) (Figura 87). Por ello, los modelos generalizados lineales apuntaron a una ausencia de tendencias en los datos de abundancias totales de nativas totales, de salmónidos y de especies nativas de aguas templadas. Por el contrario, la abundancia en el número de capturas de especies invasoras sí que experimentó un pequeño aumento estadísticamente relevante a lo largo de los cinco años muestreados. Esta tendencia contradice la tendencia calculada con los primeros datos obtenidos entre 2019 y 2021 (ligeramente negativa) y evidencia, de nuevo, la volatilidad de los análisis de tendencias basados en series cortas de datos.

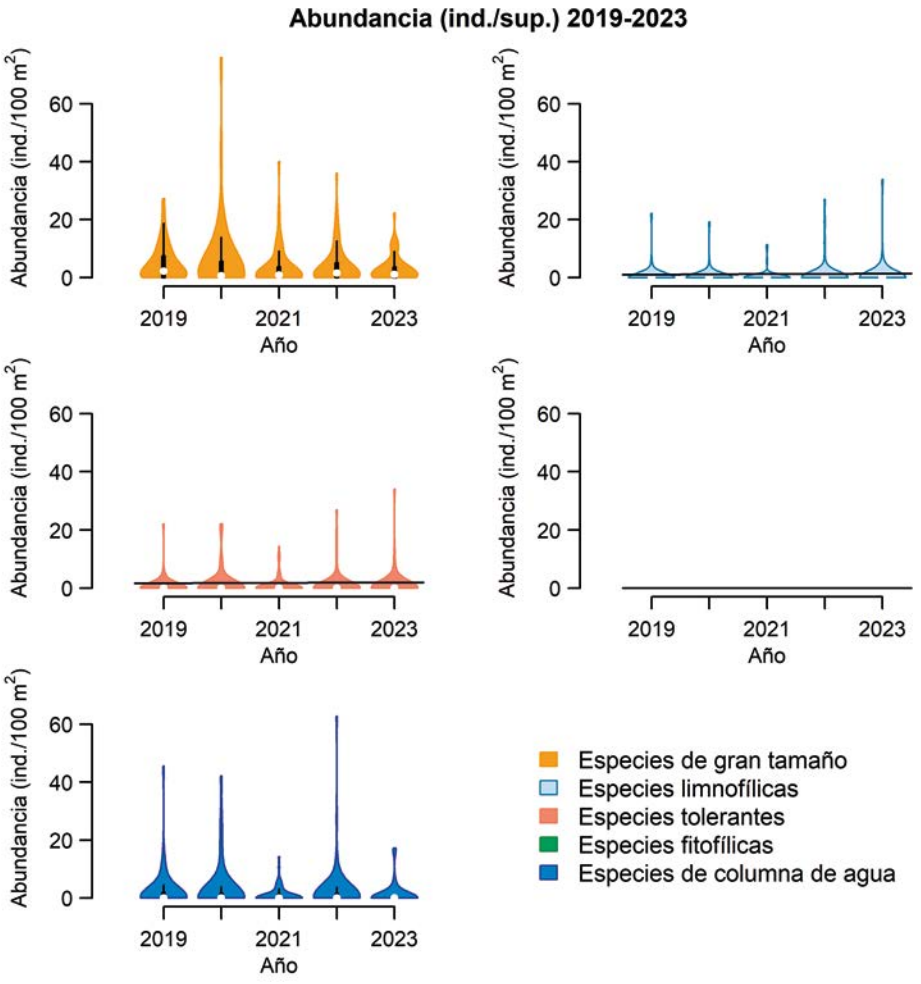
Figura 87. *Violin plots* mostrando la densidad de especies en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático. La densidad de especies ha sido dividida según sea especies nativas, salmónidos nativos (*Salmo trutta* y *S. salar*), especies nativas de aguas templadas y especies invasoras.



El análisis según la abundancia de especies por grupo funcional clasificado en base a rasgos mostró diversos cambios estadísticamente relevantes (Figura 88). Se trata de las abundancias de especies limnofílicas y de especies tolerantes a la contaminación, que mostraron un patrón creciente continuado entre 2019 y 2023 como indican los modelos generalizados lineales resultantes. De confirmarse estos patrones de crecimiento en años venideros, serían coherentes con los cambios esperados debido al efecto del cambio climático. Por otro lado, los *violin plots* relativos a la densidad de especies fitofílicas, aunque mostraron una tendencia estadísticamente significativa a aumentar, no se pueden considerar realmente informativos debido a la muy baja densidad de individuos de *Carassius auratus*, la única especie fitofílica capturada (i.e. 1 individuo los años 2020 y 2021, 2 individuos en 2022 y 7 en 2023).

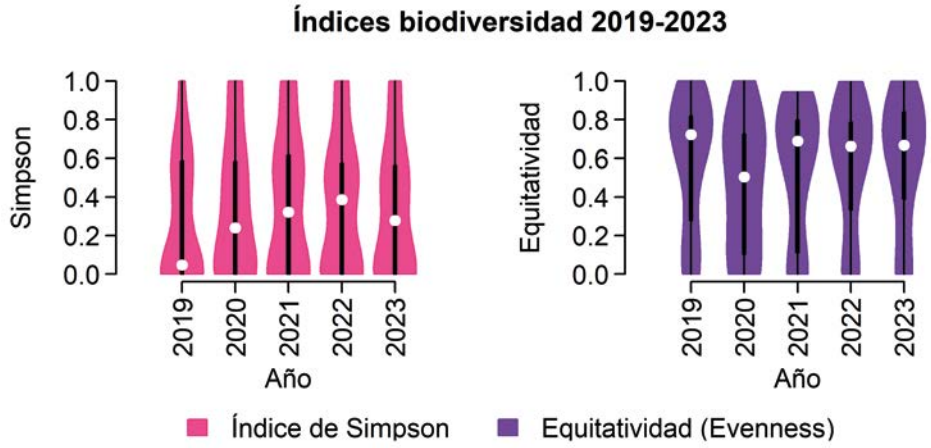
El resto de las variables de este apartado no arrojaron resultados significativos. Por un lado, la abundancia de especies de gran tamaño (longitud máxima >= 50 cm) experimentó un repunte puntual en 2020 para disminuir después, entre 2021 y 2023. A pesar de la aparente disminución, ésta no fue suficiente para ser corroborada por los modelos lineales generalizados. Por último, la abundancia de especies con preferencia por una mayor columna de agua también experimentó repuntes puntuales en 2020 y 2022 sin dibujar tendencias concretas.

Figura 88. *Violin plots* mostrando la densidad de especies en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático. La densidad de especies ha sido dividida según sean especies de gran tamaño (longitud máxima >= 50 cm), especies limnofílicas, tolerantes a la contaminación, fitofílicas o muestren preferencia por gran profundidad de la columna de agua.



A nivel de estructura de las comunidades, los dos índices calculados: diversidad de Simpson y equitatividad (evenness) mostraron dos patrones diferenciados, aunque en ningún caso los modelos lineales generalizados indicaron cambios estadísticamente relevantes (Figura 89). Entre 2019 y 2022 se dio un incremento en la diversidad debido a un incremento en el número de especies capturadas, seguido de una disminución en la campaña 2023. La equitatividad, por el contrario, decreció entre 2019 y 2020 y, aunque en 2021 esta se vio incrementada, descendió de nuevo y se mantuvo en las dos últimas campañas (2022 y 2023).

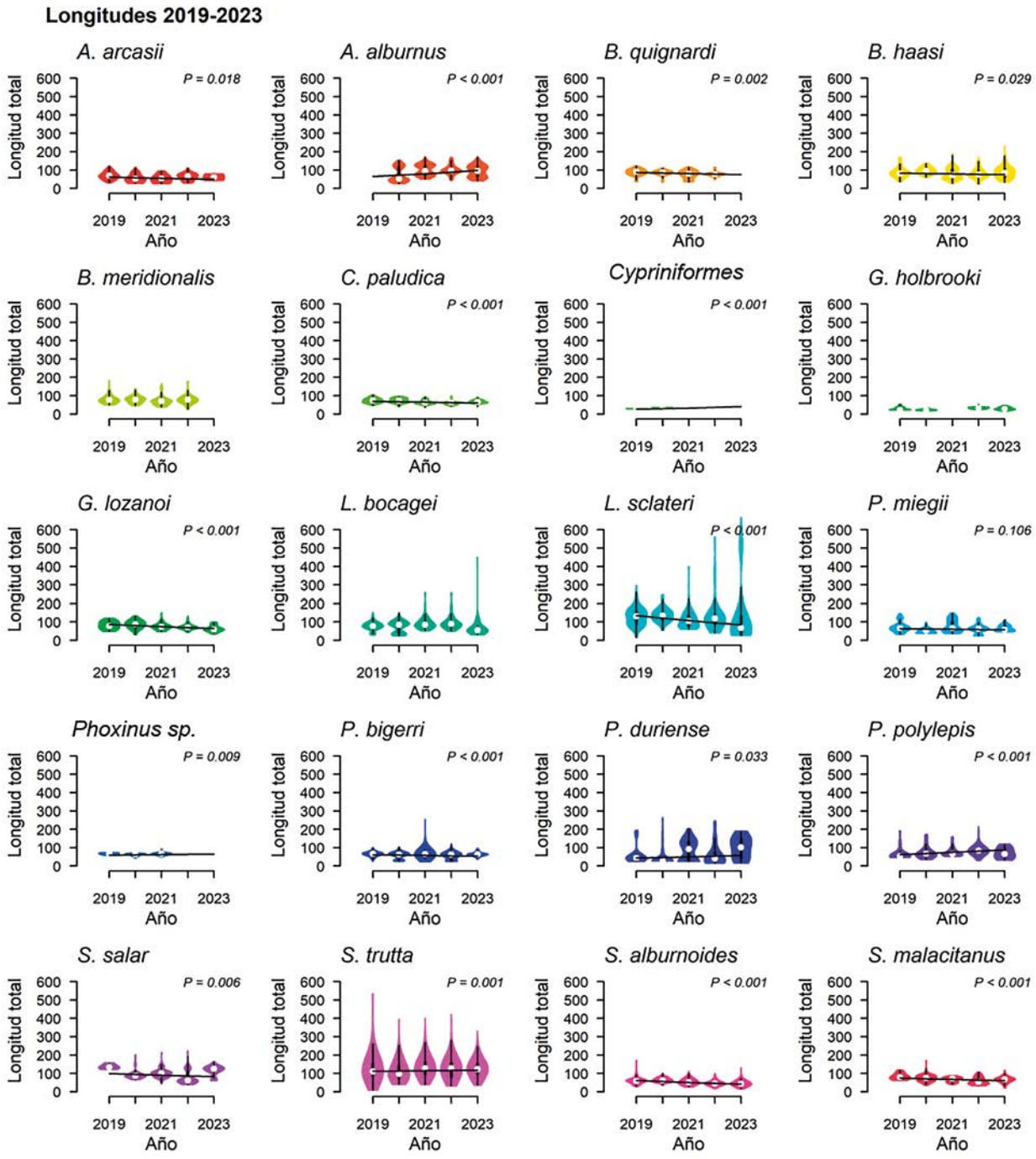
Figura 89. *Violin plots* mostrando el índice de diversidad de Simpson y la equitatividad en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático.



ESTRUCTURA DE TALLA DE LAS ESPECIES

La comparación de la estructura de tallas de los individuos capturados entre 2019 y 2023 mostró un gran número de relaciones estadísticamente relevantes (Figura 90). La mayoría de modelos generalizados lineales tuvieron pendientes negativas (12 de las 20 especies estudiadas), lo que sería un efecto esperado de la incidencia del cambio climático (Carmona-Catot *et al.* 2010). No obstante, la especie con mayor número de capturas (trucha común, *S. trutta*) mostró un ligero incremento, aunque los tamaños máximos capturados fueron menores en comparación con los obtenidos en 2019. Además, las dos especies de *Pseudochondrostoma* (*duriense* y *polylepis*) también presentaron tendencias positivas, mientras que los tamaños máximos capturados de *L. sclateri* y *L. bocagei* fueron superiores a los capturados en campañas anteriores a pesar de mostrar una disminución general de tamaños (*L. sclateri*) o ausencia de tendencia (*L. bocagei*). Todo esto indica que estos resultados deben ser interpretados con cautela.

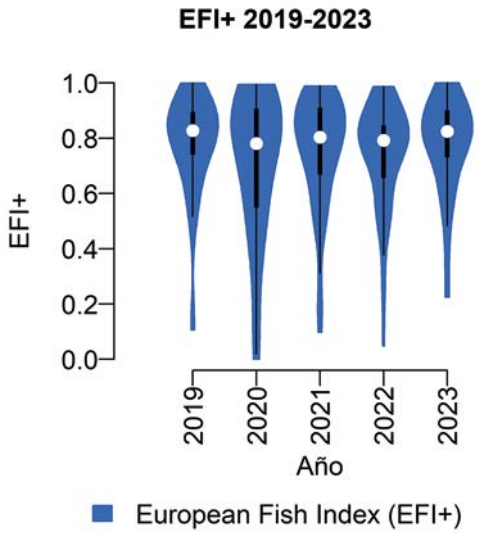
Figura 90. *Violin plots* mostrando los cambios en las longitudes de las especies de peces más abundantes capturadas en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático. Las líneas uniendo los *violin plots* indican cambios estadísticamente relevantes en las longitudes de estas especies. El p-value de cada regresión se encuentra anotado en la esquina superior derecha.



ÍNDICES MULTIMÉTRICOS DE PECES

El índice multimétrico de peces considerado (European Fish Index - EFI+) experimentó un descenso entre 2019 y 2020, seguido de un ligero incremento en 2021 para mantenerse aproximadamente igual en 2022 y aumentar ligeramente en 2023 (Figura 91). En concordancia, el modelo generalizado lineal no indicó una tendencia en los valores obtenidos.

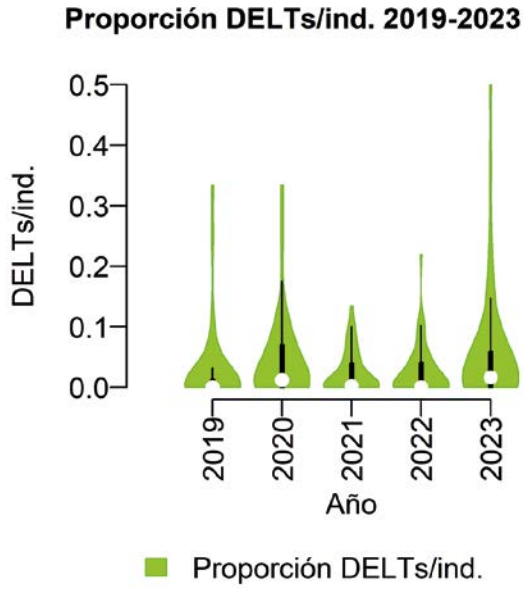
Figura 91. ***Violin plots*** **mostrando los cambios en el European Fish Index (EFI+) en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático.**



ANOMALÍAS DELT (DEFORMITIES, EROSION, LESIONS, TUMORS)

El número de DELTs (por las siglas en inglés de Deformities, Erosion, Lesions y Tumors) por individuo capturado aumentó entre 2019 y 2020, disminuyó en 2021, se mantuvo bajo en 2022 y presentó un pico en la última campaña (Figura 92). Por ello, fue imposible identificar una tendencia clara en esta variable. Será por tanto necesario realizar nuevas campañas para comprobar si este indicador muestra un patrón de tendencias que se pueda relacionar con los efectos del cambio climático.

Figura 92. ***Violin plots*** **mostrando los cambios en la proporción de DELT (Deformities, Erosion, Lesions, Tumors) por individuo capturado en las estaciones de seguimiento del impacto del cambio climático.**

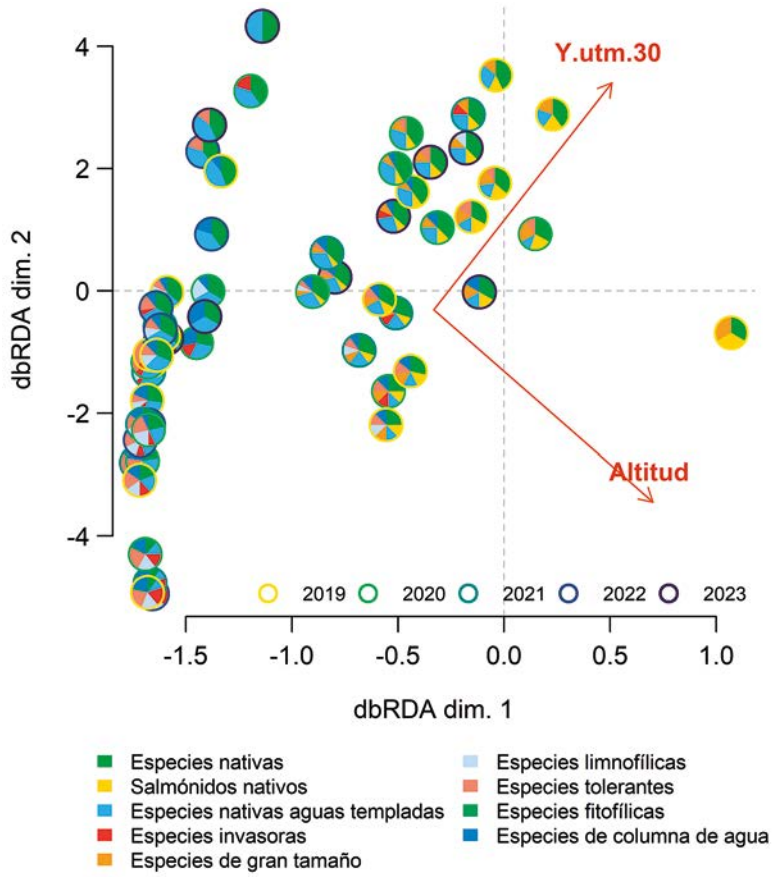


DISTANCE BASED REDUNDANCY DATA ANALYSES (DBRDAS) BASADOS EN AGRUPACIONES POR RASGOS/GREMIOS

Para analizar el efecto de la variable año y posibles desplazamiento latitudinales y altitudinales de las comunidades y grupos funcionales de peces, se realizaron una serie de distance based Redundancy Data Analyses (dbRDAs) (Legendre and Anderson 1999). Este tipo de análisis relaciona, linealmente, y ordena una matriz de distancias entre comunidades observadas en los distintos sitios de referencia (similaridad/disimilaridad) con una serie de variables predictoras (en nuestro caso, latitud, altitud y año y sus respectivas interacciones de segundo y tercer orden).

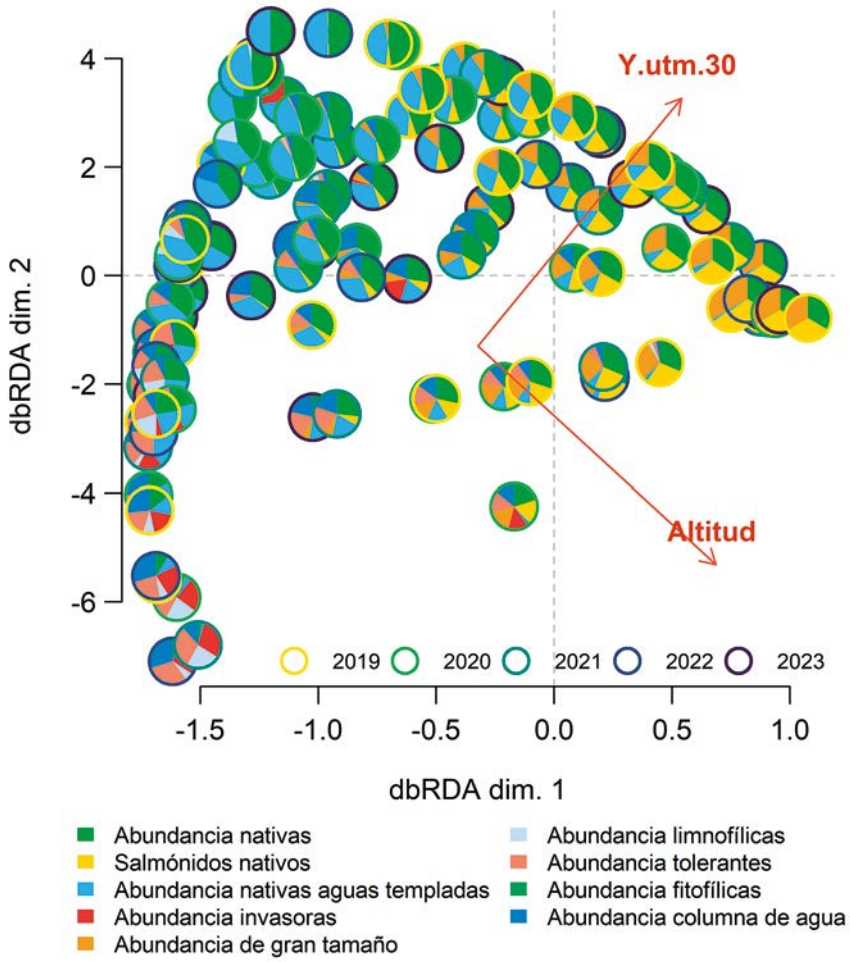
El distance based Redundancy Data Analysis (dbRDA) utilizado para estudiar cambios altitudinales y/o latitudinales en la composición de las comunidades de peces a nivel de riqueza de especies a lo largo de los años 2019 – 2023, no indicó un efecto del año en la composición (Figura 93). Las variables seleccionadas fueron la altitud y la latitud. La varianza total explicada fue muy alta en comparación con el resto de taxones (i.e. R^2 =35.5, R_{adj}^2 =35.0 %) y la significación adecuada para los tres términos incluidos en el dbRDA (P = 0.001). Las comunidades con preponderancia de especies de salmónidos nativos aparecieron a altas altitudes y latitudes. Aquellas que además incluyen algunas especies nativas de aguas templadas se dieron principalmente a altas latitudes (Cornisa cantábrica). Por el contrario, aquellas con mayor diversidad de gremios se dieron principalmente en latitudes y/o altitudes bajas.

Figura 93. Biplot de la ordenación, distance based Redundancy Data Analysis (dbRDA), de las comunidades de peces encontradas en los puntos muestreados entre 2019 y 2023. El dbRDA se basa en riqueza de especies por gremio. Las flechas indican gradientes estadísticamente significativos. Las comunidades se ordenan según gradientes de altitud y latitud.



El dbRDA utilizado para estudiar cambios altitudinales y/o latitudinales en la abundancia y composición de las comunidades de peces entre 2019 y 2023 tampoco indicó un efecto del año en la composición (Figura 94). Las variables seleccionadas fueron altitud y latitud. La varianza total explicada fue muy alta en comparación con otros taxones (i.e. R^2 = 33.7 %, R_{adj}^2 = 33.1 %) y la significación adecuada para los dos términos incluidos en el dbRDA (P = 0.001). A nivel de abundancias de capturas, las comunidades mostraron unos patrones de distribución similares a los obtenidos considerando sólo la riqueza de especies. Así, los tramos dominados por la trucha común (*S. trutta*) se concentraron a altas altitudes y latitudes, mientras que aquellos en que convive con algunas especies nativas de aguas templadas se dieron principalmente a altas latitudes y menores altitudes. A medida que se descendió en altitud y/o latitud la mezcla de especies fue mayor. De este modo, las comunidades con preponderancia de especies características de aguas templadas, tolerantes y/o invasoras fueron dominantes a bajas altitudes y latitudes.

Figura 94. Biplot de la ordenación, distance based Redundancy Data Analysis (dbRDA), de las comunidades de peces encontradas en los puntos muestreados entre 2019 y 2023. El dbRDA se basa en las abundancias de especies por gremio (Tabla 17). Las flechas indican gradientes estadísticamente significativos. Las comunidades se ordenan según gradientes de altitud y latitud.





6.1. Conclusiones en lagos, lagunas y humedales

6.2. Conclusiones en ríos



6. Conclusiones finales

La respuesta de los ecosistemas acuáticos epicontinentales al CC es difícil de predecir ya que, por un lado, la hidromorfología de las diferentes cuencas puede modular su respuesta y, por otro lado, la respuesta de las comunidades biológicas puede verse afectada por muchos otros factores que enmascaran los efectos del CC (por ejemplo, contaminación química o degradación del hábitat). Así, se hace necesario establecer una red de ríos y lagos representativos de los diferentes tipos hidromorfológicos que pueda servir para monitorizar los efectos del CC. En este sentido, es importante conocer los impactos potenciales del CC, qué indicadores pueden utilizarse para realizar su seguimiento y, a partir de esto, seleccionar estaciones de control que puedan reflejar los impactos, que a ser posible minimicen las interferencias de otros impactos no climáticos, y que sean representativas de la diversidad de España.

En el presente proyecto se ha establecido una red de seguimiento con unos criterios específicos que maximicen la sensibilidad de los ecosistemas a potenciales efectos ocasionados por el CC.

Los análisis realizados en este informe son un punto de partida con 4 años de datos que permiten definir la situación actual de la red seleccionada para el seguimiento del CC. Los datos que se generen en años sucesivos permitirán contar con series temporales más largas para analizar la evolución de los marcadores e indicadores selccionados en cada uno de los puntos de la red.

A continuación, se presentan algunas conclusiones que han podido obtenerse con la serie de datos disponible en masas de agua de la categoría ríos y lagos.

6.1. Conclusiones en lagos, lagunas y humedales

Los parámetros fisicoquímicos estudiados son importantes para iniciar el estudio de series temporales largas en las que atender a aspectos como la intensidad de la estratificación, su dilatación en el tiempo, la cobertura de hielo y su intesidad y duración, la profundidad de la termoclina, así como su intensidad, el período de inundación y la magnitud de la misma. Todos estos aspectos requieren de estudios con una resolución temporal mucho mayor de la que se emplea en el presente proyecto, y podrían beneficiarse enormemente de la instalación de sensores de medida continua y de la inspección periódica de imágenes de satélite.

En cuanto al fitoplancton, los primeros resultados de esta red de seguimiento ofrecen, sobre todo, la oportunidad de observar cómo efectos estacionales y puntuales dominan la variabilidad de las métricas propuestas en series tan cortas. Esto es especialmente cierto en el fitoplancton, dado su corto periodo de generación y su consiguiente rápida respuesta a condiciones físicas y químicas cambiantes (Wetzel 2001). Por supuesto, éste es solo un punto de partida de una prometedora serie histórica de valores medidos de manera homogénea que, se espera, permitirá ver tendencias a largo plazo.

En esta red de seguimiento hay numerosos aspectos relacionados con la riqueza y abundancia de los macrófitos que podrían analizarse para estudiar los efectos del cambio climático. En estos primeros resultados se han revisado, para los distintos lagos de la red, las variaciones de las métricas de macrófitos para la evaluación del estado ecológico, de acuerdo con lo descrito por el protocolo OFALAM-2013, y se han identificado las limitaciones de estos datos. Por un lado, la mayor parte de los lagos de la red de cambio climático pertenecen a tipos de montaña, donde los macrófitos presentan poco desarrollo, debido a las condiciones climáticas y morfológicas de estos sistemas. Por otro, aunque el procedimiento de muestreo está diseñado para detectar la respuesta de los macrófitos a presiones hidro-morfológicas, y el cambio climático puede formar parte de ellas, determinados aspectos metodológicos pueden limitar los resultados obtenidos con dicho protocolo. Además del análisis de estas métricas, se ha iniciado la exploración de los datos en relación con la detección de especies indicadoras (macrófitos flotantes, algas filamentosas, especies termotolerantes y resistentes a la desecación, y taxones exóticos), lo que sin duda deberá desarrollarse más en profundidad en un futuro. En cualquier caso, las variaciones interanuales observadas son razonables teniendo en cuenta las variaciones entre muestreos (condiciones meteorológicas, localización de los transectos, experiencia del muestreador…) y únicamente a largo plazo podrán observarse tendencias que puedan relacionarse con cambios en el clima.

En cuanto a los invertebrados bentónicos, se está realizando un seguimiento de las principales métricas e índices que se pueden ver afectadas por el cambio climático, la disminución o aumento de la riqueza taxonómica o la diversidad de cada lago, el estudio particular de los taxones más sensibles al aumento de temperatura o cambios en el hidroperiodo, y la detección de especies exóticas que puedan introducirse en las comunidades por cambios en los patrones climáticos y condiciones en las lagunas. La serie temporal que se abarca en este informe es demasiado limitada para poder extraer conclusiones, pero constituye un punto de partida prometedor para conseguir unas largas series temporales a partir de las que extraer tendencias a largo plazo. Por ahora, las variaciones en las métricas e índices presentados responden únicamente a variaciones interanuales, y aspectos asociados al muestreo y análisis de laboratorio.

6.2. Conclusiones en ríos

En relación con las diatomeas:

- Entre 2019 y 2023, la riqueza total de especies de diatomeas decreció de forma generalizada pasando de una mediana de riqueza de 25 a 20 especies. El biovolumen (medio) total de las comunidades muestreadas mostró una reducción sostenida entre 2019 y 2023.
- El distance based Redundancy Data Analysis (dbRDA) de abundancias de diatomeas indicó que entre 2019 y 2023 las comunidades muestreadas se organizaron según la altitud y la latitud y que esta organización sufrió cambios a lo largo de los años de muestreo.
- Los dbRDAs realizados por gremios basados en la talla, estrato trófico y humedad seleccionaron la altitud, la latitud y el año como variables significativas. Por tanto, se puede afirmar que su distribución estuvo influenciada por estos dos factores geográficos y que sufrió cambios a lo largo del periodo de estudio.
- Para la distribución de los gremios basados en la captación del nitrógeno, la salinidad, pH y el gremio ecológico, solo la altitud y la latitud resultaron significativas, sin detectarse un efecto del año de muestreo.

- Siendo la serie estudiada de cinco años, es muy arriesgado atribuir los cambios observados a un impacto del cambio climático, y no tan solo a una oscilación natural en la presencia de las especies de diatomeas en los puntos de muestreo. Así, es más correcto hablar de potencialidades que no de impactos observables. El cambio climático, puede comportar la pérdida de especies indicadoras bajo condiciones de baja temperatura y régimen fluvial permanente, y favorecer las especies de sistemas temporales, o adaptadas a la temporalidad, siendo la máxima expresión de este cambio el de las especies aerófilas, motiles, o planctónicas, frente a otras que forman estructuras tubulares o filamentosas.
- El seguimiento continuado de las estaciones de cambio climático puede aportar una información esencial para caracterizar, con la finura que proporcionan las diatomeas, el impacto del cambio climático sobre los cursos fluviales de referencia en España.

En relación con los invertebrados:

- Las métricas de riqueza y diversidad analizadas han experimentado un decrecimiento generalizado entre 2020 y 2023. De esta forma, los análisis realizados mostraron una tendencia decreciente significativa en la riqueza de taxones y el índice EPT en este periodo, que fue corroborada por los modelos generalizados lineales (GLM).
- El uso de los rasgos o *traits* ecológicos y biológicos de los macroinvertebrados acuáticos ha supuesto un avance en cuanto al conocimiento de la estructura y composición de la comunidad de invertebrados. Esto se ha visto favorecido en gran medida por el aumento de la resolución taxonómica a nivel de género, ya que permite una clasificación de los traits mas precisa que la obtenida mediante una resulucion taxonómica a nivel de familia.
- Se ha comprobado que los rasgos constituyen una herramienta adecuada para el seguimiento de los efectos del cambio climático en ríos. De esta forma, los rasgos de preferencia por aguas limpias (organismos xenosapróbicos y oligosapróbicos), pobres en nutrientes (preferencia por aguas oligotróficas) y preferencia por tramos de elevada altitud (epirhithron, por encima de los 2500 metros de altura) han respondido de manera significativa al gradiente climático.
- Los resultados obtenidos deben tomarse con cautela debido a la limitación que ofrece la serie temporal analizada (4 años el caso de los invertebrados). Por ello, Se recomienda el seguimiento de las métricas y variables analizadas a través de una serie temporal más larga que permita aportar una mayor robustez a los análisis y con ello diferenciar si se trata de tendencias mantenidas en el tiempo o debidas a los efectos del cambio climático.

En relación con los macrófitos:

- El índice de diversidad de Shannon y la equitatividad de Simpson no mostraron tendencias temporales y lo mismo ocurrió para el índice de macrófitos en ríos (IBMR).
- La riqueza de taxones entre 2019 y 2022 mostró una tendencia creciente, muy suave, pero significativa. La cobertura de helófitos mostró una tendencia temporal creciente significativa de 2019 a 2022. Habrá que ir observando a medio-largo plazo cómo evolucionan estas variables, por si estas tendencias mantuviesen en el tiempo y pudieran ser debidas al cambio climático.
- La ordenación nMDS no mostró diferencias entre años y el modelo PERMANOVA no resultó significativo, por lo que, a nivel global, no se produjeron cambios significativos en las comunidades durante el periodo analizado (2019-2022).

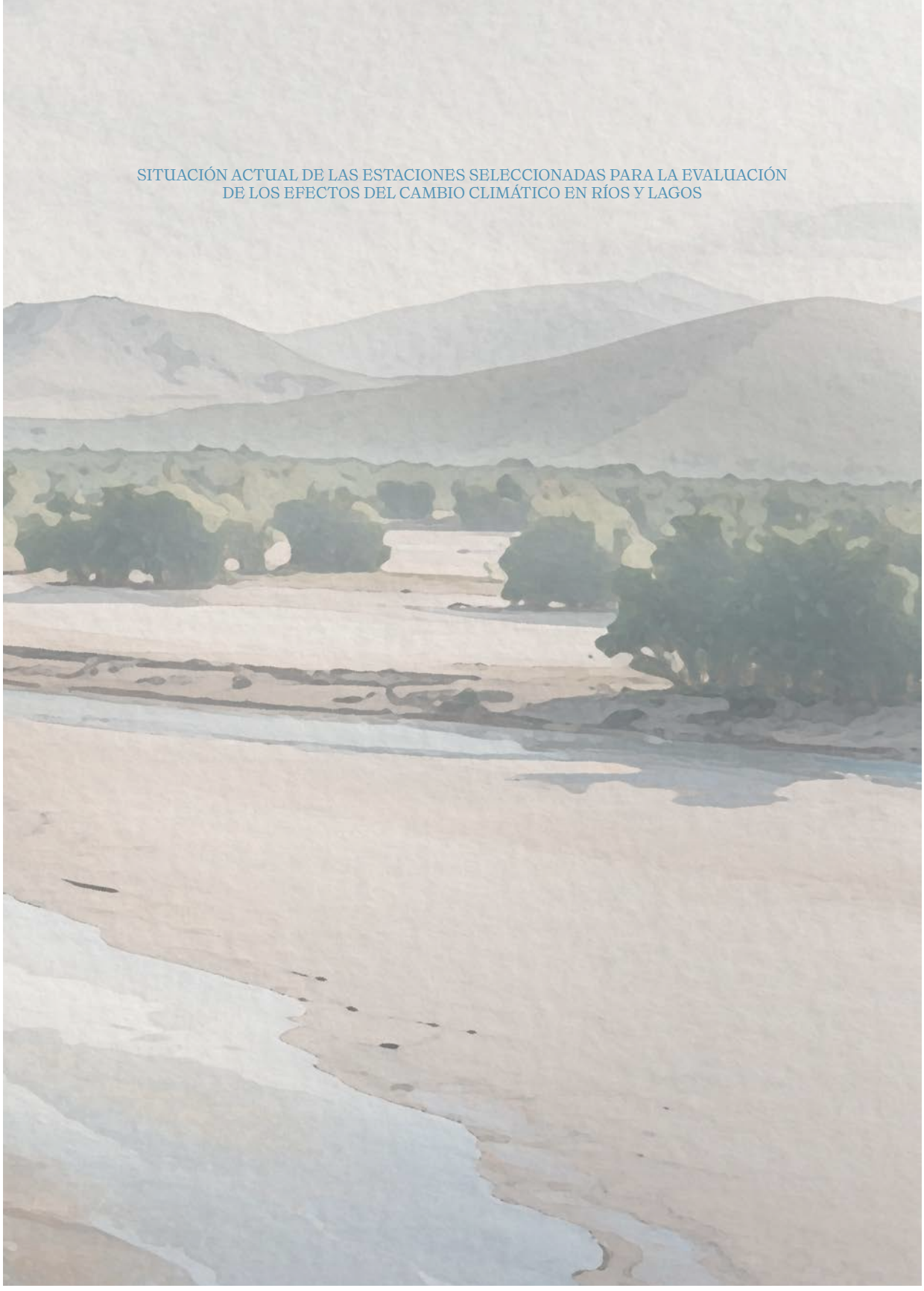
- El modelo dbRDA de macrófitos indicó que en el periodo de estudio analizado (2019-2022), las comunidades muestreadas se organizaron de manera significativa en base a la altitud y la latitud, sin que el año de muestreo mostrara ningún efecto significativo.
- Otros indicadores potenciales basados en especies concretas (especies tropicales, estenotermas frías, briófitos OAB, hepáticas foliosas) podrán ser testados en un futuro cuando la disponibilidad de más datos lo permita.

Finalmente, en relación con la ictiofauna:

- Tanto la riqueza total de especies nativas como la de salmónidos nativos (de aguas frías) y de especies nativas de aguas templadas por separado, experimentaron un decrecimiento ligero pero significativo.
- La riqueza de especies de gran tamaño y la de especies de columna de agua también disminuyó significativamente.
- Las abundancias de especies limnofílicas y de especies tolerantes a la contaminación mostraron un patrón creciente continuado.
- En general, el tamaño de los individuos capturados descenció significativamente. No obstante, la especie con mayor número de capturas (trucha común *S. trutta*) mostró un ligero incremento, igual que *Pseudochondrostoma duriense*, *Pseudochondrostoma polylepis* y la invasora *Alburnus alburnus*.
- No se detectaron indicios de cambios de distribución latitudinal y altitudinal en la comunidad piscícola.

o

SITUACIÓN ACTUAL DE LAS ESTACIONES SELECCIONADAS PARA LA EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN RÍOS Y LAGOS



7. Bibliografía

Abatzoglou, John T, Solomon Z Dobrowski, Sean A Parks, and Katherine C Hegewisch. 2018. "TerraClimate, a High-Resolution Global Dataset of Monthly Climate and Climatic Water Balance from 1958–2015." *Scientific data* 5(1): 1–12.

Aboal, Marina. 1989. "Flora Algal Del Río Benamor (Cuenca Del Segura, SE de España)." *Limnetica* 5: 1–11.

Aboal, Marina. 2010. "¿Está Cambiando La Distribución de Las Algas Bentónicas de Ríos Como Consecuencia Del Calentamiento Global? Datos de La Península Ibérica." In Ponta Delgada, Azores: Actas del XV Congreso de la Asociación Ibérica de Limnología.

Aboal, Marina, and Xavier Llimona. 1984. "Aportación Al Conocimiento de La Flora Del Río Mula, Murcia, SE de España." *Limnetica* 1: 141–47.

Achotegui-Castells, Ander, Eva María Calvo, Carles Pelejero, Rafel Simó, Enric Ballesteros, and Marta Estrada. 2016. *Tercer Informe Sobre El Canvi Climàtic a Catalunya*. Generalitat de Catalunya.

Adler, Daniel, and S Thomas Kelly. 2020. "Vioplot: Violin Plot."

Agéncia Española de Meteorología. 2016. *Proyecciones Climáticas Para El Siglo XXI*. Madrid.

Alahuhta, Janne, Jani Heino, and Miska Luoto. 2011. "Climate Change and the Future Distributions of Aquatic Macrophytes across Boreal Catchments." *Journal of Biogeography* 38(2): 383–93. doi:10.1111/j.1365-2699.2010.02412.x.

Alba-Tercedor, Javier, Marta Sáinz-Bariáin, José Manuel Poquet, and Roberto Rodríguez-López. 2017. "Predicting River Macroinvertebrate Communities Distributional Shifts under Future Global Change Scenarios in the Spanish Mediterranean Area." *PloS one* 12(1): e0167904.

Almodóvar, Ana, Daniel Ayllón, Graciela G Nicola, Bror Jonsson, and Benigno Elvira. 2018. "Climate-Driven Biophysical Changes in Feeding and Breeding Environments Explain the Decline of Southernmost European Atlantic Salmon Populations." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 76(9): 1581–95. doi:10.1139/cjfas-2018-0297.

Alonso, Miguel. 1998. "Las Lagunas de La España Peninsular." *Limnetica* 15(1): 176.

Anderson, N John. 2000. "Diatoms, Temperature and Climatic Change." *European Journal of Phycology* 35(4): 307–14. doi:DOI: undefined.

Araújo, Miguel B, and Antoine Guisan. 2006. "Five (or so) Challenges for Species Distribution Modelling." *Journal of Biogeography* 33(10): 1677–88. doi:https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x.

Araújo, Miguel B, Robert J Whittaker, Richard J Ladle, and Markus Erhard. 2005. "Reducing Uncertainty in Projections of Extinction Risk from Climate Change." *Global ecology and Biogeography* 14(6): 529–38.

Arismendi, Ivan, Mohammad Safeeq, Jason B Dunham, and Sherri L Johnson. 2014. "Can Air Temperature Be Used to Project Influences of Climate Change on Stream Temperature?" *Environmental Research Letters* 9(8): 84015.

Arnau, Núria Flor, Montserrat Real, Gloria González, Jaume Cambra Sánchez, José Luis Moreno Alcaraz, Carolina Solà, and Antoni Munné Torras. 2015. "Índice de Macrófitos Fluviales (IMF), Una Nueva Herramienta Para Evaluar El Estado Ecológico de Los Ríos Mediterráneos." *Limnetica* 34(1): 95–114.

Auderset Joye, Dominique, and Aurélie Rey-Boissezon. 2015. "Will Charophyte Species Increase or Decrease Their Distribution in a Changing Climate?" *Aquatic Botany* 120: 73–83. doi:https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.05.003.

B-Béres, Viktória, Péter Török, Zsuzsanna Kókai, Áron Lukács, Enikő T-Krasznai, Béla Tóthmérész, and István Bácsi. 2017. "Ecological Background of Diatom Functional Groups: Comparability of Classification Systems." *Ecological Indicators* 82: 183–88. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.007.

Ball, Ian R, and Hugh P Possingham. 2000. "Marxan Version 1.8.3."

Ball, Ian R, Hugh P Possingham, and Matthew Watts. 2009. "Marxan and Relatives: Software for Spatial Conservation Prioritisation." *Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools* 14: 185–96.

Barreiro-Lostres, Fernando. 2016. "Evolución de Los Sistemas Kársticos Lacustres de La Serranía de Cuenca Durante El Holoceno Tardío: Modelos de Depósito e Implicaciones Climáticas y Ambientales."

Battarbee, Richard W. 2000. "Palaeolimnological Approaches to Climate Change, with Special Regard to the Biological Record." *Quaternary science reviews* 19(1–5): 107–24.

Bazzichelli, Giorgio, and Nadia Abdelahad. 1994. "Caractérisation Morphométrique et Statistique de Deux Populations d'Aphanizomenon Du Groupe Aphanizomenon Ovalisporum Forti Des Lacs de Nemi et Albano (Italie)." *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes* 73: 1–21. doi:10.1127/algol_stud/73/1994/1.

Becker Scarpitta, Antoine, Jacques Bardat, Arnault Lalanne, and Mark Vellend. 2017. "Long-Term Community Change: Bryophytes Are More Responsive than Vascular Plants to Nitrogen Deposition and Warming." *Journal of Vegetation Science* 28(6): 1220–29. doi:https://doi.org/10.1111/jvs.12579.

Benejam, Lluís, Josep Benito, and Emili García-Berthou. 2010. "Decreases in Condition and Fecundity of Freshwater Fishes in a Highly Polluted Reservoir." *Water, Air, & Soil Pollution* 210(1): 231–42. doi:10.1007/s11270-009-0245-z.

Benítez-Gilabert, Manuel, Miguel Alvarez-Cobelas, and David G Angeler. 2010. "Effects of Climatic Change on Stream Water Quality in Spain." *Climatic change* 103(3–4): 339–52.

Bennett, Joanne M, Piero Calosi, Susana Clusella-Trullas, Brezo Martínez, Jennifer Sunday, Adam C Algar, Miguel B Araújo, *et al.* 2018. "GlobTherm, a Global Database on Thermal Tolerances for Aquatic and Terrestrial Organisms." *Scientific Data* 5(1): 180022. doi:10.1038/sdata.2018.22.

Bestion, Elvire, Bernardo García-Carreras, Charlotte-Elisa Schaum, Samraat Pawar, and Gabriel Yvon-Durocher. 2018. "Metabolic Traits Predict the Effects of Warming on Phytoplankton Competition." *Ecology Letters* 21(5): 655–64.

Birk, Sebastian, Wendy Bonne, Angel Borja, Sandra Brucet, Anne Courrat, Sandra Poikane, Angelo Solimini, *et al.* 2012. "Three Hundred Ways to Assess Europe's Surface Waters: An Almost Complete Overview of Biological Methods to Implement the Water Framework Directive." *Ecological Indicators* 18: 31–41. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009.

Bogan, Michael T, Edwin T Chester, Thibault Datry, Ashley L Murphy, Belinda J Robson, Albert Ruhi, Rachel Stubbington, and James E Whitney. 2017. "Chapter 4.8 - Resistance, Resilience, and Community Recovery in Intermittent Rivers and Ephemeral Streams." In eds. Thibault Datry, Núria Bonada, and Andrew B T - Intermittent Rivers and Ephemeral Streams Boulton. Academic Press, 349–76. doi:https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00013-9.

Bogan, Michael T, and David A Lytle. 2011. "Severe Drought Drives Novel Community Trajectories in Desert Stream Pools." *Freshwater Biology* 56(10): 2070–81. doi:https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02638.x.

Bonada, N, and S Dolédec. 2011. "Do Mediterranean Genera Not Included in Tachet *et al.* 2002 Have Mediterranean Trait Characteristics?" *Limnetica* 30(1): 129–42.

Bonada, Núria, and Sylvain Dolédec. 2011. "Do Mediterranean Genera Not Included in Tachet *et al.* 2002 Have Mediterranean Trait Characteristics?" *Limnetica* 30(1): 129–42. doi:10.23818/limn.30.11.

Bonada, Núria, Sylvain Dolédec, and Bernhard Statzner. 2007. "Taxonomic and Biological Trait Differences of Stream Macroinvertebrate Communities between Mediterranean and Temperate Regions: Implications for Future Climatic Scenarios." *Global Change Biology* 13(8): 1658–71. doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01375.x.

Bonada, Núria, Narcís Prat, Vincent H H Resh, and Bernhard Statzner. 2006. "Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches." *Annual Review of Entomology* 51(1): 495–523. doi:10.1146/annurev.ento.51.110104.151124.

Bornette, Gudrun, and Marie-Francoise Arens. 2002. "Charophyte Communities in Cut-off River Channels: The Role of Connectivity." *Aquatic Botany* 73(2): 149–62. doi:https://doi.org/10.1016/S0304-3770(02)00017-7.

Bowden, William B, David Arscott, D Pappathanasi, Jacques Finlay, Janice M Glime, J LaCroix, Chaing-Liang Liao, *et al.* 1999. "Roles of Bryophytes in Stream Ecosystems." *Journal of the North American Benthological Society* 18(2): 151–84.

Bradshaw, William E. 1980. "Thermoperiodism and the Thermal Environment of the Pitcher-Plant Mosquito, Wyeomyia Smithii." *Oecologia* 46(1): 13–17. doi:10.1007/BF00346959.

Branco, Luis Henrique Z, Orlando Necchi Júnior, and Ciro Cesar Z Branco. 2001. "Ecological Distribution of Cyanophyceae in Lotic Ecosystems of São Paulo State." *Brazilian Journal of Botany* 24: 99–108.

Briand, Jean-François, Christophe Leboulanger, Jean-François Humbert, Cécile Bernard, and Philippe Dufour. 2004a. "Cylindrospermopsis Raciborskii (Cyanobacteria) Invasion at Mid-Latitudes: Selection, Wide Physiological Tolerance: Selection, Wide Physiological Tolerance or Global Warming?" *Journal of Phycology* 40(2): 231–38.

Briand, Jean-François, Christophe Leboulanger, Jean-François Humbert, Cécile Bernard, and Philippe Dufour. 2004b. "CYLINDROSPERMOPSIS RACIBORSKII (CYANOBACTERIA) INVASION AT MID-LATITUDES: SELECTION, WIDE PHYSIOLOGICAL TOLERANCE, ORGLOBALWARMING? 1." *Journal of Phycology* 40(2): 231–38.

Brittain, John E. 1990. "Life History Strategies in Ephemeroptera and Plecoptera." *Mayflies and Stoneflies: Life Histories and Biology*: 1–12. doi:10.1007/978-94-009-2397-3_1.

Brooks, Paul D, Peter A Haas, and Anne K Huth. 2007. "Seasonal Variability in the Concentration and Flux of Organic Matter and Inorganic Nitrogen in a Semiarid Catchment, San Pedro River, Arizona." *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 112(G3).

Brown, Arthur V, and Peter P Brussock. 1991. "Comparisons of Benthic Invertebrates between Riffles and Pools." *Hydrobiologia* 220: 99–108.

Buisson, Laetitia, Gaël Grenouillet, Nicolas Casajus, and Sovan Lek. 2010. "Predicting the Potential Impacts of Climate Change on Stream Fish Assemblages." *American Fisheries Society Symposium* 73: 327–46. doi:10.47886/9781934874141.ch16.

Busquets, Josep M, Carlos Picado Pumariño, and Ma Hernández Mariné. 1985. "Compsopogon Coeruleus (Blabis) Montagne,(Rhodophyta). Ampliacion de Su Area de Distribucion En La Peninsula Iberica." *Collectanea Botanica, 1985, vol. 16, num. 1, p. 229-230*.

Buss, Daniel F, Daren M Carlisle, Tae-Soo Chon, Joseph Culp, Jon S Harding, Hanneke E Keizer-Vlek, Wayne A Robinson, *et al.* 2014. "Stream Biomonitoring Using Macroinvertebrates around the Globe: A Comparison of Large-Scale Programs." *Environmental Monitoring and Assessment* 187(1): 4132. doi:10.1007/s10661-014-4132-8.

Cabrerizo, Marco J, M Inmaculada Álvarez-Manzaneda, Elizabeth León-Palmero, Gerardo Guerrero-Jiménez, Lisette N de Senerpont Domis, Sven Teurlincx, and Juan M González-Olalla. 2020. "Warming and CO_2 Effects under Oligotrophication on Temperate Phytoplankton Communities." *Water Research* 173: 115579.

Caceres, Eduardo J. 1973. *Contribucion Al Conocimiento de Las Cianofitas: Dos Novedades Para La Argentina: Nostochopsis Lobatus (Nostochopsidaceae) y Rivularia Rufescens (Rivulariaceae).. I.*

Calero, Sara. 2018. "The Phenology of Submerged Macrophytes from Mediterranean Wetlands as a Sentinel of Climate Change."

Camacho, Antonio. 2018. *ASISTENCIA TECNICA CONSISTENTE EN LA INVESTIGACION E INNOVACION EN LIMNOLOGIA DE LAGOS ESPAÑOLES PARA LA CONSOLIDACION DEL SISTEMA NACIONAL DE EVALUACION DE CALIDAD BIOLOGICA DE LAGOS ESTABLECIDO POR LA DIRECTIVA 2000/60/CE*. Valencia.

Camacho, Antonio, Antonio Picazo, Carlos Rochera, Anna C Santamans, Daniel Morant, Javier Miralles-Lorenzo, and Andreu Castillo-Escriva. 2017. "Methane Emissions in Spanish Saline Lakes: Current Rates, Temperature and Salinity Responses, and Evolution under Different Climate Change Scenarios." *Water* 9(9): 659.

Camacho, Antonio, Wayne A Wurtsbaugh, Maria R Miracle, Xavier Armengol, and Eduardo Vicente. 2003. "Nitrogen Limitation of Phytoplankton in a Spanish Karst Lake with a Deep Chlorophyll Maximum: A Nutrient Enrichment Bioassay Approach." *Journal of Plankton Research* 25(4): 397–404.

Camarero, Lluis, and Mercedes Aniz. 2010. "El Sistema de Seguimiento de Las Aguas En El Nodo LTER-Aigüestortes: Tendencias e Indicadores de Los Impactos de La Deposición Atmosférica de N y S." *Ecosistemas* 19(2).

Cambra, Jaume. 1991. "Contribució Al Coneixement de Les Algues Epitífiques En Estanys Dels Pirineus." *Scientia gerundensis*: 17.

Cañedo-Argüelles, Miguel, Michael T Bogan, David A Lytle, and Narcis Prat. 2016. "Are Chironomidae (Diptera) Good Indicators of Water Scarcity? Dryland Streams as a Case Study." *Ecological Indicators* 71: 155–62. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.002.

Cañedo-Argüelles, Miguel, Ben J Kefford, Christophe Piscart, Narcís Prat, Ralf B Schäfer, and Claus-Jürgen Schulz. 2013. "Salinisation of Rivers: An Urgent Ecological Issue." *Environmental pollution* 173: 157–67.

Cano-Barbacil, Carlos, Johannes Radinger, and Emili García-Berthou. 2020. "Reliability Analysis of Fish Traits Reveals Discrepancies among Databases." *Freshwater Biology* 65(5): 863–77. doi:10.1111/FWB.13469.

Carey, Cayelan C, Bas W Ibelings, Emily P Hoffmann, David P Hamilton, and Justin D Brookes. 2012. "Eco-Physiological Adaptations That Favour Freshwater Cyanobacteria in a Changing Climate." *Water research* 46(5): 1394–1407.

Carlson, Andrew K, William W Taylor, Kelsey M Hartikainen, Dana M Infante, T Douglas Beard, and Abigail J Lynch. 2017. "Comparing Stream-Specific to Generalized Temperature Models to Guide Salmonid Management in a Changing Climate." *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 27(2): 443–62. doi:10.1007/s11160-017-9467-0.

Carmona-Catot, Gerard, Peter B Moyle, Enric Aparicio, Patrick K Crain, Lisa C Thompson, and Emili García-Berthou. 2010. "Brook Trout Removal as a Conservation Tool to Restore Eagle Lake Rainbow Trout." *North American Journal of Fisheries Management* 30(5): 1315–23. doi:10.1577/M10-077.1.

Carmona-Catot, Gerard, Alejandra F G N Santos, Pablo A Tedesco, and Emili García-Berthou. 2014. "Quantifying Seasonality along a Latitudinal Gradient: From Stream Temperature to Growth of Invasive Mosquitofish." *Ecosphere* 5(10): 1–23.

Carmona-Catot, Gerard, Josep Benito, and Emili García-Berthou. 2011. "Comparing Latitudinal and Upstream–Downstream Gradients: Life History Traits of Invasive Mosquitofish." *Diversity and Distributions* 17(2): 214–24.

Castenholz, Richard W, and John B Waterbury. 1989. "$O_x$ygenic Photosynthetic Bacteria (Sect. 19), Group I. Cyanobacteria. Bergey's Manual of Systematic Bacteriology (Staley JT, Bryant MP, Pfennig N & Holt JG, Eds)."

Catalan, Jordi, Sergi Pla, María Rieradevall, Marisol Felip, Marc Ventura, Teresa Buchaca, Lluís Camarero, *et al.* 2002. "Lake Redó Ecosystem Response to an Increasing Warming the Pyrenees during the Twentieth Century." *Journal of Paleolimnology* 28: 129–45.

Cebriá Romero, Sara. 2015. "Determinación de Los Requerimientos Hídricos En Zonas Húmedas Con Apoyo de Imágenes Landsat. Aplicación En La Demarcación Hidrográfica Del Júcar."

CEDEX. 2017. "Evaluación Del Impacto Del Cambio Climático En Los Recursos Hídricos y Sequías En España."

Charvet, S., B. Statzner, P. Usseglio-Polatera, and B. Dumont. 2000. "Traits of Benthic Macroinvertebrates in Semi-Natural French Streams: An Initial Application to Biomonitoring in Europe." *Freshwater Biology* 43(2): 277–96. doi:10.1046/J.1365-2427.2000.00545.X.

Chen, Guangjie, Catherine Dalton, and David Taylor. 2010. "Cladocera as Indicators of Trophic State in Irish Lakes." *Journal of Paleolimnology* 44: 465–81.

Chessman, Bruce C. 2009. "Climatic Changes and 13-year Trends in Stream Macroinvertebrate Assemblages in New South Wales, Australia." *Global Change Biology* 15(11): 2791–2802.

Cirés, Samuel, Lars Wörmer, C A Wiedner, and Antonio Quesada. 2012. "Temperature-Dependent Dispersal Strategies of Aphanizomenon Ovalisporum (Nostocales, Cyanobacteria): Implications for the Annual Life Cycle." *Microbial Ecology* 65: 12–21.

Cirujano Bracamonte, Santos. 1990. *Flora y Vegetación de Las Lagunas y Humedales de La Provincia de Albacete*. Instituto de Estudios Albacetenses de la Excma. Diputación de Albacete.

Cirujano Bracamonte, Santos. 1995. *Flora y Vegetación de Las Lagunas y Humedales de La Provincia de Cuenca*. Editorial CSIC-CSIC Press.

Cirujano, S, A Meco, P García-Murillo, and M Chirino-Argenta. 2014. *Flora Acuática Española. Hidrófitos Vasculares.* Madrid: Real Jardín Botánico, CSIC.

Cirujano, Santos, Jaume Cambra, P M Sánchez, Ana Meco, and Núria Flor. 2008. *Flora Ibérica. Algas Continentales. Carófitos (Characeae)*. Liber Factory.

Cirujano, Santos, and Leopoldo Medina. 2002. *Plantas Acuáticas de Las Lagunas y Humedales de Castilla-La Mancha.* Liber Factory.

Clavero, Miguel, Miquel Ninyerola, Virgilio Hermoso, Ana Filipa Filipe, Magda Pla, Daniel Villero, Llu\'\ is Brotons, and Miguel Delibes. 2017. "Historical Citizen Science to Understand and Predict Climate-Driven Trout Decline." *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 284(1846). doi:10.1098/rspb.2016.1979.

Commission, European, and Directorate-General for Environment. 2014. *The EU Water Framework Directive*. Publications Office. doi:doi/10.2779/75229.

Compin, Arthur, and Régis Céréghino. 2003. "Sensitivity of Aquatic Insect Species Richness to Disturbance in the Adour-Garonne Stream System (France)." *Ecological Indicators* 3(2): 135–42. doi:10.1016/S1470-160X(03)00016-5.

Comte, Lise, Laëtitia Buisson, Martin Daufresne, and Gaël Grenouillet. 2013. "Climate-Induced Changes in the Distribution of Freshwater Fish: Observed and Predicted Trends." *Freshwater Biology* 58(4): 625–39. doi:10.1111/fwb.12081.

Comte, Lise, and Gaël Grenouillet. 2013. "Do Stream Fish Track Climate Change? Assessing Distribution Shifts in Recent Decades." *Ecography* 36(February): 1236–46. doi:10.1111/j.1600-0587.2013.00282.x.

Comte, Lise, and Gaël Grenouillet. 2015. "Distribution Shifts of Freshwater Fish under a Variable Climate: Comparing Climatic, Bioclimatic and Biotic Velocities." *Diversity and Distributions* 21(9): 1014–26. doi:10.1111/ddi.12346.

Confederación Hidrográfica del Ebro. 2018. *Protocolo de Toma de Muestras e Identificación de Macrófitos En Ríos Vadeables.*

Conti, Lorenza, Astrid Schmidt-Kloiber, Gaël Grenouillet, and Wolfram Graf. 2014. "A Trait-Based Approach to Assess the Vulnerability of European Aquatic Insects to Climate Change." *Hydrobiologia* 721(1): 297–315.

Coquillé, Nathalie, and Soizic Morin. 2019. "Fitness of Teratological Morphotypes and Heritability of Deformities in the Diatom Gomphonema Gracile." *Ecological Indicators* 106: 105442. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105442.

Crozier, Lisa G, and Jeffrey A Hutchings. 2014. "Plastic and Evolutionary Responses to Climate Change in Fish." *Evolutionary Applications* 7(1): 68–87. doi:https://doi.org/10.1111/eva.12135.

Crusberg, Theodore C., and Saeid Eslamian. 2017. "Drought and Water Quality." *Handbook of Drought and Water Scarcity*: 205–18. doi:10.1201/9781315226781-11.

Cruz-Pizarro, Luis. 1981. "Estudio de La Comunidad Zooplanctónica de Un Lago de Alta Montaña (La Caldera, Sierra Nevada, Granada)."

Cruz, M J, R Rebelo, and E G Crespo. 2006. "Effects of an Introduced Crayfish, Procambarus Clarkii, on the Distribution of South-Western Iberian Amphibians in Their Breeding Habitats." *Ecography* 29(3): 329–38. doi:10.1111/j.2006.0906-7590.04333.x.

Van Dam, Herman, Adrienne Mertens, and Jos Sinkeldam. 1994. "A Coded Checklist and Ecological Indicator Values of Freshwater Diatoms from The Netherlands." *Netherland Journal of Aquatic Ecology* 28(1): 117–33. doi:10.1007/BF02334251.

Daufresne, Martin, and Philippe Boët. 2007. "Climate Change Impacts on Structure and Diversity of Fish Communities in Rivers." *Global Change Biology* 13(12): 2467–78. doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01449.x.

Daufresne, Martin, M C Roger, H Capra, and N Lamouroux. 2004. "Long-term Changes within the Invertebrate and Fish Communities of the Upper Rhône River: Effects of Climatic Factors." *Global Change Biology* 10(1): 124–40.

Dawson, F Hugh. 1988. "Water Flow and the Vegetation of Running Waters." In *Vegetation of Inland Waters*, Springer, 283–309.

Desikachary, T V. 1959. "Cyanophyta, Indian Council of Agricultural Monographs on Algae." *New Delhi*.

Dhir, Bhupinder. 2015. "Status of Aquatic Macrophytes in Changing Climate: A Perspective." *Journal of Environmental Science and Technology* 8(4): 139–48. doi:10.3923/JEST.2015.139.148.

Dolédec, Sylvain, and Bernhard Statzner. 2008. "Invertebrate Traits for the Biomonitoring of Large European Rivers: An Assessment of Specific Types of Human Impact." *Freshwater Biology* 53(3): 617–34. doi:https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01924.x.

Dolédec, Sylvain, Bernhard Statzner, and Michel Bournard. 1999. "Species Traits for Future Biomonitoring across Ecoregions: Patterns along a Human-Impacted River." *Freshwater Biology* 42(4): 737–58. doi:https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00509.x.

Domisch, Sami, Miguel B Araújo, Núria Bonada, Steffen U Pauls, Sonja C Jähnig, and Peter Haase. 2013. "Modelling Distribution in E Uropean Stream Macroinvertebrates under Future Climates." *Global Change Biology* 19(3): 752–62.

Domisch, Sami, Sonja C. Jähnig, and Peter Haase. 2011. "Climate-Change Winners and Losers: Stream Macroinvertebrates of a Submontane Region in Central Europe." *Freshwater Biology* 56(10): 2009–20. doi:10.1111/J.1365-2427.2011.02631.X.

Doña, Carolina, Ni-Bin Chang, Vicente Caselles, Juan M Sánchez, Antonio Camacho, Jesús Delegido, and Benjamin W Vannah. 2015. "Integrated Satellite Data Fusion and Mining for Monitoring Lake Water Quality Status of the Albufera de Valencia in Spain." *Journal of environmental management* 151: 416–26.

Doña, Carolina, Juan M Sanchez, Vicente Caselles, Jose Antonio Domínguez, and Antonio Camacho. 2014. "Empirical Relationships for Monitoring Water Quality of Lakes and Reservoirs through Multispectral Images." *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 7(5): 1632–41.

Dore, Mohammed H I. 2005. "Climate Change and Changes in Global Precipitation Patterns: What Do We Know?" *Environment international* 31(8): 1167–81.

Dubovskaya, O P, A A Kotov, N M Korovchinsky, N N Smirnov, and A Yu Sinev. 2010. "Zooplankton of Lakes in the Spurs of the Putorana Plateau and Adjacent Territories (North of Krasnoyarsk Krai)." *Contemporary Problems of Ecology* 3: 401–34.

Duigan, Catherine A, and Hilary H Birks. 2000. "The Late-Glacial and Early-Holocene Palaeoecology of Cladoceran Microfossil Assemblages at Kråkenes, Western Norway, with a Quantitative Reconstruction of Temperature Changes." *Journal of Paleolimnology* 23: 67–76.

Echevarría, Fidel, Presentación Carrillo, Francisco Jimenez, Pedro Sanchez-Castillo, Luis Cruz-Pizarro, and Jaime Rodriguez. 1990. "The Size-Abundance Distribution and Taxonomic Composition of Plankton in an Oligotrophic, High Mountain Lake (La Caldera, Sierra Nevada, Spain)." *Journal of Plankton Research* 12(2): 415–22.

Elliott, J Alex. 2012. "Is the Future Blue-Green? A Review of the Current Model Predictions of How Climate Change Could Affect Pelagic Freshwater Cyanobacteria." *Water Research* 46(5): 1364–71. doi:https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.018.

Elliott, J M. 1972. "Effect of Temperature on the Time of Hatching in Baetis Rhodani (Ephemeroptera: Baetidae)." *Oecologia* 9: 47–51.

Elvira, B, and A Almodóvar. 2007. "Los Ecosistemas Fluviales y Sus Peces Ante El Cambio Climático." *Trofeo Pesca* (156): 116–17.

Falasco, Elisa, Elena Piano, and Francesca Bona. 2016. "Suggestions for Diatom-Based Monitoring in Intermittent Streams." *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 417(38): 1–12.

Farmer, G Thomas, and John Cook. 2013. "Understanding Climate Change Denial." In *Climate Change Science: A Modern Synthesis - Volume 1 - The Physical Climate*, eds. G Thomas Farmer and John Cook. Dordrecht: Springer Netherlands, 445–66. doi:10.1007/978-94-007-5757-8_23.

Fell, Sarah C., Jonathan L. Carrivick, Martyn G. Kelly, Leopold Füreder, and Lee E. Brown. 2018. "Declining Glacier Cover Threatens the Biodiversity of Alpine River Diatom Assemblages." *Global Change Biology* 24(12): 5828–40. doi:10.1111/GCB.14454.

Fernández-Santamarina, Ana, Fernando Mas, Francisco Martinez-Capel, and Rafael Muñoz-Mas. 2015. "Estado Del Arte de Las Curvas de Idoneidad Para Peces Utilizadas En España En La Determinación de Caudales Ecológicos." In *RestauraRios 2015 - II Congreso Ibérico de Restauración Fluvial*, Pamplona, Nafarroa (Spain): Centro Ibérico de Restauración Fluvial (CIREF), 162–70.

Filipe, Ana Filipa, Justin E Lawrence, and Núria Bonada. 2013. "Vulnerability of Stream Biota to Climate Change in Mediterranean Climate Regions: A Synthesis of Ecological Responses and Conservation Challenges." *Hydrobiologia* 719: 331–51.

Fisher, Stuart G, Lawrence J Gray, Nancy B Grimm, and David E Busch. 1982. "Temporal Succession in a Desert Stream Ecosystem Following Flash Flooding." *Ecological Monographs* 52(1): 93–110. doi:10.2307/2937346.

Fořt, Martin, Md Shakhawate Hossain, Antonin Kouba, Milos Buřič, and Pavel Kozák. 2019. "Agonistic Interactions and Dominance Establishment in Three Crayfish Species Non-Native to Europe." *Limnologica* 74: 73–79. doi:10.1016/j.limno.2018.11.003.

Frémy, L'abbe P, and J Feldmann. 1934. "A Propos de La Présence En France Du Nostochopsis Lobatus Wood." *Bulletin de la Société Botanique de France* 81(4): 612–18.

Friesen, M K, J F Flannagan, and S G Lawrence. 1979. "EFFECTS OF TEMPERATURE AND COLD STORAGE ON DEVELOPMENT TIME AND VIABILITY OF EGGS OF THE BURROWING MAYFLY HEXAGENIA RIGIDA (EPHEMEROPTERA: EPHEMERIDAE)." *The Canadian Entomologist* 111(6): 665–73. doi:DOI: 10.4039/Ent111665-6.

Frisch, Dagmar, and Andy J Green. 2007. "Copepods Come in First: Rapid Colonization of New Temporary Ponds."

Gacia, Esperança, Joan Riera, Enric Ballesteros, Eglantine Chappuis, and Ana Lumbreras. 2005. "VEGETACIÓN SUMERGIDA EN LAGOS DEL PARQUE NACIONAL DE AIGÜESTORTES Y ESTANY DE SANT MAURICI: DIVERSIDAD FUNCIONAL Y EVOLUCIÓN DE LAS COMUNIDADES ASOCIADA A ACTIVIDADES ANTRÓPICAS (PASTOREO Y REPRESAMIENTO)." *Proyectos de investigación en parques nacionales* 2008: 123–34.

García-Berthou, Emili, Mi-Jung Bae, Lluís Benejam, Carles Alcaraz, Frederic Casals, Adolf de Sostoa, Carolina Solà, and Antoni Munné. 2016. "Fish-Based Indices in Catalan Rivers: Intercalibration and Comparison of Approaches." In *Experiences from Surface Water Quality Monitoring: The EU Water Framework Directive Implementation in the Catalan River Basin District (Part I)*, eds. Antoni Munné, Antoni Ginebreda, and Narcís Prat. Cham (Switzerland): Springer International Publishing, 125–47. doi:10.1007/698_2015_342.

Van Geest, G. J., H. Coops, R. M. M. Roijackers, A. D. Buijse, and M. Scheffer. 2005. "Succession of Aquatic Vegetation Driven by Reduced Water-Level Fluctuations in Floodplain Lakes." *Journal of Applied Ecology* 42(2): 251–60. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.00995.x.

Geitler, L. 1932. "Cyanophyceae von Europa. Reprint 1985.-1196 Pp."

George, D G, and G P Harris. 1985. "The Effect of Climate on Long-Term Changes in the Crustacean Zooplankton Biomass of Lake Windermere, UK." *Nature* 316(6028): 536–39.

Gignac, L Dennis. 2001. "Bryophytes as Indicators of Climate Change." *The bryologist* 104(3): 410–20.

Gillard, Morgane, Gabrielle Thiébaut, Carole Deleu, and Boris Leroy. 2017. "Present and Future Distribution of Three Aquatic Plants Taxa across the World: Decrease in Native and Increase in Invasive Ranges." *Biological Invasions* 19: 2159–70.

Glime, Janice M. 1984. "The Physiological Adaptations of Aquatic Musci." *Lindbergia* 10: 41–52.

Glime, Janice M. 2011. "Ecological and Physiological Effects of Changing Climate on Aquatic Bryophytes." In *Bryophyte Ecology and Climate Change*, eds. Lloyd R Stark, Nancy G Slack, and Zoltán Tuba. Cambridge: Cambridge University Press, 93–114. doi:DOI: 10.1017/CBO9780511779701.007.

Graça, Manuel A S. 2001. "The Role of Invertebrates on Leaf Litter Decomposition in Streams–a Review." *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology* 86(4-5): 383–93.

Granados, Ignacio, Manuel Toro, Santiago Giralt, Antonio Camacho, and Carlos Montes. 2020. "Water Column Changes under Ice during Different Winters in a Mid-Latitude Mediterranean High Mountain Lake." *Aquatic Sciences* 82(2): 30.

Granados, Ignacio, Manuel Toro, and Ángel Rúbio-Romero. 2006. *Laguna Grande de Peñalara: 10 Años de Seguimiento Limnológico*. Dirección General del Medio Natural, Consejería de Medio Ambiente y ….

Grenouillet, Gaël, and Lise Comte. 2014. "Illuminating Geographical Patterns in Species' Range Shifts." *Global Change Biology* 20(10): 3080–91. doi:10.1111/gcb.12570.

Del Grosso, F. 1977. "Nostochopsis Lobatus Wood: Prima Segnalazione per l'Italia." *Informatore Botanico Italiano* 9(3): 285–86.

Guerra, Juan, María Teresa Gallego, Juan A Jiménez, María Jesús Cano, F Casimiro-Soriguer Solanas, A V Pérez Latorre, and Baltasar Cabezudo. 2018. "Flora Briofítica Del Espacio Natural Sierra de Las Nieves y Su Entorno (Málaga, España)." *Murcia: Universidad de Murcia*.

Häder, Donat-P, Craig E Williamson, Sten-Åke Wängberg, Milla Rautio, Kevin C Rose, Kunshan Gao, E Walter Helbling, Rajeshwar P Sinha, and Robert Worrest. 2015. "Effects of UV Radiation on Aquatic Ecosystems and Interactions with Other Environmental Factors." *Photochemical & Photobiological Sciences* 14(1): 108–26.

Haidekker, Alexandra, and Daniel Hering. 2008. "Relationship between Benthic Insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and Temperature in Small and Medium-Sized Streams in Germany: A Multivariate Study." *Aquatic Ecology* 42(3): 463–81. doi:10.1007/s10452-007-9097-z.

Hamilton, Anna T, Jennifer D Stamp, and Britta G Bierwagen. 2010. "Vulnerability of Biological Metrics and Multimetric Indices to Effects of Climate Change." *Journal of the North American Benthological Society* 29(4): 1379–96. doi:10.1899/10-053.1.

Hannah, Lee. 2012. "Saving a Million Species." *Saving a Million Species: Extinction Risk from Climate Change*: 389–94.

Harper, D. M., D. A. Rosenberg, and V. H. Resh. 1994. "Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates." *The Journal of Applied Ecology* 31(4). doi:10.2307/2404174.

Harper, P P, and H B N Hynes. 1970. "Diapause in the Nymphs of Canadian Winter Stoneflies." *Ecology* 51(5): 925–27. doi:10.2307/1933992.

Hasler, Caleb T, David Butman, Jennifer D Jeffrey, and Cory D Suski. 2016. "Freshwater Biota and Rising PCO 2?" *Ecology Letters* 19(1): 98–108.

Havens, Karl E, Gaohua Ji, John R Beaver, Rolland S Fulton, and Catherine E Teacher. 2019. "Dynamics of Cyanobacteria Blooms Are Linked to the Hydrology of Shallow Florida Lakes and Provide Insight into Possible Impacts of Climate Change." *Hydrobiologia* 829: 43–59.

He, Xiaolan, Kate S He, and Jaakko Hyvönen. 2016. "Will Bryophytes Survive in a Warming World?" *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 19: 49–60.

He, Yu-Ying, and Donat-P. Häder. 2002. "Reactive $O_x$ygen Species and UV-B: Effect on Cyanobacteria." *Photochemical & Photobiological Sciences* 1(10): 729–36. doi:10.1039/B110365M.

Heino, Jani, Raimo Virkkala, and Heikki Toivonen. 2009. "Climate Change and Freshwater Biodiversity: Detected Patterns, Future Trends and Adaptations in Northern Regions." *Biological Reviews* 84(1): 39–54.

Hering, Daniel, Astrid Schmidt-Kloiber, John Murphy, Sofie Lücke, Carmen Zamora-Muñoz, Manuel Jesús López-Rodríguez, Thomas Huber, and Wolfram Graf. 2009. "Potential Impact of Climate Change on Aquatic Insects: A Sensitivity Analysis for European Caddisflies (Trichoptera) Based on Distribution Patterns and Ecological Preferences." *Aquatic Sciences* 71(1): 3–14. doi:10.1007/s00027-009-9159-5.

Hermoso, V, S Linke, J Prenda, and H P Possingham. 2011. "Addressing Longitudinal Connectivity in the Systematic Conservation Planning of Fresh Waters." *Freshwater Biology* 56(1): 57–70.

Hespanhol, H, Katia Cezón, Jesús Muñoz, R G Mateo, and J Gonçalves. 2022. "How Vulnerable Are Bryophytes to Climate Change? Developing New Species and Community Vulnerability Indices." *Ecological Indicators* 136: 108643.

Hickling, Rachael, David B Roy, Jane K Hill, Richard Fox, and Chris D Thomas. 2006. "The Distributions of a Wide Range of Taxonomic Groups Are Expanding Polewards." *Global Change Biology* 12(3): 450–55. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01116.x.

Hieber, M., and M.O Gessner. 2002. "Contribution of Stream Detrivores, Fungi, and Bacteria to Leaf Breakdown Based on Biomass Estimates." *Ecology* 83(4): 1026–38.

Hieber, Mäggi, Christopher T Robinson, Samuel R Rushforth, and Urs Uehlinger. 2001. "Algal Communities Associated with Different Alpine Stream Types." *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 33(4): 447–56. doi:10.1080/15230430.2001.12003454.

Hill, Mark Oliver, C D Preston, S D S Bosanquet, and David B Roy. 2007. *BRYOATT: Attributes of British and Irish Mosses, Liverworts and Hornworts*. Centre for Ecology and Hydrology.

Hoffmann, L. 1990. "Presence of Mastigocladopsis Jogensis (Cyanophyceae, Mastigocladopsidaceae) in Corsica (France)." *Cryptogamie. Algologie* 11(3): 219–24.

Hofmann, Wolfgang. 1998. "Cladocerans and Chironomids as Indicators of Lake Level Changes in North Temperate Lakes." *Journal of Paleolimnology* 19: 55–62.

Horreo, J L, Gonzalo MACHADO-SCHIAFFINO, F Ayllon, Andrew M Griffiths, Dylan Bright, Jamie R Stevens, and Eva GARCIA-VAZQUEZ. 2011. "Impact of Climate Change and Human-mediated Introgression on Southern European Atlantic Salmon Populations." *Global Change Biology* 17(5): 1778–87.

Hu, Hongjun. 2006. *The Freshwater Algae of China: Systematics, Taxonomy and Ecology*. Science press.

Hughes, Jane M. 2007. "Constraints on Recovery: Using Molecular Methods to Study Connectivity of Aquatic Biota in Rivers and Streams." *Freshwater Biology* 52(4): 616–31. doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01722.x.

Hynes, Hugh Bernard Noel. 1970. *The Ecology of Running Waters*. Liverpool (UK): Liverpool University Press.

Iglesias, Alfredo, Teodoro Estrela, and Francesc Gallart. 2005. "Impactos Sobre Los Recursos Hídricos." *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. Ministerio de Medio Ambiente y Universidad de Castilla-La Mancha*: 303–54.

Isaak, D J, S Wollrab, D Horan, and G Chandler. 2012. "Climate Change Effects on Stream and River Temperatures across the Northwest U.S. from 1980-2009 and Implications for Salmonid Fishes." *Climatic Change* 113: 499–524. doi:10.1007/s10584-011-0326-z.

Iyengar, M O Parthasarathy. 1932. "Two Little-Known Genera of Green Algae (Tetrasporidium and Ecballocystis)." *Annals of Botany* 46(182): 191–227.

Jarić, Ivan, Robert J. Lennox, Gregor Kalinkat, Gorčin Cvijanović, and Johannes Radinger. 2019. "Susceptibility of European Freshwater Fish to Climate Change: Species Profiling Based on Life-history and Environmental Characteristics." *Global Change Biology* 25(2): 448–58. doi:10.1111/gcb.14518.

Jeppesen, Erik, Jens Peder Jensen, Torben L Lauridsen, Susanne L Amsinck, Kirsten Christoffersen, Martin Søndergaard, and Stuart F Mitchell. 2003. "Sub-Fossils of Cladocerans in the Surface Sediment of 135 Lakes as Proxies for Community Structure of Zooplankton, Fish Abundance and Lake Temperature." *Hydrobiologia* 491: 321–30.

Jeppesen, Erik, Mariana Meerhoff, Thomas Davidson, Dennis Trolle, Martin SondergaarD, Torben Lauridsen, Meryem Beklioğlu, *et al.* 2014. "Climate Change Impacts on Lakes: An Integrated Ecological Perspective Based on a Multi-Faceted Approach, with Special Focus on Shallow Lakes." *Journal of Limnology* 73.

Kamarianakis, Yiannis, Sergio Velasco Ayuso, Elena Cristóbal Rodríguez, and Manuel Toro Velasco. 2016. "Water Temperature Forecasting for Spanish Rivers by Means of Nonlinear Mixed Models." *Journal of Hydrology: Regional Studies* 5: 226–43.

Kappes, Heike, and Peter Haase. 2012. "Slow, but Steady: Dispersal of Freshwater Molluscs." *Aquatic Sciences* 74(1): 1–14. doi:10.1007/s00027-011-0187-6.

Kaushal, Sujay S, Gene E Likens, Norbert A Jaworski, Michael L Pace, Ashley M Sides, David Seekell, Kenneth T Belt, David H Secor, and Rebecca L Wingate. 2010. "Rising Stream and River Temperatures in the United States." *Frontiers in Ecology and the Environment* 8(9): 461–66.

Keck, François, Agnès Bouchez, Alain Franc, and Frédéric Rimet. 2016. "Linking Phylogenetic Similarity and Pollution Sensitivity to Develop Ecological Assessment Methods: A Test with River Diatoms." *Journal of Applied Ecology* 53(3): 856–64. doi:https://doi.org/10.1111/1365-2664.12624.

Kelley, Jennifer L, Pauline F Grierson, Shaun P Collin, and Peter M Davies. 2018. "Habitat Disruption and the Identification and Management of Functional Trait Changes." *Fish and Fisheries* 19(4): 716–28. doi:10.1111/faf.12284.

Khoo, S G. 1968. "Experimental Studies on Diapause in Stoneflies. I. Nymphs of Capnia Bifrons (Newman)." In *Proceedings of the Royal Entomological Society of London. Series A, General Entomology*, Wiley Online Library, 40–48.

Kokociński, Mikołaj, Dariusz Dziga, Lisa Spoof, Karolina Stefaniak, Tomasz Jurczak, Joanna Mankiewicz-Boczek, and Jussi Meriluoto. 2009. "First Report of the Cyanobacterial Toxin Cylindrospermopsin in the Shallow, Eutrophic Lakes of Western Poland." *Chemosphere* 74(5): 669–75. doi:https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.10.027.

Korhola, Atte, Heikki Olander, and Tom Blom. 2000. "Cladoceran and Chironomid Assemblages as Qualitative Indicators of Water Depth in Subarctic Fennoscandian Lakes." *Journal of Paleolimnology* 24: 43–54.

Kosten, Sarian, Vera L M Huszar, Eloy Bécares, Luciana S Costa, Ellen van Donk, Lars-Anders Hansson, Erik Jeppesen, *et al.* 2012. "Warmer Climates Boost Cyanobacterial Dominance in Shallow Lakes." *Global Change Biology* 18(1): 118–26.

Kosten, Sarian, Erik Jeppesen, Vera L M Huszar, Nestor Mazzeo, Egbert H van Nes, Edwin T H M Peeters, and Marten Scheffer. 2011. "Ambiguous Climate Impacts on Competition between Submerged Macrophytes and Phytoplankton in Shallow Lakes." *Freshwater Biology* 56(8): 1540–53.

Krizmanić, Jelena, Gordana Subakov-Simić, and Vesna Karadžić. 2008. "Supplementary Notes on the Distribution of Hydrurus Foetidus (Vill.) Trevisan (Chrysophyta) in Serbia." *Archives of Biological Sciences* 60(2): 13–14.

Kuzmanovic, Maja, Sylvain Dolédec, Nuria de Castro-Catala, Antoni Ginebreda, Sergi Sabater, Isabel Muñoz, and Damià Barceló. 2017. "Environmental Stressors as a Driver of the Trait Composition of Benthic Macroinvertebrate Assemblages in Polluted Iberian Rivers." *Environmental Research* 156: 485–93. doi:https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.054.

Kwandrans, Janina, and Pertti Eloranta. 2010. "Diversity of Freshwater Red Algae in Europe." *Oceanological and Hydrobiological Studies* 39(1): 161–69. doi:doi:10.2478/v10009-010-0015-7.

Laini, Alex, Simone Guareschi, Rossano Bolpagni, Gemma Burgazzi, Daniel Bruno, Cayetano Gutiérrez-Cánovas, Rafael Miranda, *et al.* 2022. "BiomonitoR: An R Package for Managing Ecological Data and Calculating Biomonitoring Indices." *PeerJ* 10: 1–14. doi:10.7717/peerj.14183.

Lake, Phillip S. 2000. "Disturbance, Patchiness, and Diversity in Streams." *Journal of the north american Benthological society* 19(4): 573–92.

Langan, S J, L Johnston, M J Donaghy, A F Youngson, D W Hay, and C Soulsby. 2001. "Variation in River Water Temperatures in an Upland Stream over a 30-Year Period." *Science of the Total Environment* 265(1–3): 195–207.

Lawrence, Justin E, Kevin B Lunde, Raphael D Mazor, Leah A Bêche, Eric P McElravy, and Vincent H Resh. 2010. "Long-Term Macroinvertebrate Responses to Climate Change: Implications for Biological Assessment in Mediterranean-Climate Streams." *Journal of the North American Benthological Society* 29(4): 1424–40. doi:10.1899/09-178.1.

Le, Trong Dieu Hien, Mira Kattwinkel, Klaus Schützenmeister, John R Olson, Charles P Hawkins, and Ralf B Schäfer. 2019. "Predicting Current and Future Background Ion Concentrations in German Surface Water under Climate Change." *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 374(1764): 20180004.

Ledger, Mark E, Lee E Brown, François K Edwards, Lawrence N Hudson, Alexander M Milner, and Guy Woodward. 2013. "Chapter Six - Extreme Climatic Events Alter Aquatic Food Webs: A Synthesis of Evidence from a Mesocosm Drought Experiment." In *Global Change in Multispecies Systems: Part 3*, eds. Guy Woodward and Eoin J B T - Advances in Ecological Research O'Gorman. Academic Press, 343–95. doi:https://doi.org/10.1016/B978-0-12-417199-2.00006-9.

Legendre, Pierre, and Marti J Anderson. 1999. "Distance-Based Redundancy Analysis: Testing Multispecies Responses in Multifactorial Ecological Experiments." *Ecological Monographs* 69(1): 1–24. doi:https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0001:DBRATM]2.0.CO;2.

Leigh, Catherine, Núria Bonada, Andrew J Boulton, Bernard Hugueny, Scott T Larned, Ross Vander Vorste, and Thibault Datry. 2016. "Invertebrate Assemblage Responses and the Dual Roles of Resistance and Resilience to Drying in Intermittent Rivers." *Aquatic Sciences* 78(2): 291–301. doi:10.1007/s00027-015-0427-2.

Lemke, A Maria, and Arthur C Benke. 2004. "Growth, Reproduction, and Production Dynamics of a Littoral Microcrustacean, Eurycercus Vernalis (Chydoridae), from a Southeastern Wetland, USA." *Journal of the North American Benthological Society* 23(4): 806–23.

Lesser, Michael P. 2008. "Effects of Ultraviolet Radiation on Productivity and Nitrogen Fixation in the Cyanobacterium, Anabaena Sp. (Newton's Strain)." *Hydrobiologia* 598(1): 1–9. doi:10.1007/s10750-007-9126-x.

Leung, Elaine S, Jordan S Rosenfeld, and Joanna R Bernhardt. 2009. "Habitat Effects on Invertebrate Drift in a Small Trout Stream: Implications for Prey Availability to Drift-Feeding Fish." *Hydrobiologia* 623(1): 113–25. doi:10.1007/s10750-008-9652-1.

Lillehamnur, Albert, John E Brittain, Svein Jakob Saltveit, and Per S Nielsen. 1989. "Egg Development, Nymphal Growth and Life Cycle Strategies in Plecoptera." *Ecography* 12(2): 173–86. doi:https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1989.tb00836.x.

Litchman, Elena, Paula de Tezanos Pinto, Christopher A. Klausmeier, Mridul K. Thomas, and Kohei Yoshiyama. 2010. "Linking Traits to Species Diversity and Community Structure in Phytoplankton." *Hydrobiologia 2010 653:1* 653(1): 15–28. doi:10.1007/S10750-010-0341-5.

Livingstone, David M. 2003. "Impact of Secular Climate Change on the Thermal Structure of a Large Temperate Central European Lake." *Climatic change* 57(1–2): 205–25.

Llasat, M C, J M Vide, J A Lopez, and T Barrera. 2008. "Aigua i Canvi Climatic Diagnosi Dels Impactes Previstos a Catalunya." *Chap. Constatacions de caracter meteorologic a Catalunya*.

López-Blanco, Charo, María Rosa Miracle, and Eduardo Vicente. 2011. "Cladoceran Assemblages in a Karstic Lake as Indicators of Hydrological Alterations." *Hydrobiologia* 676: 249–61.

Lotter, André F, H John B Birks, Wolfgang Hofmann, and Aldo Marchetto. 1997. "Modern Diatom, Cladocera, Chironomid, and Chrysophyte Cyst Assemblages as Quantitative Indicators for the Reconstruction of Past Environmental Conditions in the Alps. I. Climate." *Journal of Paleolimnology* 18: 395–420.

Low-Décarie, Etienne, Graham Bell, and Gregor F Fussmann. 2015. "CO 2 Alters Community Composition and Response to Nutrient Enrichment of Freshwater Phytoplankton." *Oecologia* 177: 875–83.

Lynch, Abigail J, Bonnie J E Myers, Cindy Chu, Lisa A Eby, Jeffrey A Falke, Ryan P Kovach, Trevor J Krabbenhoft, *et al.* 2016. "Climate Change Effects on North American Inland Fish Populations and Assemblages." *Fisheries* 41(7): 346–61. doi:10.1080/03632415.2016.1186016.

Lytle, David A. 1999. "Use of Rainfall Cues by Abedus Herberti (Hemiptera: Belostomatidae): A Mechanism for Avoiding Flash Floods." *Journal of Insect Behavior* 12(1): 1–12. doi:10.1023/A:1020940012775.

Lytle, David A, Michael T Bogan, and Debra S Finn. 2008. "Evolution of Aquatic Insect Behaviours across a Gradient of Disturbance Predictability." *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 275(1633): 453–62. doi:10.1098/rspb.2007.1157.

Lytle, David A, and N LeRoy Poff. 2004. "Adaptation to Natural Flow Regimes." *Trends in ecology & evolution* 19(2): 94–100.

Lytle, David A, and Nicola J White. 2007. "Rainfall Cues and Flash-Flood Escape in Desert Stream Insects." *Journal of Insect Behavior* 20(4): 413–23. doi:10.1007/s10905-007-9089-9.

MAGRAMA. 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.*

Margalef, R. 1983. "Limnologia. Ediciones Omega." *SA, Barcelona*.

Margalef, Ramón. 1948. "Flora, Fauna y Comunidades Bióticas de Las Aguas Dulces Del Pirineo de La Cerdaña."

Margalef, Ramón. 1950. "Datos Para La Hidrobiología de La Cordillera Cantábrica, Especialmente Del Macizo de Los Picos de Europa."

Margules, Christopher Robert, and Robert L Pressey. 2000. "Systematic Conservation Planning." *Nature* 405(6783): 243–53.

Marín-Murcia, J P, and M Aboal. 2007. "Estudio de Las Comunidades Vegetales de Los Canales de Montijo y Lobón y de Las Condiciones Que Favorecen Su Desarrollo (Informe Técnico)." *Confederación Hidrográfica del Guadiana. Ministerio de Medio Ambiente*.

Marten, Michael. 1990. "Interspecific Variation in Temperature Dependence of Egg Development of Five Congeneric Stonefly Species (Protonemura Kempny, 1898, Nemouridae, Plecoptera)." *Hydrobiologia* 199(2): 157–72. doi:10.1007/BF00005607.

Martínez-Abaigar, Javier, and Encarnación Núñez-Olivera. 2018. "Effects of Climate Change on Aquatic Bryophytes." In *Aquatic Ecosystems in a Changing Climate*, eds. Donat-P. Häder and Kunshan Gao. Boca Raton, Florida (USA): CRC Press, 45–61. doi:10.1201/9780429436130-4.

Martínez-Silvestre, Rosa. 1975. "First Report on the Limnology of the Alpine Lake La Caldera, in the Penibetic Mountains (Sierra Nevada, Granada, Spain) With 4 Figures and 7 Tables in the Text." *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 19(2): 1133–39.

Martínez, Marc, Esther Alonso, and Jaime Mayordomo. 2011. "PROPUESTA DE NUEVOS CONCEPTOS DE PATRIMONIO HIDROGEOLÓGICO: CLASIFICACIÓN, VALORACIÓN Y DIAGNÓSTICO. APLICACIÓN AL KARST EN FORMACIONES YESÍFERAS DE LA SERRANÍA DE CUENCA." *Revista de la Sociedad Geológica de España* 24: 3–4.

McIntosh, Angus R, and Colin R Townsend. 1996. "Interactions between Fish, Grazing Invertebrates and Algae in a New Zealand Stream: A Trophic Cascade Mediated by Fish-Induced Changes to Grazer Behaviour?" *Oecologia* 108(1): 174–81. doi:10.1007/BF00333229.

McQuoid, Melissa R, and Louis A Hobson. 1996. "Diatom Resting Stages." *Journal of Phycology* 32(6): 889–902. doi:10.1111/j.0022-3646.1996.00889.x.

Mehnert, Grit, Franziska Leunert, Samuel Cirés, Klaus D Jöhnk, Jacqueline Rücker, Brigitte Nixdorf, and Claudia Wiedner. 2010. "Competitiveness of Invasive and Native Cyanobacteria from Temperate Freshwaters under Various Light and Temperature Conditions." *Journal of Plankton Research* 32(7): 1009–21. doi:10.1093/plankt/fbq033.

Menezes, Salomé, Donald J. Baird, and Amadeu M V M Soares. 2010. "Beyond Taxonomy: A Review of Macroinvertebrate Trait-Based Community Descriptors as Tools for Freshwater Biomonitoring." *Journal of Applied Ecology* 47(4): 711–19. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01819.x.

Merilä, Juha, and Andrew P Hendry. 2014. "Climate Change, Adaptation, and Phenotypic Plasticity: The Problem and the Evidence." *Evolutionary Applications* 7(1): 1–14. doi:10.1111/eva.12137.

Merritt, Richard W, and Kenneth W Cummins. 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall Hunt.

Millán, Andrés, Josefa Velasco, Cayetano Gutiérrez-Cánovas, Paula Arribas, Félix Picazo, David Sánchez-Fernández, and Pedro Abellán. 2011. "Mediterranean Saline Streams in Southeast Spain: What Do We Know?" *Journal of Arid Environments* 75(12): 1352–59.

Miller, Mark P., Dean W. Blinn, and Paul Keim. 2002. "Correlations between Observed Dispersal Capabilities and Patterns of Genetic Differentiation in Populations of Four Aquatic Insect Species from the Arizona White Mountains, U.S.A." *Freshwater Biology* 47(9): 1660–73. doi:10.1046/j.1365-2427.2002.00911.x.

Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente. 2013. *Protocolo Para El Cálculo Del Índice IBCAEL de Invertebrados En Lagos. Código: IBCAEL2013.*

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. 2018. *Protocolo de Seguimiento Del Cambio Climático En Las Reservas Naturales Fluviales.*

Mladenov, Natalie, Ruben Sommaruga, Rafael Morales-Baquero, Isabelle Laurion, Lluís Camarero, María Carmen Diéguez, Antonio Camacho, *et al.* 2011. "Dust Inputs and Bacteria Influence Dissolved Organic Matter in Clear Alpine Lakes." *Nature Communications* 2(1): 405.

Monteagudo, Laura, and José Luis Moreno. 2016. "Benthic Freshwater Cyanobacteria as Indicators of Anthropogenic Pressures." *Ecological Indicators* 67: 693–702. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.035.

Monteith, Donald T, John L Stoddard, Christopher D Evans, Heleen A de Wit, Martin Forsius, Tore Høgåsen, Anders Wilander, *et al.* 2007. "Dissolved Organic Carbon Trends Resulting from Changes in Atmospheric Deposition Chemistry." *Nature* 450(7169): 537–40. doi:10.1038/nature06316.

Morales, R, P Carrillo, L Cruz Pizarro, and P Sánchez-Castillo. 1992. "SOUTHERNMOST HIGH MOUNTAIN LAKES IN EUROPE (SIERRA NEVADA) AS REFERENCE SITES FOR POLLUTION AND CLIMATE CHANGE MONITORING."

Morán-Ordóñez, Alejandra, Stefano Canessa, Gerard Bota, Lluis Brotons, Sergi Herrando, and Virgilio Hermoso. 2018. "Efficiency of Species Survey Networks Can Be Improved by Integrating Different Monitoring Approaches in a Spatial Prioritization Design." *Conservation Letters* 11(6): e12591. doi:10.1111/conl.12591.

Morant, D, A Picazo, C Rochera, A C Santamans, J Miralles-Lorenzo, and A Camacho. 2020. "Linkage of the Conservation Status to the Carbon Balance of Semiarid Mediterranean Coastal Wetlands." *Inland Waters. Forthcoming*.

Morant, D, A Picazo, C Rochera, AC Santamans, J Miralles-Lorenzo, A Camacho-Santamans, C Ibañez, M Martínez-Eixarch, and A Camacho. 2020. "Carbon Metabolic Rates and GHG Emissions in Different Wetland Types of the Ebro Delta." *PLoS One* 15(4): e0231713.

Moreno Alcaraz, Jose Luis, Jorge de las Heras Ibáñez, Narcís Prat, and María Rieradevall. 2008. "Evaluación Del Estado Trófico de Tres Cuencas Interiores de Cataluña (Foix, Besòs y Llobregat) Mediante La Vegetación Acuática: Aplicación de Un Índice Trófico (IVAM-FBL)." *Limnetica* 27(1): 107–18.

Moreno Alcaraz, José Luis, Navarro Llacer, and Jorge de las Heras Ibáñez. 2006. "Propuesta de Un Índice de Vegetación Acuática (IVAM) Para La Evaluación Del Estado Trófico de Los Ríos de Castilla-La Mancha: A Comparación Con Otros Índices Bióticos." *Limnetica* 25(3): 821–38.

Moreno Alcaraz, Jose Luis, Laura Monteagudo Canales, and Marina Aboal Sanjurjo. 2013. "Morphological Description and Ecology of Some Rare Macroalgae in South-Central Spanish Rivers (Castilla-La Mancha Region)." *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 70(1 SE-Articles): 81–90. doi:10.3989/ajbm.2323.

Moreno, Jose Luis, Marina Aboal, and Laura Monteagudo. 2012. "On the Presence of Nostochopsis Lobata Wood Ex Bornet et Flahault in Spain: Morphological, Ecological and Biogeographical Aspects." *Nova Hedwigia* 95(3–4): 373–90. doi:10.1127/0029-5035/2012/0052.

Moreno, José Luis, Laura Monteagudo, Rosa María Ros, and Jorge de las Heras. 2018. "Diversidad, Distribución y Ecología de Los Macrófitos Fluviales (Algas, Briófitos y Fanerógamas) de Las Provincia de Albacete." In *Actas de Las III Jornadas Sobre El Medio Natural Albacetense:(Albacete, 5 Al 8 de Octubre de 2016)*, Instituto de Estudios Albacetenses" Don Juan Manuel", 309–25.

Moreno, Jose Luis, C Navarro, and Jorge de las Heras. 2005. "Índice Genérico de Vegetación Acuática (IVAM): Propuesta de Evaluación Rápida Del Estado Ecológico de Los Ríos Ibéricos En Aplicación de La Directiva Marco Del Agua." *Tecnología del agua* 25(261): 48–53.

Moreno, Jose Luis, M R Ros, and Jorge De las Heras. 2011. "La Flora Acuática de Los Ríos y Humedales de Castilla-La Mancha: Comunidades, Hábitats y Medidas de Conservación." *Protección de la diversidad vegetal y de los recursos fitogenéticos de Castilla-La Mancha*: 277–315.

Moreno, José Manuel, Miguel Álvarez Cobelas, Gerardo Benito, Jordi Catalán, M Ramos, Diego de la Rosa, Fernando Valladares Ros, and Caridad Zazo. 2005. "Principales Conclusiones de La Evaluación Preliminar de Los Impactos En España Por Efecto Del Cambio Climático."

Moss, Brian, Daniel Hering, Andy J Green, Ahmed Aidoud, Eloy Becares, Meryem Beklioglu, Helen Bennion, *et al.* 2009. "Climate Change and the Future of Freshwater Biodiversity in Europe: A Primer for Policy-Makers." *Freshwater Reviews* 2(2): 103–30.

Mulholland, Patrick J, Erich R Marzolf, Susan P Hendricks, Ramie V Wilkerson, and Alycia K Baybayan. 1995. "Longitudinal Patterns of Nutrient Cycling and Periphyton Characteristics in Streams: A Test of Upstream-Downstream Linkage." *Journal of the North American Benthological Society* 14(3): 357–70. doi:10.2307/1467202.

Munné, Antoni, and Narcís Prat. 2011. "Effects of Mediterranean Climate Annual Variability on Stream Biological Quality Assessment Using Macroinvertebrate Communities." *Ecological Indicators* 11(2): 651–62.

Nelder, J A, and R W M Wedderburn. 1972. "Generalized Linear Models." *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)* 135(3): 370–84. doi:10.2307/2344614.

Netten, Jordie J C, Gertie H P Arts, Ronald Gylstra, Egbert H van Nes, Marten Scheffer, and Rudi M M Roijackers. 2010. "Effect of Temperature and Nutrients on the Competition between Free-Floating Salvinia Natans and Submerged Elodea Nuttallii in Mesocosms." *Fundamental and Applied Limnology* 177(2): 125.

Nevalainen, Liisa, and Tomi P Luoto. 2012. "Faunal (Chironomidae, Cladocera) Responses to Post-Little Ice Age Climate Warming in the High Austrian Alps." *Journal of Paleolimnology* 48: 711–24.

Nicola, Graciela G, Benigno Elvira, Bror Jonsson, Daniel Ayllón, and Ana Almodóvar. 2018. "Local and Global Climatic Drivers of Atlantic Salmon Decline in Southern Europe." *Fisheries Research* 198: 78–85. doi:10.1016/j.fishres.2017.10.012.

Nicolosi Gelis, M M, M B Sathicq, J Jupke, and J Cochero. 2021. "DiaThor: R Package for Computing Diatom Metrics and Biotic Indices." *bioRxiv*: 2021.03.31.437895. doi:10.1101/2021.03.31.437895.

Nicolosi Gelis, María Mercedes, and María Belén Sathicq. 2021. "Diathor: Calculate Ecological Information and Diatom Based Indices."

Nõges, Tiina, Peeter Nõges, and Reet Laugaste. 2003. "Water Level as the Mediator between Climate Change and Phytoplankton Composition in a Large Shallow Temperate Lake." *Hydrobiologia* 506: 257–63.

O'Reilly, Catherine M, Simone R Alin, Pierre-Denis Plisnier, Andrew S Cohen, and Brent A McKee. 2003. "Climate Change Decreases Aquatic Ecosystem Productivity of Lake Tanganyika, Africa." *Nature* 424(6950): 766–68.

Oficina Española de Cambio Climático. 2006. "Plan Nacional de Adaptación Al Cambio Climático."

Olmo, Carla. 2016. "Zooplankton Assemblages in a Mediterranean Restored Area: Patterns and Processes of Colonization and Establishment." Universitat de València.

Pace, Giorgio, Núria Bonada, and Narcís Prat. 2013. "Long-term Effects of Climatic–Hydrological Drivers on Macroinvertebrate Richness and Composition in Two M Editerranean Streams." *Freshwater Biology* 58(7): 1313–28.

Padisák, Judit, Luciane O Crossetti, and Luigi Naselli-Flores. 2009. "Use and Misuse in the Application of the Phytoplankton Functional Classification: A Critical Review with Updates." *Hydrobiologia* 621: 1–19.

Paerl, Hans W., and Jef Huisman. 2008. "Blooms Like It Hot." *Science* 320(5872): 57–58. doi:10.1126/SCIENCE.1155398.

Paerl, Hans W, and Valerie J Paul. 2012. "Climate Change: Links to Global Expansion of Harmful Cyanobacteria." *Water Research* 46(5): 1349–63. doi:https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.002.

Park, Mia G, and Bernd Blossey. 2008. "Importance of Plant Traits and Herbivory for Invasiveness of Phragmites Australis (Poaceae)." *American Journal of Botany* 95(12): 1557–68. doi:10.3732/ajb.0800023.

Partanen, Sari, and Miska Luoto. 2006. "Environmental Determinants of Littoral Paludification in Boreal Lakes." *Limnologica* 36(2): 98–109. doi:https://doi.org/10.1016/j.limno.2005.12.004.

Pascoal, C., and F. Cássio. 2004. "Contribution of Fungi and Bacteria to Leaf Litter Decomposition in a Polluted River." *Applied and Environmental Microbiology* 70(9): 5266–73. doi:10.1128/AEM.70.9.5266-5273.2004.

Pathak, Jainendra, Haseen Ahmed, Rajneesh, Shailendra P. Singh, Donat-P. Häder, and Rajeshwar P. Sinha. 2018. "Effects of Global Climate Change on Cyanobacteria." In *Aquatic Ecosystems in a Changing Climate*, eds. Donat-P. Häder and Kunshan Gao. Boca Raton, Florida (USA): CRC Press, 45–61. doi:10.1201/9780429436130-4.

Patrick, David A, Nicholas Boudreau, Zachary Bozic, Geoffrey S Carpenter, David M Langdon, Spencer R LeMay, Shaun M Martin, *et al.* 2012. "Effects of Climate Change on Late-Season Growth and Survival of Native and Non-Native Species of Watermilfoil (Myriophyllum Spp.): Implications for Invasive Potential and Ecosystem Change." *Aquatic botany* 103: 83–88.

Pearce-Higgins, James W, Colin M Beale, Tom H Oliver, Tom A August, Matthew Carroll, Dario Massimino, Nancy Ockendon, *et al.* 2017. "A National-Scale Assessment of Climate Change Impacts on Species: Assessing the Balance of Risks and Opportunities for Multiple Taxa." *Biological Conservation* 213: 124–34.

Peerapornpisal, Yuwadee, Doungporn Amornledpison, Chaiyong Rujjanawate, Khomson Ruangrit, and Duangta Kanjanapothi. 2006. "Two Endemic Species of Macroalgae in Nan River, Northern Thailand, as Therapeutic Agents." *ScienceAsia* 32: 71–76. doi:10.2306/scienceasia1513-1874.2006.32(s1).071.

Perona, E, I Bonilla, and P Mateo. 1998. "Epilithic Cyanobacterial Communities and Water Quality: An Alternative Tool for Monitoring Eutrophication in the Alberche River (Spain)." *Journal of Applied Phycology* 10(2): 183–91. doi:10.1023/A:1008051327689.

Petchey, Owen L, P Timon McPhearson, Timothy M Casey, and Peter J Morin. 1999. "Environmental Warming Alters Food-Web Structure and Ecosystem Function." *Nature* 402(6757): 69–72.

Piano, Elena, Alberto Doretto, Elisa Falasco, Stefano Fenoglio, Laura Gruppuso, Daniele Nizzoli, Pierluigi Viaroli, and Francesca Bona. 2019. "If Alpine Streams Run Dry: The Drought Memory of Benthic Communities." *Aquatic Sciences* 81(2): 32. doi:10.1007/s00027-019-0629-0.

Poff, N LeRoy, Matthew I Pyne, Brian P Bledsoe, Christopher C Cuhaciyan, and Daren M Carlisle. 2010. "Developing Linkages between Species Traits and Multiscaled Environmental Variation to Explore Vulnerability of Stream Benthic Communities to Climate Change." *Journal of the North American Benthological Society* 29(4): 1441–58. doi:10.1899/10-030.1.

Pritchard, Gordon, Lawrence D. Harder, and Robert A. Mutch. 1996. "Development of Aquatic Insect Eggs in Relation to Temperature and Strategies for Dealing with Different Thermal Environments." *Biological Journal of the Linnean Society* 58(2): 221–44. doi:10.1111/J.1095-8312.1996.TB01432.X.

Quesada, Antonio, Enrique Moreno, David Carrasco, Thamar Paniagua, Lars Wormer, Caridad de Hoyos, and Assaf Sukenik. 2006. "Toxicity of Aphanizomenon Ovalisporum (Cyanobacteria) in a Spanish Water Reservoir." *European Journal of Phycology* 41(1): 39–45. doi:10.1080/09670260500480926.

R Core Team. 2021. "R: A Language and Environment for Statistical Computing." Version 4.

Reavie, Euan D, Elizabeth Alexson, Richard P Axler, Chad Yost, Jammi Ladwig, Andrea Nurse, Lisa Estepp, *et al.* 2016. *Paleolimnology of the St. Louis River Estuary*. University of Minnesota Duluth.

Reitsema, Rosanne E, Patrick Meire, and Jonas Schoelynck. 2018. "The Future of Freshwater Macrophytes in a Changing World: Dissolved Organic Carbon Quantity and Quality and Its Interactions with Macrophytes." *Frontiers in plant science* 9: 629.

Resh, Vincent H, Arthur V Brown, Alan P Covich, Martin E Gurtz, Hiram W Li, G Wayne Minshall, Seth R Reice, *et al.* 1988. "The Role of Disturbance in Stream Ecology." *Journal of the North American benthological society* 7(4): 433–55.

Resh, Vincent H, and David M Rosenberg. 1984. "The Ecology of Aquatic Insects." *(No Title)*.

Reynolds, Colin S, Vera Huszar, Carla Kruk, Luigi Naselli-Flores, and Sergio Melo. 2002. "Towards a Functional Classification of the Freshwater Phytoplankton." *Journal of plankton research* 24(5): 417–28.

Rieradevall, María, Gonzalez Samperiz P, Tarrats P C, Pérez-Martínez, and Gil-Romera G & Prat N. Leunda M, Aranbarri J. 2018. "EVALUACIÓN Y SEGUIMIENTO DEL CAMBIO GLOBAL EN DOS LAGOS DE ALTA MONTAÑA (ENOL Y MARBORÉ) DE LA RED ESPAÑOLA DE PARQUES NATURALES: INDICADORES BIOLÓGICOS (CLAM 2)."

Riis, Tenna, Birgit Olesen, John S Clayton, Carla Lambertini, Hans Brix, and Brian K Sorrell. 2012. "Growth and Morphology in Relation to Temperature and Light Availability during the Establishment of Three Invasive Aquatic Plant Species." *Aquatic Botany* 102: 56–64. doi:https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2012.05.002.

Rimet, F, and A Bouchez. 2012. "Life-Forms, Cell-Sizes and Ecological Guilds of Diatoms in European Rivers." *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* (406).

Río Varela, Zulema, Jonatan Rodríguez Parra, and Teresa Boquete Seoane. 2024. "Desafíos de La Mediterraneización Para La Preservación de La Diversidad de Briófitos En Ríos Ibéricos." *Ecosistemas*: 2632.

Rivaes, Rui, Patricia M. Rodríguez-González, António Albuquerque, António N. Pinheiro, Gregory Egger, and Maria Teresa Ferreira. 2013. "Riparian Vegetation Responses to Altered Flow Regimes Driven by Climate Change in Mediterranean Rivers." *Ecohydrology* 6(3): 413–24. doi:10.1002/eco.1287.

Roca, J R, E Mezguita, J Rueda, A Camacho, and M R Miracle. 2000. "Endorheic versus Karstic Lakes: Patterns of Ostracod Distributions and Lake Typology in a Mediterranean Landscape."

Rodríguez-Rodríguez, Miguel, Enrique Moreno-Ostos, Inmaculada De Vicente, Luis Cruz-Pizarro, and Sergio Luiz Rodrigues Da Silva. 2004. "Thermal Structure and Energy Budget in a Small High Mountain Lake: La Caldera, Sierra Nevada, Spain." *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 38(5): 879–94.

Rodríguez, Ma Carmen López, and María Penalta Rodríguez. 2007. "Novedades de La Flora Ficológica Dulceacuícola (Cyanophyta, Heterokontophyta y Chlorophyta) Del Macizo Central Gallego (Ourense, España)." *Botanica Complutensis* 31: 31.

Romo, S, and M R Miracle. 1994. "Population Dynamics and Ecology of Subdominant Phytoplankton Species in a Shallow Hypertrophic Lake (Albufera of Valencia, Spain)." *Hydrobiologia* 273: 37–56.

Rooney, Neil, and Jacob Kalff. 2000. "Inter-Annual Variation in Submerged Macrophyte Community Biomass and Distribution: The Influence of Temperature and Lake Morphometry." *Aquatic Botany* 68(4): 321–35. doi:https://doi.org/10.1016/S0304-3770(00)00126-1.

Rosenberg, David M, and V H Resh. 1992. "Freshwater Biomonitoring Using Individual Organisms, Populations, and Species Assemblages of Benthic Macroinvertebrates." *Freshwater biomonitoring and benthics macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York, USA*: 40–158.

Rosenzweig, Bernice R, Hee Sun Moon, James A Smith, Mary Lynn Baeck, and Peter R Jaffe. 2008. "Variation in the Instream Dissolved Inorganic Nitrogen Response between and within Rainstorm Events in an Urban Watershed." *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 43(11): 1223–33.

Sabater, S, M Aboal, and J Cambra. 1989. "Nuevas Observaciones de Rodofíceas En Aguas Epicontinentales Del NE y SE de España." *Limnetica* 5: 93–100.

Sabater, Sergi. 2008. "Alterations of the Global Water Cycle and Their Effects on River Structure, Function and Services." *https://doi.org/10.1608/FRJ-1.1.5* 1(1): 75–88. doi:10.1608/FRJ-1.1.5.

Sánchez-Bayo, Francisco, and Kris A G Wyckhuys. 2019. "Worldwide Decline of the Entomofauna: A Review of Its Drivers." *Biological Conservation* 232: 8–27. doi:https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020.

Sánchez-Castillo, P M. 1984. "Estudio Ficológico de La Vegetación Reófila de Sierra Nevada (Granada)." *Limnetica* 1: 136–40.

Sandin, Leonard, Astrid Schmidt-Kloiber, Jens-Christian Svenning, Erik Jeppesen, and Nikolai Friberg. 2014. "A Trait-Based Approach to Assess Climate Change Sensitivity of Freshwater Invertebrates across Swedish Ecoregions." *Current Zoology* 60(2): 221–32. doi:10.1093/czoolo/60.2.221.

Sarma, P, and V J Chapman. 1975. "Occurrence of the Genus Nostochopsis in New Zealand." *Nova Hedwigia* 26: 305–8.

Sauer, Jan, Sami Domisch, Carsten Nowak, and Peter Haase. 2011. "Low Mountain Ranges: Summit Traps for Montane Freshwater Species under Climate Change." *Biodiversity and Conservation* 20(13): 3133–46.

Saura-Mas, S, and F Lloret. 2005. "Wind Effects on Dispersal Patterns of the Invasive Alien Cortaderia Selloana in Mediterranean Wetlands." *Acta Oecologica* 27(2): 129–33.

Scheuerell, Mark D, Daniel E Schindler, Arni H Litt, and W T Edmondson. 2002. "Environmental and Algal Forcing of Daphnia Production Dynamics." *Limnology and Oceanography* 47(5): 1477–85.

Schindler, Daniel E, and Ray Hilborn. 2015. "Prediction, Precaution, and Policy under Global Change." *Science* 347(6225): 953–54.

Schmeller, Dirk S, Adeline Loyau, Kunshan Bao, Werner Brack, Antonis Chatzinotas, Francois De Vleeschouwer, Jan Friesen, *et al.* 2018. "People, Pollution and Pathogens–Global Change Impacts in Mountain Freshwater Ecosystems." *Science of the Total Environment* 622: 756–63.

Scullion, J, C A Parish, N Morgan, and R W Edwards. 1982. "Comparison of Benthic Macroinvertebrate Fauna and Substratum Composition in Riffles and Pools in the Impounded River Elan and the Unregulated River Wye, Mid-Wales." *Freshwater Biology* 12(6): 579–95. doi:https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1982.tb00650.x.

Sculthorpe, Cyril Duncan. 1967. "Biology of Aquatic Vascular Plants."

Seidl, M D, R Pirow, and R J Paul. 2005. "Acclimation of the Microcrustacean Daphnia Magna to Warm Temperatures Is Dependent on Haemoglobin Expression." *Journal of Thermal Biology* 30(7): 532–44.

Sherwood, A R. 2004. "New Records of Freshwater Macroalgae and Diatoms from the Hawaiian Islands." *Bishop Museum Occasional Papers* 79: 3–8.

Simon, Thomas P, and Nathan T Evans. 2017. "Chapter 39 - Environmental Quality Assessment Using Stream Fishes." In eds. Gary A Lamberti and F Richard B T - Methods in Stream Ecology (Third Edition) Hauer. Academic Press, 319–34. doi:10.1016/B978-0-12-813047-6.00017-6.

Singh, Shailendra P, Donat-P. Häder, and Rajeshwar P Sinha. 2010. "Cyanobacteria and Ultraviolet Radiation (UVR) Stress: Mitigation Strategies." *Ageing Research Reviews* 9(2): 79–90. doi:https://doi.org/10.1016/j.arr.2009.05.004.

Sommer, Ulrich, and Kathrin Lengfellner. 2008. "Climate Change and the Timing, Magnitude, and Composition of the Phytoplankton Spring Bloom." *Global Change Biology* 14(6): 1199–1208.

Souffreau, Caroline, Pieter Vanormelingen, Koen Sabbe, and Wim Vyverman. 2013. "Tolerance of Resting Cells of Freshwater and Terrestrial Benthic Diatoms to Experimental Desiccation and Freezing Is Habitat-Dependent." *Phycologia* 52(3): 246–55. doi:10.2216/12-087.1.

Souffreau, Caroline, Pieter Vanormelingen, Elie Verleyen, Koen Sabbe, and Wim Vyverman. 2010. "Tolerance of Benthic Diatoms from Temperate Aquatic and Terrestrial Habitats to Experimental Desiccation and Temperature Stress." *Phycologia* 49(4): 309–24. doi:10.2216/09-30.1.

Stamp, Jennifer D, Anna T Hamilton, Lei Zheng, and Britta G Bierwagen. 2010. "Use of Thermal Preference Metrics to Examine State Biomonitoring Data for Climate Change Effects." *Journal of the North American Benthological Society* 29(4): 1410–23. doi:10.1899/10-003.1.

Stanish, Lee F, Tyler J Kohler, Rhea M M Esposito, Breana L Simmons, Uffe N Nielsen, Diana H Wall, Diana R Nemergut, and Diane M McKnight. 2012. "Extreme Streams: Flow Intermittency as a Control on Diatom Communities in Meltwater Streams in the McMurdo Dry Valleys, Antarctica." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69(8): 1405–19.

Starmach, Karol. 1977. "Phaeophyta-Brunatnice, Rhodophyta-Krasnorosty:(With Keys for the Identification of Fresh Water Brown and Red Algae Mentioned in the Volume)." *(No Title)*.

Stefan, H G, and B A Sinokrot. 1993. "Projected Global Climate Change Impact on Water Temperatures in Five North Central US Streams." *Climatic Change* 24(4): 353–81.

Stoks, Robby, Aurora N Geerts, and Luc De Meester. 2014. "Evolutionary and Plastic Responses of Freshwater Invertebrates to Climate Change: Realized Patterns and Future Potential." *Evolutionary Applications* 7(1): 42–55. doi:https://doi.org/10.1111/eva.12108.

Stott, Peter. 2016. "How Climate Change Affects Extreme Weather Events." *Science* 352(6293): 1517–18.

Stromberg, J C, S J Lite, and M D Dixon. 2010. "Effects of Stream Flow Patterns on Riparian Vegetation of a Semiarid River: Implications for a Changing Climate." *River Research and Applications* 26(6): 712–29. doi:https://doi.org/10.1002/rra.1272.

Stüken, Anke, Jacqueline Rücker, Tina Endrulat, Karina Preussel, Mike Hemm, Brigitte Nixdorf, Ulf Karsten, and Claudia Wiedner. 2006. "Distribution of Three Alien Cyanobacterial Species (Nostocales) in Northeast Germany: Cylindrospermopsis Raciborskii, Anabaena Bergii and Aphanizomenon Aphanizomenoides." *Phycologia* 45(6): 696–703.

Sukenik, Assaf, Ora Hadas, Aaron Kaplan, and Antonio Quesada. 2012. "Invasion of Nostocales (Cyanobacteria) to Subtropical and Temperate Freshwater Lakes – Physiological, Regional, and Global Driving Forces ." *Frontiers in Microbiology* 3: 86.

Sweeney, B W, J K Jackson, J D Newbold, D H Funk, P Firth, and S G Fisher. 1992. "Global Climate Change and Freshwater Ecosystems."

Tachet, H, P Richoux, M Bournaud, and P Usseglio-Polatera. 2000. "Freshwater Invertebrates." *CRNS Editions, Paris.[In French]*.

Tachet, Henri, Philippe Richoux, Michel Bournaud, and Philippe Usseglio-Polatera. 2010. 15 *Invertébrés d'eau Douce: Systématique, Biologie, Écologie*. CNRS éditions Paris.

Thackeray, Stephen J, Peter A Henrys, Deborah Hemming, James R Bell, Marc S Botham, Sarah Burthe, Pierre Helaouet, *et al.* 2016. "Phenological Sensitivity to Climate across Taxa and Trophic Levels." *Nature* 535(7611): 241–45.

Tichý, Lubomír, Irena Axmanová, Jürgen Dengler, Riccardo Guarino, Florian Jansen, Gabriele Midolo, Michael P Nobis, *et al.* 2023. "Ellenberg-type Indicator Values for European Vascular Plant Species." *Journal of Vegetation Science* 34(1): e13168.

Tierno de Figueroa, J M, M J López-Rodríguez, A Lorenz, W Graf, A Schmidt-Kloiber, and D Hering. 2010. "Vulnerable Taxa of European Plecoptera (Insecta) in the Context of Climate Change." *Biodiversity and Conservation* 19(5): 1269–77. doi:10.1007/s10531-009-9753-9.

Timoner, Xisca, Carles M. Borrego, Vicenç Acuña, and Sergi Sabater. 2014. "The Dynamics of Biofilm Bacterial Communities Is Driven by Flow Wax and Wane in a Temporary Stream." *Limnology and Oceanography* 59(6): 2057–67. doi:10.4319/LO.2014.59.6.2057.

Tiwari, D N. 1978. "The Heterocysts of the Blue-green Alga Nostochopsis Lobatus: Effects of Cultural Conditions." *New Phytologist* 81(3): 653–56.

Tomás Giménez, Pedro. 2016. "Macrófitos Fluviales de La Cuenca Del Ebro: Distribución, Ecología y Uso Como Indicadores Del Estado Ecológico."

Tomás, Pedro, Jose Luis Moreno, Marina Aboal, Javier Oscoz, Concha Durán, Patricia Navarro, and Andrea Elbaile. 2013. "Distribución y Ecología de Algunas Especies de Rodófitos (Rhodophyta) En La Cuenca Del Río Ebro." *Limnetica* 32(1): 61–70.

Toro, M, and I Granados. 1998. "Inventario, Cartografia y Caracterización de Las Charcas y Lagunas Del Parque Natural de La Cumbre, Circo y Lagunas de Penalara." *Madrid, Spain: Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional Comunidad de Madrid*.

Toro, Manuel. 2007. "Las Lagunas Del Macizo de Peñalara (Sierra de Guadarrama): De Los Primeros Naturalistas y Científicos a Los Problemas de Conservación a Comienzos Del Siglo XXI." *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección biológica* 102(1): 127–48.

Urquiaga Cela, R, and S Martín Barajas. 2017. "Reservas Naturales Fluviales En Las Demarcaciones Hidrográficas Intercomunitarias e Intracomunitarias. Situación Actual y Propuestas Para 2017."

Valiente, A G, Francis Juanes, and Eva Garcia-Vazquez. 2011. "Increasing Regional Temperatures Associated with Delays in Atlantic Salmon Sea-Run Timing at the Southern Edge of the European Distribution." *Transactions of the American Fisheries Society* 140(2): 367–73.

Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, and C. E. Cushing. 1980. "The River Continuum Concept." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1): 130–37. doi:10.1139/F80-017.

Vannote, Robin L, and Bernard W Sweeney. 1980. "Geographic Analysis of Thermal Equilibria: A Conceptual Model for Evaluating the Effect of Natural and Modified Thermal Regimes on Aquatic Insect Communities." *The American Naturalist* 115(5): 667–95.

Vedia, Ivan, and Rafael Miranda. 2013. "Review of the State of Knowledge of Crayfish Species in the Iberian Peninsula." *Limnetica* 32(2): 269–85.

Wadnerkar, Praktan D, Luke Andrews, Wei Wen Wong, Xiaogang Chen, Rogger E Correa, Shane White, Perran L M Cook, Christian J Sanders, and Isaac R Santos. 2021. "Land Use and Episodic Rainfall as Drivers of Nitrogen Exports in Subtropical Rivers: Insights from Δ15N-NO_3–, Δ18O-NO_3– and 222Rn." *Science of the total Environment* 758: 143669.

Walseng, Bjørn, Norman D Yan, and Ann Kristin Schartau. 2003. "Littoral Microcrustacean (Cladocera and Copepoda) Indicators of Acidification in Canadian Shield Lakes." *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 32(3): 208–13.

Ward, James V, and Jack A Stanford. 1982. "THERMAL RESPONSES IN THE EVOLUTIONARY ECOLOGY OF AQUATIC INSECTS." *Annual Review of Entomology* 27(1): 97–117. doi:10.1146/annurev.en.27.010182.000525.

Watanabe, N C, I Mori, and I Yoshitaka. 1999. "Effect of Water Temperature on the Mass Emergence of the Mayfly, Ephoron Shigae, in a Japanese River (Ephemeroptera: Polymitarcyidae)." *Freshwater Biology* 41(3): 537–41. doi:https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00398.x.

Waters, Thomas F. 1996. "Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters." *Ecology* 77(6): 1953.

Watson, James E M, Hedley S Grantham, Kerrie A Wilson, and Hugh P Possingham. 2011. "Systematic Conservation Planning: Past, Present and Future." *Conservation biogeography*: 136–60.

Wehr, John D. 2003. "Freshwater Habitats of Algae." *Freshwater Algae of North America-Ecology and Classification*: 11–57.

Wetzel, Robert G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. gulf professional publishing.

White, David S, and Susan P Hendricks. 2000. "Lotic Macrophytes and Surface–Subsurface Exchange Processes." In *Streams and Ground Waters*, Elsevier, 363–79.

Whitehead, Paul G, Robert L Wilby, Richard W Battarbee, Martin Kernan, and Andrew John Wade. 2009. "A Review of the Potential Impacts of Climate Change on Surface Water Quality." *Hydrological sciences journal* 54(1): 101–23.

Whitney, James E, Robert Al-Chokhachy, David B Bunnell, Colleen A Caldwell, Steven J Cooke, Erika J Eliason, Mark Rogers, Abigail J Lynch, and Craig P Paukert. 2016. "Physiological Basis of Climate Change Impacts on North American Inland Fishes." *Fisheries* 41(7): 332–45. doi:10.1080/03632415.2016.1186656.

Williams, D Dudley. 1987. "Colonization Patterns." *The Ecology of Temporary Waters*: 99–115.

Williamson, Craig E, Erin P Overholt, Jennifer A Brentrup, Rachel M Pilla, Taylor H Leach, S Geoffrey Schladow, Joseph D Warren, *et al.* 2016. "Sentinel Responses to Droughts, Wildfires, and Floods: Effects of UV Radiation on Lakes and Their Ecosystem Services." *Frontiers in Ecology and the Environment* 14(2): 102–9.

Winder, Monika, and Ulrich Sommer. 2012. "Phytoplankton Response to a Changing Climate." *Hydrobiologia* 698: 5–16.

Wittyngham, Serina Sebilian, Julien Moderan, and Katharyn E Boyer. 2019. "Temperature and Salinity Effects on Submerged Aquatic Vegetation Traits and Susceptibility to Grazing." *Aquatic botany* 158: 103119.

Woodward, Guy, Núria Bonada, Lee E Brown, Russell G Death, Isabelle Durance, Clare Gray, Sally Hladyz, *et al.* 2016. "The Effects of Climatic Fluctuations and Extreme Events on Running Water Ecosystems." *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371(1694): 20150274. doi:10.1098/rstb.2015.0274.

Woodward, Guy, Núria Bonada, Hugh B Feeley, and Paul S Giller. 2015. "Resilience of a Stream Community to Extreme Climatic Events and Long-Term Recovery from a Catastrophic Flood." *Freshwater Biology* 60(12): 2497–2510. doi:https://doi.org/10.1111/fwb.12592.

Wu, Naicheng, Hans Thodsen, Hans Estrup Andersen, Henrik Tornbjerg, Annette Baattrup-Pedersen, and Tenna Riis. 2019. "Flow Regimes Filter Species Traits of Benthic Diatom Communities and Modify the Functional Features of Lowland Streams - a Nationwide Scale Study." *Science of The Total Environment* 651: 357–66. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.210.

Zawisza, Edyta, Izabela Zawiska, and Alexander Correa-Metrio. 2016. "Cladocera Community Composition as a Function of Physicochemical and Morphological Parameters of Dystrophic Lakes in NE Poland." *Wetlands* 36: 1131–42.

o

GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO