EXPLOTACIÓN DE LA RED DE REFERENCIA EN RÍOS

Informe de revisión de condiciones de referencia en ríos

Junio de 2025



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

EXPLOTACIÓN DE LA RED DE REFERENCIA EN RÍOS

Informe de revisión de condiciones de referencia en ríos

Junio de 2025

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:
Explotación de la red de referencia en ríos.
Informe de revisión de condiciones de referencia en ríos
Edición 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
Río Aragón - Subordan en el valle de Hecho
Proyecto REFCON

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Edita:
© SUBSECRETARÍA
Gabinete Técnico

© De los textos e imágenes: sus autores

NIPO: 665-25-046-3

Imprime: Grupo TRAGSA

Este documento pertenece a la serie de informes producidos en el marco del proyecto Palan PIMA Adapta. Servicio técnico para la vigilancia de las estaciones de referencia y obtención de la línea base para evaluar alteraciones debidas a cambio climático y a la contaminación atmosférica (21.803-0985/0411)

índice

1. INTRODUCCIÓN ____ 9

2. SELECCIÓN INICIAL DE ESTACIONES DE REFERENCIA ____ 11

3. CAMPAÑA DE RECONOCIMIENTO INICIAL ____ 17

4. ESTUDIO VALIDACIÓN DE ESTACIONES DE REFERENCIA ____ 21

4.1. Análisis de presiones . . . 21
4.1.1. Proyecto SIG . . . 21
4.1.2. Usos del suelo . . . 23
4.1.3. Ejercicio de presiones e impactos IMPRESS . . . 23
4.1.4. Inventario de obstáculos . . . 24
4.1.5. Especies invasoras . . . 24
4.1.6. Estado de la vegetación de ribera . . . 24
4.2. Análisis de indicadores de estado ecológico . . . 25
4.3. Resultados de la validación . . . 25

5. RESUMEN DE TRABAJOS DE CAMPO Y LABORATORIO ____ 29

5.1. Red de muestreo . . . 29
5.2. Hidromorfología . . . 33
5.2.1. Muestreos de hidromorfología . . . 34
5.3. Fauna bentónica de invertebrados . . . 35
5.3.1. Muestreos de invertebrados bentónicos . . . 36
5.3.2. Procesado de muestras de invertebrados bentónicos . . . 37
5.4. Fitobentos – Diatomeas . . . 37
5.4.1. Muestreos de diatomeas . . . 37
5.4.2. Procesado de muestras de diatomeas . . . 38
5.5. Macrófitos . . . 38
5.5.1. Muestreos de macrófitos . . . 39
5.5.2. Procesado de muestras de macrófitos . . . 40
5.6. Fauna ictiológica . . . 40
5.6.1. Muestreos de fauna ictiológica . . . 41
5.6.2. Procesado de muestras de fauna ictiológica . . . 42
5.7. Elementos de calidad fisicoquímicos . . . 43
5.7.1. Muestreos de EC fisicoquímicos . . . 43
5.7.2. Análisis de muestras fisicoquímicas . . . 43

6. RESULTADOS ____ 45
6.1. Introducción . . . 45
6.2. Hidromorfología . . . 45
6.3. Fisicoquímica . . . 48
6.4. Elementos de calidad biológicos . . . 55
6.4.1 Fauna bentónica de invertebrados . . . 55
6.4.2 Fitobentos – Diatomeas . . . 59
6.4.3 Macrófitos . . . 61
6.4.4 Fauna ictiológica . . . 62
6.5. Nueva propuesta de división del tipo R-T13 ríos mediterráneos muy mineralizados . . . 65
6.6. Análisis de caracterización taxonómica por tipos . . . 71
6.6.1. Fauna bentónica de invertebrados . . . 71
6.6.2. Fitobentos – Diatomeas . . . 86
6.6.3. Macrófitos . . . 97
6.6.4. Fauna Ictiológica . . . 124
6.7. Modelos predictivos . . . 133
6.7.1. Fauna bentónica de invertebrados . . . 137
6.7.2. Fitobentos – Diatomeas . . . 140
6.7.3. Macrófitos . . . 141
6.8. Nuevas Condiciones de Referencia: la propuesta REFCON . . . 143
6.8.1. Fauna bentónica de invertebrados . . . 143
6.8.2. Fitobentos – Diatomeas . . . 146
6.8.3. Macrófitos . . . 147
6.8.4. Hidromorfología . . . 148

7. CONCLUSIONES ____ 151
7.1. Hidromorfología (Índice QBR) . . . 151
7.2. Fauna bentónica de invertebrados . . . 152
7.3. Fitobentos – diatomeas . . . 153
7.4. Macrófitos . . . 153
7.5. Fauna ictiológica . . . 154

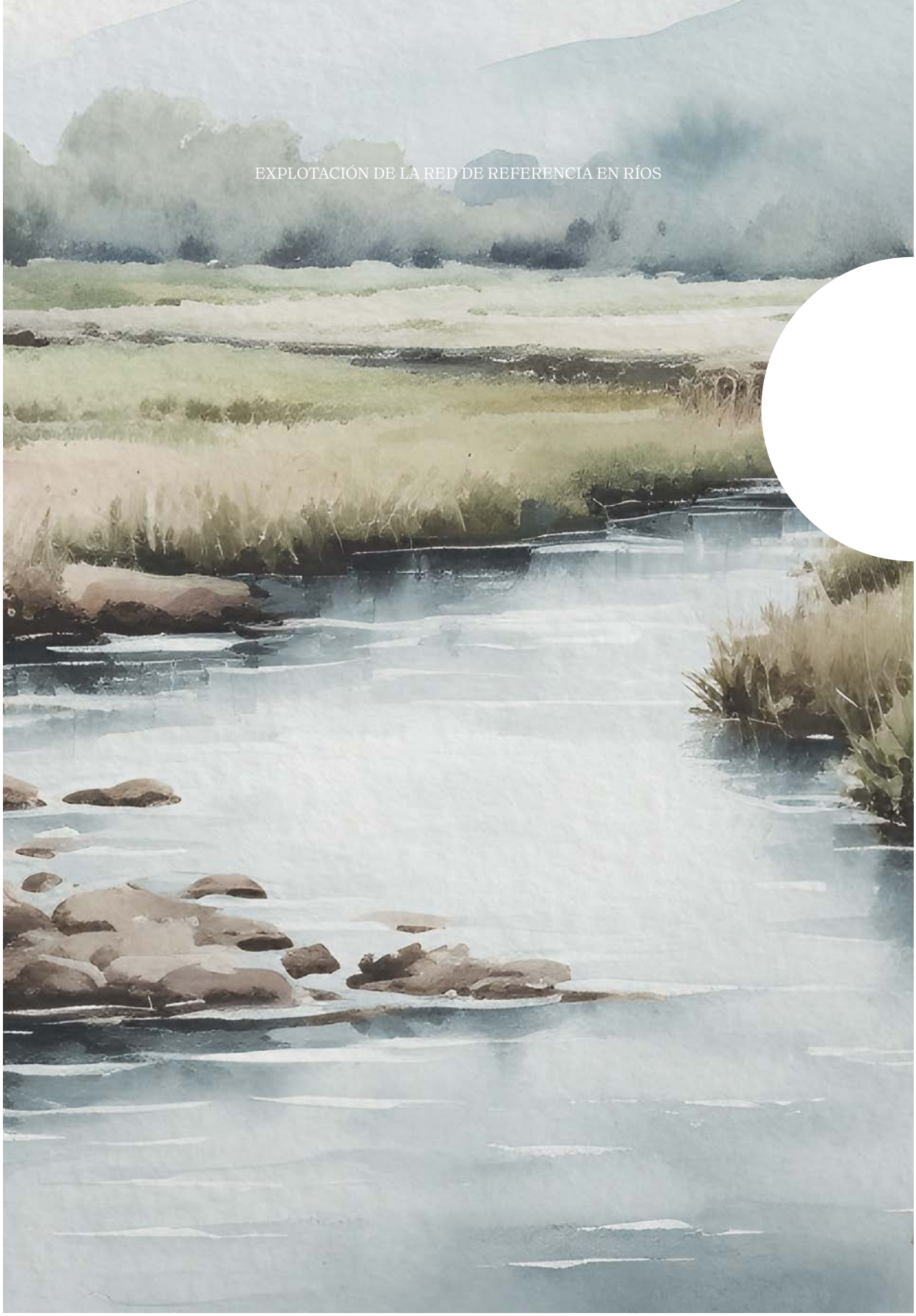
8. BIBLIOGRAFÍA ____ 157

ANEXO 1. LISTADO DE PUNTOS DE MUESTREO DE LA RED DE REFERENCIA EN RÍOS ___ 162





EXPLOTACIÓN DE LA RED DE REFERENCIA EN RÍOS



1. Introducción

El Ministerio para la transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD) encargó 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 de acuerdo a los criterios definidos en el artículo 8 de la Directiva Marco del Agua (DMA) (Unión Europea 2000) y en el Real Decreto 817/2015 (Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio ambiente 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 (RDSE), mejorar el nivel de confianza en las condiciones de referencia y límites de clases de estado de los indicadores de estado, realizar el seguimiento de las alteraciones y tendencia debidas al cambio climático, estableciendo la situación actual, y evaluar los efectos negativos de la contaminación atmosférica en los ecosistemas acuáticos, en cumplimiento del Real Decreto 818/2018 (MITECO 2018b), de 6 de julio, sobre medidas para la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos.

El subprograma de referencia, tal y como define el RDSE, se enmarca en el Programa de Control de Vigilancia y tiene por objeto evaluar tendencias a largo plazo en el estado de las masas de agua debidas a cambios en las condiciones naturales, así como establecer condiciones de referencia específicas para cada tipo de masa de agua.

Este informe sintetiza los trabajos llevados a cabo en el marco del proyecto para la revisión de las condiciones de referencia en masas de agua de la cartegoría ríos. El anexo 1 incluye información detallada sobre los tipos de masas de agua y las condiciones de referencia propuestas.

o







2. Selección inicial de estaciones de referencia

Originalmente, a partir de la consulta de la base de datos sobre el seguimiento del estado de las masas de agua (NABIA), se obtuvieron 444 puntos de muestreo de referencia activos en los programas de seguimiento de ríos y lagos. Estos puntos integraban tanto los destinados al muestreo biológico como a muestreo fisicoquímico (FQ). En la siguiente tabla se presentan los puntos obtenidos en cada Demarcación Hidrográfica tras la consulta en NABIA.

Tabla 1. Resumen de puntos de referencia seleccionados en NABIA para validación por los organismos de cuenca.

Id_demarcación	Nombre demarcación	Categoría_estación	Nº puntos de referencia
11	Miño-Sil	Rw	40
14	Gc-Galicia	Rw	5
17	Cor-Cantabrico	Rw	7
17	Cor-Pais Vasco	Rw	5
18	Cocc-Cantabrico	Rw	63
21	Duero	Lw	2
21	Duero	Rw	27
31	Tajo	Lw	10
31	Tajo	Rw	37
40	Guadiana	Lw	4
40	Guadiana	Rw	3
51	Guadalquivir	Rw	29
61	Cma-Andalucia	Rw	11
63	Gb-Andalucia	Rw	9
64	Top-Andalucia	Rw	9
71	Segura	Rw	1
81	Jucar	Lw	1
81	Jucar	Rw	18
91	Ebro	Lw	10
91	Ebro	Rw	104
101	Cic-Cataluña	Rw	49

Del total de 444 puntos de muestreo presentes en NABIA como activos, se excluyeron aquellos puntos que correspondían a masas de agua cuya naturaleza se había clasificado como Muy modificadas. Los puntos excluidos por ser masas muy modificadas fueron los siguientes:

Tabla 2. Puntos de referencia en NABIA excluidos por estar en masas de agua Muy Modificadas.

DH	CÓDIGO PUNTO	NOMBRE PUNTO	CÓDIGO MASA DE AGUA	TIPO DMA	NATURALEZA MASA	RÍO/ LAGO	NOMBRE MASA DE AGUA
CIC-CATALUÑA	100026000	DESCONOCIDO	ES100MSPF1000260	R-T09	MUY MODIFICADA	R	Riu de Cornet
CIC-CATALUÑA	190001000	DESCONOCIDO	ES100MSPF1900020	R-T09	MUY MODIFICADA	R	El Daró entre el torrent de la Marqueta i el Rissec (tram urbà de la Bisbal)
DUERO	RUGR76	GRANDE EN VELILLA DEL RIO CARRION	ES020MSPF000000076	R-T27	MUY MODIFICADA	R	Río Grande desde aguas abajo de Besande hasta confluencia con río Carrión en Velilla del Río Carrión
EBRO	EBL5008	Estany Negre (Espot)	ES091MSPF1008	L-T01	MUY MODIFICADA	L	Estany Negre
EBRO	EBL5018	Estany Tort de Rius	ES091MSPF1018	L-T01	MUY MODIFICADA	L	Lac Tort de Rius
GB-ANDALUCIA	AA00000846	Río Alberite	ES063MSPF000206160	E-T10	MUY MODIFICADA	R	Embalse del Barbate
MIÑO-SIL	NO01580025	URB. PATRICIA - PONFERRADA	ES010MSPFES-414MAR000780	R-T28	MUY MODIFICADA	R	Río Boeza IV
MIÑO-SIL	NO02650002	PONTE DE SABUGUIDO	ES010MSPFES-440MAR001342	R-T25	MUY MODIFICADA	R	Río Conso II

A partir de esta primera consulta en NABIA se preparó y envió una tabla a cada organismo de cuenca donde se incluyeron los puntos de muestreo del subprograma de referencia que se encontraban activos en NABIA. En las tablas se incluyó un campo para la validación por parte del organismo de cuenca y un campo de observaciones para incluir cualquier información que pudiera resultar de interés.

De los 444 puntos de referencia propuestos inicialmente para ser validados por los organismos de cuenca, 296 puntos fueron validados, de los cuales 275 eran puntos ubicados en masas de agua de la categoría río y 21 puntos ubicados en masas de agua de la categoría lagos.

Además de la validación de los puntos propuestos inicialmente, los organismos de cuenca propusieron 82 nuevos puntos candidatos para ser incluidos en las redes de referencia, de los cuales 81 puntos eran puntos ubicados en masas de agua de la categoría ríos y 1 punto estaba ubicado en una masa de agua de la categoría lagos.

Por último, los organismos de cuenca propusieron además un total de 48 puntos que requerían de validación o confirmación antes de poder considerarse como de referencia, todos ellos ubicados en masas de agua de la categoría ríos.

Con estos 404 puntos (275 validados + 81 nuevos + 48 pendientes de confirmar) se inició un proceso de análisis consistente en los siguientes pasos:

- Búsqueda y descarte de puntos duplicados o pertenecientes al mismo curso de agua con una distancia entre sí inferior a 4 km. (95 puntos descartados).
- Selección de puntos para el estudio de los efectos del cambio climático. Para ello se consultó el documento "*Protocolo de seguimiento del cambio climático en las reservas naturales fluviales*" (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico 2018)(14 puntos añadidos)
- Análisis de la representatividad de los diferentes tipos de masas de agua de la categoría ríos: algunos tipos de masas de agua contenían un número elevado de puntos mientras que otros tenían muy poca representación. Se estableció un máximo de 25 y un mínimo de 3 puntos por tipo. En el caso de los ríos Tinto y Odiel no se consideró necesario añadir más puntos ya que son cuencas muy impactadas por contaminación minera. Para el tipo 32, no se encontró ningún punto con buen estado ecológico para incluirlo en la red de referencia (en total, se descartaron 36 puntos y se añadieron 25).

- Propuesta de nuevos puntos pertenecientes a ríos salinos para valorar la posibilidad de crear un nuevo tipo de masa de agua fluvial. Se realizó una selección cubriendo los rangos de conductividad señalados en la clasificación de P Arribas et al. (2009): hiposalinos, meso-hipersalinos e hipersalinos extremos. Se añadieron 12 puntos en el tipo 13.
- Inclusión de nuevos puntos para representar todas las hidrorregiones definidas por el CEDEX (2010) (10 puntos)
- Propuesta de nuevos puntos para cubrir la Sectorización Riparia del (CEDEX 2007) (2 puntos)

Después de todo el proceso de selección, la red de puntos de muestreo de referencia en masas de agua de la categoría ríos contenía **314 puntos**, de los cuales 177 habían sido validados por las Confederaciones Hidrográficas, 66 eran nuevas propuestas de las Confederaciones, 34 habían sido señalados por los organismos de cuenca como pendientes de confirmación en campo y 37 eran nuevas propuestas realizadas por TRAGSATEC. La distribución final de puntos por tipos de masa de agua se presenta en la Figura 1. En la Tabla 3 se resume el origen de los nuevos puntos propuestos. Esta red es representativa tanto de la tipología establecida por el RD 817/2015 (Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio ambiente 2015), como de las hidrorregiones y sectores riparios propuestos por el CEDEX (2007). En la Figura 2 se muestra el mapa final de puntos por demarcación hidrográfica.

Figura 1. Distribución de puntos de referencia según tipos de ríos.

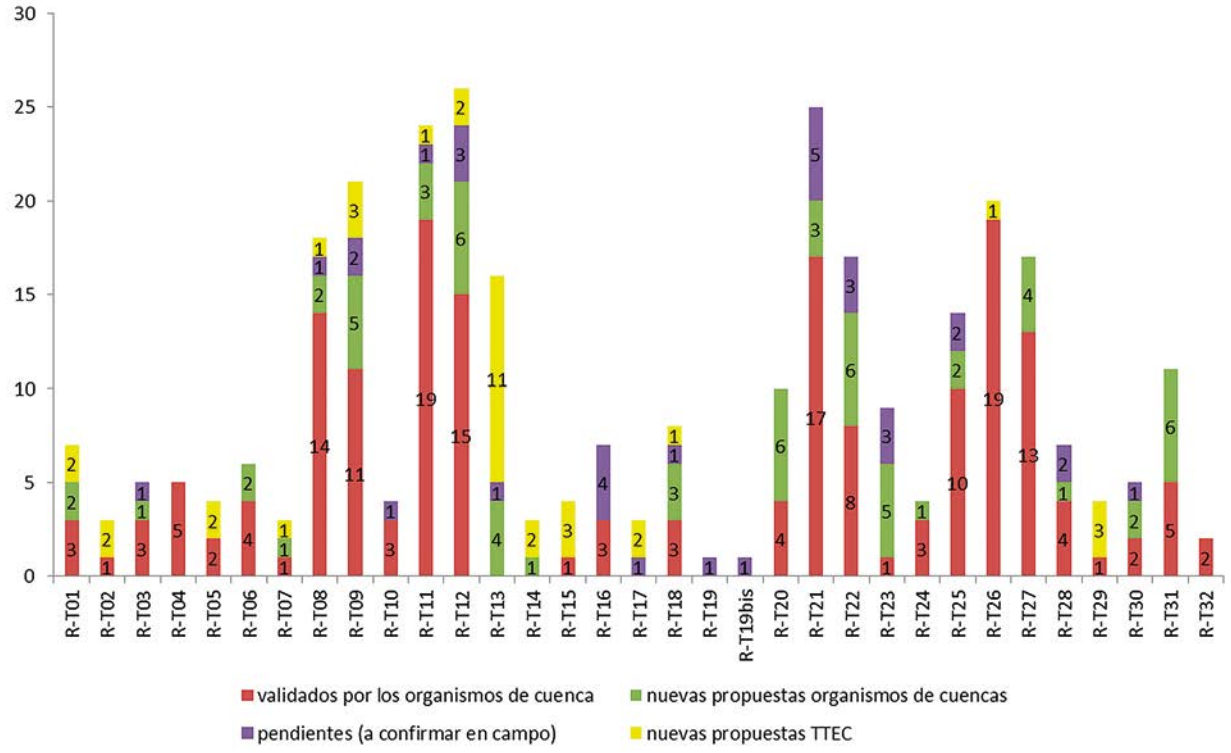
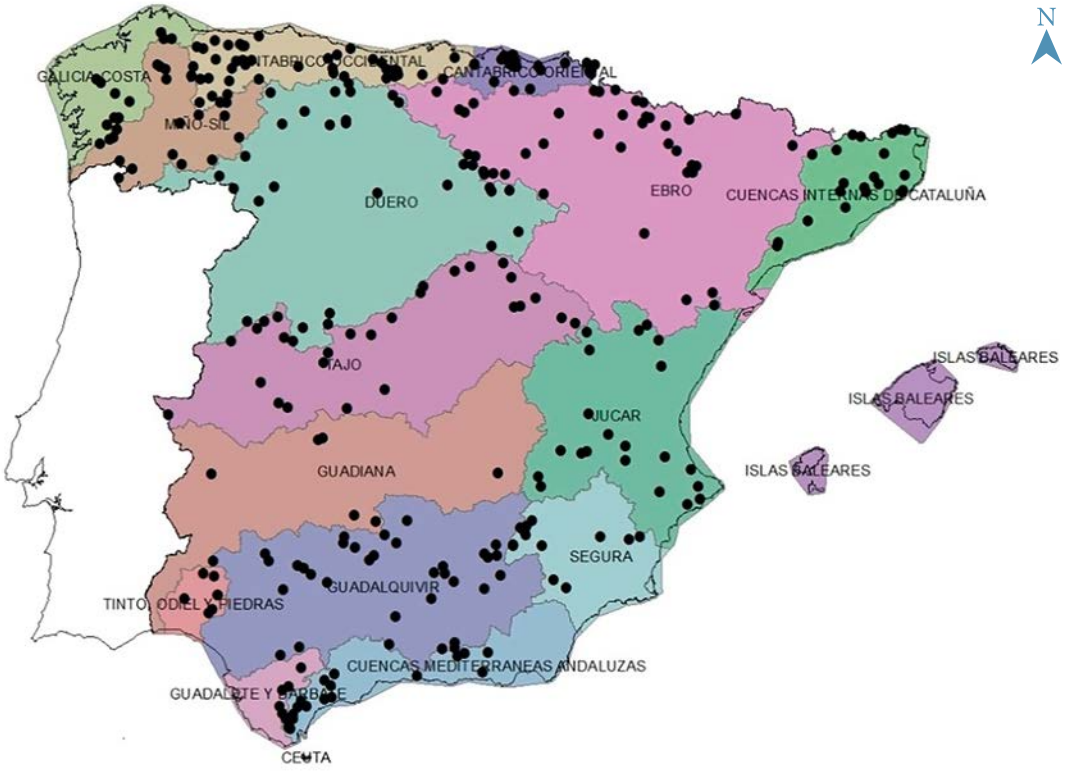


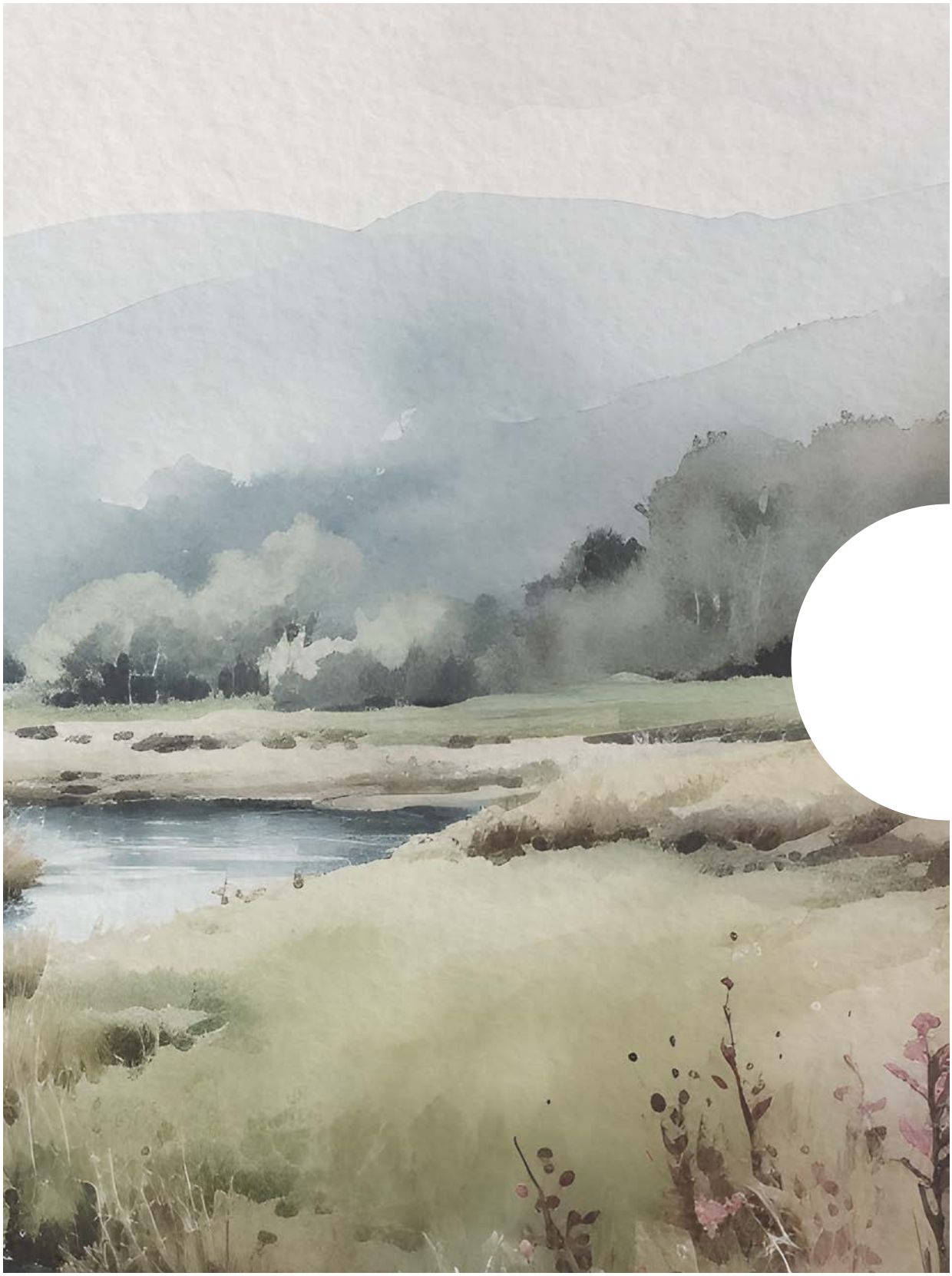
Tabla 3. Origen de los puntos propuestos por tipos.

					Nuevas propuesta Tragsatec			
Tipo DMA	Total puntos	Validados por los organismos de Cuenca	Nuevas propuestas organismos de cuenca	Pendientes (a confirmar en campo)	Tipos poco representados	Ríos salinos	Hidrorregiones	Secotres Riparios
R-T01	7	3	2				2	
R-T02	3	1			2			
R-T03	5	3	1	1				
R-T04	5	5						
R-T05	4	2			1		1	
R-T06	6	4	2					
R-T07	3	1	1		1			
R-T08	18	14	2	1				1
R-T09	21	11	5	2			3	
R-T10	4	3		1				
R-T11	24	19	3	1				1
R-T12	26	15	6	3			2	
R-T13	16		4	1		11		
R-T14	3		1		2			
R-T15	4	1			3			
R-T16	7	3		4				
R-T17	3			1	2			
R-T18	8	3	3	1			1	
R-T19	1			1				
R-T19bis	1			1				
R-T20	10	4	6					
R-T21	25	17	3	5				
R-T22	17	8	6	3				
R-T23	9	1	5	3				
R-T24	4	3	1					
R-T25	14	10	2	2				
R-T26	20	19					1	
R-T27	17	13	4					
R-T28	7	4	1	2				
R-T29	4	1			2	1		
R-T30	5	2	2	1				
R-T31	11	5	6					
R-T32	2	2						
TOTAL	314	177	66	34	13	12	10	2

Figura 2. Localización de puntos de muestreo de la red de referencia en demarcaciones hidrográficas.



o



3. Campaña de reconocimiento inicial

En 2019 se visitaron 310 puntos de muestreo en ríos para obtener información sobre el estado de las masas de agua y detectar presiones antrópicas no detectables en trabajos de gabinete. Durante estas visitas, se identificaron presiones significativas en 10 puntos del subprograma de referencia, aconsejando su exclusión para evitar distorsiones en los valores de referencia de los tipos de masas de agua correspondientes. Estas presiones incluyeron mal estado ecológico por presencia de macrófitos indicadores de eutrofización, puntos en zonas agrícolas, modificaciones graves del cauce y ubicaciones dentro de núcleos urbanos, entre otras. Las presiones detectadas se tuvieron en cuenta durante el posterior proceso de validación. Se pueden consultar en la Tabla 4 y, con más detalle, en el *Informe de muestreos de 2019* y su *anexo fotográfico*.

Tabla 4. Presiones detectadas en campo.

Código Refcon	Código punto	Gestión	Tipo	Presiones detectadas
ta01r	PROVSAL4	Tajo	R-T13	Canalizado y en zona agrícola. Agua estancada.
ju07r	JU06140032	Júcar	R-T09	La apariencia global es de mal estado ecológico. Condiciones hidromorfológicas deficientes (paso entubado y orillas modificadas). Proliferación masiva de Cladophora, con cobertura cercana al 100%. Residuos sólidos y probable vertido urbano al punto.
du15r	DU03150001	Duero	R-T12	Tramo encajonado entre sembrados. Muy degradado hidromorfológicamente
eb19r	EB1387-BIO	Ebro	R-T11	Punto situado dentro de un pueblo rodeado de cultivos, hay un azud del que salen dos acequias que se llevan parte del caudal y que van paralelas al cauce. El propio río se encuentra encauzado.
eb36r	EB3017-BIO	Ebro	R-T11	Próximo a la carretera con un gran talud que modifica la ribera totalmente.
ms11r	NO01860003	Miño-Sil	R-T21	Piscina fluvial que obstaculiza totalmente el río. Tramo muy escarpado de difícil acceso con una cascada alta y estrecha. No es posible acceder a 100 m de tramo para la pesca.
ms01r	NO00720002	Miño-Sil	R-T28	En el punto hay un azud y 500 m más arriba hay una zona recreativa con una piscina fluvial. Por debajo del azud hay un desagüe de una empresa por el que se observan vertidos aceitosos directamente al cauce. El río es no vadeable en un 50% de la superficie.
ma16r	MA1057B001	Cuenca Mediterránea Andaluza	R-T13	Hay acumulación de residuos sólidos urbanos. Zona de baño.
ju23r	PROVNOSAL3	Júcar	R-T10	Aguas arriba del punto establecido (a unos 500 m) el río está seco. El punto de muestreo está entre un área de recreo y un pozo donde extraen agua. El río se mantiene porque el pozo extrae agua para la zona de recreo, ya que hay toda una industria turística en la zona (parking, restaurantes, etc.). Totalmente artificial.
eb06r	EB0816-BIO	Ebro	R-T26	Se encuentra aguas abajo de un gran azud. El tramo está dentro de una población, rodeado de casas y merenderos.



Además, otros dos puntos resultaron inaccesibles para los equipos de muestreo. Estos puntos no se excluyeron de la red de referencia, sino que se sometieron al proceso de validación igualmente. Se presentan en la Tabla 5.

Tabla 5. Puntos de difícil acceso para los equipos de muestreo.

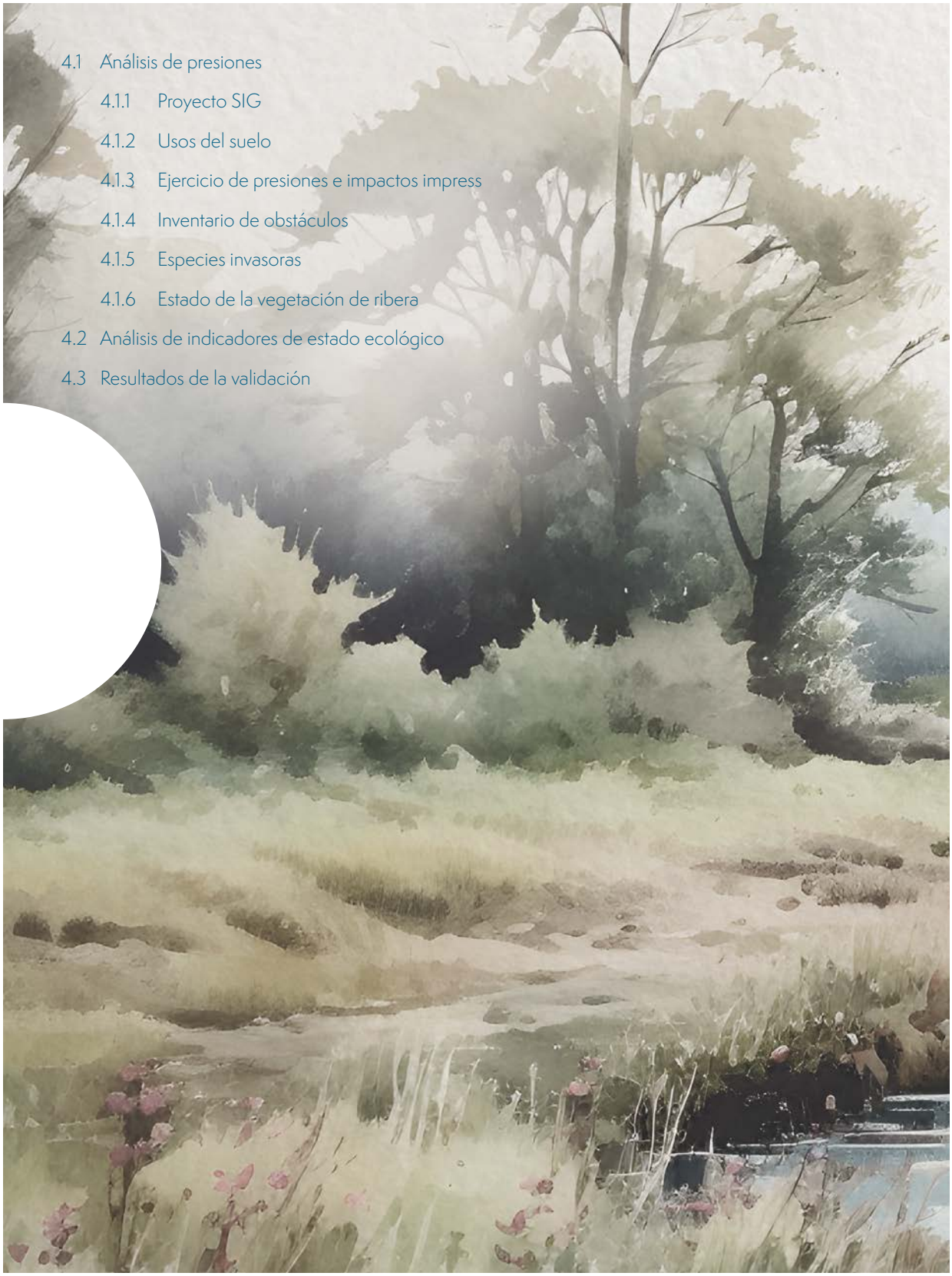
Código Refcon	Código punto	Gestión	Tipo	Presiones detectadas
cc03r	100001010	Cuencas Internas de Cataluña	R-T26	Acceso al punto muy complicado. Los tributarios están secos, los dos primeros no parecen tener agua más que en episodios tormentosos y el tercero tiene un azud.
cc08r	110020510	Cuencas Internas de Cataluña	R-T09	Sucesión de cascadas y pozas encajonada en una pared vertical de difícil acceso. Al inicio del tramo hay un azud de más de 3 m de altura insalvable para peces.

Con el fin de mejorar la representatividad de los tipos más impactados y que tenían pocos puntos en la red, se definieron dos puntos nuevos de muestreo, uno en el tipo 5 (Ríos manchegos) y otro en el tipo 7 (Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud). Son los puntos que se presentan en laTabla 6.

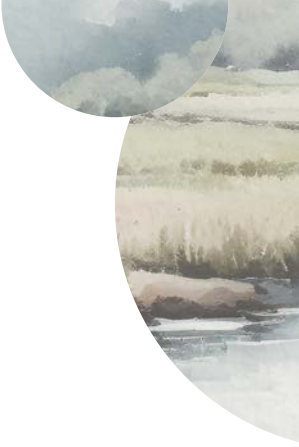
Tabla 6. Puntos nuevos añadidos durante las visitas de campo de la campaña inicial 2019 con el fin de mejorar la representatividad de algunos tipos deficientes en puntos de muestreo.

Código Refcon	Nombre punto	x UTM	y UTM	Huso	Tipo
ju20r	Rambla de Ayora	666349.91	4324181	30	R-T05
gv28r	Arroyo de Cárdena	383373.45	4236492.98	30	R-T07

o



4.1 Análisis de presiones
4.1.1 Proyecto SIG
4.1.2 Usos del suelo
4.1.3 Ejercicio de presiones e impactos impress
4.1.4 Inventario de obstáculos
4.1.5 Especies invasoras
4.1.6 Estado de la vegetación de ribera
4.2 Análisis de indicadores de estado ecológico
4.3 Resultados de la validación



4. Estudio validación de estaciones de referencia

Antes de la primera campaña de muestreos realizada en 2019 se llevó a cabo un proceso de selección inicial después del cual la red resultante de puntos de muestreo de referencia en masas de agua de la categoría ríos contenía 314 puntos, de los cuales 177 fueron validados por las Confederaciones Hidrográficas, 66 eran nuevas propuestas de las Confederaciones, 34 fueron señalados por los organismos de cuenca como pendientes de confirmación en campo y 37 eran nuevas propuestas realizadas por TRAGSATEC. El proceso de validación se aplicó a los 314 puntos que conformaron la red de muestreo Refcon del 2019, más los 35 puntos excluidos del primer muestreo por pertenecer a tipos de masa de agua sobrerrepresentados y 2 puntos nuevos creados en campo durante la campaña inicial (Tabla 6).

El proceso de validación realizado constó de dos partes:

- Análisis de presiones e impactos para el descarte de puntos impactados y
- Análisis de indicadores de calidad, en el que se ratificó o se rechazó la consideración de referencia de los puntos escogidos para la red utilizando los valores disponibles de los diferentes elementos de calidad biológicos y fisicoquímicos.

A continuación, se resumen los pasos seguidos para la validación.

4.1. Análisis de presiones

4.1.1. Proyecto SIG

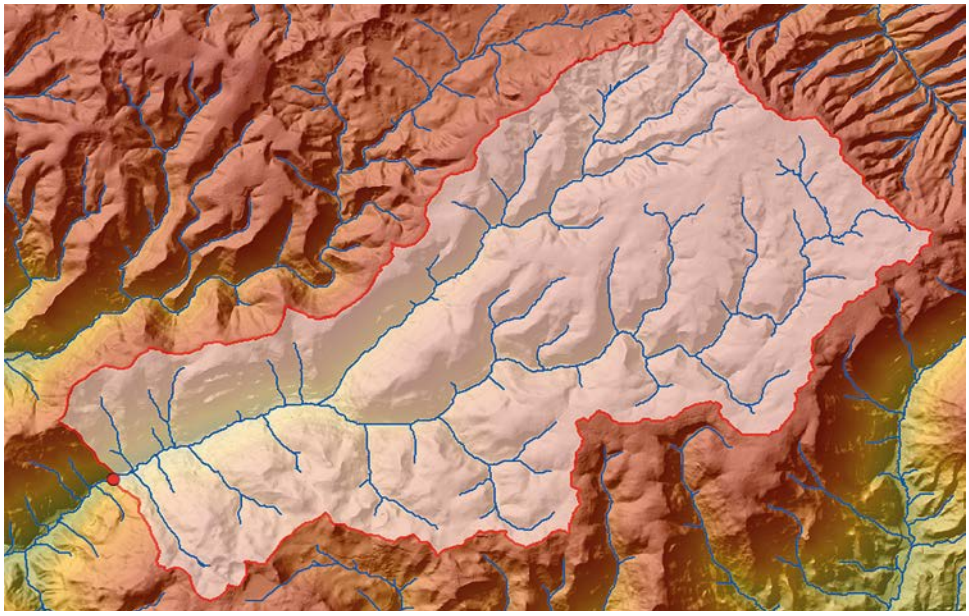
El estudio comenzó calculando las cuencas de drenaje aguas arriba de cada punto para evaluar la influencia de los usos del suelo y otras presiones en ellas. Se creó un modelo digital del terreno (MDT) con una malla de 10 metros a partir del MDT del IGN de 5 metros (Figura 3). Este modelo, disponible por hojas, se combinó en un único raster para el territorio peninsular español y se almacenó en una Geodatabase de ESRI. La red hidrográfica teórica se generó a partir del MDT al reducir la resolución espacial a 10 metros mediante un "Resample". Se aplicaron varios procesos de ArcGIS, incluyendo "Fill" para eliminar huecos y sumideros, y "Flow Accumulation" para determinar la acumulación de flujo en las celdas. Se construyó la red hídrica utilizando un condicional con la herramienta "Con", clasificando celdas según la acumulación de flujo. Se generó un vector entre los resultados de la acumulación de flujo y el condicional con "Stream to Feature". El modelo resultante incluyó un modelo de acumulación y la red hidrográfica, que fueron útiles para el cálculo de las cuencas de drenaje.

Figura 3. MDT empleado en el estudio.



Después de preparar los datos básicos, se procedió al cálculo de las cuencas de las masas de agua filtradas por el equipo científico. Se creó una capa de puntos que incluía los puntos de desfogue de cada masa de agua. Luego, se desarrolló un nuevo modelo de procesado en ArcGIS para automatizar la tarea, definiendo así las cuencas de drenaje aguas arriba de cada punto de desfogue (Figura 4). Este proceso generó una capa raster de la cuenca hidrográfica aguas arriba de cada punto, que se transformó a formato vectorial.

Figura 4. Ejemplo de cuenca de drenaje generada. En rojo aparece el punto de desfogue y en azul intenso la red hidrográfica. Como capa base aparece el MDT.



4.1.2. Usos del suelo

En el estudio, se evaluaron las presiones de fuentes difusas mediante el análisis de usos del suelo utilizando el Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE). Se utilizó la versión SIOSE 2014. Los datos se descargaron por comunidad autónoma, se fusionaron en una capa única para la península y se analizaron a una escala de referencia de 1:25.000. Se reclasificaron las categorías de SIOSE en unas nuevas para el estudio.

Se realizaron cálculos con ArcGIS para obtener datos de ocupación del suelo en las cuencas. Los usos del suelo con regadío se procesaron con FME para extraer polígonos de SIOSE con ocupación total o parcial de regadío. Se aplicaron filtros para obtener superficies ocupadas por el regadío y se clasificaron las áreas de regadío y secano. Estos datos se integraron con los obtenidos previamente para evaluar cada estación de referencia según criterios establecidos para categorías de uso del suelo.

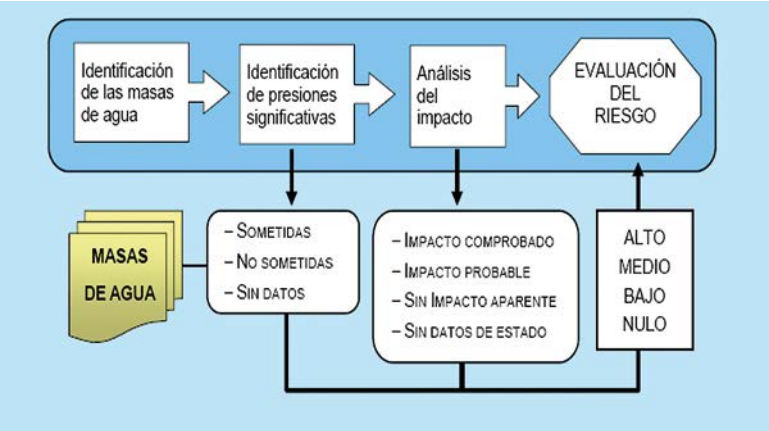
4.1.3. Ejercicio de presiones e impactos IMPRESS

Se realizó un análisis integral de las presiones e impactos en las estaciones de referencia para su validación basándose en los datos de IMPRESS 2 PHC del segundo ciclo de planificación hidrológica. Este análisis se aplicó a todos los puntos de referencia, tanto los validados en el proyecto de 2005-2008 como los nuevos candidatos.

El análisis IMPRESS identifica presiones significativas en cada masa de agua, clasificadas en siete grupos según la Directiva 2000/60/CEE (Unión Europea 2000). Se consideró el tipo y la magnitud de cada presión, evaluando la magnitud mediante umbral y parámetro específico. Las presiones se analizaron para los puntos de referencia, evaluando si había presión global y el tipo de presión. Las masas de agua se clasificaron en tres grupos según presiones significativas.

También, se evalúa el impacto de las presiones en cada masa de agua en relación con los Objetivos Medioambientales (OMA) mediante resultados de control y vigilancia de las aguas de las distintas administraciones hidráulicas. Las masas de agua se clasifican en tres grupos según el impacto: con impacto comprobado (incumplen la normativa), con impacto probable (posiblemente incumplen los OMA de la DMA) y sin impacto aparente (se prevé que cumplan los OMA de la DMA). Se utiliza el esquema de la Figura 5 en el proceso IMPRESS.

Figura 5. Esquema de la evaluación de impactos IMPRESS.



En el estudio de validación de estaciones de referencia, se considera la presencia de impactos significativos en las masas de agua evaluadas. Se clasifican las masas de agua según tengan impactos significativos (1), no tengan impactos significativos (0) o no dispongan de datos (NA).

4.1.4. Inventario de obstáculos

Para complementar el análisis IMPRESS 2PHC, se utilizó el inventario de obstáculos revisado y actualizado mediante el proyecto "Inventario de Obstáculos Transversales y Obras Longitudinales de defensa en cuencas intercomunitarias" (Dirección General del Agua, 2019). Esta base de datos contiene la caracterización de obstáculos transversales y longitudinales en cursos fluviales de cuencas intercomunitarias españolas, verificados en campo en algunos casos.

Se reconoce que las grandes presas afectan la conectividad fluvial y perturban los ecosistemas aguas abajo, por ello en este estudio, la presencia de obstáculos se ha considerado como una presión adicional, sin excluir puntos solo por esta razón. Las premisas aplicadas son:

- Obstáculos transversales de 10 m o más, aguas arriba del punto y dentro de la misma masa de agua.
- Obstáculos transversales de 2 m o más, hasta 1000 m aguas arriba del punto de muestreo.
- Obstáculos transversales de 2 m o más, aguas abajo, dentro de la misma masa de agua y sin escalas para peces (se presume que afectan principalmente a la ictiofauna).
- Obstáculos longitudinales de 100 m o más, en la misma masa de agua que el punto.

4.1.5. Especies invasoras

Las especies invasoras son organismos que se desarrollan fuera de su área natural, afectando los ecosistemas y teniendo impactos adversos en las especies nativas. Aunque algunos recomiendan excluir áreas con la presencia de especies invasoras, existe controversia sobre su papel en la definición de condiciones de referencia. Algunas instituciones, como la Agencia Catalana del Agua, excluyen solo aquellas masas de agua donde las especies invasoras son dominantes. En este estudio, se aplicó un criterio de penalización en lugar de exclusión, considerando todas las especies del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras y los datos de muestreo de NABIA 2013-2017 y Refcon 2019.

4.1.6. Estado de la vegetación de ribera

Para evaluar el estado de la vegetación de ribera en las estaciones de referencia, se utilizó un estudio del CEDEX que analiza las comunidades vegetales riparias en las cuencas hidrográficas españolas (CEDEX 2007). Se empleó la capa de "Teselas de Vegetación de Ribera", que selecciona tramos con manifestaciones de vegetación riparia debido a su interés estructural, florístico, ecológico o representativo. Cada tramo de estudio recibió una valoración basada en su estado de conservación y valores ecológicos, naturales o científicos. Las categorías fueron:

A. Tramo con vegetación riparia magníficamente conservada, cercana a la comunidad climática óptima.

B. Tramo con degradación media, con formaciones correspondientes a las primeras etapas de degradación.

C. Situación representativa, para formaciones claramente alteradas y representativas de etapas de degradación intensa.

Las estaciones de referencia coincidentes con teselas de vegetación de ribera fueron verificadas, considerando solo positivamente el cumplimiento en el área de vegetación de ribera. Las estaciones dudosas se incluyeron en la lista final si cumplían con los criterios esperados de vegetación de ribera (categoría A o A/B), sin ser excluidas solo por no cumplir con estos criterios. Se priorizó la inclusión basándose en otros criterios del estudio.

4.2. Análisis de indicadores de estado ecológico

Para el análisis de indicadores de estado ecológico, se examinaron los datos disponibles en NABIA, se tuvieron en cuenta los indicadores fisicoquímicos y biológicos, a excepción del índice basado en macrófitos IBMR, que cuenta con muy pocos datos en NABIA. La disponibilidad de datos en NABIA para cada punto e indicador es muy diversa. En algunos puntos se midieron muchos parámetros durante varios años mientras que de otros puntos no había ningún dato. En el caso de disponer de varias medidas, se utilizó la media aritmética para clasificar la categoría de estado ecológico. Se esperaba que todos los puntos seleccionados durante la validación presentaran un estado "Muy Bueno". De no ser así, se valoró la posibilidad de substituir los puntos que presentaran peor estado por otros que presentaran un estado mejor. Este ejercicio se realizó caso por caso, teniendo en cuenta la disponibilidad de puntos por tipo de masa de agua. Se utilizaron datos de la campaña de muestreo Refcon 2019 para complementar el análisis de NABIA. Cada indicador contó con una medida puntual, excepto pH y O_2, que tenían 2 medidas, obteniéndose la media aritmética. Cuando la clasificación resultante de estos datos resultó diferente a la de NABIA, se consideró el valor más bajo para la validación.

4.3. Resultados de la validación

De un total de 351 estaciones analizadas, 290 se validaron, 34 se propusieron para ser excluidas y 27 se conservaron como estaciones provisionales. Éstas presentaron presiones y deberán ser analizadas con mayor profundidad cuando se disponga de más datos. Los resultados por tipo y en mayor detalle de este estudio, pueden consultarse en el informe titulado *Estudio, validación y selección final de estaciones de referencia en ríos* realizado en 2020 como parte del presente proyecto.

Una vez finalizado el proceso de validación y por requerimientos del proyecto, se debieron añadir otros puntos a la red por cirscunstancias diversas:

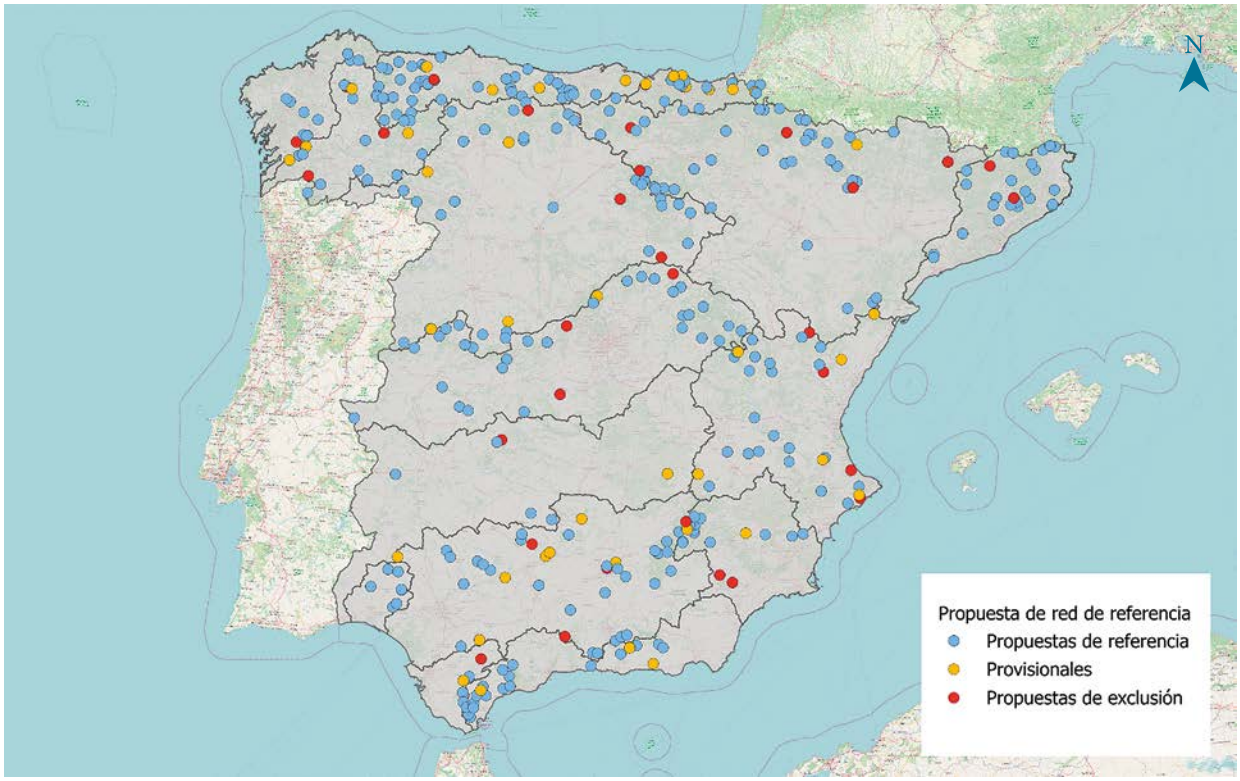
- Se recuperaron los 3 puntos GV08610002 (gv01r), NO00660003 (cn13r) y R_BARR (gc05r), que en principio habían sido excluidos, por tratarse de localizaciones esenciales para completar la red de seguimiento del cambio climático. Estas estaciones fueron seleccionadas siguiendo la metodología MARXAN (Ball and Possingham 2000), que tiene en cuenta criterios geográficos y ecológicos para la

creación de redes de muestreo. El proceso de selección detallado se puede consultar en el *Informe de selección de marcadores y estaciones de seguimiento de CC en ecosistemas acuáticos*.

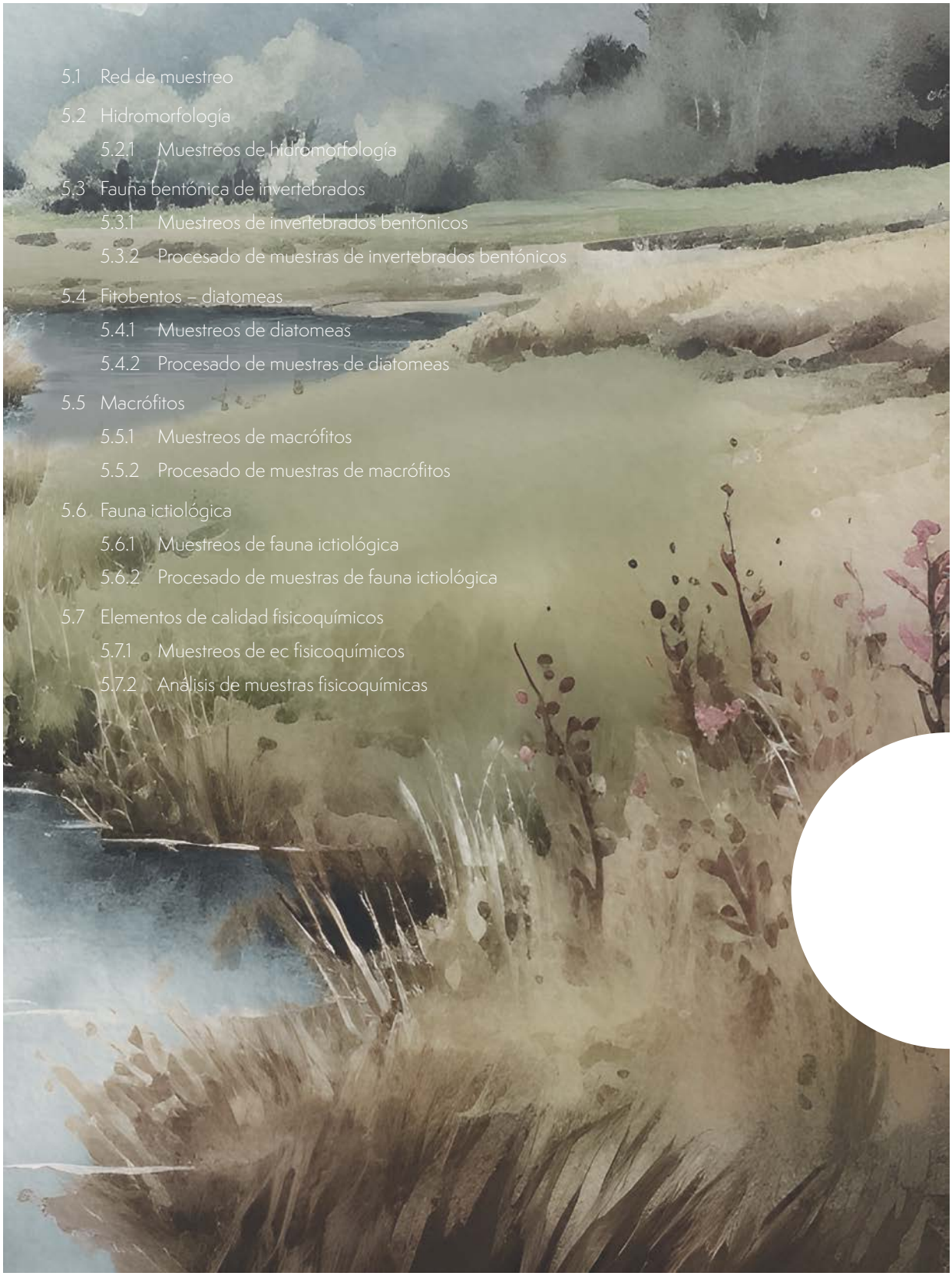
- Se incluyeron los siguientes 7 puntos por ser necesarios para completar la red de seguimiento de depósito atmosférico (NEC): NO00560009 (cn61r), NAL060 (cn62r), URU004 (cn63r), DU05260001 (du31r), EB2211-BIO (eb40r), JU05920001 (ju24r) y TUS1 (se14r). La selección de estos puntos para la red NEC se detalla en el Informe de selección de la red de muestreo e indicadores para la evaluación de los efectos de la contaminación atmosférica en ríos y lagos.
- Por último, a lo largo de los siguientes 4 años de muestreo (2020-2023), surgió la necesidad de añadir 5 nuevos puntos a la red para subsanar la imposibilidad de muestreo de puntos secos o no vadeables. Los nuevos puntos incorporados fueron SEG6 (se16r), REFCON091R (ma21r), JU05880008_1 (ju31r), JU05460003 (ju32r) y REFCON092R (ju33r).

Con todo ello, la red de referencia resultante consta de **332** puntos, de los cuales 290 son puntos validados (sin presiones) y 42 son provisionales. En la Figura 6 se muestra la localización de los puntos de la red y en el Anexo 1 (pág 167) se pueden consultar sus códigos, nombres, tipos y coordenadas.

Figura 6. Red de referencia validada donde se diferencian los puntos validaddos (en azul), los provisionales (en naranja) y los propuestos para ser excluidos (en rojo)



o



5.1 Red de muestreo
5.2 Hidromorfología
5.2.1 Muestreos de hidromorfología
5.3 Fauna bentónica de invertebrados
5.3.1 Muestreos de invertebrados bentónicos
5.3.2 Procesado de muestras de invertebrados bentónicos
5.4 Fitobentos – diatomeas
5.4.1 Muestreos de diatomeas
5.4.2 Procesado de muestras de diatomeas
5.5 Macrófitos
5.5.1 Muestreos de macrófitos
5.5.2 Procesado de muestras de macrófitos
5.6 Fauna ictiológica
5.6.1 Muestreos de fauna ictiológica
5.6.2 Procesado de muestras de fauna ictiológica
5.7 Elementos de calidad fisicoquímicos
5.7.1 Muestreos de ec fisicoquímicos
5.7.2 Análisis de muestras fisicoquímicas



5. Resumen de trabajos de campo y laboratorio

5.1. Red de muestreo

Como se ha explicado en el apartado *3. Campaña de reconocimiento inicial*, la campaña de 2019 sirvió para hacer una primera exploración de toda la red. Una vez realizado el examen presencial de las estaciones y el estudio de validación (apartado *4. Estudio de validación de estaciones de referencia*), las siguientes campañas (2020-2023) se destinaron a la recopilación del grueso de datos del presente proyecto.

Cada año se seleccionaron entre 200 y 300 puntos para ser muestreados. La selección se llevó a cabo siguiendo dos objetivos:

1. Maximizar la representatividad de todos los tipos de río.
2. Obtener un número significativo de series temporales completas de 5 años de muestreo.

Cada año se realizaron 2 visitas a los puntos de la red. La primera, a la que llamamos muestreo biológico-1, para los muestreos de parámetros fisicoquímicos, macroinvertebrados, macrófitos, diatomeas e hidromorfología (este último elemento solo en 2019 y 2023). La segunda visita, a la que nos referimos como biológico-2, fue para los muestreos de ictiofauna.

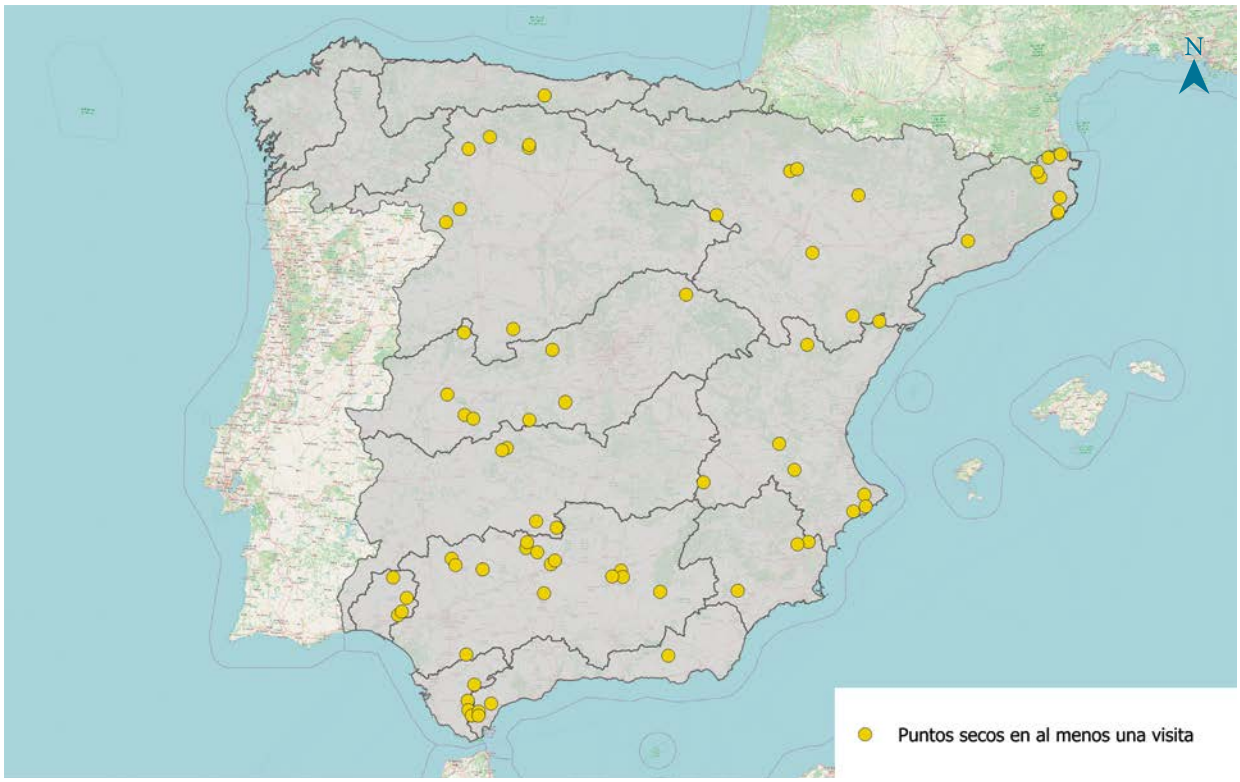
Algunos muestreos no se pudieron realizar por encontrarse los ríos secos, no vadeables, ser el punto inaccesible o por la detección en campo de nuevas presiones. En la Tabla 7 se muestra un resumen de las diferentes situaciones dadas en cada año de muestreo. Para más detalles sobre una campaña concreta, se puede consultar el Informe de resultados correspondiente.

Tabla 7. Resumen de puntos muestreados y visitados en cada año de campaña. La columna "Otros" recoge puntos inaccesibles, presionados y no muestreados a causa de lluvias recientes.

Año	Biológico 1				Biológico 2			
	Muestreados	Secos	No vadeables	Otros	Muestreados	Secos	No vadeables	Otros
2019	217	25	8	10	203	33	9	12
2020	193	7	2	17	187	14	4	1
2021	230	0	2	0	238	7	4	0
2022	236	3	4	0	283	4	2	0
2023	218	6	0	0	188	13	5	0
Total	**1094**	**41**	**16**	**27**	**1099**	**71**	**24**	**13**

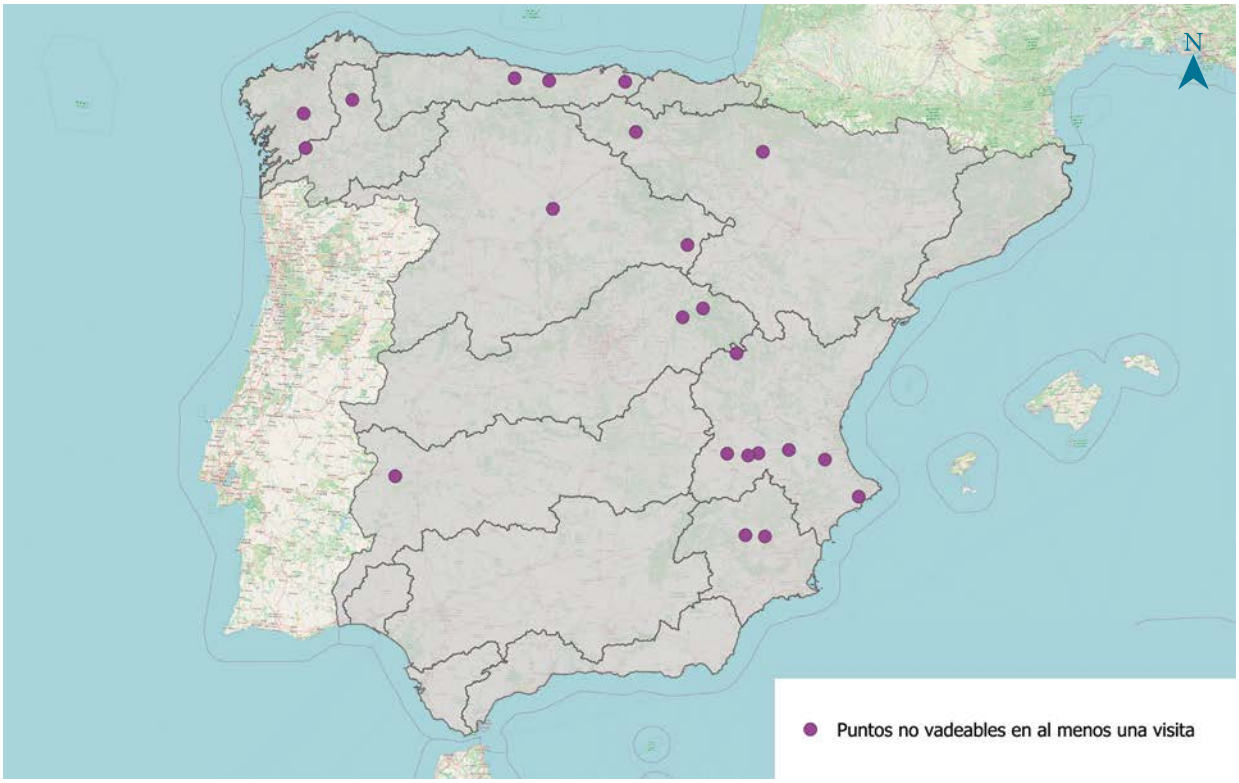
Como cabe esperar de una zona con gran influencia del clima mediterráneo como es la península ibérica, la red de referencia incluye un conjunto de ríos temporales con un grado de estacionalidad muy diverso. En la Figura 7 se muestra un mapa donde se han señalado los ríos que se encontraron secos al menos una vez durante los muestreos del proyecto (2019-2023).

Figura 7. Ríos encontrados secos al menos una vez durante las visitas del periodo de muestreo del proyecto Refcon (dos visitas anuales entre 2019 y 2023).



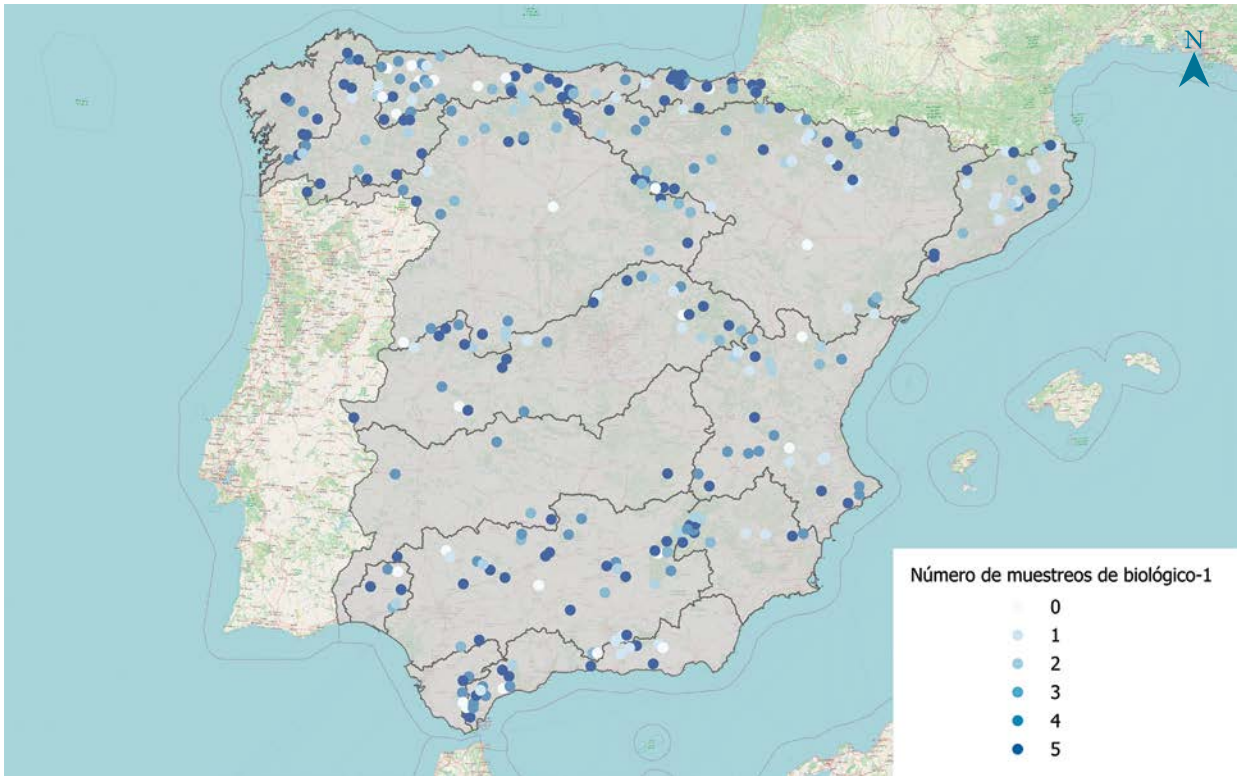
Otra de las razones por las que algunos muestreos no se pudieron realizar, fue la no vadeabilidad de algunos puntos de la red de referencia. En la Figura 8 se muestran aquellos ríos que fueron designados como no vadeables al menos una vez durante el periodo de estudio (2019-2023).

Figura 8. Ríos que fueron no vadeables al menos una vez durante las visitas del periodo de muestreo del proyecto Refcon (dos visitas anuales entre 2019 y 2023).



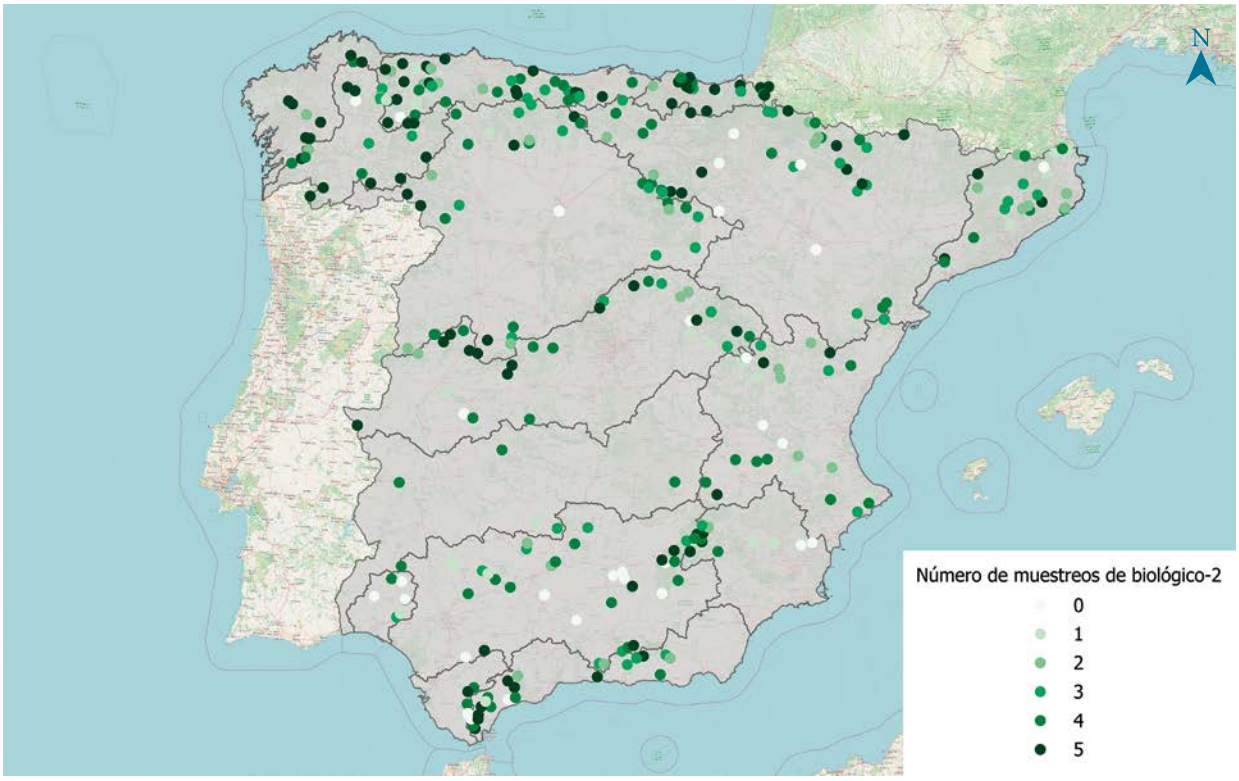
Para los elementos de calidad biológicos macroinvertebrados, macrófitos y diatomeas, pertenecientes al muestreo biológico 1, se alcanzó una buena representatividad para la mayoría de tipos, ya que se dispone de un mínimo de 10 muestreos (T14 y T32) y un máximo de 121 muestreos (T12). No es así para los tipos T19 y T19bis, que cuentan con 5 muestreos, el T17 y el T07, que cuentan con 6 y 9 muestreos respectivamente. Esto se debe a que son tipos con pocos puntos en la red de referencia por tratarse de cuencas impactadas (T19 Río Tinto, T19 bis Río Odiel y T07 Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud) o ríos caudalosos de difícil muestreo (T17 Grandes ejes en ambiente mediterráneo). Por otra parte, se consiguieron obtener series temporales de 5 años para 112 puntos de muestreo, datos de gran valor para el estudio de la variabilidad interanual y su relación con el clima. En el mapa de la Figura 9 se representa la cantidad de muestreos realizados en cada punto.

Figura 9. Mapa mostrando el número de muestreos de los elementos del biológico-1 realizados durante el proyecto Refcon (2019-2023).



En cuanto a la ictiofauna (*biológico 2*), también se alcanzó una buena representatividad para la mayoría de tipos, ya que se dispone de un mínimo de 10 muestreos (T07, T14 y T32) y un máximo de 138 muestreos (T12). No es así para los tipos T17 y T13, que cuentan con 7 y 8 muestreos respectivamente. Esto es debido a que son ríos caudalosos de difícil muestreo (T17 Grandes ejes en ambiente mediterráneo) y ríos que presentan altas conductividades, incompatibles con la pesca eléctrica a partir de cierto nivel (T13 Ríos mediterráneos muy mineralizados). Por otra parte, en este caso las series temporales de 5 años que se obtuvieron fueron 92. En el mapa de la Figura 10 se representa la cantidad de muestreos realizados en cada punto.

Figura 10. Mapa mostrando el número de muestreos de los elementos del biológico-2 realizados durante el proyecto Refcon (2019-2023).



5.2. Hidromorfología

La hidromorfología o gemorfología fluvial es la disciplina de la limnología centrada en el estudio de las relaciones entre geología, climatología e hidrología como creadores de paisajes fluviales y lacustres, y generadores de hábitats para la fauna y flora asociada a los ecosistemas acuáticos.

La caracterización de la calidad hidromorfológica según la DMA, incluye la evaluación de la estructura física, así como el régimen de caudales asociados a los ecosistemas fluviales. Por ello, también se incluye la evaluación de las actividades humanas que, de alguna manera, modifican las dinámicas naturales fluviales.

La hidromorfología es la base de cualquier sistema fluvial, ya que es un elemento que estructura las comunidades y procesos biológicos que se dan en el sistema.

La DMA en el anexo V, establece que para los ríos se deben considerar los siguientes tres elementos de calidad hidromorfológica:

- Régimen hidrológico.
  - Caudales e hidrodinámica del flujo de las aguas.
  - Conexión con masas de agua subterránea.
- Continuidad del río.

- Condiciones morfológicas.
  - Variación de la profundidad y anchura del río.
  - Estructura y sustrato del lecho del río.
  - Estructura de la zona ribereña.

Protocolos

- Índice QBR, de evaluación del estado del bosque de ribera (Munné *et al.*, 1998; Suárez-Alonso & Vidal-Abarca, 2000; Munné *et al.*, 2003).
- Índice de hábitat fluvial (IHF) El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. (Isabel Pardo *et al.*,2002) Limnetica 21(3-4): 115-133 (2002)
- Subtramo hidromorfológico según el Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos código: M-R-HMF-2019
- Norma Europea, EN 14614: 2004. Water Quality. Guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers. Traspuesta por AENOR, AEN/CTN 77 Medio Ambiente en norma española UNE-EN 14614: 2005. 21 pp.
- Norma Europea, EN 15843: 2010. Water Quality. Guidance standard on determining the degree of modifications of river hydromorphology. Traspuesta por AENOR, AEN/CTN 77 Medio Ambiente, en norma española UNE-EN 15843: 2010. 26 pp.

5.2.1. Muestreos de hidromorfología

Los muestreos de hidromorfología se han realizado mediante observación directa, en el terreno, de los diferentes elementos a evaluar.

Es recomendable aproximarse al estudio hidromorfológico del río de más lejos a más cerca. Una primera visión y observación del curso fluvial desde una zona alta, o en su defecto, mediante fotografía aérea para entender el tramo a estudiar en un contexto territorial y de cuenca mas amplio.

Observación de la litología y gemorfología fluvial en el contexto del valle que recorre el río y desde ahí aproximarse a las orillas para terminar en el interior del cauce.

Mediante recorridos a pie transversales (perpendiculares) al cauce se observa la conectividad del río con su entorno mas cercano a través de la humedad generada, y como esta crea unas bandas de vegetación paralelas al cauce graduales según la distancia a la lámina de agua. Se anotan las observaciones geomorfológicas y las principales especies de flora y la conexión entre los estratos de vegetación.

Mediante recorridos paralelos al cauce se observa la conectividad longitudinal de la vegetación a lo largo de las orillas, los procesos erosivos y de sedimentación del río. Se mide la zonificación del río (cauce activo, ribera funcional y ribera topográfica) y se anotan, también, las principales especies de flora.

Por último, se recorre el lecho del curso fluvial para observar y valorar el sustrato, su tamaño y su movilidad. Se diferencian los diferentes hábitats acuáticos para la fauna acuática y los depósitos de sedimentación en el interior del cauce, barras, islas, etc.

Los muestreos de hidromorfología en ríos se realizaron durante las campañas de muestreo de los años 2019 y 2023.

Se han evaluado dos indicadores hidromorfológicos y la parte de subtramo del Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos:

- Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR)
- Índice de hábitat fluvial (IHF)
- Subtramo hidromorfológico según el Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos código: M-R-HMF-2019

A efectos de lo requerido para evaluar la hidromorfología en ríos según el 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, solamente se tiene en cuenta el Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR). Por ello, en el presente informe se presentarán exclusivamente la metodología y conclusiones de los resultados del Índice QBR.

Del Indice de hábitat fluvial y de los subtramos de hidromorfología se presentarán los resultados generales obtenidos y que han servido de complemento para evaluar con mas detalle los puntos muestreados.

EL ÍNDICE DE CALIDAD DEL BOSQUE DE RIBERA (QBR)

El índice QBR es un índice de fácil y rápida aplicación, utilizable por una amplia gama de profesionales sin una excesiva especialización en vegetación y flora. Aunque en su diseño se procuró que no primara la composición taxonómica de la vegetación, es indudable que un buen nivel de conocimiento de la flora es indispensable. (Munné, Solà & Prat, 1998).

El índice consta de cuatro apartados que incluyen diferentes aspectos cualitativos del estado de la zona de ribera:

- El porcentaje de cobertura vegetal.
- La estructura de la cubierta.
- El grado de naturalidad respecto a especies y comunidades potenciales.
- El grado de alteración del canal fluvial desde un punto de vista físico.

A cada uno de estos apartados se le asigna un valor comprendido entre 0 y 25, de tal manera que el valor resultante de los cuatro apartados puede oscilar entre 0 y 100. (Munné, Solà & Prat, op. cit.).

5.3. Fauna bentónica de invertebrados

Los macroinvertebrados son un grupo de invertebrados de un tamaño relativamente grande (visible al ojo humano), no inferior a 0,5 mm. Comprenden principalmente artrópodos (insectos, arácnidos y crustáceos) junto a oligoquetos, hirudíneos y moluscos y con menor frecuencia, celentéreos, briozoos o platelmintos. Se trata de uno de los grupos biológicos más ampliamente utilizados como indicadores de calidad del agua, puesto que son uno de los principales grupos en términos de abundancia y riqueza de especies en ríos y por su amplia distribución (tanto geográfica como en diferentes tipos de ambientes). Además, el hecho de presentar una taxonomía bien conocida y ofrecer metodologías de recolección e identificación fáciles y económicamente accesibles los hace un grupo de estudio propicio.

Protocolos

- UNE – EN 10870: 2012 – Directrices para la selección de métodos y dispositivos de muestreo de macroinvertebrados bentónicos en agua dulce.
- UNE – EN 16150: 2012 – Orientaciones para el muestreo de macroinvertebrados bentónicos en ríos vadeables por prorrateo de las superficies de cobertura de los hábitats presentes
- Protocolo de muestreo y laboratorio de invertebrados bentónicos en ríos vadeables (Código: ML-Rv-I-2013).
- UNE – EN 8689-1: 2000 – Parte 1. Guía para la interpretación de los datos relativos a la calidad biológica a partir de estudios de macroinvertebrados bénticos.
- UNE – EN 8689-1: 2000 – Parte 2. Guía para la presentación de los datos relativos a la calidad biológica a partir de estudios de macroinvertebrados bénticos.
- Protocolo para el cálculo del índice IBMWP (Código: IBMWP-2013).
- Protocolo de cálculo del índice multimétrico específico del tipo de invertebrados bentónicos en ríos (Código: METI-2015).
- Asistencia técnica para el cálculo y adaptación del índice de macroinvertebrados bentónicos IMMi-T para todas las tipologías de ríos españoles. Ref.: TEC000431.

5.3.1. Muestreos de invertebrados bentónicos

El muestreo de invertebrados bentónicos se realiza seleccionando un tramo representativo de las características de la masa de agua con una longitud de aproximadamente 100 m. En este tramo se llevan a cabo 20 unidades de muestreo o kicks con la ayuda de una red de 500 micras de luz de malla.

Antes de iniciar el muestreo deben identificarse todos los hábitats existentes en el tramo. Estos hábitats son los siguientes:

1. Sustratos duros
2. Detritos vegetales
3. Orillas vegetadas
4. Macrófitos sumergidos
5. Arena y otros sedimentos

Es muy importante que el tramo de río seleccionado posea todos o la mayor parte de los hábitats indicados puesto que esto permitirá recoger la máxima diversidad de organismos. En función de las coberturas (%) de los cinco tipos de hábitat en la estación de muestreo, se determina el número de kicks que hay que tomar en cada tipo de hábitat (cada 5% de la superficie ocupada por un hábitat corresponde a un kick).

El muestreo se inicia aguas abajo del tramo a estudiar y se realiza remontando el río, removiendo el sustrato con los pies o con las manos delante de la red, el contenido es vaciado frecuentemente en bateas blancas de plástico para evitar la colmatación de la red. Se muestrean todos los hábitats presentes en el río en función de su representatividad, la técnica de muestreo también se adapta al tipo de hábitat. Una vez terminado el muestreo se introduce la muestra en botes con cierre hermético y boca ancha usando como conservante alcohol etílico al 96%.

5.3.2. Procesado de muestras de invertebrados bentónicos

Una vez en laboratorio se procede a la separación, identificación y recuento de los especímenes presentes en la muestra recogida. Con las medidas de protección necesarias, se procede a abrir el recipiente y a verter la muestra sobre la torre de tamices (de 5 mm, 1 mm y 0,5 mm) dejando abajo el de menor luz. Luego, se lava la muestra con agua abundante, separando los organismos de los restos de detritos, piedras y arena que hayan quedado hasta que la muestra se haya separado en las respectivas fracciones en los tamices. Se vierte el contenido de cada tamiz en las respectivas bandejas de fracción gruesa (> 5 mm), media (entre 5 y > 1 mm) y fina (entre 1 y 0,5 mm).

La identificación de los taxones se realiza mediante la observación de características morfológicas, utilizando una lupa binocular y siguiendo guías apropiadas de identificación al nivel requerido.

5.4. Fitobentos – Diatomeas

Las diatomeas son un grupo de algas unicelulares microscópicas que se encuentran en una gran variedad de ambientes acuáticos, incluyendo ríos, lagos, océanos y otras aguas continentales. Son uno de los grupos de algas más diversos, con más de 20.000 especies conocidas. Poseen una pared celular única, llamada frústula, compuesta por sílice que presenta una gran variedad de formas y ornamentaciones, lo que permite identificar las diferentes especies. Son fotosintéticas y desempeñan un papel importante en la producción primaria de los ecosistemas acuáticos.

Las diatomeas son excelentes indicadores biológicos de la calidad del agua en ríos porque son sensibles a los cambios ambientales. Además, diferentes especies tienen diferentes tolerancias a una amplia gama de factores ambientales como la temperatura, el pH, la salinidad, la concentración de nutrientes, la presencia de contaminantes y la velocidad del flujo del agua. Por otro lado, también son relativamente fáciles de recolectar y preparar para su análisis.

Protocolos

- UNE - EN 13946: 2004. Guía para el muestreo en rutina y el pretratamiento de diatomeas bentónicas en ríos.
- MAGRAMA (2013) Protocolo de muestreo y laboratorio de flora acuática (organismos fitobentónicos) en ríos (Código: ML-R-D-2013).
- UNE - EN 14407: 2005. Guía para la identificación, recuento e interpretación de muestras de diatomeas bentónicas de ríos.

5.4.1. Muestreos de diatomeas

Para el muestreo de diatomeas se debe seleccionar una zona del río con flujo de agua constante y abierta para recibir mayor radiación solar. El proceso de toma de muestra consiste en frotar el sustrato con un cepillo de cerdas duras para posteriormente aclararlo en un vial de 50 ml con etanol al 70%. Para elegir el sustrato se buscan piedras de buen tamaño, 20 cm^2 aproximadamente. Este proceso se repite al menos

5 veces más buscando distintas condiciones del tramo y distinta composición de las piedras en lo posible. Si las piedras del lecho son muy pequeñas se toman más piedras para aumentar la superficie total muestreada. El vial se etiqueta correctamente y se almacena en lugar fresco y oscuro hasta su envío a laboratorio.

5.4.2. Procesado de muestras de diatomeas

Para la conservación y preparación de las muestras de cara a su análisis en laboratorio se siguen las especificaciones contenidas en la Norma UNE EN 13946 Guía para el muestreo en rutina y el pretratamiento de diatomeas bentónicas de ríos.

Para la identificación, recuento e interpretación de muestras de diatomeas se siguen las especificaciones contenidas en la Norma UNE EN - 14407 Guía para la identificación, recuento e interpretación de muestras de diatomeas bentónicas en ríos. Así mismo la identificación taxonómica se realizad según los criterios establecidos en la Clave para la identificación de elementos de calidad biológicos elaborada por la Dirección General del Agua. MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE. Los datos de abundancia de taxones se obtienen tras contar un mínimo de 400 valvas.

El análisis consiste en la identificación y recuento de las diferentes especies de diatomeas presentes en la muestra. En el laboratorio se prepara la muestra para su análisis mediante una limpieza de detritos y materia orgánica, posteriormente se prepara para la observación y se seca. Se observan las diatomeas al microscopio para su identificación y recuento. El resultado final se obtiene tras introducir los datos obtenidos en el índice adecuado.

5.5. Macrófitos

Los macrófitos son organismos autótrofos que viven en ecosistemas acuáticos, excluyendo las diatomeas y el fitoplancton. El término Macrófito hace referencia a *planta macroscópica*, es decir, a organismos autótrofos de tamaño macroscópico, visibles a simple vista, ya sean individuos macroscópicos, agregados o colonias.

Se trata de un grupo muy heterogéneo constituido por grupos taxonómicos muy diversos que englo-ban cinco reinos: Monera, Protista, Plantae y Fungi (si se tienen en cuenta los líquenes acuáticos).

El grupo de los macrófitos presenta varios niveles de organización: Cormófitos (raíz, tallo y hojas; pteridófitos y angiospermas); talófitos (pluricelulares no cormófitos; algas, líquenes), briófitos (plantas no vasculares que pueden desarrollar rizoides, caulidios y filidios; musgos y hepáticas) y protófitos (procariotas y eucariotas, unicelulares, colonias o agregados; representados por cianobacterias y algunas algas).

Los macrófitos se consideran buenos indicadores de la calidad del agua debido a su variada respuesta a distintas presiones; por ejemplo, las plantas vasculares pueden responder con mayor claridad a las modificaciones hidromorfológicas del cauce. Sin embargo, las cianobacterias, algas y briófitos que viven sumergidos, no poseen raíces para absorber nutrientes del suelo, y suelen responder mejor a variaciones de las condiciones fisicoquímicas del agua, incluyendo los nutrientes disueltos (mineralización y eutrofización). También su tiempo de respuesta es variado ya que 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).

En conclusión, los macrófitos fluviales pueden ser utilizados como potenciales indicadores de presión humana, ya que responden a presiones a corto, medio y largo plazo, ya sean éstas hidromorfológicas o fisicoquímicas.

Protocolos

- UNE – EN 14184: 2004. Calidad del agua. Guía para el estudio de los macrófitos acuáticos en cursos de agua.
- 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 análisis en laboratorio de muestras de macrófitos de ríos. Borrador, inédito.
- MITERD (2023). Protocolo de toma de muestras e identificación *in situ* de macrófitos en ríos. Borrador, inédito.

5.5.1. Muestreos de macrófitos

Los muestreos se realizan durante el periodo vegetativo de las especies, entre primavera y otoño. El punto de muestreo, como en los indicadores anteriores, es un tramo de unos 100 m, representativo de las características de la masa de agua. Este debe incluir sus diferentes hábitats: rápidos, remansos, pozas, zonas de limo, arenas, etc. Los grupos de macrófitos considerados son: macroalgas, briófitos (musgos y hepáticas) y plantas vasculares (helechos y fanerógamas). Es necesaria, por lo general, una identificación a nivel de género o especie. Las técnicas de recolección son diversas para los distintos tipos de macrófitos.

Se trata de un muestreo eminentemente "visual", en el que se va recorriendo el tramo de muestreo en zigzag, realizando transectos de una orilla a otra a contracorriente. A lo largo de los transectos se levantan y revisan bloques y cantos, incluyendo las zonas turbulentas de los rápidos y todos los hábitats disponibles, incluyendo, en las orillas, raíces, ramas, cornisas, gravas, arenas, limos, arcillas, etc.

En el curso del recorrido se deben identificar los potenciales taxones diferentes "*in situ*", estimándose su abundancia en el tramo al finalizar el recorrido, bien como porcentaje de cobertura respecto a la superficie total del tramo (en general) o como número de colonias en el caso de aquellos taxones que forman "colonias de pequeño tamaño" (o CPTs). Se toman muestras de todos los taxones observados (en viales) para proceder a su identificación posterior en el laboratorio, donde se analiza la muestra al completo.

Como regla general, se recolecta en las zonas sumergidas o semisumergidas (en la línea interfase agua-aire). Aquellos taxones recolectados más allá de esta interfase, en el talud, son identificados con las iniciales "emg" para dejar constancia del hábitat (emergido en el momento del muestreo) a la hora de analizar los resultados. También se anota el tipo de sustrato y otros datos referentes a la profundidad, régimen lumínico o velocidad de la corriente.

Al finalizar el muestreo, todas las muestras tomadas se conservan en líquido de Kew (etanol, agua y glicerol en porcentaje 65:30:5). Las etiquetas incluyen: código de la estación de muestreo, toponimia (nombre río / localización), fecha de recolección, nombre del potencial taxón y persona a cargo de la

recolección. Los recipientes de las muestras se rotulan con rotulador indeleble y las etiquetas interiores, de papel vegetal, se rotulan con lápiz. La denominación de un taxón en la etiqueta será idéntica a la utilizada en la "hoja de campo" de estima de coberturas, de manera que la trazabilidad taxón-cobertura quede asegurada.

En general se realizaron muestreos respetuosos con los organismos vegetales, recolectando únicamente el material necesario para la identificación. Además, para evitar en todo momento posibles daños a las especies vegetales en peligro, se siguieron las recomendaciones de la "Estrategia de conservación y de lucha contra amenazas de plantas protegidas ligadas al agua" (MITECO 2019).

5.5.2. Procesado de muestras de macrófitos

Una vez las muestras se han llevado (etiquetadas de forma adecuada) al laboratorio, se procede a su identificación usando los manuales taxonómicos adecuados. Se utilizan tanto microscopio estereoscópico (lupa binocular) como microscopio óptico.

La muestra se deposita en una placa de Petri o bandeja de tamaño adecuado según sea su volumen. Se realiza un análisis previo en la lupa binocular, y si la identificación requiere un amuento mayor, se realizan varias preparaciones para análisis microscópico. Se realizan numerosas microfotografías de la mayoría de ejemplares identificados.

En aquellas muestras en que se identifican varios taxones, se registra el porcentaje estimado de los mismos (% de laboratorio), una vez inspeccionadas varias submuestras. Con este % se ponderará finalmente la cobertura de campo para cada uno de los taxones determinados.

Una vez identificadas, las muestras se devuelven al vial que las contenía. En casos dudosos o de interés, se envian muestras y fotografías (lupa y/o microscopio) a los especialistas correspondientes. Durante el proceso se anotan los distintos taxones y sus % de laboratorio en la "hoja de laboratorio". Además, se incluyen observaciones acerca de cualquier aspecto que se estime oportuno sobre cada taxón identificado.

Posteriormente los datos de las hojas de laboratorio y de las hojas de campo son volcados a una hoja de cálculo para el cálculo de las coberturas finales (teniendo en cuenta el % de campo y el % de laboratorio) y demás análisis estadísticos y/o cálculos de índices bióticos (IBMR) posteriores.

5.6. Fauna ictiológica

Los peces son un grupo taxonómico muy heterogéneo que engloba animales vertebrados acuáticos, generalmente ectotérmicos (regulan su temperatura a partir del medio), con respiración branquial y, salvo raras excepciones, con el cuerpo recubierto de escamas. En comparación con otros grupos taxonómicos, los peces de río presentan algunas ventajas importantes como indicadores ecológicos y herramienta para la gestión ambiental y su comunicación:

- Su taxonomía, ecología y biología en general se conocen mejor que la de algas o macroinvertebrados.
- Responden a diferentes perturbaciones del hábitat de origen antropogénico. Por ejemplo, las barreras transversales como las presas de embalses, o azudes pueden afectar a la comunidad ictiológica aguas

arriba y aguas abajo del obstáculo. Además, las comunidades de peces pueden tardar años en recuperarse de un episodiode impacto negativo, dada sus sensibilidad y ciclo de vida más largo que el de otros grupos de estudio.

- Son excepcionales para comunicar el estado ecológico y de conservación de un río al público en general por numerosas razones (mayor tamaño, facilidad de visualización e identificación, mayor proximidad filogenética con los humanos, importancia de la pesca, etc.)

Los peces fueron los primeros organismos utilizados como proxy para el estudio de la calidad biológica de ecosistemas acuáticos mediante el IBI (Index of Biotic Integrity), puesto a punto por Karr *et al.* en 1986. Desde entonces, se han desarrollado muchos otros índices bioindicadores basados en peces con diferentes coberturas geográficas como el EFI+ para gran parte de Europa (FAME Consortium 2009), el IBICAT para Cataluña (García-Berthou *et al.* 2016; Sostoa *et al.* 2010), el IBI Júcar para la cuenca del Júcar (Aparicio *et al.* 2011) o el Cantabrian fish index para parte de las cuencas del norte peninsular (de Bikuña *et al.* 2017).

Protocolos

- UNE – EN 14011: 2003 – Calidad del agua. Muestreo de peces con electricidad.
- UNE – EN 14962: 2007 – Calidad del agua. Líneas directrices sobre el campo de aplicación y la selección de métodos de muestreo de peces.
- Protocolo de muestreo de fauna ictiológica en ríos (Código: ML-R-FI-2015).
- New European Fish Index – EFI+.
- Cálculo y validación del Índice de peces europeo, European Fish Index (EFI+) en ríos españoles, en cumplimiento de la Directiva Marco del Agua.
- New European Fish Index – EFI+.

5.6.1. Muestreos de fauna ictiológica

Los muestreos se realizaron con el método de la pesca eléctrica, una técnica basada en la creación de un campo eléctrico en el medio acuático. Los peces que se encuentran dentro del alcance de este campo, sufren electrotaxia, viéndose atraídos hacia el polo positivo del campo eléctrico (la pértiga, el ánodo). Este fenómeno facilita su captura y es inocuo para los peces si se aplica correctamente.

El personal de muestreo debe estar adecuadamente equipado con vadeadores y guantes aislantes. Una de las personas se encarga del ánodo y otra, que camina a su lado, de la recogida de los peces con una sacadera o salabre. Una tercera persona realiza tareas auxiliares como el encendido y apagado del generador, dispensar cable y evitar los enganches, cuidar de los peces capturados, entre otras tareas. En caso de ríos con mucha abundancia de peces, la tercera persona también puede manejar una sacadera, colocándose al otro lado del portador del ánodo.

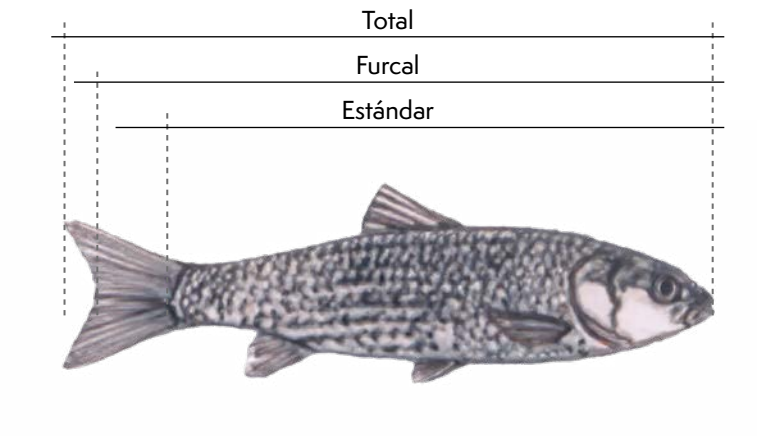
Siguiendo las indicaciones de los protocolos de muestreo, los técnicos de pesca se mueven por el río en zig-zag, de una orilla a la otra, recorriendo toda la superficie de muestreo. Se empieza por el extremo más aguas abajo del tramo para evitar la turbidez provocada por el caminar del equipo y aprovechar el flujo del agua, que puede arrastrar algunos ejemplares. El muestreo consta de una sola pasada.

Tras la captura, se depositan los peces en un cubo que se debe vaciar, cada 5-10 minutos, en un bidón grande ubicado en la orilla con aireadores. No se deben almacenar los peces en la sacadera, aunque ésta se mantenga en el agua, ya que recibirían constantes sacudidas eléctricas.

5.6.2. Procesado de muestras de fauna ictiológica

El equipo de pesca está dotado de una balanza y un ictiómetro, que se usan para realizar medidas de peso y longitudes total, furcal y estándar (Figura 11) de todos los ejemplares capturados. Junto con estos datos, se toma nota de las especies capturadas y de cualquier anomalía externa detectada en los individuos. Una vez pesados y medidos, los peces que no se envían al laboratorio son liberados de nuevo al río en zonas tranquilas, a excepción de las especies alóctonas, que son sacrificadas.

Figura 11. Longitudes total, furcal y estándar



Una vez finalizada la pesca, se realizan tres medidas del ancho mojado del río: al inicio, mitad y final del tramo pescado. También se mide la profundidad en las dos orillas y en el medio del cauce en cada uno de estos tres puntos (en total 9 medidas de profundidad). Se registra en la ficha de campo la media aritmética de las tres anchuras y de las nueve profundidades, la longitud del tramo y la superficie pescada. También se realiza un pequeño inventario de mesohábitats del tramo muestreado, mediante una estimación visual del porcentaje de cobertura de aguas rápidas, pozas y tablas en relación a toda la superficie muestreada. Además, se estima qué porcentaje de superficie puede representar un refugio para la ictiofauna, diferenciando entre varios tipos (cuevas, troncos y ramas, refugios estructurales, sedimentos y vegetación sumergida). Esta información se almacena vinculada a las capturas realizadas, para posibles futuros estudios de interacción de las especies piscícolas con el hábitat.

Para el cálculo del EFI+ son necesarios el software de calculo del índice, los datos de abundancia de especies y longitud total, así como un conjunto de variables geográficas descriptoras del punto de muestreo que se pueden obtener mediante análisis SIG (FAME Consortium 2009).

5.7. Elementos de calidad fisicoquímicos

5.7.1. Muestreos de EC fisicoquímicos

El muestreo de físico-química en ríos se compone de dos aspectos, por una parte, se toman una serie de medidas *in situ* y, por otra parte, la toma de una muestra de agua.

Las medidas *in situ* se realizan en este caso con una sonda multiparamétrica a la que se somete a calibraciones periódicas para garantizar la fiabilidad de la medida. Es importante la buena elección del punto de medida, así como tener en cuenta la fecha, hora y condiciones ambientales en el momento de la medida.

La toma de muestra de agua es la toma de una pequeña cantidad de agua del río en un lugar y momento determinado con el objetivo de determinar las características o calidad del agua a partir de un análisis físico químico posterior.

Al hacer la toma de muestra hay que tener en cuenta el volumen de agua que se necesita en función de los parámetros a analizar y los requerimientos del laboratorio que vaya a realizar los análisis. Igualmente se debe elegir el punto más adecuado de toma para la mejor representatividad del río, evitando, por ejemplo, orillas o remansos. Es conveniente tomar ciertas precauciones como aclarar los envases con el agua del río, así como no remover el fondo durante la toma de muestra.

Es importante el proceso de envío al laboratorio cuidando aspectos como envases adecuados y bien etiquetados, refrigeración de las muestras desde la toma hasta su destino y su estabilización cuando corresponda. El tiempo transcurrido desde la toma de la muestra y su llegada al laboratorio tiene que ser el menor posible teniendo en cuenta cual es el máximo tiempo que pueden mantenerse las condiciones del agua para un análisis fiable. Todos estos factores tienen que ser acordes al control de calidad del laboratorio para lo que se cuenta con una cadena de custodia adecuada en la que se reflejan las circunstancias pertinentes respecto al muestreo y al envío.

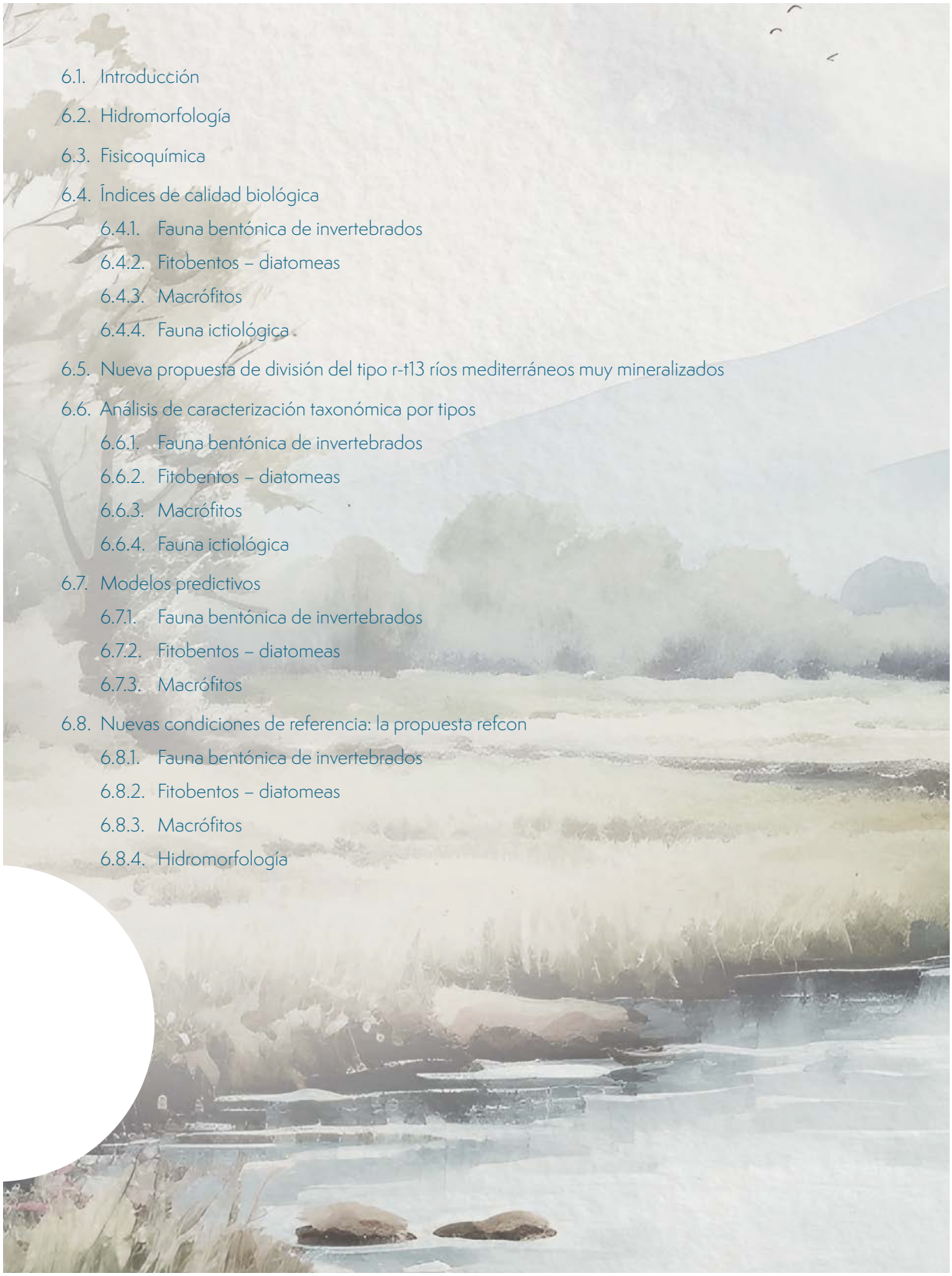
5.7.2. Análisis de muestras fisicoquímicas

Los análisis fisicoquímicos se realizan en laboratorios acreditados que, cuando reciben la muestra, proceden a su distribución en alícuotas para, según el parámetro a medir, analizar inmediatamente la muestra o conservarla para su posterior análisis.

Cada parámetro requiere un procedimiento de análisis específico y estandarizado por lo que la realización de toda la batería de análisis puede llevar varios días.

Una vez realizados todos los análisis, se genera un informe con los resultados indicando en cada caso la incertidumbre, así como el límite de detección y el límite de cuantificación de cada proceso analítico.

o



6.1. Introducción

6.2. Hidromorfología

6.3. Fisicoquímica

6.4. Índices de calidad biológica

6.4.1. Fauna bentónica de invertebrados

6.4.2. Fitobentos – diatomeas

6.4.3. Macrófitos

6.4.4. Fauna ictiológica

6.5. Nueva propuesta de división del tipo r-t13 ríos mediterráneos muy mineralizados

6.6. Análisis de caracterización taxonómica por tipos

6.6.1. Fauna bentónica de invertebrados

6.6.2. Fitobentos – diatomeas

6.6.3. Macrófitos

6.6.4. Fauna ictiológica

6.7. Modelos predictivos

6.7.1. Fauna bentónica de invertebrados

6.7.2. Fitobentos – diatomeas

6.7.3. Macrófitos

6.8. Nuevas condiciones de referencia: la propuesta refcon

6.8.1. Fauna bentónica de invertebrados

6.8.2. Fitobentos – diatomeas

6.8.3. Macrófitos

6.8.4. Hidromorfología

6. Resultados

6.1. Introducción

Se utilizaron tres tipos de resultados diferentes para desarrollar la propuesta de nuevas condiciones de referencia. Son los siguientes:

1. Índices de calidad por tipo obtenidos durante las campañas de muestreo Refcon (2019-2023). A partir de estos valores, se calcularon las medianas y los percentiles 75, que constituyen la propuesta principal de condición de referencia.
2. Análisis taxonómico por tipo y elemento de calidad. Este análisis permitió, en algunos casos, caracterizar taxonómicamente los tipos de río y agruparlos según nivel de similitud en cuanto a la presencia de determinados taxones. Estas agrupaciones se usaron para la aproximación de límites de estado en aquellos tipos que tenían baja representatividad por falta de condiciones de referencia.
3. Modelado de condiciones de referencia. Como el punto anterior, los resultados de la modelización de condiciones de referencia se utilizaron para proponer un resultado aproximado en tipos con baja representatividad.

Además, para el caso del T13, ríos mediterráneos muy mineralizados, se discutió la propuesta de una nueva división que separe los diferentes niveles de salinidad encontrados en el tipo.

A continuación, se resumen los resultados obtenidos y se presenta una tabla con la propuesta final de condiciones de referencia. Para una explicación detallada del proceso de obtención del valor final propuesto en cada tipo, consultar el *Anexo 2: resultados por tipo*, documento adjunto al presente informe.

Los datos generados sobre los elementos de calidad físicoquíimica son datos de soporte para la clasificación del estado ecológico. En este proyecto no está prevista la revisión de los valores fisicoquímicos específicos de los tipos de masas de agua, por lo que únicamente se presentan los resultados obtenidos.

6.2. Hidromorfología

En el presente proyecto, como ya se comentó anteriormente, se han evaluado dos indicadores hidromorfológicos y la parte de subtramo del protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos:

- Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR)
- Índice de hábitat fluvial (IHF)
- Subtramo hidromorfológico según el Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos código: M-R-HMF-2019



Los números totales de muestreos de hidromorfología en ríos realizados durante el año 2019 y el 2023 son los siguientes:

- 248 muestreos del Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR)
- 132 muestreos de Índice de hábitat fluvial (IHF)
- 235 subtramos hidromorfológicos

A continuación, se expondrán únicamente los resultados del Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR) debido a que es el único indicador de hidromorfología al que se hace referencia en el 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.

Los datos detallados obtenidos de Índice de hábitat fluvial (IHF) y los subtramos hidromorfológicos se incluyen en la base de datos aneja a este informe.

Figura 12. Mapa donde se representan los puntos muestreados en hidromorfología durante las campañas 2019 y 2023.

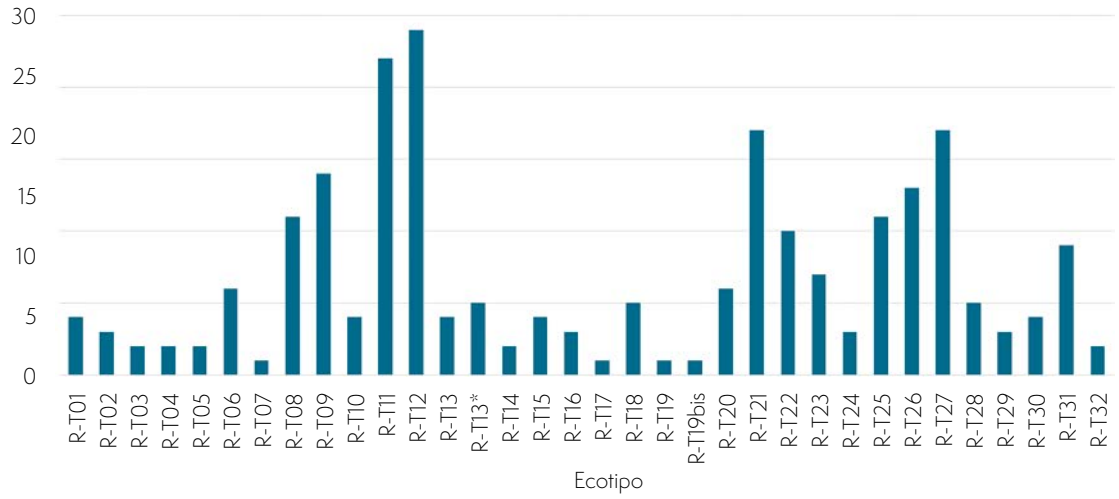


Durante las campañas de muestreo del año 2019 y 2023 se realizaron 248 muestreos del índice de calidad del bosque de ribera (QBR). De este total de muestreos, se descartaron tras la primera campaña de muetreos 18 puntos, motivado por el alto nivel de presiones, por lo que no se podían considerar puntos de la red de referencia. Dos puntos más fueron descartados debidos a su carácter hipersalino, estos estaban incluidos en el RT-13 pero debido a sus características tan específicas se sacaron de la red de referencia para este tipo por suponer una distorsión en los resultados del RT-13. Para este tipo de ríos, en el anexo 1, se presenta una propuesta detallada de modificación del RT-13.

El número total definitivo de puntos muestreados con el índice de calidad del bosque de ribera (QBR) es de 228 repartidos en todos los ecotipos.

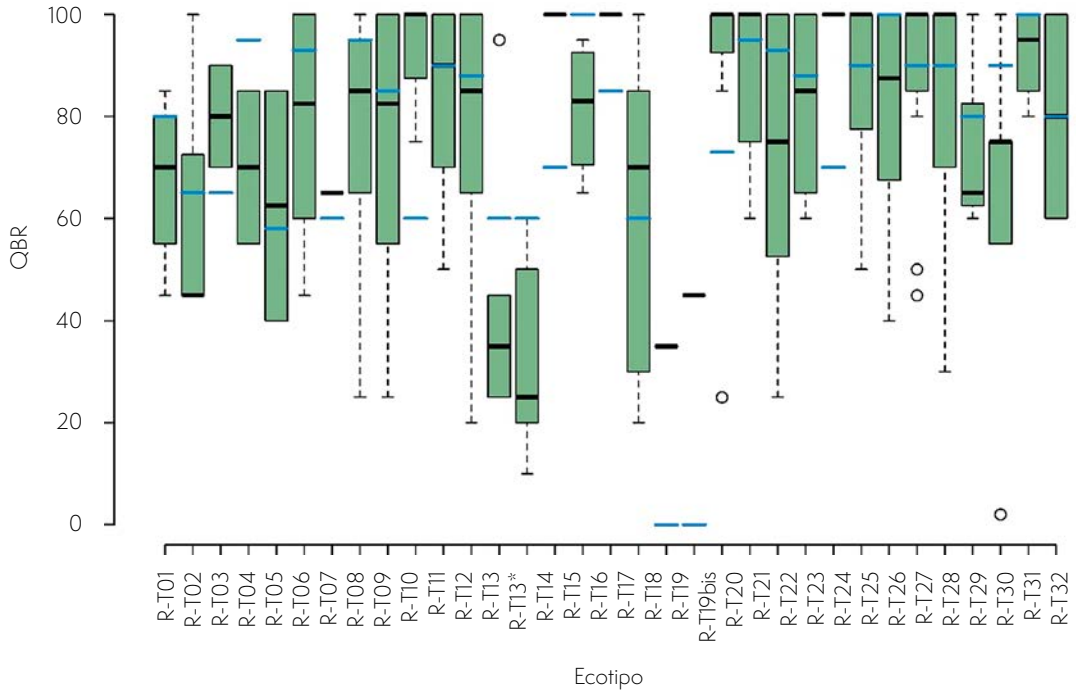
En la figura 13 se muestran los muestreos realizados en cada tipo de río. Existe gran variabilidad en número de muestreos por tipos debido a que en algunos tipos no existen apenas lugares de referencia debido al mal estado ecológico general, o por ser tipos con muy pocas masas de agua. Se ha intentado cubrir lo máximo posible con las mejores opciones de cada tipo de río.

Figura 13. Muestreos QBR por ecotipos de ríos.



En la figura 14 aparecen marcados con línea azul los actuales valores de refencia y en línea negra las medianas obtenidas de los resultados de los muestreos del Indice QBR obtenidas en función de los muestreos realizados.

Figura 14. Gráfico de cajas con valores de referencia y medianas según los resultados del proyecto.



6.3. Fisicoquímica

Para la determinación de los indicadores de los elementos de calidad fisicoquímicos, específicos de cada tipo de masa de agua, se han realizado dos tipos diferentes de análisis: *in situ* y en el laboratorio.

Los parámetros determinados *in situ* han sido: la Presión atmosférica (mm de Hg), Temperatura (°C), Oxígeno disuelto (mg/l), Porcentaje de saturación de Oxígeno (%), Conductividad (µs/cm) y pH, mientras que, los determinados en laboratorio han sido: Carbono Orgánico Total (mg/l), Carbono Orgánico Disuelto (mg/l), DBO_5 (mg/l), DQO (mg/l), Sólidos en Suspensión (mg/l), Amonio (mg/l), Nitratos (mg/l), Nitritos (mg/l), Fosfatos (mg/l), Sulfatos (mg/l), Fósforo Total (mg/l), Dureza (mg $CaCO_3$/l), Nitrógeno Total Kjeldahl (mg N/l) y Nitrógeno Total (mg N/l).

Las metodologías empleadas en dichas determinaciones se reflejan en las tablas que se muestran a continuación:

Tablaaa 8. Parámetros de los indicadores de los elementos de calidad fisicoquímicos determinados *in situ*.

IN SITU	
Parámetro	**Método**
Presión atmosférica (mm de Hg)	Medición con Sonda Multiparamétrica. Modelos: YSI Pro Plus / Hanna HI98194
Temperatura (°C)	
Oxígeno disuelto (mg/l)	
Porcentaje de saturación de Oxígeno (%)	
Conductividad (µs/cm)	
pH	

Tablaaa 9. Parámetros de los indicadores de los elementos de calidad fisicoquímicos determinados en el laboratorio.

IN SITU	
Parámetro	**Método**
Carbono Orgánico Total (mg/l)	Espectroscopia infrarroja
Carbono Orgánico Disuelto (mg/l)	ENAC Nº103/LE268/CAL-001-a
DBO5 (mg/l)	Método manométrico
DQO (mg/l)	Espectrofotometría UV-VIS
Sólidos en Suspensión (mg/l)	Gravimetría
Amonio (mg/l)	Electrodo selectivo
Nitratos (mg/l)	Determinación de aniones en agua por Cromatografía iónica
Nitritos (mg/l)	Determinación de aniones en agua por Cromatografía iónica
Fosfatos (mg/l)	Determinación de aniones en agua por Cromatografía iónica
Sulfatos (mg/l)	Determinación de aniones en agua por Cromatografía iónica
Fósforo Total (mg/l)	Fotometría
Dureza (mg CaCO3/l)	Valoración complexométrica con EDTA
Nitrógeno Total Kjeldahl (mg N/l)	Quimioluminiscencia y cálculo
Nitrógeno Total (mg N/l)	Quimioluminiscencia

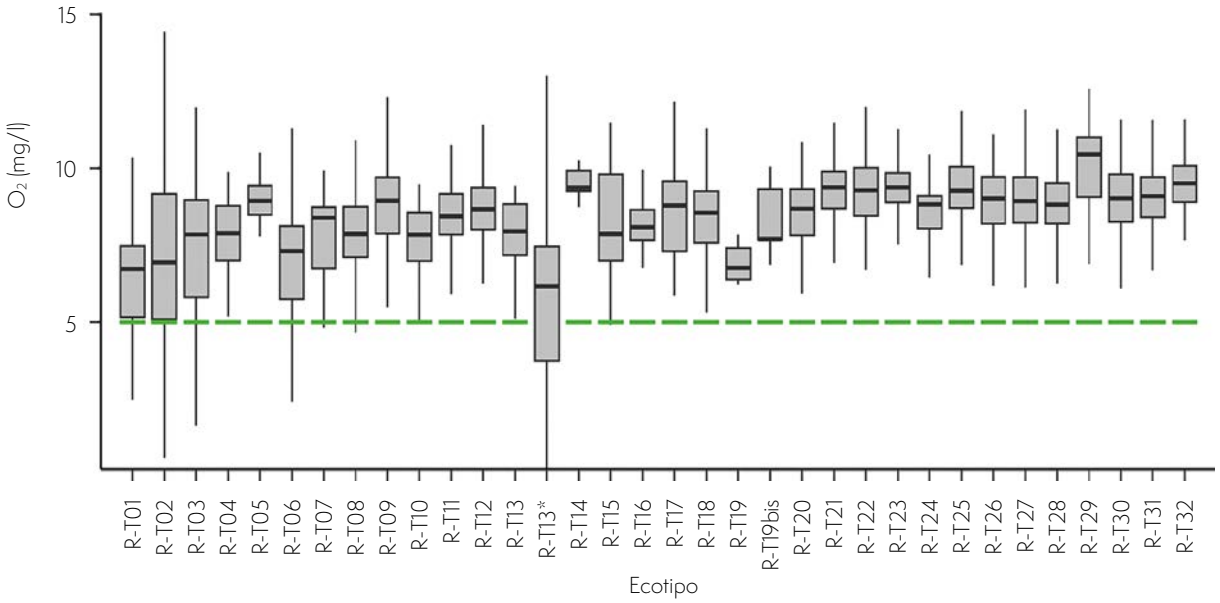
Para poder valorar los resultados obtenidos en dichos parámetros, se muestran en gráficas relacionados con sus respectivos límites de cambio de clase de estado (establecidos en el RD 817/2015, de 11 de septiembre (RDSE)).

Dicho RDSE, no trata por igual a todos los parámetros, en cuanto al establecimiento de los citados límites, sino que existen excepciones como en el oxígeno disuelto, donde solo se establece entre las clases "Bueno" y "Menor que bueno", o en el de la tasa de saturación de oxígeno disuelto y pH, donde no se define un valor concreto sino un rango.

Cada punto de muestreo se ha visitado dos veces al año, dentro del periodo objeto de estudio (2019-2023): una para la identificación y medición de macrofitos, diatomeas, macroinvertebrados y elementos fisicoquímicos y otra para ictiofauna. Con objeto de identificar posibles alteraciones en las mediciones, siempre se miden los parámetros *in situ*, es por ello, que se disponga del doble de datos en dichos parámetros respecto a los medidos en laboratorio.

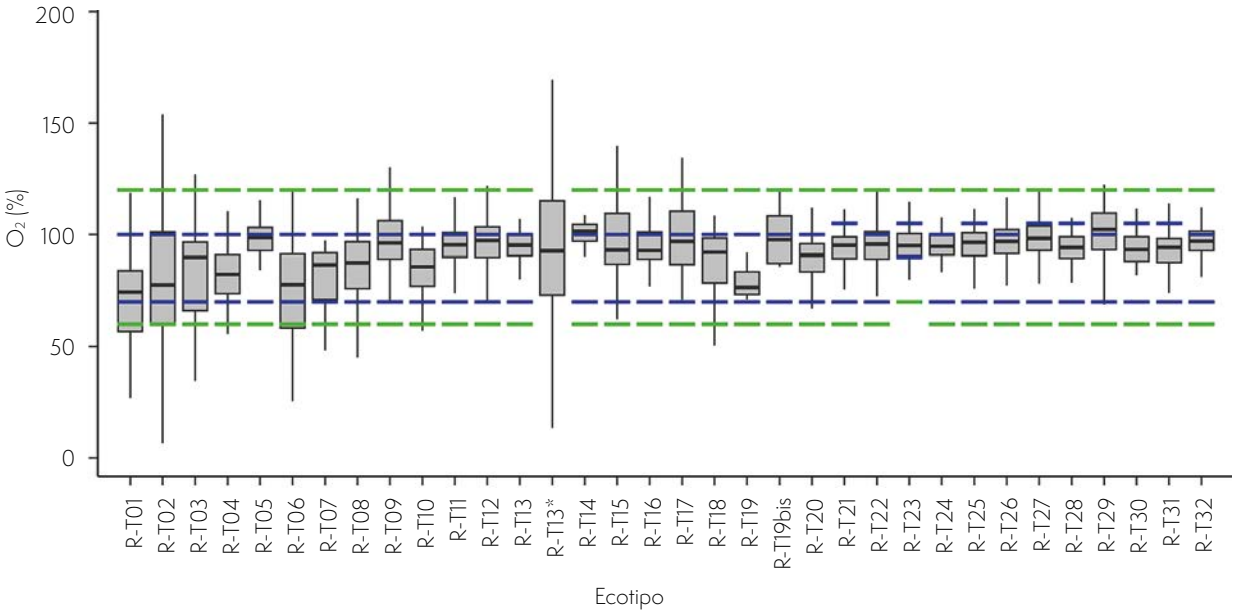
Para el cálculo de medianas, y distribución de valores respecto a la misma, reflejadas en las gráficas que se muestran a continuación, se han considerado los resultados obtenidos por debajo del límite de cuantificación como el valor de dicho límite dividido por dos, tal y como establece el RDSE en el anexo III:

Figura 15. Diagrama de cajas y bigotes que muestra la distribución de los datos de Oxígeno disuelto por tipo de masa de agua. En verde se señala el valor que separa el estado químico "Bueno" del "Menor que bueno".



Los resultados obtenidos en el parámetro Oxígeno disuelto (mg/l) muestran que para todos los tipos de la categoría ríos el estado es "Bueno", incluso para los del tipo R-T13* donde no se establecen límites de cambio de clase de estado para este parámetro.

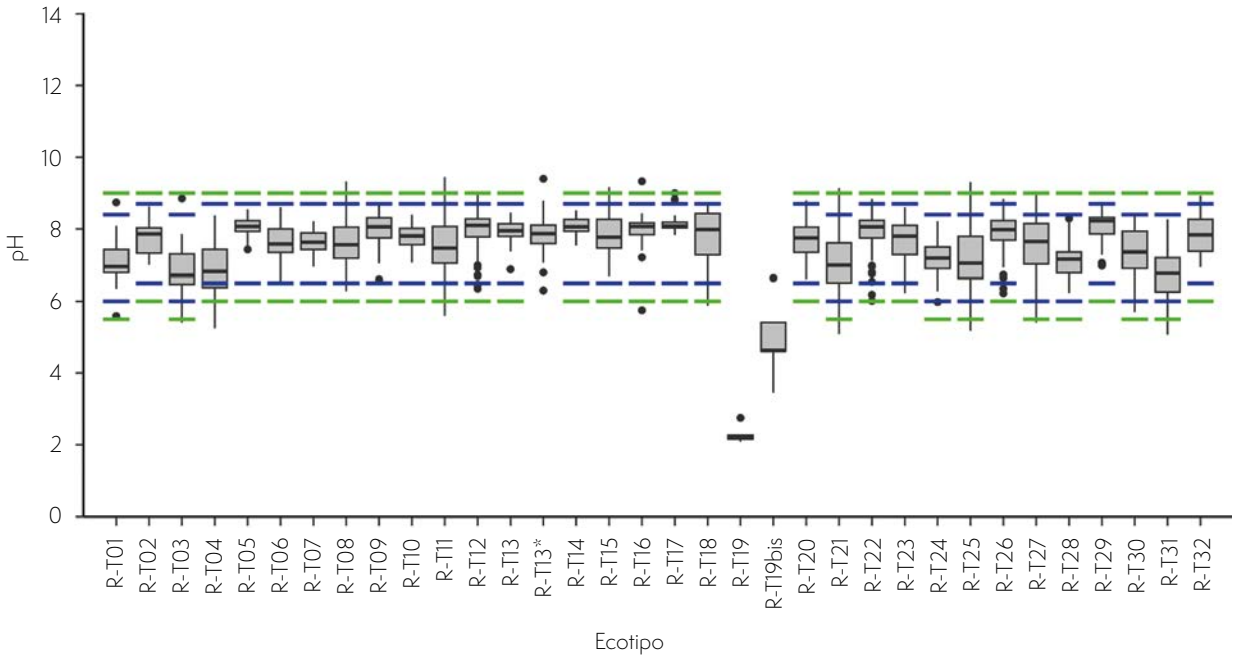
Figura 16. Diagrama de cajas y bigotes que muestra la distribución de los datos de % de Oxígeno por tipo de masa de agua. En azul se señalan los límites superior e inferior del estado químico "Muy bueno" y en verde los del "Bueno".



En la gráfica de Porcentaje de saturación de oxígeno (%), se puede observar que casi todas las medianas se encuentran dentro del rango de valores correspondiente al estado "Muy bueno", con la única excepción del tipo R-T14 que por muy poco se encuentra en el estado "Bueno".

En relación con la distribución de valores, la mayoría se encuentran dentro del rango correspondiente al estado "Bueno", a excepción de los tipos R-T01, R-T02, R-T03, R-T04, R-T06, R-T08, R-T09, R-T10, R-T15 y R-T18 que presentan una proporción minoritaria fuera del mismo.

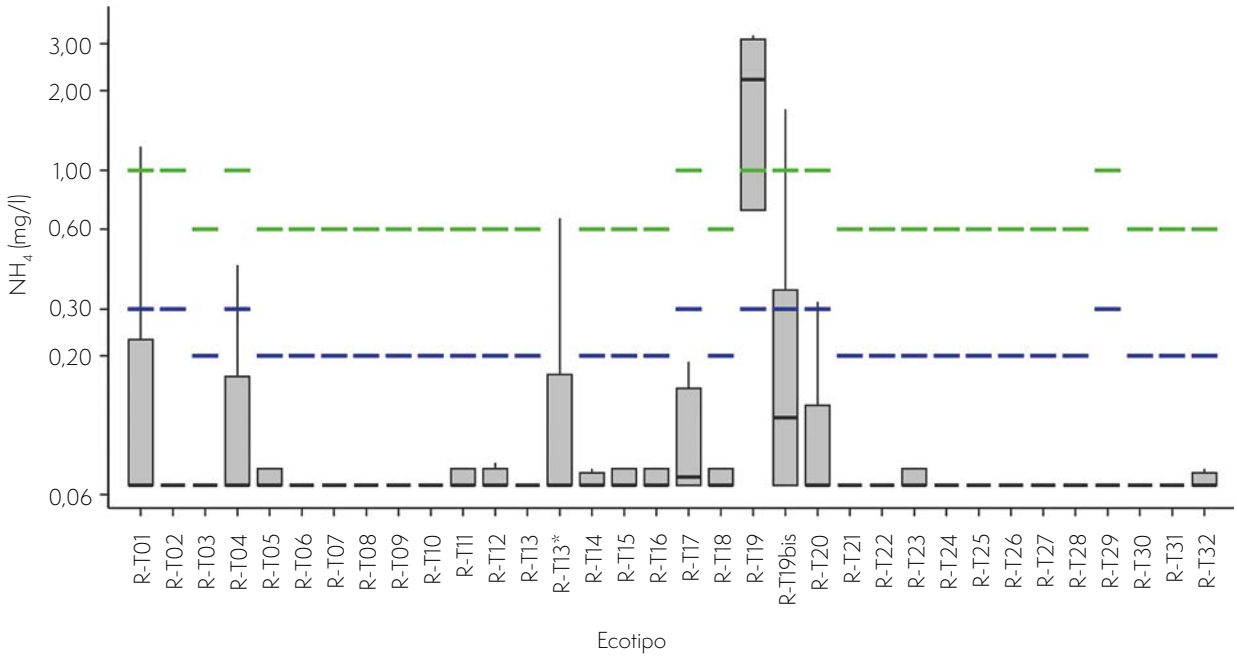
Figura 17. Diagrama de cajas y bigotes que muestra la distribución de los datos de pH por tipo de masa de agua. En azul se señalan los límites superior e inferior del estado químico "Muy bueno" y en verde los del "Bueno".



En relación con el pH, prácticamente la totalidad de los resultados obtenidos indican que el estado es "Muy bueno".

Las excepciones, en este caso, corresponden a los tipos R-T19 (río Tinto) y R-T19bis (río Odiel), donde las medianas presentan valores muy inferiores. No obstante, conviene aclarar, que, tal y como se refleja en la gráfica, el RDSE no establece rangos de pH específicos para estos dos tipos, por lo que dichos resultados no computarían en la valoración de su estado ecológico.

Figura 18. Diagrama de cajas y bigotes que muestra la distribución de los datos de amonio por tipo de masa de agua. En azul se señala el límite máximo del estado químico "Muy bueno" y en verde el de "Bueno".

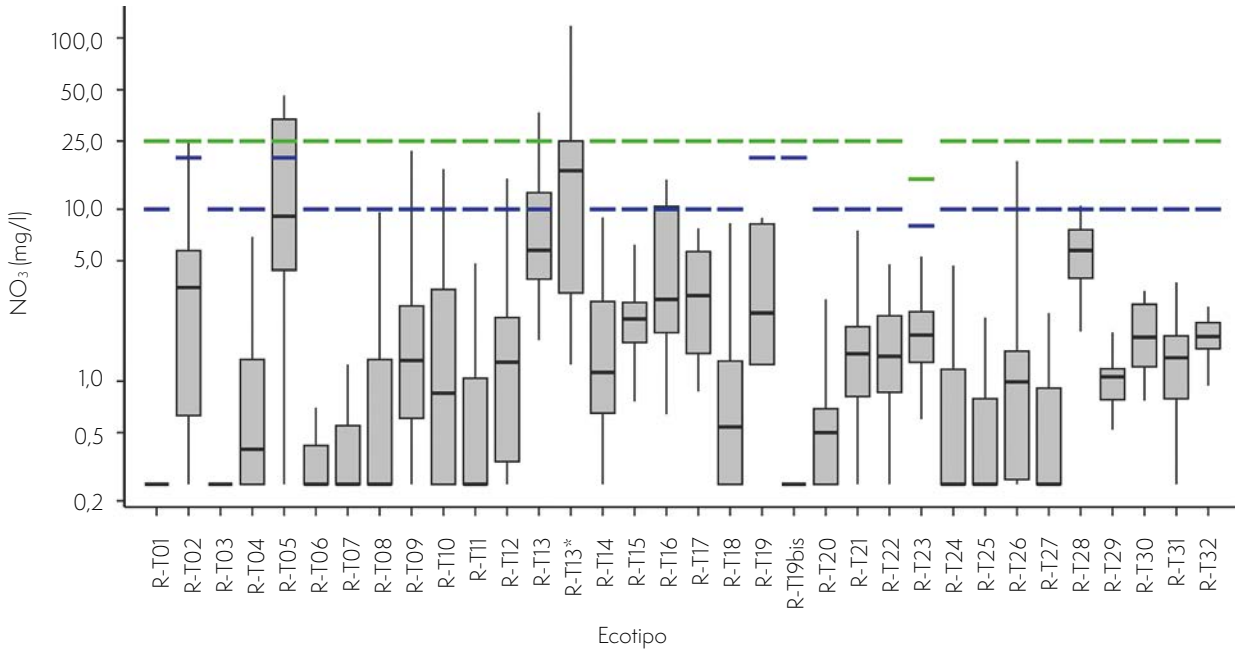


En esta gráfica, se puede observar que, tanto las medianas obtenidas como la distribución de valores en torno a la misma, indican un estado "Muy bueno", a excepción de los tipos:

- R-T19, con una mediana de valor superior al límite de cambio de clase entre los estados "Bueno" y "Moderado".
- R-T01 y R-T19bis, con valores superiores al límite de cambio de clase entre los estados "Bueno" y "Moderado".

Cabe destacar que para el parámetro Amonio (mg/l), el 84.8 % de las determinaciones dieron resultados por debajo del límite de cuantificación, lo que explica la coincidencia del valor de la mediana entre la mayoría de los tipos de masas de agua estudiados.

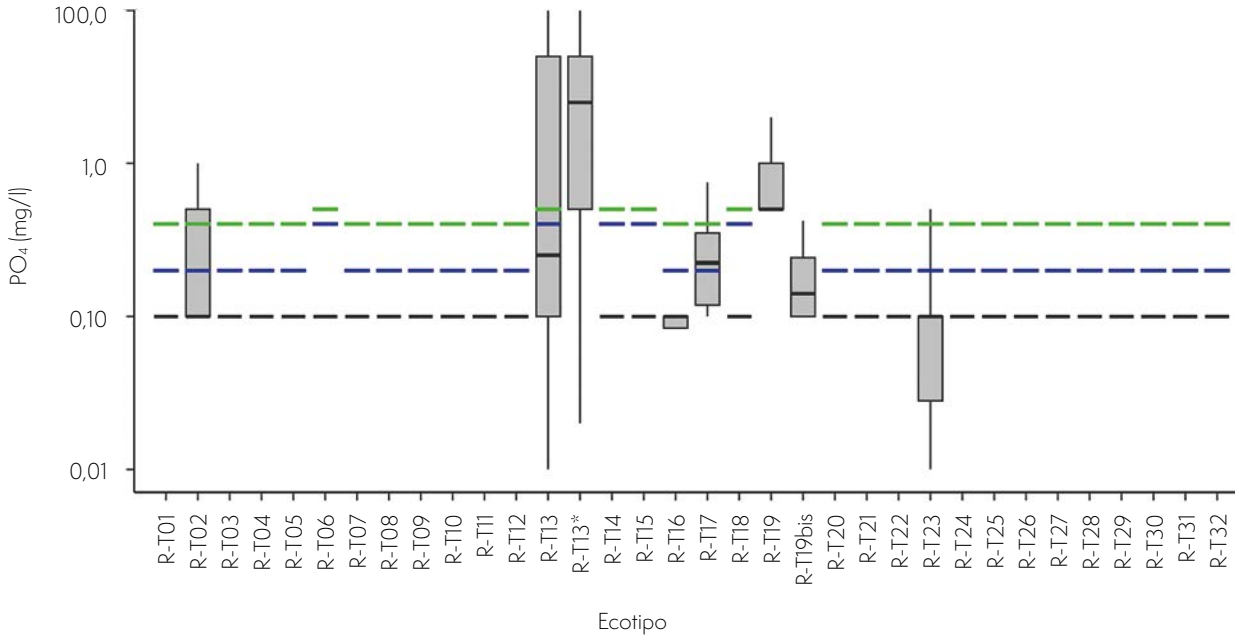
Figura 19. Diagrama de cajas y bigotes que muestra la distribución de los datos de nitratos por tipo de masa de agua. En azul se señala el límite máximo del estado químico "Muy bueno y en verde el de "Bueno".



Para el parámetro Nitratos (mg/l), todas las medianas obtenidas se encuentran por debajo del límite de cambio de clase correspondiente a los estados "Muy bueno" y "Bueno" y prácticamente no existen concentraciones superiores al límite de cambio de clase de los estados "Bueno" y "Moderado", correspondiendo las excepciones exclusivamente a los tipos R-T05 y R-T13.

El porcentaje de valores por debajo del límite de cuantificación ha sido del 36,8 %, lo que posibilita la variabilidad reflejada en las medianas obtenidas.

Figura 20. Diagrama de cajas y bigotes que muestra la distribución de los datos de fosfatos por tipo de masa de agua. En azul se señala el límite máximo del estado químico "Muy bueno" y en verde el de "Bueno".



Todas las medianas obtenidas corresponden con el estado "Muy bueno" a excepción del tipo R-T17, que se corresponde con el estado "Bueno".

Constituye otra excepción, los tipos R-T02, R-T13, R-T17 y R-T23, con algunas de sus concentraciones superiores al límite entre las clases "Bueno" / "Moderado".

El 89,6 % de las determinaciones dieron resultados por debajo del límite de cuantificación, lo que explica la coincidencia del valor de la mediana entre la mayoría de los tipos de masas de agua estudiados.

A continuación, se muestran varias gráficas en las que se pueden observar la proporción de estados, para cada uno de los parámetros estudiados y por año, en los puntos de la red de condiciones de referencia:

Figura 21. Proporción de estados obtenidos en el parámetro Oxígeno disuelto (mg/l) para los diferentes años del estudio (el RDSE en sólo se contemplan los estados "Bueno" o "Menor que bueno" para este parámetro).

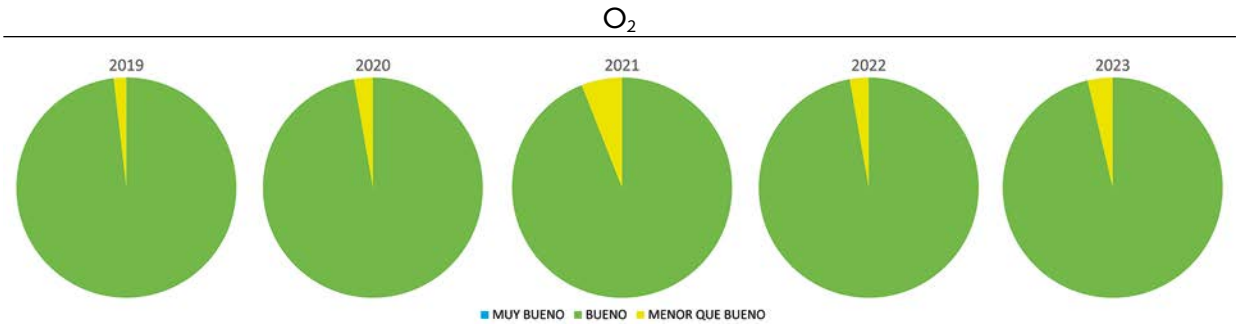


Figura 22. Proporción de estados obtenidos en el parámetro Tasa de saturación de oxígeno (%) para los diferentes años del estudio.

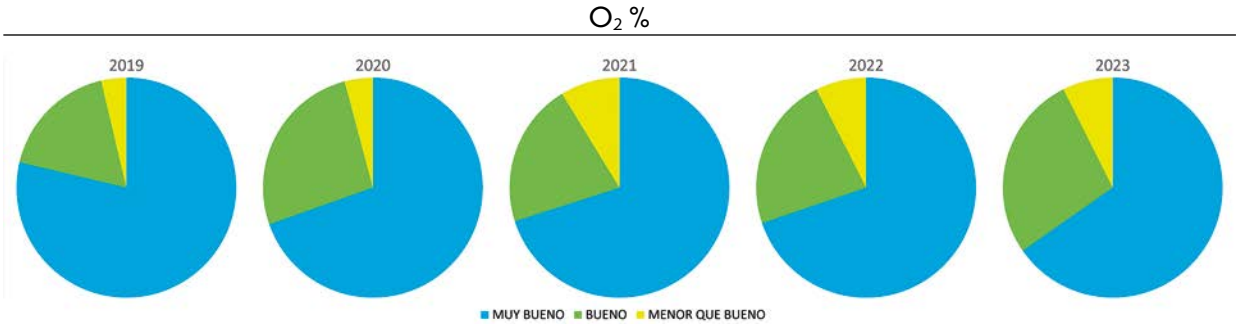


Figura 23. Proporción de estados obtenidos en el parámetro pH para los diferentes años del estudio.



Figura 24. Proporción de estados obtenidos en el parámetro Amonio (mg/l) para los diferentes años del estudio.

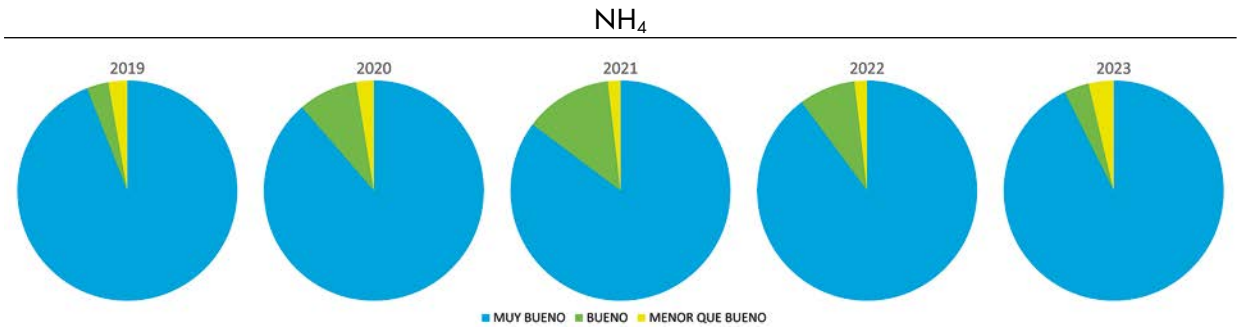


Figura 25. Proporción de estados obtenidos en el parámetro Nitratos (mg/l) para los diferentes años del estudio.

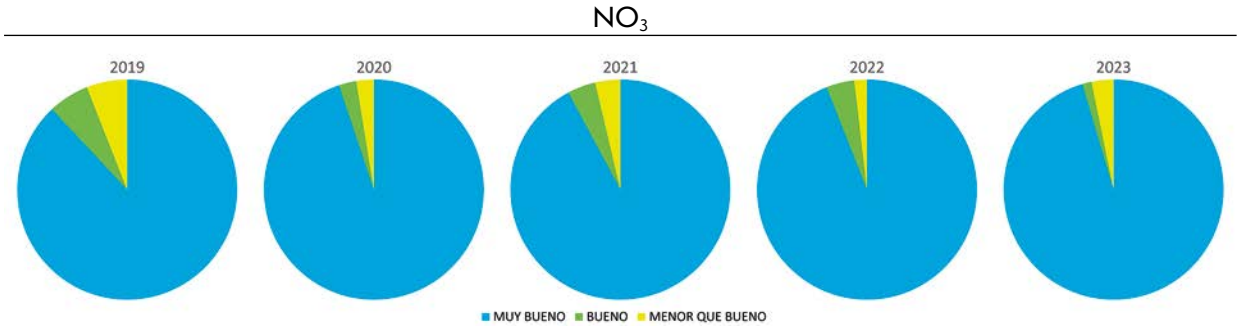
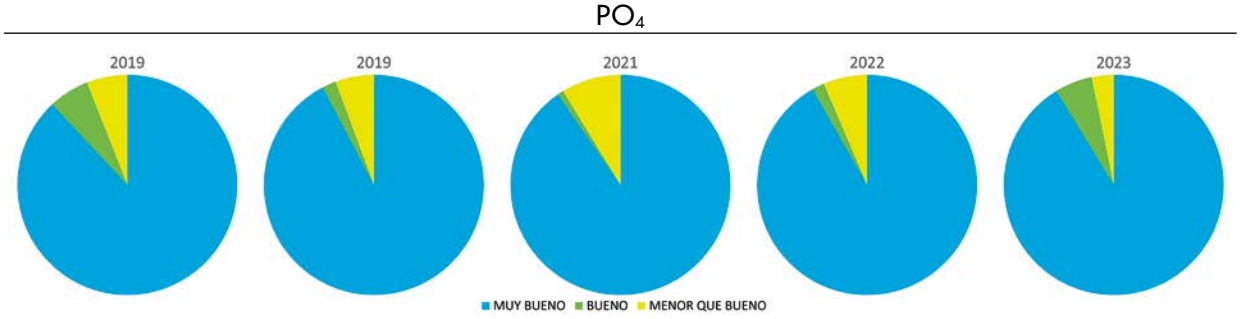


Figura 26. Proporción de estados obtenidos en el parámetro Fosfatos (mg/l) para los diferentes años del estudio.



Como se puede observar, las proporciones obtenidas corresponden mayoritariamente con el estado "Muy bueno", definido para cada uno de los parámetros, salvo en el caso del Oxígeno disuelto, donde no existe el estado "Muy bueno" y es el estado "Bueno" el mayormente representado.

Para el parámetro Porcentaje de saturación de oxígeno (%), aunque el estado "Muy bueno" es el mayoritario, este tiene un porcentaje menor en relación con el resto de parámetros estudiados.

Es destacable también el caso del parámetro Fosfatos, en el que la proporción del estado "Bueno" es inferior a la proporción correspondiente al estado "Menor que bueno".

6.4. Elementos de calidad biológicos

6.4.1 Fauna bentónica de invertebrados

Los índices utilizados para evaluar el estado ecológico de las masas de agua de la categoría ríos mediante los invertebrados bentónicos son el IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party), IMMi-T (Índice multimétrico ibérico-mediterráneo) y METI (Índice multimétrico específico del tipo).

IBMWP

El índice biótico más ampliamente utilizado es el IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party) y se basa en la tolerancia de las especies de macroinvertebrados acuáticos a la contaminación del medio, dando puntuación a las familias en función de su tolerancia (1 para familias muy tolerantes y 10 a las que no toleran la contaminación) y sumando los valores obtenidos para calcular el grado de contaminación del tramo (Alba-Tercedor, J., P. Jaimez-Cuellar *et al.* 2002). La puntuación total del IBMWP varía entre 0 y >100 (obteniéndose en algunos ríos peninsulares máximos superiores a 200 e incluso 300).

IMMi-T

Puesto que el índice IBMWP solo emplea los datos de composición para la evaluación del estado ecológico, la DMA demandaba una métrica que introdujera los datos de composición y abundancia, en este sentido, el IMMi-T (Índice multimétrico ibérico-mediterráneo) es un índice multimétrico basado en cuatro métricas individuales que tiene en cuenta la composición y abundancia de los taxones y responde adecuadamente frente a un gradiente de presiones (Munné and Prat 2009).

Estas cuatro métricas son:

1. Nº de taxones de la muestra (S)
2. Nº de familias de Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros (EPT)
3. IASPT (valor de IBMWP dividido por el número de taxones, es decir, un valor de tolerancia media de la comunidad)
4. Log Sel EPTCD +1, logaritmo de la suma de las abundancias en Individuos/m^2 de una serie de familias seleccionadas de Efemerópteros, Plecópteros, Tricópteros, Coleópteros y Dípteros.

Los EQRs de cada métrica se combinan para el cálculo final del IMMiT según la siguiente fórmula:

$$\text{IMMi-T} = (S*0.20)+(EPT*0.20)+(IASPT*0.40)+(\text{Log Sel EPTCD } +1)*0.20)$$

Con la entrada en vigor del Real Decreto 817/2015, en el Anexo II el IMMi-T aparece como aplicable a 12 de los 37 tipos de ríos presentes en España, si bien en los 12 casos está señalado que los valores de su condición de referencia se han obtenido con elevada incertidumbre estadística o bien a partir de datos insuficientes por interpolación y criterio de experto.

METI

Por último, el Índice multimétrico específico del tipo de invertebrados bentónicos; METI se aplica a los tipos R-T21, R-T22, R-T23, R-T25, R-T28, R-T29, R-T30, R-T31 y R-T32. El procedimiento para el cálculo del índice multimétrico específico del tipo, requiere la identificación previa de los distintos taxones recogidos y la determinación de las abundancias de cada uno de ellos. Una vez identificados los taxones y determinadas sus abundancias (nº individuos), se procede al cálculo de cada una de las métricas que integran el Índice Multimétrico Específico del Tipo al que corresponda la masa de agua. Las métricas se calculan usando el nivel taxonómico de identificación de familia, excepto para los niveles superiores Oligochaeta y Acariformes.

Figura 27. Métricas que integran el índice METI por tipo de masa de agua.

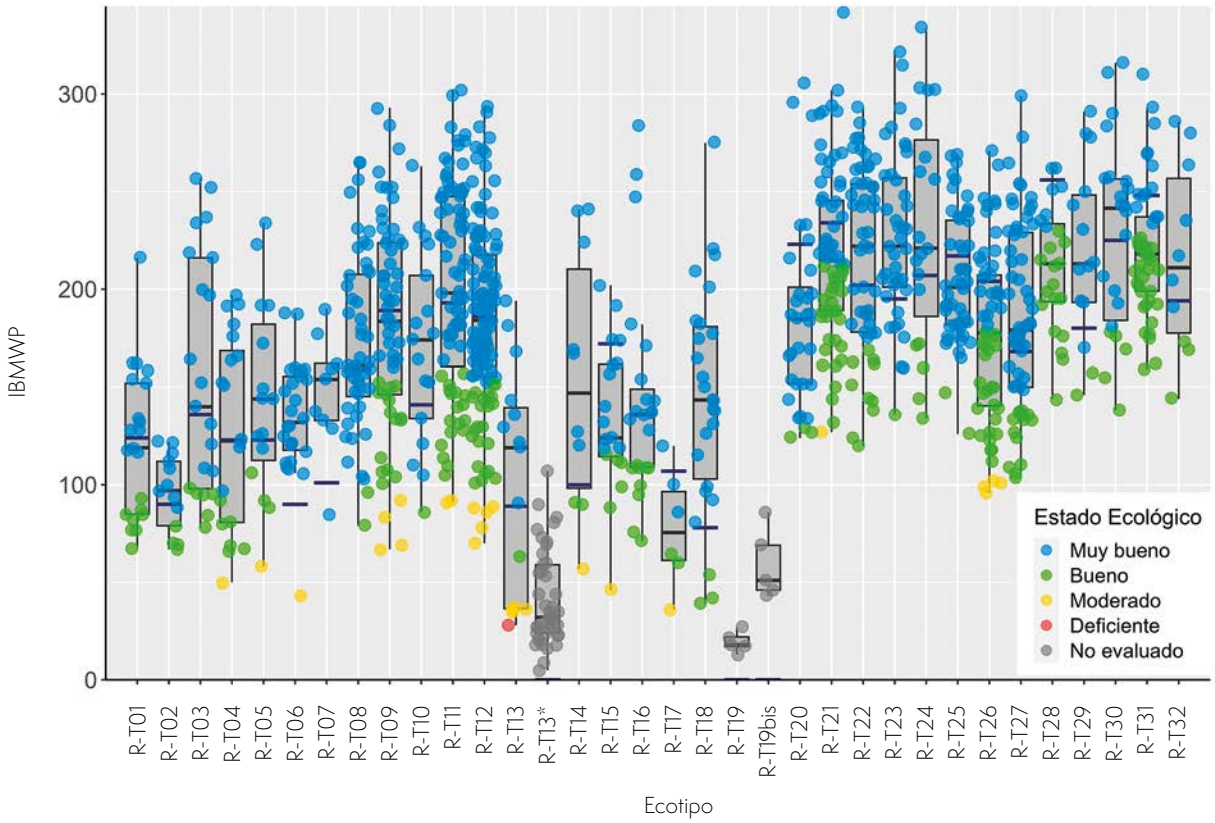
MÉTRICAS APLICABLES POR TIPO DE MASA DE AGUA									
Métricas		Tipo de masa de agua							
		21	22	23	25	28	29	30	31	32
Riqueza	Número de familias		x	x		x	x	x	x	x
	Número de familias EPT	x	x	x	x		x	x	x	x
	Número de familias PT					x				
	Número de familias sensibles	x			x			x		
Porcentaje	Porcentaje de familias sensibles	x			x			x		
	Porcentaje de 3 taxones dominantes	x			x			x		
	Porcentaje de 6 taxones dominantes		x	x		x	x		x	x
	Porcentaje de Oligochaeta		x	x			x	x	x	x
Abundancia	Abundancia de clases familias EPT	x	x	x	x		x		x	x
	Abundancia de PT							x		
Bray-Curtis	Índice de Bray – Curtis	x			x	x		x		
Diversidad	Diversidad de Margalef		x	x		x	x		x	x

Resultados

En general, el resultado del cálculo de los índices relacionados con los macroinvertebrados bentónicos (IBMWP, IMMi-T y METI) ha arrojado buenos datos para los cinco años de muestreo (2019-2023) si se comparan con los valores de referencia y de cambio de estado ecológico determinados en el RD 817/2015.

Así, en el caso del Iberian Biomonitoring Working Party (IBMWP), la mediana obtenida a partir de los datos de los 5 años estudiados se sitúa por encima de los valores de referencia del RD en 15 de los 34 ecotipos definidos. En otros nueve casos la mediana obtenida se sitúa por debajo de los valores de referencia del RD. Mientras que en otros tres casos a mediana obtenida prácticamente coincide con los valores de referencia del RD, es el caso de R-T04 (Ríos mineralizados de la Meseta Norte), R-T12 (Ríos de montaña mediterránea calcárea) y R-T16 (Ejes mediterráneos continentales mineralizados) (Figura 28).

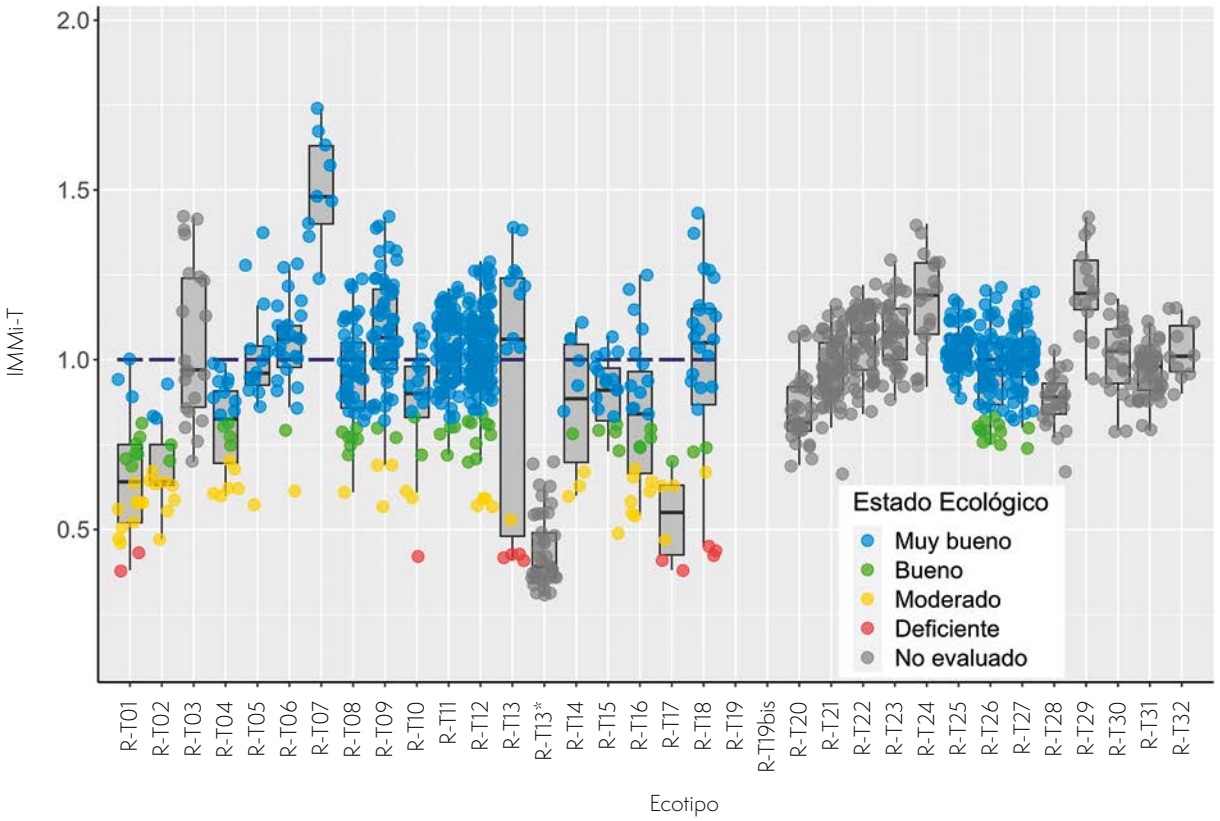
Figura 28. Diagrama de cajas representando los valores del IBMWP por cada tipo de río según los resultados obtenidos (2019-2023). Los valores del IBMWP se han clasificado según el estado ecológico descrito para cada tipo en el Real Decreto 817/2015. Las líneas azul oscuro representan los valores de referencia para el IBMWP determinados en el RD 817/2015.



Por lo que hace referencia al Índice Multimétrico Ibérico-Mediterráneo (IMMi-T), los valores de la mediana de la mayoría de los tipos se sitúan por debajo de los valores de referencia. Destacan los valores elevados obtenidos en el tipo 7, seguramente ligeramente sesgados a causa del bajo número de puntos muestreados en este tipo (únicamente dos puntos de muestreo) y los valores bajos, aunque esperables del tipo 13* (nueva categoría propuesta para ríos salinos). Por otro lado, la dispersión en los datos es especialmente importante en R-T13 (Ríos mediterráneos muy mineralizados), aunque también afecta en menor medida a otros tipos.

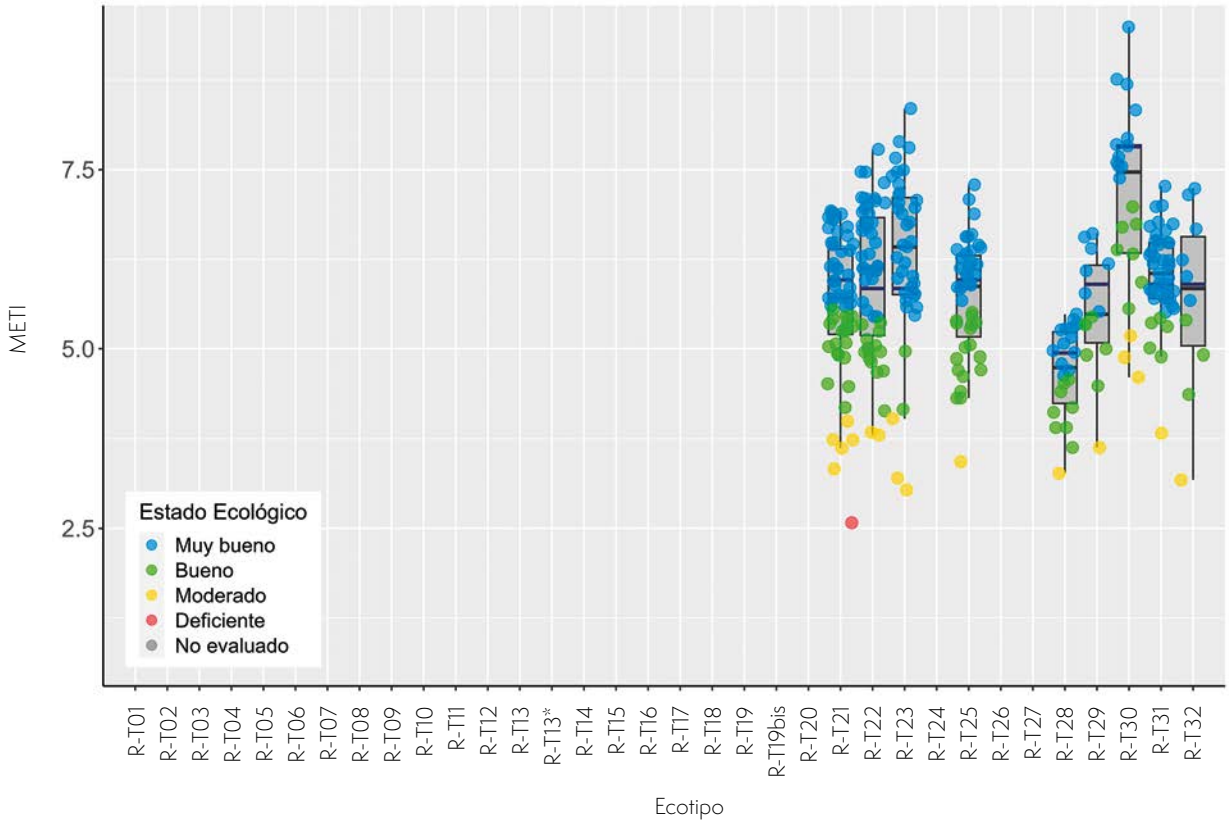
La gran dispersión de los datos en el caso del tipo 13 es debida a la presencia de puntos, tales como ju16r (Río Vinalopó, en Banyeres de Mariola) y ma16r (Río Adra, aguas abajo Fuentes de Marbella) caracterizados por ser ríos dulces calcáreos, que aumentan el valor de los índices ecológicos en la mayoría de los casos, especialmente el río Vinalopó. La inclusión de ambos puntos en el tipo 13 es reconsiderada en el apartado 6.5 del presente informe.

Figura 29. Diagrama de cajas representando los valores del IMMi-T por cada tipo de río según los resultados obtenidos (2019-2023). Los valores del IMMi-T se han clasificado según el estado ecológico descrito para cada tipo en el Real Decreto 817/2015. Las líneas azul oscuro representan los valores de referencia para el IMMi-T determinados en el RD 817/2015.



Finalmente, en el caso del Índice Multimétrico Específico del Tipo de Invertebrados Bentónicos (METI) (aplicable a los tipos 21, 22, 23, 25, 28, 29, 30, 31 y 32) los valores de la mediana calculada a partir de los resultados obtenidos se sitúan por debajo de los valores de referencia en la mayoría de los tipos en los que se aplica este índice. Los valores obtenidos son significativamente inferiores en relación a los valores de referencia del RD 817/2015 en el caso de R-T21 (Ríos cántabro-atlánticos silíceos), R-T22 (Ríos cántabro-atlánticos calcáreos), R-T23 (Ríos vasco-pirenaicos), R-T25 (Ríos de montaña húmeda silícea) y R-T32 (Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos.)

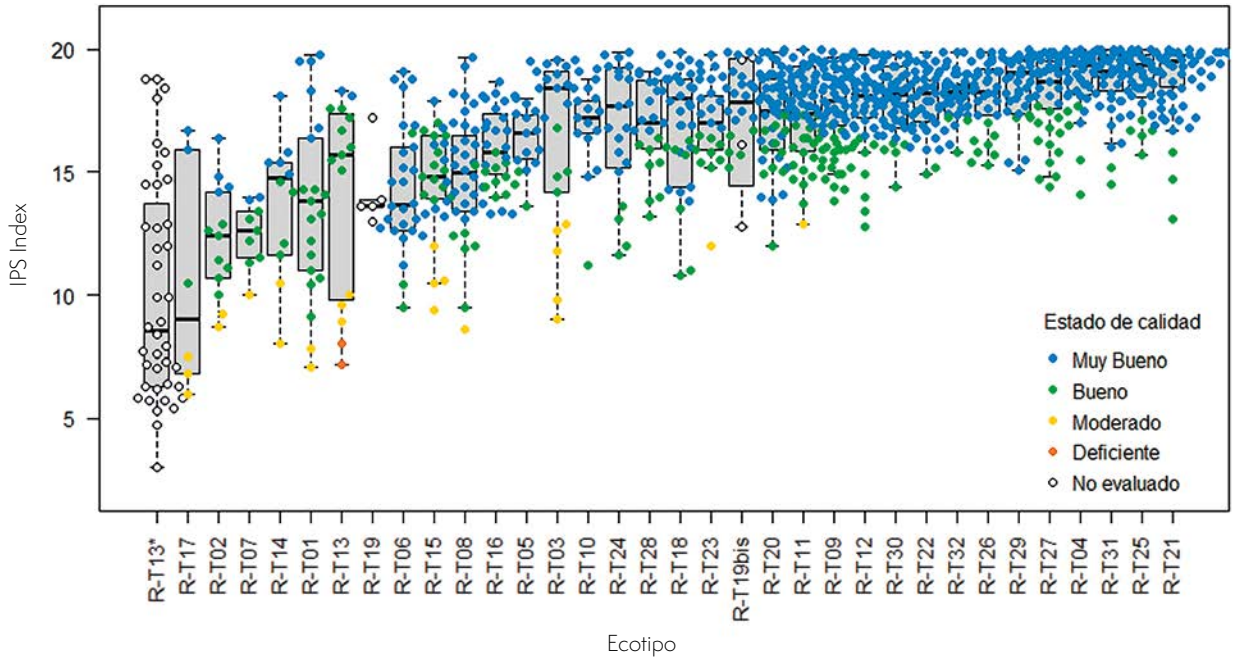
Figura 30. Diagrama de cajas representando los valores del METI por cada tipo de río según los resultados obtenidos (2019-2023). Los valores del METI se han clasificado según el estado ecológico descrito para cada tipo en el Real Decreto 817/2015. Las líneas azul oscuro representan los valores de referencia para el METI determinados en el RD 817/2015.



6.4.2 Fitobentos – Diatomeas

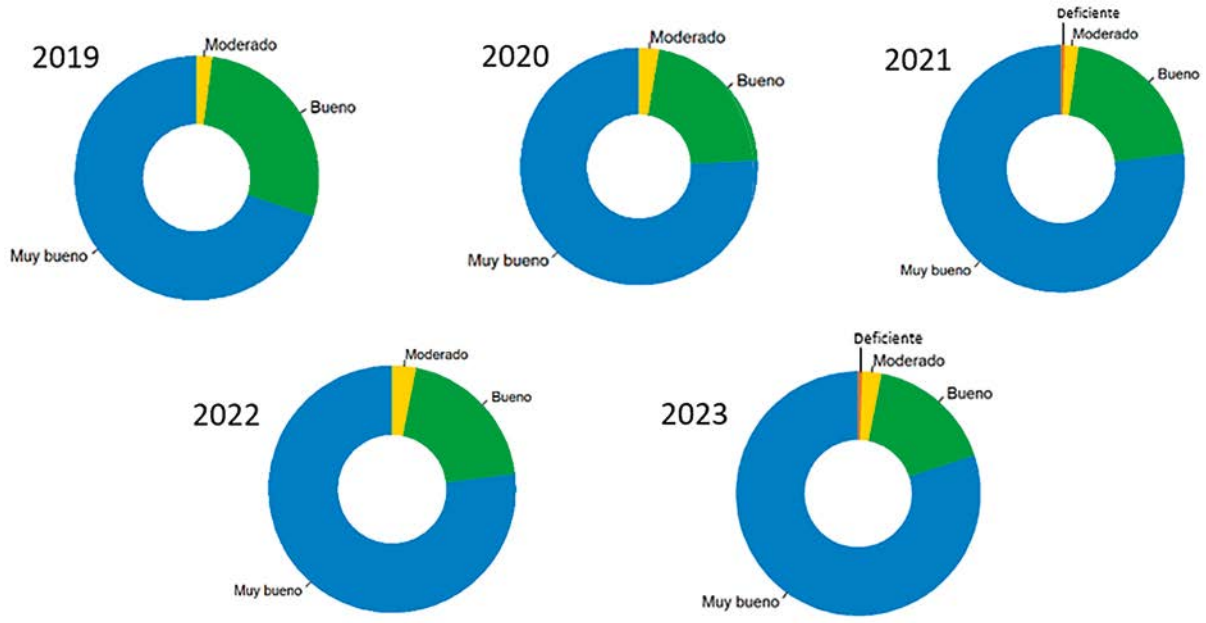
Tal y como recoge el Real Decreto RD817/2015 (2015), el índice oficialmente aplicado en la determinación de estados ecológicos basado en las comunidades de diatomeas, es el Indice de Índice de poluosensibilidad específico (IPS). En la Figura 31 se muestra la distribución de sus valores obtenidos por tipo de masa de agua. Los puntos superpuestos corresponden a los valores reales obtenidos y han sido coloreados según su categoría de estado ecológico, cuyos umbrales varían según el tipo de masa de agua evaluado. Estas categorías van de Muy bueno a Deficiente (ver leyenda de la figura). No obstante, para la categoría R-T13* (ríos mediterráneos muy mineralizados), R-T19 (río Tinto) y R-T19bis (río Odiel) estos umbrales no han sido definidos. Como podemos observar, los tipos que proporcionaron medianas más altas fueron el R-T21 (ríos cántabro-atlánticos silíceos), R-T25 (Ríos de montaña húmeda silícea) y el R-T31 (pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos), mientras que los tipos con medianas más bajas fueron el R-T13* (nueva propuesta de tipo de ríos salinos), el R-T17 (grandes ejes en ambiente mediterráneo) y el R-T02 (ríos de la depresión del Guadalquivir). En la mayoría de los tipos (23 de 34), las medianas estuvieron por encima del valor mínimo del estado "Muy bueno".

Figura 31. Gráfico de bigotes mostrando los valores de IPS por tipo de río para los muestreos del proyecto Refcon en la red de referencia durante el periodo 2019-2023. El código de colores diferencia los muestreos según el estado ecológico obtenido mediante el índice IPS.



Los porcentajes obtenidos para los diferentes estados de calidad, en general, se conservaron durante todo el periodo de muestreo (2019-2023) (Figura 32). Teniendo en cuenta todos los datos en global, se obtuvieron un 76,0 % de puntos en estado *muy bueno*, 21,3 % en estado *bueno*, 2,5 % en estado *moderado*, 0,2 % en estado *deficiente* y ningún punto en estado *malo*.

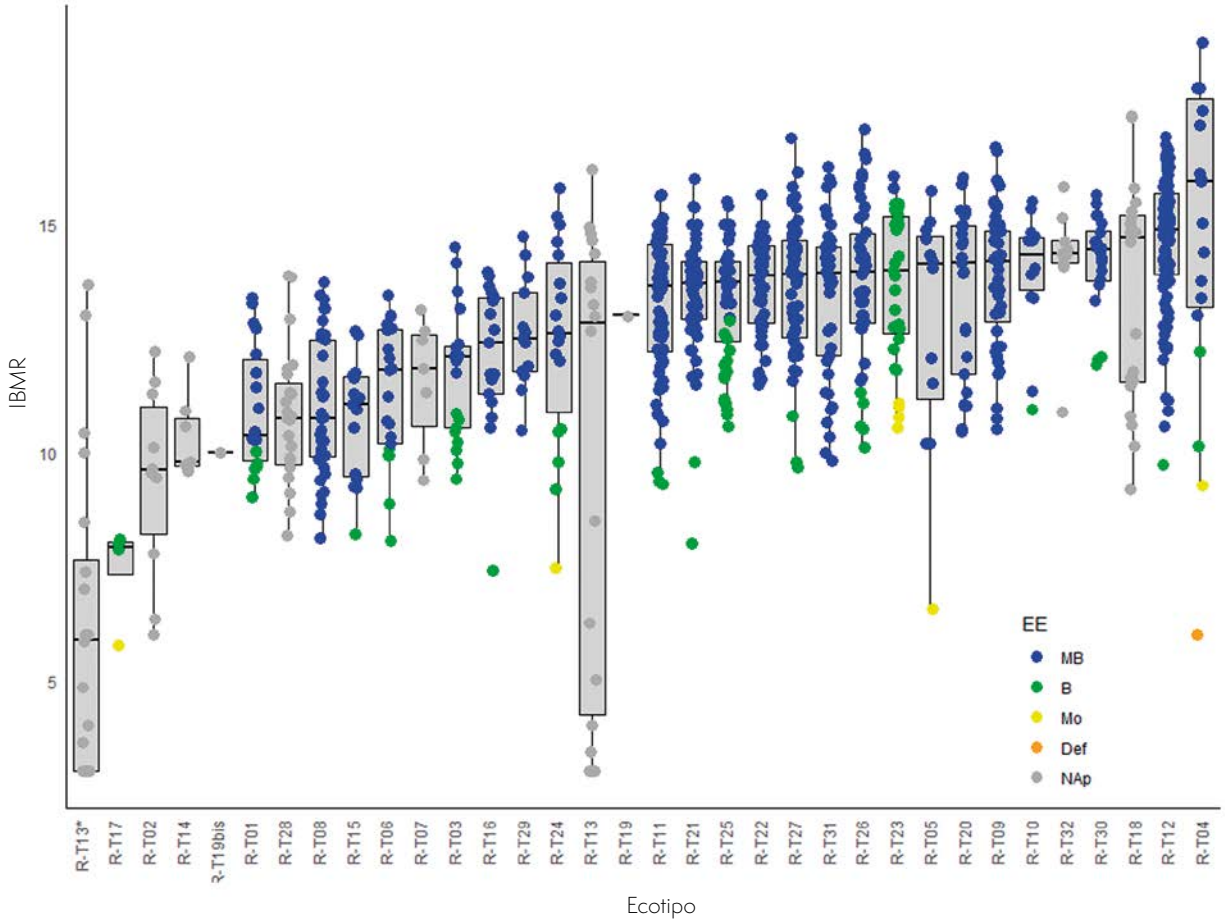
Figura 32. Proporción de estados ecológicos obtenidos en los diferentes años de muestreo según IPS-2013. El tamaño de los gráficos es proporcional al total de muestreos realizados en cada campaña.



6.4.3 Macrófitos

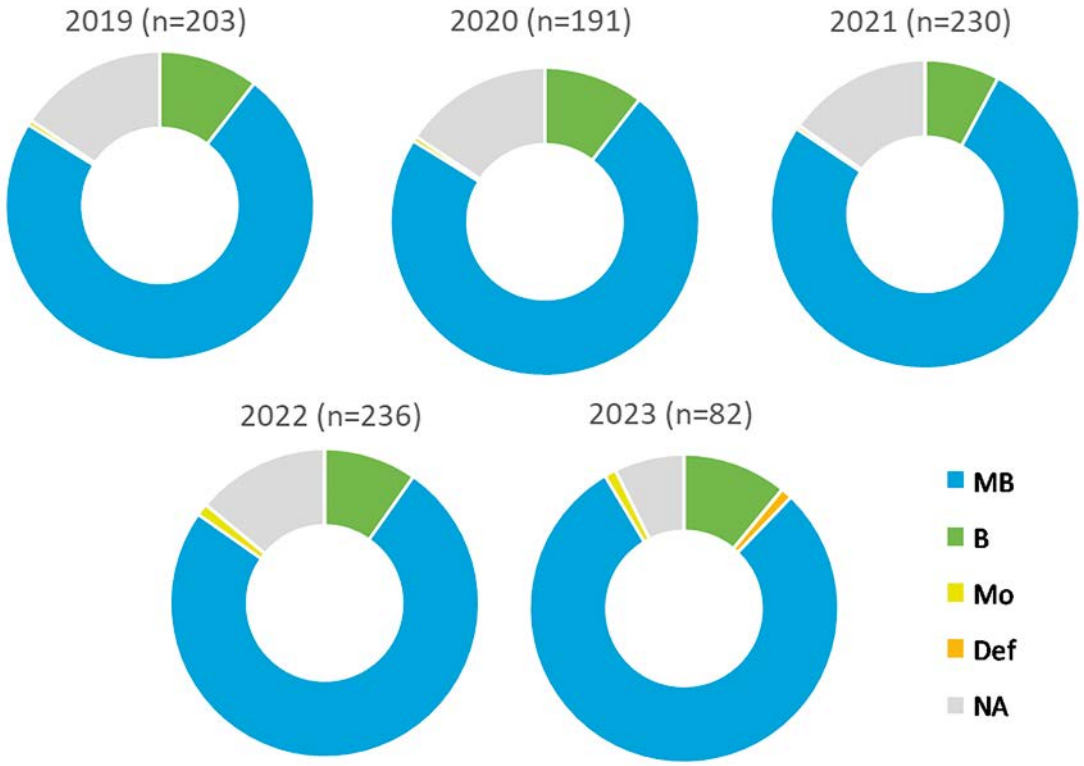
Tal y como recoge el Real Decreto RD817/2015 (2015), el índice oficial en España para la determinación del estado ecológico basado en macrófitos, es el Indice Biológico de Macrófitos en Ríos (IBMR). En la siguiente figura se muestra la distribución de los valores obtenidos, por tipo de masa de agua, para las 942 muestras analizadas en el periodo 2019-2023. Los puntos superpuestos corresponden a los valores reales obtenidos y han sido coloreados según su categoría de estado ecológico, cuyos umbrales varían según el tipo de masa de agua evaluado. Estas categorías van de Muy bueno a Deficiente (ver leyenda de la figura). No obstante, para la nueva categoría R-T 13* (ríos salinos) y diferentes tipos sin condiciones de referencia o límites de clase establecidos en el RD817/2015 (R-T02, R-T07, R-T14, R-T18, R-T19, R-T19bis, R-T28 y R-T32), estos umbrales no han sido todavía definidos. Como podemos observar, los tipos con medianas más altas fueron el R-T04 (ríos mineralizados de la meseta norte), el R-T12 (ríos de montaña mediterránea calcárea) y el R-T18 (ríos costeros mediterráneos), mientras que los tipos con medianas más bajas fueron el R-T13* (ríos salinos), el R-T17 (grandes ejes en ambiente mediterráneo) y el R-T02 (ríos de la depresión del Guadalquivir). En la mayoría de los tipos (22 de 24), las medianas estuvieron por encima del límite de clase del estado "Muy bueno".

Figura 33. Gráfico de box-plots para los valores de IBMR por tipo de río para los muestreos del proyecto Refcon en la red de referencia durante el periodo 2019-2023. El código de colores diferencia los muestreos según el estado ecológico obtenido mediante el índice IBMR. MB= Muy Bueno; B= Bueno; Mo= Moderado; Def= Deficiente; NAp= No Aplicable.



Los porcentajes obtenidos para las diferentes clases de estado ecológico, en general, se conservaron durante todo el periodo de muestreo (2019-2023) (Figura 34). Teniendo en cuenta todos los datos en global (sin contar las muestras en las que no era posible calcular el EE, un 16 % en total), se obtuvieron un 88 % de muestras en estado muy bueno, un 11 % en estado bueno, un 1 % en estado moderado y un 0.1 % en estado deficiente. Ningún punto se evaluó como en estado malo. Hay que tener en cuenta que los datos de 2023 están incompletos, por lo que estos porcentajes podrían variar ligeramente.

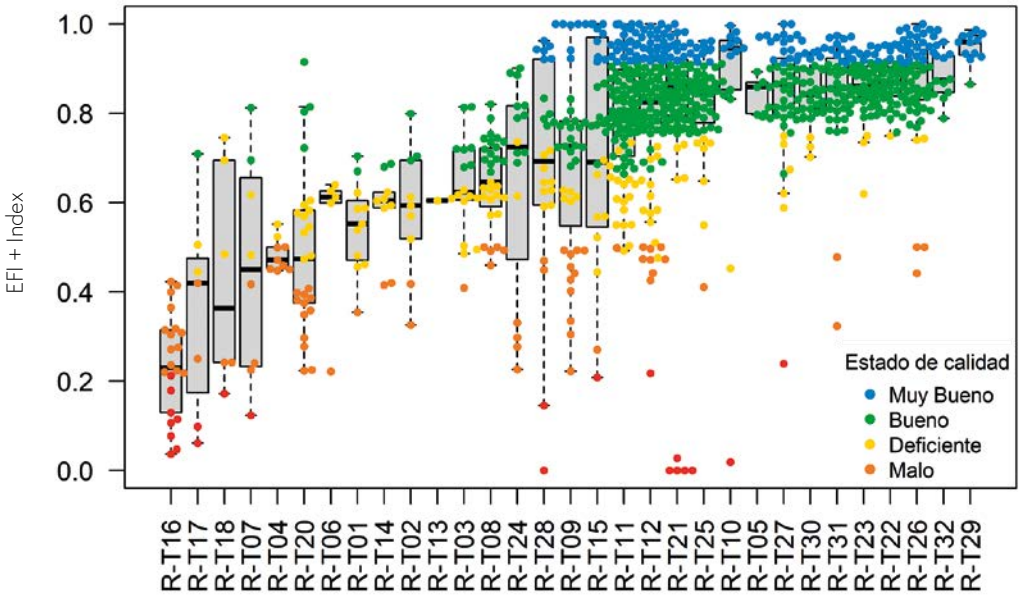
Figura 34. Proporción de estados ecológicos obtenidos en los diferentes años de muestreo según índice de macrófitos IBMR.Se indica el número de muestras analizadas para cada año. MB= Muy Bueno; B= Bueno; Mo= Moderado; Def= Deficiente; NA: No aplicable.



6.4.4 Fauna ictiológica

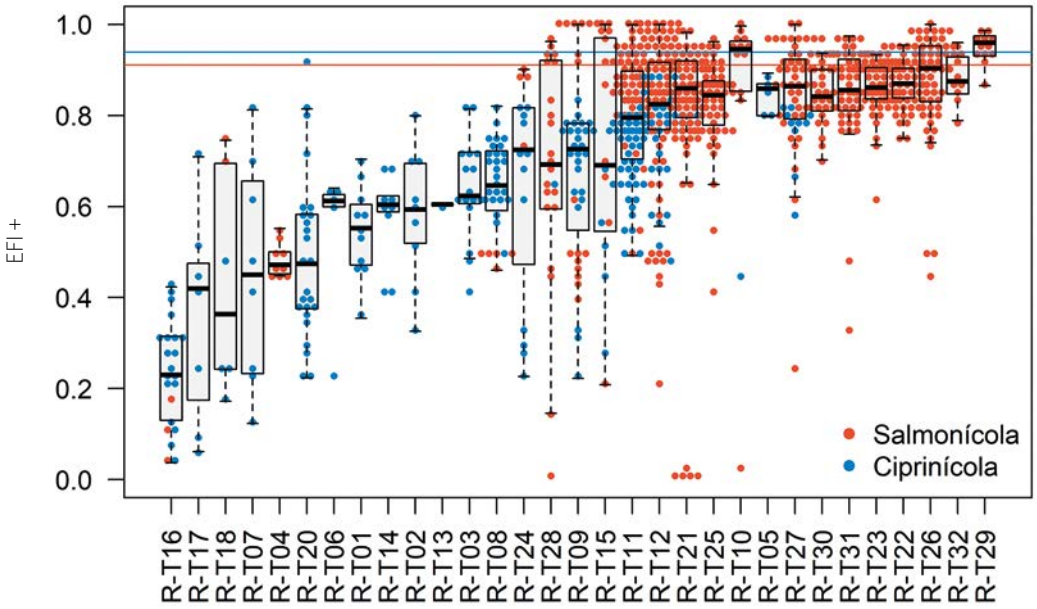
Como se observa en la Figura 35 y Figura 37, la mayoría de muestreos de ictiofauna proporcionaron una evaluación de estado ecológico entre *bueno* y *muy bueno*. Los tipos que mostraron valores medios más altos fueron R-T29 (ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos), R-T32 (pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos) y R-T26 (ríos de montaña húmeda calcárea). Todos ellos ubicados en el norte de la Península e influenciados por un clima más húmedo y frío comparado con el resto del territorio peninsular. Por el contrario, los tipos que mostraron valores medios de EFI+ más bajos fueron R-T16 (ejes mediterráneos continentales mineralizados), R-T17 (grandes ejes en ambiente mediterráneo) y R-T18 (ríos costeros mediterráneos). Se trata principalmente de ríos ubicados en el Sur y Este de la Península, influenciados por un clima más seco y cálido (clima mediterráneo).

Figura 35. Gráfico de bigotes mostrando los valores de EFI+ por tipo de río para los muestreos del proyecto Refcon en la red de referencia durante el periodo 2019-2023. El código de colores diferencialos muestreos según el estado ecológico obtenido mediante el índice EFI+.



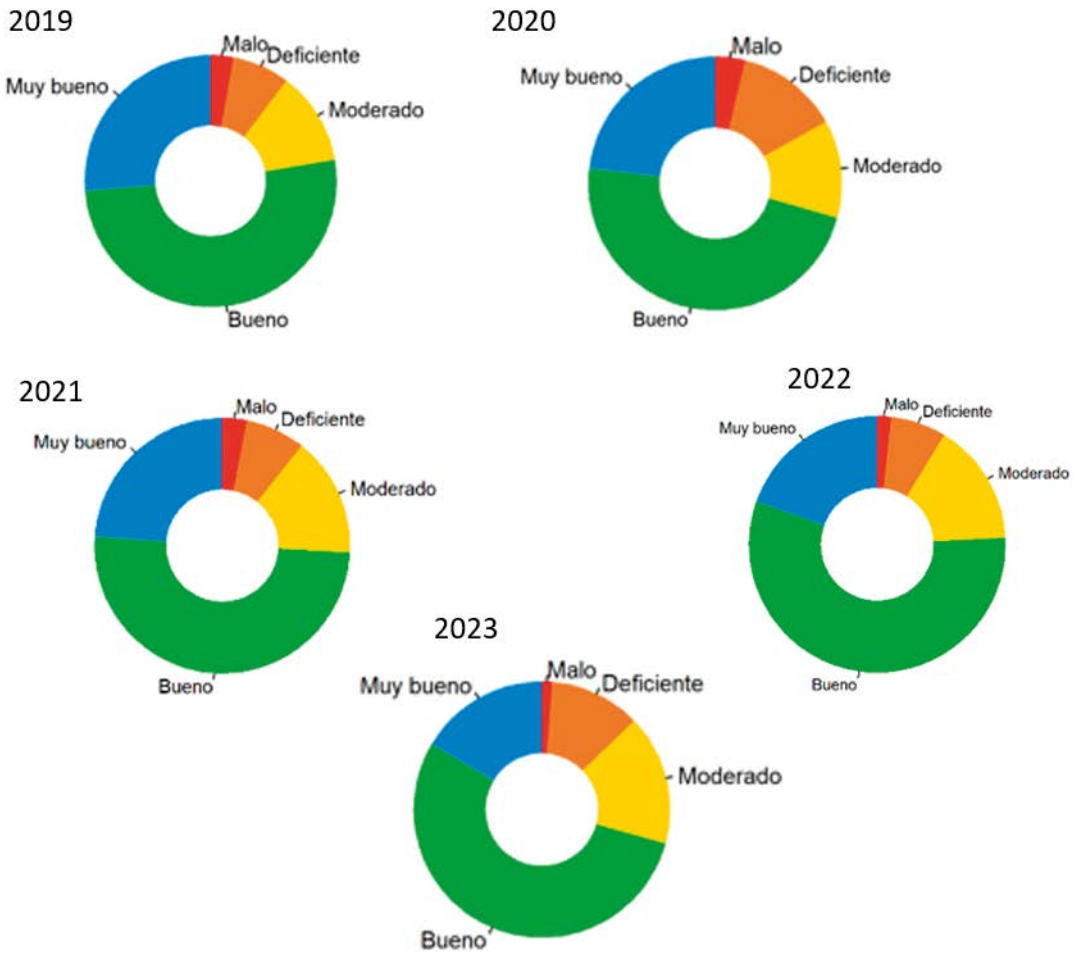
Atendiendo a la división de los ríos que se realiza para el cálculo del EFI+, según la presencia dominante de especies salmonícolas o ciprinícolas, se observan valores claramente más altos en aquellos ríos clasificados como salmonícolas (Figura 36). Esto es así con alguna excepción, como por ejemplo el río Laboreiro en Ribeiro de Baixo (ms19r, R-T21), que dió en los 5 muestreos un resultado de 0 o cercano a 0 por la baja presencia de truchas en el punto pese a tratarse de un río salmonícola. Lo mismo ocurrió en la riera del Carme en Santa Càndia (cc07r, R-T10) el año 2019 y en el río Tambre en Val do Dubra (gc15r, R-T28) en 2020.

Figura 36. Gráfico de bigotes mostrando los valores de EFI+ por tipo de río para los muestreos del proyecto Refcon en la red de referencia durante el periodo 2019-2023. El código de colores diferencia ríos salmonícolas (rojo) y ciprinícolas (azul). Las línias señalan el límite de estado muy bueno para las dos comunidades.



Los porcentajes obtenidos para los diferentes estados de calidad, en general, se conservaron durante todo el periodo de muestreo (2019-2023) (Figura 37). Teniendo en cuenta todos los datos en global, se obtuvieron un 21,8 % de puntos en estado *muy bueno*, 52,2 % en estado *bueno*, 14,4 % en estado *moderado*, 9,1 en estado *deficiente* y 2,5 % en estado *malo*. Estos resultados no son los esperados para una red de referencia, de la que se esperarían mayoritariamente valores dentro del estado muy bueno.

Figura 37. Proporción de estados ecológicos obtenidos en los diferentes años de muestreo según EFI+. El tamaño de los gráficos es proporcional al total de muestreos realizados en cada campaña.



En vista de los resultados, se realizó una exploración estadística de los valores que consistió en ajustar un modelo lineal en el que la variable respuesta fue EFI+ y las variables explicativas fueron el tipo de río, el año de muestreo y su interacción:

$$EFI+ \sim tipo * año$$

Posteriormente, se aplicó un test de Anova al modelo resultante. De estos análisis se dedujo que el EFI+ y sus métricas observadas y esperadas variaron claramente según el tipo de río, pero no con los años de muestreo o con la interacción tipo-año. La variación de EFI+ explicada por el tipo fue del 44% (eta2) y por la interacción tipo-año, del 6%.

Estos resultados concuerdan con lo observado en los gráficos de bigotes presentados en esta sección (Figura 35 y Figura 36). En algunos tipos, los bajos valores de EFI+ podrían explicarse por la presencia de especies invasoras, la ausencia de tramos 100% libres de presiones, sobretodo hidrológicas (tipos R-T16 y R-T17) o por la posible no adecuación del EFI+ a ríos temporales (R-T18).

6.5. Nueva propuesta de división del tipo R-T13 ríos mediterráneos muy mineralizados

Los ecosistemas acuáticos salinos se caracterizan por un contenido y composición variable de sales disueltas en sus aguas, procedentes de los sedimentos de la cuenca vertiente. Aparecen, especialmente, en las regiones de clima árido y semiárido del planeta. La existencia de estos ecosistemas acuáticos salinos se debe a las sucesivas transgresiones y regresiones marinas, que dejaron, en muchas cuencas y depresiones ahora alejadas del mar, sedimentos cargados de sales. Estos procesos afectaron especialmente la mitad este de la península ibérica, por lo que en las cuencas del Ebro, Tajo, Júcar, Segura y Guadalquivir se concentran la mayoría de los ambientes salinos europeos.

En los ecosistemas fluviales salinos, la salinidad ejerce como un filtro ambiental de primer orden, restringiendo el número de organismos que pueden colonizar sus aguas. Así, es natural encontrar en estos medios una menor riqueza taxonómica. Sin embargo, los arroyos salinos tienen una destacada importancia ecológica al presentar organismos con adaptaciones especiales al estrés ambiental, presentando gran interés faunístico, biogeográfico y genético. Por otro lado, estos ambientes están altamente fragmentados y fuertemente amenazados como consecuencia de los cambios de usos del suelo, lo que hace aún más patente su interés de conservación.

Figura 38. Barranco Salado de Mendavia, Navarra, ejemplo de río salino.



La DMA establece la necesidad de una clasificación de las masas de agua en tipos, como uno de los primeros pasos en el proceso de evaluación del estado ecológico. Sin embargo, la clasificación de tipos utilizada hasta la fecha (RD 817/2015) se llevó a cabo a través de una categorización ambiental a grandes

rasgos, en la que se utilizaron umbrales de conductividad (estimada a partir de mapas litológicos) cuya función no era diferenciar este tipo de ríos, sino la discriminación entre ríos silíceos y calcáreos (CEDEX 2004). Ello supuso que se englobara dentro del tipo R-T13 ("Ríos mediterráneos muy mineralizados") a sistemas tan dispares como algunos ríos calcáreos con elevadas concentraciones de carbonatos y conductividades en torno a los 400-500 µS/cm (muchos de de aguas dulces de influencia kárstica, como el nacimiento del río Vinalopó), junto a ríos hipersalinos (ej. Arroyo del Salado) con conductividades superiores a los 50000 µS/cm, con comunidades muy dispares y valores de los indicadores biológicos en nada comparables.

Además, casi todos los arroyos de carácter salino, pese a su diversidad, quedaron también recogidos (principalmente, aunque hubo otros tipos que también englobaron a algún río salino, como veremos) dentro del mismo Tipo R-T13, y por tanto con idénticas condiciones de referencia. Por todo ello, el riesgo de evaluaciones de estado ecológico erróneas es muy alto, ya que el establecimiento de condiciones de referencia comunes para este amplio espectro que conforma el actual tipo R-T13 conduce, inevitablemente, tanto a una sobreestimación del estado ecológico de los ríos de agua dulce, como a una subestimación del mismo en los ríos salinos, a los que se penalizaría su baja riqueza taxonómica natural, achacándola a presiones e impactos humanos.

Conociendo esta problemática, se procuró en este estudio, durante los 5 años de muestreos, contar con una red de estaciones mínimamente impactadas de ríos y arroyos salinos. En base al conocimiento del equipo y a la colaboración con el grupo de investigación de Ecología Acuática de la Universidad de Murcia, se establecieron un total de 13 estaciones para el tipo que dimos en llamar Tipo R-T13* (ríos salinos).

Muchas de estas estaciones no estaban ni siquiera catalogadas como masa de agua, por su poca entidad, pero se incluyeron en el estudio para disponer de una batería de datos lo más extensa posible, en los que basar nuestra propuesta de tipos y de condiciones de referencia.

Así, en este estudio, se propone una reclasificación ecológica de los ríos salinos de España, en base a los resultados obtenidos y a los estudios previos de P Arribas *et al.* (2009); Gutiérrez-Cánovas *et al.* (2019) y A Millán *et al.* (2011). Según esta, los ríos salinos quedarían clasificados en tres tipos en base a sus conductividades (factor limitante en el establecimiento de las comunidades) según los límites definidos en P Arribas *et al.* (2009) (Tabla 10). Se utilizó la conductividad máxima medida en los 5 años de muestreo como factor limitante en el establecimiento y desarrollo de las comunidades.

Tabla 10. Umbrales e intervalos de conductividad para la clasificación de los ríos salinos.

Cond_max (µS/cm)	Denominación	código tipo
5000-30000	hiposalinos	R-T13
30000-130000	mesosalinos	R-T13a
> 130000	hipersalinos extremos	R-T13b

Por otro lado, se eliminaron de nuestra clasificación final (Tabla 11) aquellas estaciones de referencia del antiguo tipo R-T13 que no alcanzaron el umbral de los 5000 µS/cm, la estación ju16r (Río Vinalopó en Banyeres de Mariola) y la ma16r (Río Adra, aguas abajo Fuentes de Marbella). Ambas estaciones son propuestas, de manera tentativa, como candidatas a estaciones de referencia del tipo R-T10 (Ríos mediterráneos con influencia cárstica) por su cercanía y dependencia a descargas de acuíferos y su elevado contenido en carbonatos y sulfatos. No obstante, por precaución, no se utilizaron en las estimas de las condiciones de referencia (CR) de ningún tipo.

Por otra parte, la estación eb22r (Arroyo Salado de Estenoz), clasificada en la actualidad como de tipo R-T26 por la DH del Ebro, fue reclasificada como del nuevo tipo R-T13a. Asimismo, la estación gv31r (Arroyo Salado de Jódar), clasificada en el tipo R-T09, pasaría al tipo R-T13 (hiposalinos).

Tabla 11. Red de estaciones de referencia del antiguo tipo R-T13 y R-T13* (ríos salinos) y nuevos tipos propuestos.

Estación	Nombre	Conduct (µS/cm)	Tipo propuesto	Nombre-tipo
ju16r	Río Vinalopó, en Banyeres de Mariola	525.4	R-T10	med infl carstica
ma16r	Río Adra, aguas abajo Fuentes de Marbella	2480	R-T10	med infl carstica
gv15r	Río Torres, en Puente del Obispo	16691	R-T 13	hiposalinos
se08r	Río Chícamo, en Mahoya	18132	R-T 13	hiposalinos
gv31r	Arroyo Salado de Jódar	28721	R-T 13	hiposalinos
se07r	Rambla de La Algüeda	49844	R-T 13a	mesosalinos
gv32r	Río Salado, en Priego de Córdoba	56778	R-T 13a	mesosalinos
gv35r	Arroyo del Salado	72580	R-T 13a	mesosalinos
eb38r	Barranco Salado de Mendavia	82980	R-T 13a	mesosalinos
ju22r	Arroyo hipersalino de Minglanilla	114092	R-T 13a	mesosalinos
eb22r	Arroyo Salado de Estenoz	127100	R-T 13a	mesosalinos
gv29r	Arroyo Montero	135028	R-T 13b	hipersalinos extremos
ju21r	Rambla hipersalina de las Hoces del Cabriel	147831	R-T 13b	hipersalinos extremos
gv33r	Arroyo Salinas de Chíllar	248648	R-T 13b	hipersalinos extremos

Las comunidades de los ríos hiposalinos (R-T13) se caracterizan por presentar una riqueza taxonómica relativamente elevada, consecuencia de la mezcla de especies de agua dulce y de especies tolerantes a concentraciones medias-bajas de sal, normalmente, por debajo de la salinidad del mar.

Figura 39. Río Chícamo en Mahoya, ejemplo de río hiposalino del tipo R-T13.



Las comunidades de los ríos mesosalinos (R-T13a), por otro lado, están formadas exclusivamente por especies halotolerantes que pueden vivir en un amplio rango de salinidad, con óptimos a concentraciones igual o superiores al agua de mar y un límite de tolerancia máximo de aproximadamente 100 g/l. En estos sistemas podría no ser conveniente el uso de las métricas convencionales de estado ecológico (Gutiérrez-Cánovas *et al.* 2019), por lo que se establecerán condiciones de referencia con cierta cautela.

Figura 40. Arroyo del Salado en Torrequebradilla, Jaén. Ejemplo de río mesosalino del tipo R-T13a.



Por último, las comunidades de ríos hipersalinos están muy simplificadas por las condiciones de salinidad extrema, estando constituidas por un grupo muy reducido de especies halófilas dependientes de la sal, que pueden llegar a tolerar salinidades próximas a los 250 g/l. En estos sistemas es muy dudoso el buen funcionamiento de las métricas convencionales (Gutiérrez-Cánovas *et al.* 2019), por lo que no se establecerán condiciones de referencia para los diferentes indicadores o se hará con mucha cautela.

Figura 41. Arroyo de las salinas de Chillar, Jaén. Ejemplo de río hipersalino extremo del tipo R-T13b.



Creemos que los nuevos tipos R-T13, R-T13a y R-T13b van a estar escasamente representados en las redes actuales de la DMA de las DDHH, debido, principalmente y como hemos comentado, a que son arroyos de escasa entidad, con caudales mínimos, muchas veces temporales, no catalogados como masas de agua en su mayoría. Aún así, consideramos necesaria una revisión de estas redes y la reclasificación de las masas de agua implicadas (conductividades mayores de 5000 µS/cm) en los nuevos tipos propuestos.

Se plantea también la cuestión de si las conductividades medidas pudieran estar relacionadas con la contaminación, pero muy raramente se puede superar este umbral de 5000 µS/cm por vertidos urbanos-industriales convencionales. Suponemos que podrá haber algún caso para analizar en particular, pero en general se trataría de un proceso "automático". Además, si hubiera varios puntos en una misma masa de agua, se haría este cribado de conductividad analizando la estación que mejor estado ecológico presente, priorizando las estaciones de referencia, para eliminar el posible factor de confusión por contaminación. Por otra parte, estos sistemas naturalmente salinos suelen denominarse con términos relacionados con lo "salado", con lo que no será difícil dar con ellos. La experiencia acumulada en las DDHH será determinante en esta labor.

A continuación, se muestra la localización de las estaciones de referencia pertenecientes a los nuevos tipos propuestos, así como el año de muestreo (Figura 42). Además, la Figura 43 muestra el valor de los indicadores de los distintos EC (macroinvertebrados –IBMWP e IMMiT-, fitobentos –IPS- y macrófitos –IBMR-) en los nuevos tipos propuestos.

Figura 42. Puntos muestreados de los tipos R-T13 (1), R-T13a (2) y R-T13b (3) y año de muestreo.

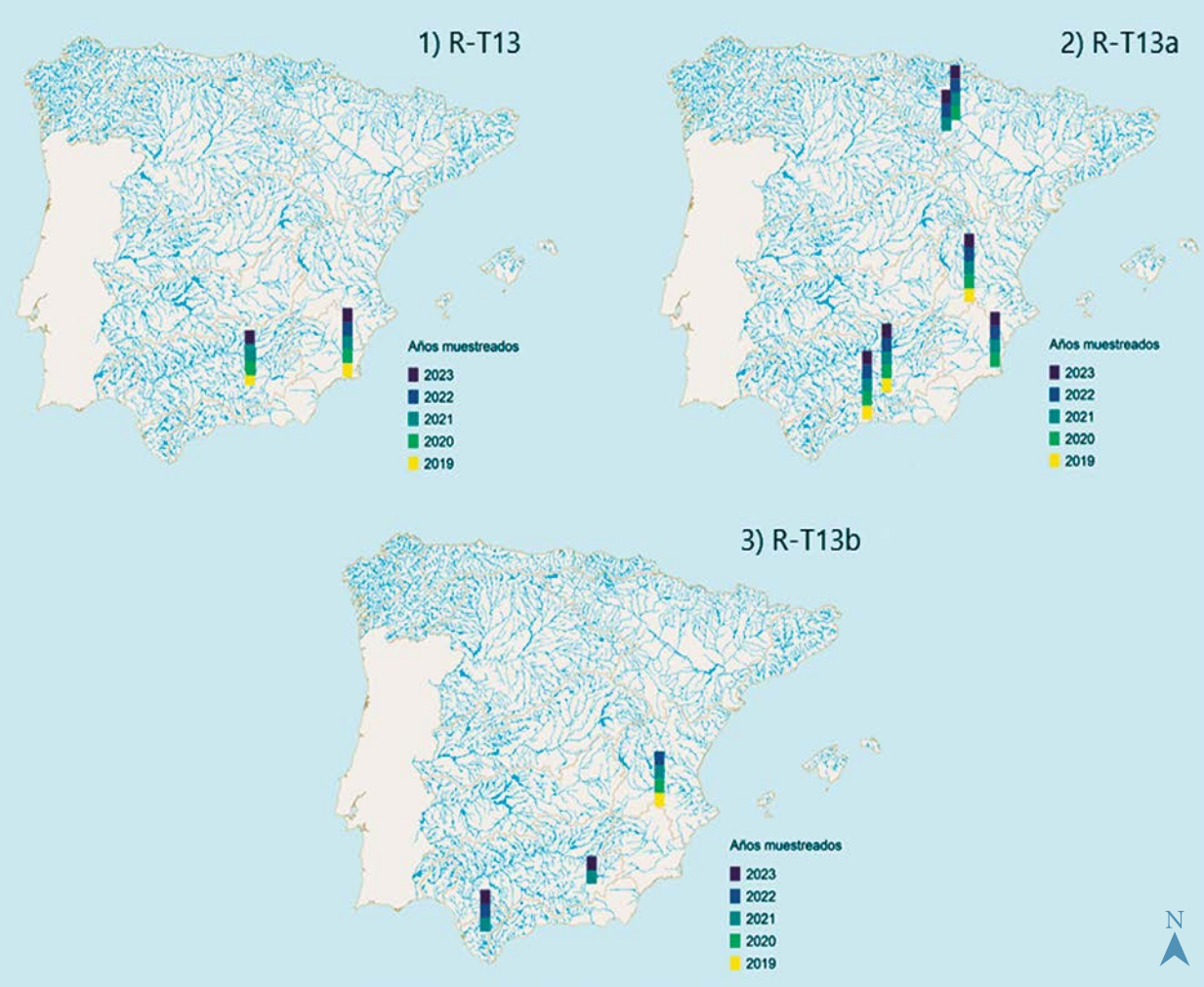
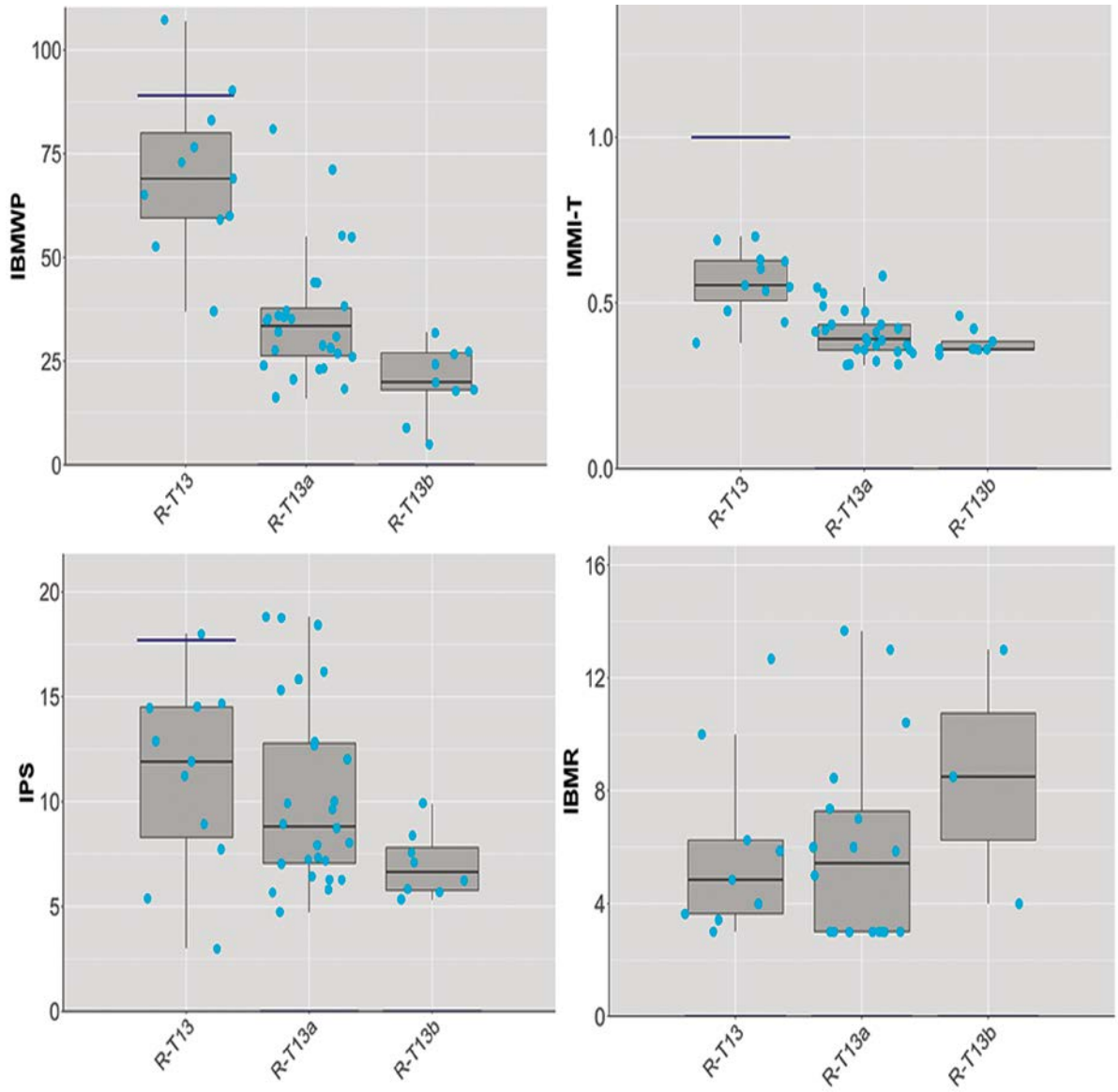


Figura 43. Diagramas de cajas representando los valores del IBMWP, IMMI-T, IPS e IBMR por cada nuevo tipo salino propuesto según los resultados obtenidos (2019-2023). Las líneas azul oscuro representan los valores de referencia para el tipo 13 determinados en el RD 817/2015.



Como conclusión, la siguiente Tabla 12 muestra las CR propuestas (mediana de los valores) para los diferentes indicadores de los distintos EC (macroinvertebrados –IBMWP e IMMiT-, fitobentos –IPS- y macrófitos –IBMR-) en los nuevos tipos propuestos. Esta propuesta deberá ser validada por las DDHH para la asignación de estas masas de agua a los nuevos tipos salinos mencionados anteriormente.

Tabla 12. Condiciones de referencia (CR) propuestas, como mediana de los valores para los diferentes indicadores.

tipos	IBMWP	IMMiT	IPS2013	IBMR
R-T13	69	0.55	11.9	4.8
R-T13a	34	0.39	8.8	5.9
R-T13b	20	0.36	6.7	8.5

6.6. Análisis de caracterización taxonómica por tipos

Con el objetivo de cuantificar las diferencias y similitudes entre tipos de ríos en base a la comunidad biológica que habita en cada uno de ellos, se realizó una caracterización taxonómica por tipo usando las muestras del proyecto. El análisis se llevó a cabo para cada elemento de calidad biológica y constó de varias partes:

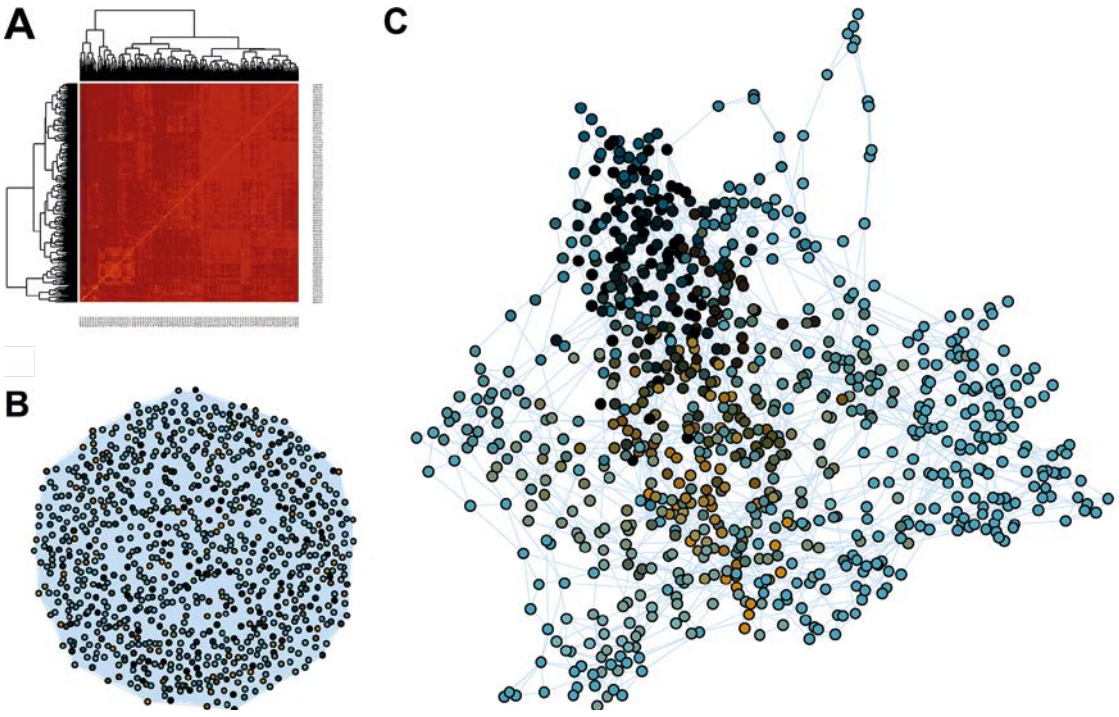
- Obtención de grupos de comunidades definidos a partir de las abundancias relativas de los taxones encontrados en los muestreos.
- Análisis clúster entre grupos de comunidades obtenidos en el paso anterior y la división por tipos de río. De aquí se obtuvieron 3 niveles de agrupación para los tipos según su similitud taxonómica.
- Cuando fue posible, se definieron taxones singulares para cada tipo de río mediante un análisis IndVal (Dufrêne and Legendre 1997). El mismo análisis se aplicó a los grupos de tipos obtenidos en el paso anterior.

Los análisis y los resultados para cada elemento de calidad biológica se presentan a continuación:

6.6.1. Fauna bentónica de invertebrados

El primer paso del análisis fue obtener una matriz de abundancias transformadas (transformación de Hellinger), sobre la que se calculó una matriz de distancias euclídeas (Figura 44 A). A partir de esta matriz, se construyó una red no direccionada (Figura 44 B), de la que se eliminaron las conexiones menos consistentes para determinar la agrupación de las comunidades mediante un análisis de agrupamiento con la función "cluster infomap" de R (Rosvall and Bergstrom 2007). De este modo se obtuvieron un total de 93 comunidades distintas, la disposición de las cuales dentro de la red se representa mediante círculos (sitios de muestreo) en la Figura 44 C.

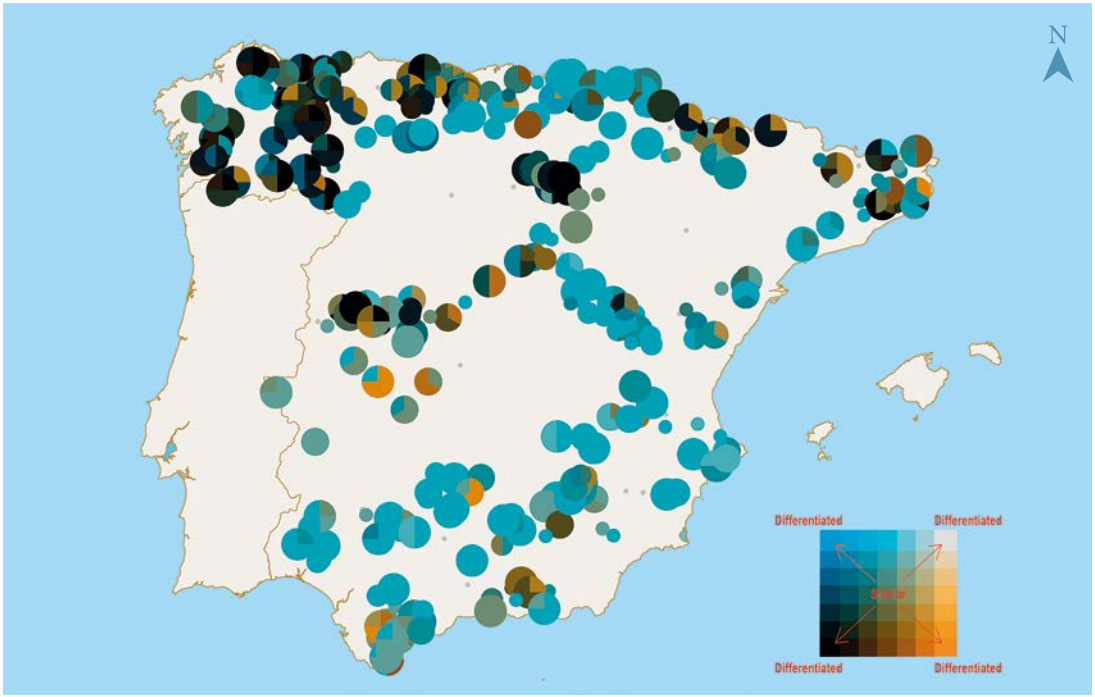
Figura 44. Matriz de distancias utilizando la distancia euclídea (A), red no direccionada de interacciones (B), y agrupación de las comunidades en 93 comunidades distintas (C).



En términos de abundancia relativa, las familias más abundantes fueron Chironomidae (15.07%), Baetidae (10.42%), Elmidae (8.70%), Simuliidae (6.23%) y Leuctridae (5.10%); mientras que las familias más frecuentes, en términos de porcentaje total de muestras en las que se encontraron, fueron Chironomidae (99.31%), Baetidae (94.28%), Elmidae (88.45%), Hydropsychidae (87.77%) y Simuliidae (85.82%).

Cuando representamos estos agrupamientos de comunidades en el espacio (mapa de la península ibérica), se observa la disposición de las comunidades de uno u otro grupo según el año de muestreo, que se representa con colores dentro de cada círculo (Figura 45). En algunos puntos se observa gran diferencia (colores contrastados) entre periodos de muestreo, mientras que en la mayor parte las diferencias son menores, lo que indica una cierta homogeneidad entre campañas.

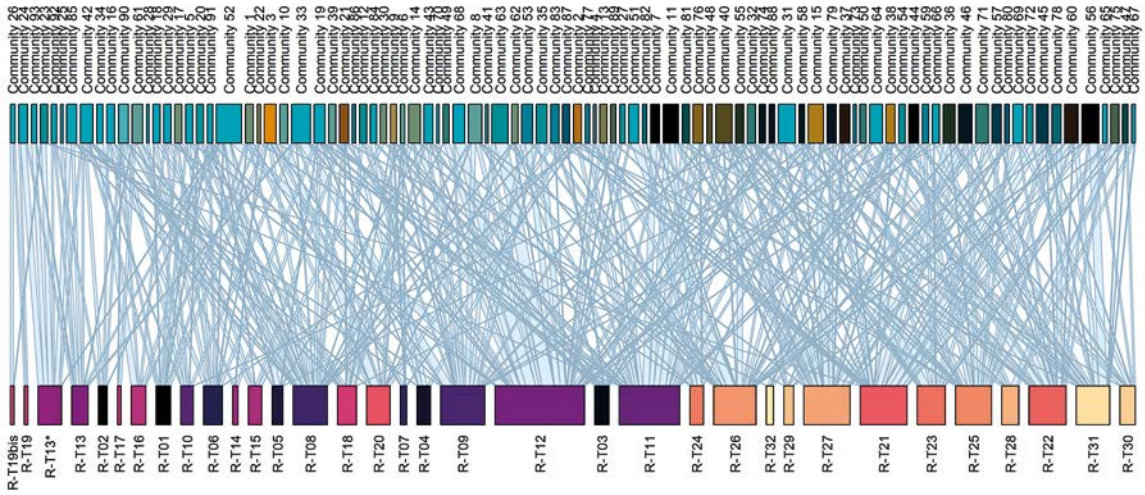
Figura 45. Comunidades de macroinvertebrados y su distribución en el espacio de la red fluvial muestreada. Los colores muestran las comunidades en cada uno de los puntos. En algunos puntos se observa gran diferencia (colores contrastados) según el periodo de muestreo, mientras que en la mayor parte las diferencias son menores, lo que indica una cierta homogeneidad entre campañas.



En general se observó una marcada distribución espacial de las comunidades, con comunidades diferenciadas en el NW (Galicia) y Duero, cornisa Cantábrica y Sistema Ibérico (colores tierra), separadas de comunidades de la vertiente Mediterránea (colores agua). Aunque pudo haber diferencias entre los períodos de muestreo (alguna comunidad que cambió su grupo de pertenencia), se mantuvo la misma gama de colores, indicando que se trataba de grupos afines.

La correspondencia entre los grupos de comunidades resultantes del análisis de agrupamiento (clúster) y los tipos de masas de agua fluviales establecidos en los ríos españoles mostró que hay más comunidades que tipos (Figura 46) y por ello se encuentran muchas correspondencias cruzadas (cada tipo de masa de agua se relacionó con múltiples comunidades).

Figura 46. Gráfico bipartito de la relación cuantitativa entre las comunidades de macroinvertebrados y la tipología fluvial.



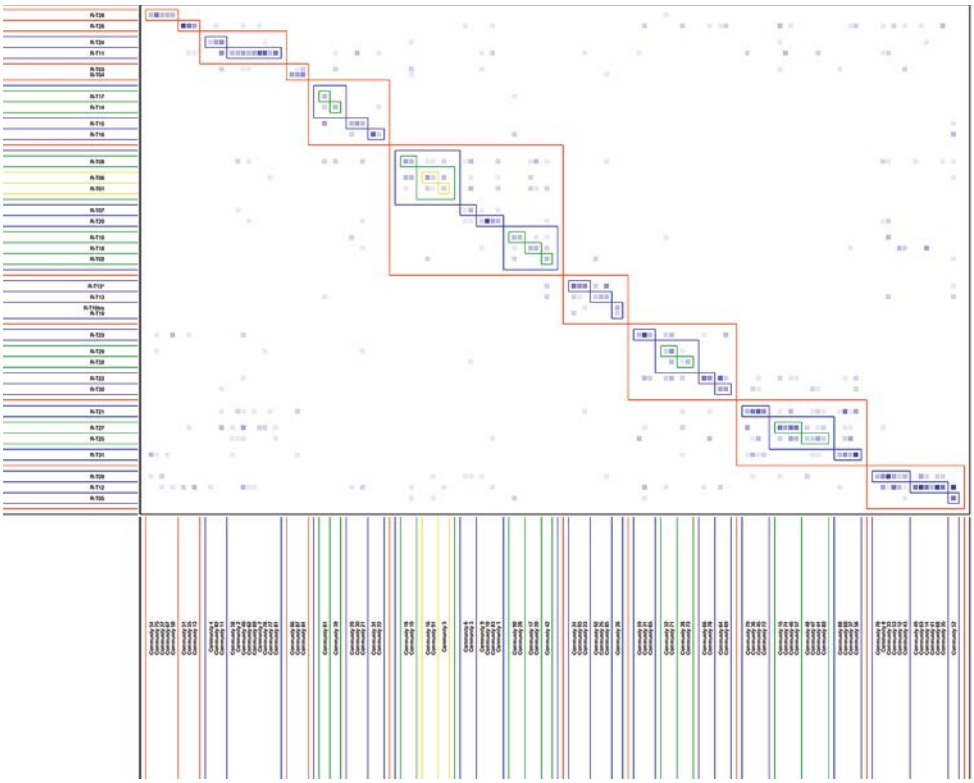
Entre los tipos que parecieron tener una comunidad más o menos diferenciada se hallaron el R-T02 ("Ríos de la depresión del Guadalquivir"), el R-T13 ("Ríos mediterráneos muy mineralizados."), el R-T17 ("Grandes ejes en ambiente mediterráneo"), el R-T19 ("Río Tinto") y el R-T19bis ("Río Odiel").

Otra manera de visualizar esta correspondencia, es mediante un gráfico bipartito en donde se representa la concordancia entre comunidades y tipos (a mayor intensidad de color, mayor concordancia; o colores más oscuros, interacciones más evidentes). En la Figura 47 se observa la correspondencia entre tipos fluviales y comunidades de macroinvertebrados, siguiendo el algoritmo propuesto por Dormann and Strauss (2014). Esta opción encierra en cuadrados/rectángulos de distintos colores módulos anidados de agrupaciones de tipos que corresponden a comunidades específicas. Se observan distintos niveles de diferenciación, que corresponden a los colores rojo, azul y verde, y que indican distintos grados de complejidad en la agrupación. El primer nivel (color rojo) es el más simple y diferencia 10 agrupaciones de tipos que se corresponden con algunas de las comunidades descritas de manera independiente. El segundo nivel (color azul) incluye comunidades que tienen de 1 a 4 subagrupaciones y, por último, el color verde encierra aún otras subagrupaciones dentro de las primeras, con un máximo de 3.

Así, los tipos se asocian de la siguiente manera (de acuerdo con la primera agrupación, nivel 1):

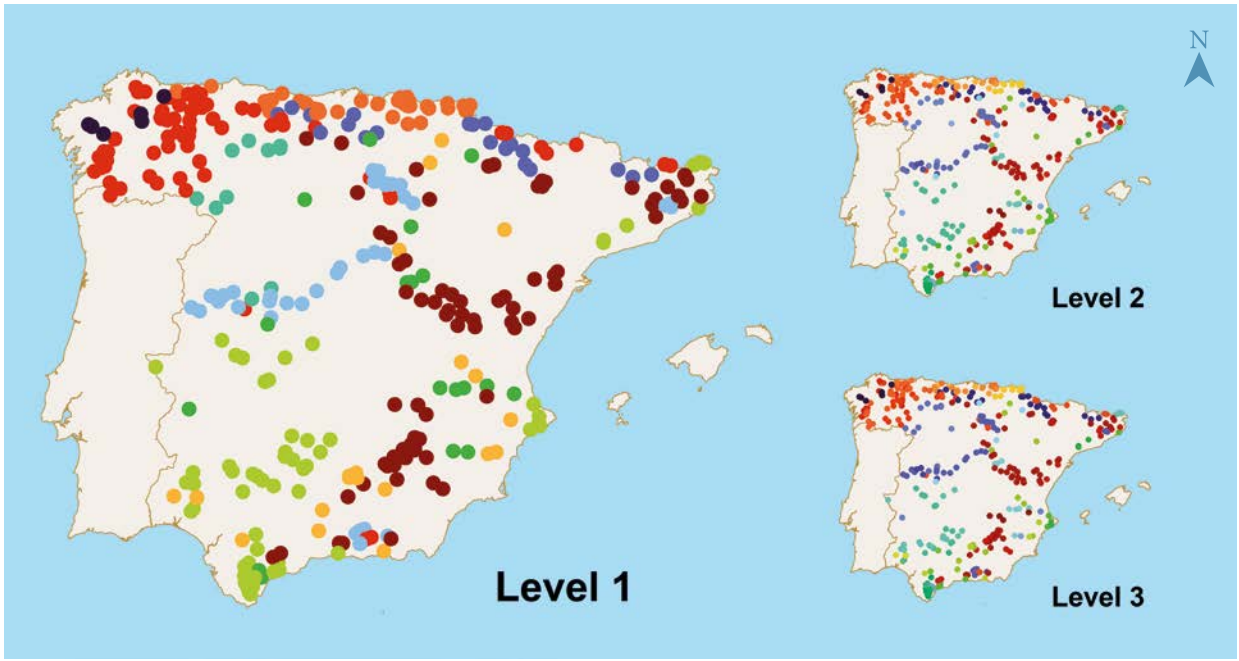
1. T28
2. T26
3. T24, T11
4. T03, T04
5. T17, T14, T15, T16
6. T8, T6, T1, T7, T20, T10, T18, T2
7. T13, T13*, T19, T19bis
8. T23, T29, T32, T22, T30
9. T21, T27, T25, T31
10. T09, T12, T05

Figura 47. Correspondencia entre Tipos Fluviales y Comunidades de macroinvertebrados, siguiendo Dormann-Strauss (2014). Se observan distintos niveles de diferenciación. El primer nivel (A, color rojo) diferencia 10 agrupaciones de tipos que se corresponden con algunas de las comunidades descritas de manera independiente. El segundo nivel (B, color azul) son subagrupaciones dentro de cada una de ellas. El tercer nivel (color verde), muestra subagrupaciones dentro del nivel B.



La distribución de estos grupos de tipos en la península ibérica se observa en el mapa de la Figura 48:

Figura 48. Distribución en el mapa de las correspondencias entre Tipos Fluviales y Comunidades de macroinvertebrados, siguiendo Dormann-Strauss (2014).



IndVal

A fin de encontrar qué taxones eran característicos de cada uno de los grupos resultantes del análisis de agrupaciones se realizó un análisis IndVal (Dufrêne and Legendre 1997). Este análisis combina la abundancia relativa de la especie con su frecuencia relativa de aparición en los distintos grupos de sitios. El índice IndVal es máximo cuando todos los individuos de un taxón se encuentran en un solo grupo de sitios y cuando el taxón se encuentra en todos los sitios de ese grupo; es un descriptor simétrico.

Un primer análisis de IndVal para cada uno de los tipos de sistemas fluviales definidos en el BOE mostró que la mayor parte de los tipos tienen especies características, con significación que puede ser variable. Sin embargo, algunos de los tipos (se indican a continuación), no registraron especies características:

R-T03 Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte.

R-T05 Ríos manchegos.

R-T08 Ríos de baja montaña mediterránea silícea.

R-T10 Ríos mediterráneos con influencia cárstica.

R-T11 Ríos de montaña mediterránea silícea.

R-T12 Ríos de montaña mediterránea calcárea.

R-T16 Ejes mediterráneos continentales mineralizados.

R-T18 Ríos costeros mediterráneos.

R-T19 Río Tinto.

R-T22 Ríos cántabro-atlánticos calcáreos.

R-T24 Gargantas de Gredos-Béjar.

R-T26 Ríos de montaña húmeda calcárea.

R-T30 Ríos costeros cántabro-atlánticos.

La ausencia de especies características para estos tipos de sistemas fluviales sugiere que mantienen comunidades cosmopolitas, o que se hallan asimismo en otros tipos, sin especies singulares. Esta observación plantea dudas sobre la consistencia de estos tipos, al menos por lo que se refiere al elemento de calidad biológico macroinvertebrados.

A continuación, se describen los taxones característicos, es decir, significativamente asociados a alguno de los tipos fluviales definidos en el BOE:

1. R-T01 Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana

Hygrobiidae (stat: 0.500; p.value: 0.005 **)

Se trata de una familia de coleópteros estrictamente acuáticos con amplia distribución en España y que ha sido especialmente citada en la cuenca del Ebro, pero también en las cuencas del Tajo y del Guadiana. Prefieren ambientes estancados, como pozas, lagunas y charcas (Andrés Millán *et al.* 2014). Tanto los adultos como las larvas son depredadores, teniendo estas últimas las piezas bucales especializadas para

alimentarse de oligoquetos del tipo de los tubifícidos, por lo que es común encontrarlos en ambientes muy ricos en materia orgánica finamente particulada (Andrés Millán *et al.* 2014). Consecuentemente, la familia tiene una puntuación de 3 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera una familia tolerante a la contaminación.

Lestidae (stat 0.424; p.value 0.035 *)

Los Lestidae son una familia de odonatos zigópteros de tamaño mediano a grande (40 a 75 mm), con el cuerpo esbelto y las patas finas. Sus larvas se pueden encontrar en lagunas, estanques, arroyos y ríos de escaso caudal (Conesa-García 2021). Esta familia está ampliamente representada en España y puede ocupar diversos hábitats dependiendo del género/especie a considerar, aunque sus larvas son propias de aguas tranquilas (charcas y pozas). La familia tiene una puntuación de 8 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera una familia poco tolerante a la contaminación.

2. R-T02 Ríos de la depresión del Guadalquivir

Physidae (stat 0.435; p.value 0.03 *)

Se trata de una familia de gasterópodos que habita preferentemente zonas de aguas tranquilas de ríos, arroyos y lagos, donde se alimenta del perifiton que crece sobre la vegetación sumergida y las piedras (Tachet *et al.* 2010). Tiene una distribución amplia en España, con mayores registros en la vertiente mediterránea. La familia tiene una puntuación de 3 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera una familia tolerante a la contaminación.

3. R-T04 Ríos mineralizados de la Meseta Norte

Siphlonuridae (stat 0.732; p.value 0.005 **)

Se trata de una familia de Efemerópteros representada por un solo género: Siphlonurus (Tachet *et al.* 2010) . Por lo general, se encuentra en zonas de depósito de sedimentos con corriente suave o prácticamente inexistente de arroyos y ríos. Según (GBIF 2023) su distribución está prácticamente restringida a la cuenca del Ebro, pero hay que tener en cuenta que esta es una base de datos sesgada, ya que puede haber citas de la familia que no han sido introducidas en ella. Esto se hace evidente en el hecho de que aparezca asociada a los ríos de la Meseta Norte, pero también en citas de especies de esta familia en otras regiones como Sierra Nevada (Alba-Tercedor 1990). La familia tiene una puntuación de 10 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera intolerante a la contaminación.

4. R-T06 Ríos silíceos del piedemonte de Sierra Morena

Ostracoda (stat 0.565; p.value 0.03 *)

Son un orden de microcrustáceos que han colonizado todos los medios acuáticos, tanto marinos como de agua dulce (Martens *et al.* 2008). Se alimentan principalmente de bacterias, hongos, algas y detritos. Se trata por tanto de un grupo de muy amplia distribución en España. Este grupo tiene una

puntuación de 3 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera tolerante a la contaminación.

Planorbidae (stat 0.550; p.value 0.01 **)

Se trata de una familia de caracoles pulmonados ampliamente distribuida en España y con preferencia por hábitats lénticos como lagos, estanques y pozas (Tachet *et al.* 2010). La familia tiene una puntuación de 3 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera una familia tolerante a la contaminación.

Elmidae (stat 0.316; p.value 0.03 *)

Se trata de una familia de escarabajos muy ampliamente distribuida y con 4 géneros conocidos en la península ibérica (Andrés Millán *et al.* 2014). Habitan en un rango amplio de hábitats, desde arroyos de montaña de agua fria, asociados a fondos de gravas y musgos, hasta cursos temporales que llegan a secarse completamente en verano (Andrés Millán *et al.* 2014). La familia tiene una puntuación de 5 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que su distribución no responde a gradientes de contaminación.

5. R-T07 Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud

Ancylidae (stat 0.474, p.value 0.015 *)

Se trata de una tribu de pequeños moluscos gasterópodos pulmonados acuáticos de la familia Planorbidae (Tachet *et al.* 2010). Sus registros en (GBIF 2023) están restringidos a Cataluña, pero tiene una distribución amplia (Vidal Abarca and Suárez 1986). Tiene dos especies conocidas en España. *Ancylus fluviatilis* se adhiere a cualquier sustrato limpio y duro. Prefiere aquellas zonas donde la turbulencia del agua es suficiente para mantener limpio el sustrato, como el agua poco profunda y ondulada de los arroyos y también las cascadas (Conchological Society of Great Britain and Ireland 2012). Tiene una puntuación de 6 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera relativamente poco tolerante a la contaminación.

Simuliidae (stat 0.362; p.value 0.045 *)

Las larvas de simulidos tejen una almohadilla de seda y la pegan al sustrato, luego usan ganchos en el extremo posterior para agarrar la almohadilla de seda y suspenderse en la corriente, donde se alimentan de partículas en suspensión (Tachet *et al.* 2010). Sus registros en (GBIF 2023) están bastante restringidos, pero tiene una distribución muy amplia (Ruiz-Arrondo *et al.* 2014). La familia tiene una puntuación de 5 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que su distribución no responde a gradientes de contaminación.

6. R-T09 Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea

Aeshnidae (stat 0.329; p.value 0.04 *)

Las larvas de esta familia de libelulas habitan preferentemente aguas estancadas o arroyos de cauce débil, aunque también se pueden encontrar en ríos encajonados de cauce mayor con musgo en las

riberas, tanto en alta montaña como en cursos medios de ríos (Conesa-García 2021). La familia está muy ampliamente distribuida en España y tiene una puntuación de 8 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera una familia poco tolerante a la contaminación.

7. R-T13* Ríos mediterráneos muy mineralizados

Este tipo incluye bastantes taxones singulares, lo que tiene sentido ya que estos son unos ríos bastante únicos, donde la elevada salinidad limita el tipo de fauna de macroinvertebrados que podemos encontrar (Andrés Millán *et al.* 2011). Los taxones característicos de este tipo ya habían sido reportados como tolerantes a la salinidad en trabajos anteriores (Gutiérrez-Cánovas, Velasco, and Millán 2008). Consecuentemente, estos taxones son familias que o bien tienen puntuaciones bajas del IBMWP (es decir, son tolerantes al estrés ambiental) o puntuaciones cercanas a 5 (es decir, no responden a gradientes de contaminación porque su distribución viene marcada casi de manera exclusiva por su preferencia por ambientes salinos).

Hydrophilidae (stat 0.684: p.value 0.005 **)

Es una de las familias de coleópteros con mayor diversidad de especies acuáticas (Andrés Millán *et al.* 2014) y muy ampliamente distribuida en España. Se conocen unas 2700 especies agrupadas en 174 géneros repartidos por todos los continentes. Pueden vivir en una gran variedad de medios, como ocurre con los ditíscidos, desde dulces a hipersalinos, lóticos o leníticos, de origen natural o artificial. En aguas corrientes suelen ocupar las zonas más remansadas, entre la vegetación acuática e intersticios del sustrato de la orilla. La familia tiene una puntuación de 3 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera una familia tolerante a la contaminación.

Stratiomyidae (stat 0.639; p.value 0.010 **)

Se trata de una familia de Dípteros con amplia distribución en España y que incluye especies típicas de ríos salinos (Paula Arribas *et al.* 2019). La familia tiene una puntuación de 4 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al*. 2002), lo que significa que se considera una familia relativamente tolerante a la contaminación.

Dolichopodidae (stat 0.611; p.value 0.015 *)

Se trata de una familia de Dípteros con amplia distribución en España y que incluye especies típicas de ríos salinos (Paula Arribas *et al.* 2019). La familia tiene una puntuación de 4 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera una familia relativamente tolerante a la contaminación.

Hydraenidae (stat 0.513; p.value 0.025 *)

Familia de escarabajos acuáticos muy ampliamente distribuida en España que incluye especies capaces de soportar cierto grado de mineralización del agua (pej. Hydraena (Holcohydraena) rugosa), pero también especies propias de aguas dulces tales como arroyos de montaña o ríos de agua dulce de carácter calizo (Andrés Millán *et al.* 2014). La familia tiene una puntuación de 5 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que su distribución no responde a gradientes de contaminación.

Ceratopogonidae (stat 0.491; p.value 0.035 *)

Se trata de una familia de Dípteros que incluye especies típicas de ríos salinos (Golovatyuk *et al.* 2018). Sus registros en (GBIF 2023) están bastante restringidos, pero tiene una distribución amplia (Seguí 2019). La familia tiene una puntuación de 4 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera una familia relativamente tolerante a la contaminación.

Dytiscidae (stat 0.436; p.value 0.050 *)

Se trata de la familia de coleópteros con un mayor número de registros en España y contiene una gran diversidad de especies que cubren gradientes ambientales muy amplios (Andrés Millán *et al.* 2014). Incluye tanto endemismos como especies de amplia distribución, y algunas especies propias de arroyos y ramblas salinas e hipersalinas (p.ej. *Nebrioporus baeticus*). La familia tiene una puntuación de 5 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que su distribución no responde a gradientes de contaminación.

Ephydridae (stat 0.416; p.value 0.035 *)

Se trata de una familia de Dipteros que incluye especies típicas de ríos salinos (Paula Arribas *et al.* 2019). Sus registros en (GBIF 2023) están bastante restringidos, pero tiene una distribución amplia (Carles-Tolrá 2002). La familia tiene una puntuación de 3 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera una familia tolerante a la contaminación.

8. R-T14 Ejes mediterráneos de baja altitud

Oligoneuriidae (stat 0.569; p.value 0.005 **)

Es una familia de insectos en el orden Ephemeroptera. Se suele encontrar en zonas de corriente, aunque la preferencia de hábitat varía bastante dependiendo del género (Tachet *et al.* 2010). Sus registros en (GBIF 2023) están bastante restringidos, y su distribución en España también es relativamente reducida (Alba-Tercedor and Jáimez-Cuéllar 2003) pero más amplia que la recogida en esta base de datos (González del Tanago and García De Jalón 1983). La familia tiene una puntuación de 5 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que su distribución no responde a gradientes de contaminación.

Thiaridae (stat 0.397; p.value 0.045 *)

Se trata de una familia de caracoles operculados de agua dulce o estuarinos perteneciente a la superfamilia Cerithioidea. Se pueden encontrar en una variedad de hábitats de agua dulce de zonas templadas y cálidas (incluyendo zonas tropicales). La familia incluye la especie invasora Melanoides tuberculatus que es nativa de las zonas tropicales y subtropicales de África, Asia y Australia, y que ha protagonizado un notable proceso de expansión e invasión de numerosos ecosistemas en prácticamente todo el mundo en tiempos recientes (MAPAMA 2013b). Se trata de una especie detritívora y con altísima capacidad invasora, entre otros motivos, por poder alternar fases reproductivas sexuadas y partenogenéticas. La familia tiene una puntuación de 6 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera una familia relativamente poco tolerante a la contaminación.

9. R-T15 Ejes mediterráneos-continentales poco mineralizados

Los dos taxones característicos de este tipo son especies invasoras, lo que es común en grandes ejes fluviales, muy susceptibles a las invasiones tanto por la elevada presencia humana cómo por la menor presencia de barreras geográficas.

Dreissena polymorpha (stat 0.365; p.value 0.04 *)

Se trata de una especie invasora (el mejillón cebra), que es una de las 100 especies invasoras más dañinas en Europa (Nentwig *et al.* 2018). En España, sus impactos negativos se asocian principalmente a su efecto como transformador de las condiciones ambientales de los hábitats donde se localiza, su fuerte impacto sobre otras especies autóctonas, algunas de ella amenazadas, como la margaritífera (*Margaritifera auricularia*) y las graves consecuencias sobre infraestructuras hidráulicas. Según el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (MAPAMA 2013a) los primeros datos conocidos de esta especie en España son de septiembre de 2001, en el río Ebro. Posteriormente se localiza en las cuencas del Júcar, Segura y tramos más altos del Ebro, entre las provincias de Burgos y Álava, habiéndose detectado en la vertiente cantábrica en el Embalse de Undurraga de la cuenca del río Arratia (Vizcaya) en 2011. El paso se ha producido a través del trasvase de agua desde el Ebro al río Arratia. En 2009 se detecta su presencia en el embalse granadino de los Bermejales, que está conectado con el pantano de Iznájar, entre las provincias de Córdoba y Granada. Actualmente se encuentra en un proceso de expansión por los ríos donde ha sido introducida en España.

Pacifastacus leniusculus (stat 0.331; p.value 0.01 **)

El cangrejo señal o cangrejo del Pacífico es un decápodo dulciacuícola originario de la costa oeste de Norteamérica. Según el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (MAPAMA 2013c), el origen de la introducción es intencionado por su interés gastronómico. En España fue introducido entre 1974 y 1975 en astacifactorías de las provincias de Guadalajara y Soria y en 1978 se introdujo en Cuenca y Burgos. Posteriormente se realizaron nuevas reintroducciones apoyadas por diversas instituciones, al parecer para frenar la expansión del cangrejo rojo (Procambarus clarkii) y para que pudiera remplazar al cangrejo autóctono (*Austropotamobius pallipes*) desempeñando un papel de sustituto ecológico. El que fuera introducido en España de forma intencionada con fines comerciales, junto con posteriores programas de introducción por algunas Administraciones principalmente en Castilla y León, País Vasco y Navarra ha determinado que las poblaciones de este crustáceo estén ampliamente distribuidas en estas regiones, siendo localmente abundante en las cabeceras del Duero y del Ebro. Muestra menor presencia en el sur. Son omnívoros y muy voraces. Su alimentación pasa desde la ingesta de abundante materia vegetal (vivo o en descomposición) a la captura de todo tipo de organismos acuáticos, como peces, anfibios, culebras de agua e invertebrados acuáticos.

10. R-T17 Grandes ejes en ambiente mediterráneo

Igual que en el caso anterior, al tratarse de grandes ejes fluviales, encontramos aquí una especie invasora (*Corbicula fluminea*) como característica de este tipo.

Corbicula fluminea (stat 0.952; p.value 0.005 **)

La almeja de río asiática es una especie invasora que produce una gran transformación del ecosistema acuático, afecta a las especies nativas, principalmente de moluscos, y produce grandes pérdidas

económicas por su afección a sistemas hidráulicos. Actualmente se encuentra en gran parte de las cuencas hidrográficas españolas. Según el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (MAPAMA 2004), su distribución en España se puede considerar amplia, ya que se encuentra en casi todas las cuencas hidrográficas, desde la primera cita en 1981. Destaca su presencia en el bajo Miño, Cataluña, Ebro, Guadiana y Duero. Es una especie muy prolífica, ya que una almeja puede llegar a liberar más de 100.000 larvas a lo largo de su vida, por lo que tiende a alcanzar grandes densidades poblacionales acumulándose en la superficie en la que se reproduce. Tiene pocos depredadores.

Unionidae (stat 0.663; p.value 0.005 **)

Se trata de moluscos bivalvos de agua dulce propios de climas templados y cálidos (Tachet *et al.* 2010) y distribución muy amplia en España. La familia tiene una puntuación de 6 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera una familia relativamente poco tolerante a la contaminación.

Corixidae (stat 0.585; p.value 0.010 **)

Se trata de la familia de hemípteros de agua dulce con mayor diversidad de especies (Tachet *et al.* 2010). Son nadadores muy eficientes y se mueven rápidamente cerca del fondo de hábitats acuáticos más tranquilos y llenos de vegetación (estanques, pozas y arroyos que fluyen lentamente). Se alimentan principalmente de la savia de plantas acuáticas, pero ocasionalmente se alimentan de pequeños macroinvertebrados o incluso comen pequeñas partículas de detritos. Sus registros en (GBIF 2023) están bastante restringidos pero tiene una distribución amplia (Goula and Mata 2015). La familia tiene una puntuación de 3 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera una familia tolerante a la contaminación.

Glossiphoniidae (stat 0.454; p.value 0.005 **)

Son sanguijuelas portadoras de probóscide (Tachet *et al.* 2010). La mayoría chupa la sangre de vertebrados de agua dulce como anfibios o tortugas, pero algunas se alimentan de invertebrados como oligoquetos y caracoles. Sus registros en (GBIF 2023) están bastante restringidos, pero tiene una distribución muy amplia. La familia tiene una puntuación de 3 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera una familia tolerante a la contaminación.

Hydropsychidae (stat 0.386; p.value 0.015 *)

Las larvas de Hydropsychidae tienen una gran diversidad y están ampliamente distribuidas en España (González *et al.* 1992), más de lo que sugieren los registros de (GBIF 2023). Viven en refugios construidos en detritos y rocas. A la entrada de estos refugios tejen una red de seda que filtra las partículas que les sirven de alimento. El tamaño de la malla de la red de filtrado varía entre las especies de hidropsíquidos, correspondiendo con la velocidad actual de su hábitat óptimo y el tamaño de las partículas de alimento en las que se especializan (Tachet *et al.* 1992). Pasan la mayor parte de su vida escondidos en sus refugios, esperando que sus redes atrapen comida, en su mayoría pequeños trozos de desechos orgánicos, pero ocasionalmente animales pequeños. A veces también raspan las algas de las superficies de las rocas u otros sustratos a los que están adheridos sus refugios. A menudo se piensa que los miembros de esta familia son tolerantes a la contaminación, pero esto es un concepto erróneo ya que la tolerancia varía mucho entre las diferentes especies (Stuijfzand *et al.* 1999). Consecuentemente, la familia tiene una puntuación de 5 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que su distribución no responde a gradientes de contaminación.

11. R-T19bis Río Odiel

Culicidae (stat 0.633; p.value 0.005 **)

Son dípteros nematóceros conocidos coloquialmente como mosquitos (Tachet *et al.* 2010). Son propios de aguas estancadas y resisten condiciones de eutrofia. Consecuentemente, la familia tiene una puntuación de 2 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002) lo que significa que se considera una familia muy tolerante a la contaminación.

12. R-T20 Ríos de serranías béticas húmedas

Atyidae (stat 0.453; p.value 0.03 *)

Son crustáceos decápodos del infraorden Caridea presente en todas las aguas tropicales y templadas del mundo (Tachet *et al.* 2010). Pueden habitar una gran cantidad de hábitats diferentes. Incluye la especie *Typhlatya miravetensis*, exclusiva de una cavidad lagunar en el Ullal de la Rambla de Miravet y considerada "en peligro crítico" en el Libro Rojo de los Invertebrados de España (Verdú, Numa, and Galante 2011). La familia tiene una puntuación de 6 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera una familia relativamente poco tolerante a la contaminación.

13. R-T21 Ríos cántabro-atlánticos silíceos

Sericostomatidae (stat 0.422; p.value 0.04 *)

Son una familia de tricópteros cuyas larvas viven en un estuche cilíndrico fabricado a base de arena fina (Tachet *et al.* 2010). Está ampliamente distribuida en España (González *et al.* 1992), más de lo que sugieren los registros de (GBIF 2023). Se alimentan principalmente de detritos vegetales y plantas acuáticas, aunque pueden mostrar mucha plasticidad en sus hábitos alimenticios (Carvalho and Graça 2007). La familia tiene una puntuación de 10 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera intolerante a la contaminación.

14. R-T23 Ríos vasco-pirenaicos

Ephemeridae (stat 0.419; p.value 0.03 *)

Sus larvas tienen colmillos mandibulares grandes y distintos que se proyectan hacia adelante desde la cabeza y que utilizan para excavar madrigueras en forma de "U" en arena suave y limosa o marga a lo largo de los bordes de hábitats de aguas tranquilas o a lo largo de las partes tranquilas de arroyos (Tachet *et al.* 2010). Ondulan sus branquias para producir corrientes y filtran partículas con las patas delanteras. Tiene una distribución bastante amplia en España. La familia tiene una puntuación de 10 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera intolerante a la contaminación.

Rhagionidae (stat 0.381; p.value 0.04 *)

Son moscas tabanomorfas del orden Brachycera, con larvas acuáticas depredadoras (Tachet *et al.* 2010). Se encuentran preferentemente en hábitats arenosos donde pueden excavar madrigueras.

Tiene una distribución bastante amplia en España (Carles-Tolrá 2002), más de lo sugerido por los registros de (GBIF 2023). La familia tiene una puntuación de 4 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera una familia relativamente tolerante a la contaminación.

15. R-T25 Ríos de montaña húmeda silícea

Nemouridae (stat 0.392; p.value 0.02 *)

Las larvas de esta familia de efemerópteros tienden a preferir pequeños ríos, arroyos y manantiales donde a menudo se encuentran en paquetes de hojas, madera u otros sedimentos gruesos (Tachet *et al.* 2010). Tiene una distribución bastante amplia en España (Alba-Tercedor and Jáimez-Cuéllar 2003), más de lo sugerido por los registros de GBIF. La familia tiene una puntuación de 7 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera poco tolerante a la contaminación.

16. R-T27 Ríos de alta montaña

Perlidae (stat 0.427; p.value 0.015 *)

Esta es la familia de plecópteros más rica en especies (Tachet *et al.* 2010). Sus larvas generalmente se encuentran aferradas al sustrato en zonas de corriente de ríos y arroyos. Las larvas jóvenes tienden a recolectar pequeñas cantidades de alimento hasta que son lo suficientemente grandes como para engullir a sus presas, incluidas larvas de tricópteros, mosquitos y otros pequeños macroinvertebrados. Tiene una distribución bastante amplia en España (Alba-Tercedor and Jáimez-Cuéllar 2003), más de lo sugerido por los registros de (GBIF 2023) (Figura MACRO_38). La familia tiene una puntuación de 10 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera intolerante a la contaminación.

17. R-T28 Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos

Aphelocheiridae (stat 0.509; p.value 0.005 **)

La familia Aphelocheiridae se distribuye en el hemisferio oriental (Polhemus and Polhemus 2008) e incluye un solo género, *Aphelocheirus*. En la península ibérica la especie más abundante es *Aphelocheirus aestivalis*, y existen las especies endémicas *Aphelocheirus murcius* y *Aphelocheirus occidentalis* (Roca-Cusachs *et al.* 2019). Según GBIF (2023) está prácticamente restringida a la cuenca del Ebro, pero en realidad tiene una distribución amplia en España (Roca-Cusachs *et al.* 2019). Las especies de este género habitan lagos y las secciones superiores y medias de arroyos con escasa perturbación humana. Consecuentemente, la familia tiene una puntuación de 10 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera intolerante a la contaminación.

Asellidae (stat 0.383; p.value 0.045 *)

Son una familia de isópodos que se encuentra en el fondo de hábitats de agua dulce poco profundos y que suelen ser omnívoros o detritívoros (Tachet *et al.* 2010). Se distribuyen de manera amplia en España. La familia tiene una puntuación de 3 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera tolerante a la contaminación.

Ephemerellidae (stat 0.356; p.value 0.040 *)

Suelen encontrarse en hábitats lótico-erosionales o deposicionales, a menudo entre plantas acuáticas enraizadas, musgo, masas de raíces o restos de madera. Por lo general, son malos nadadores, nadan con movimientos flojos y, en cambio, se extienden o se aferran a las plantas u otros sustratos de su hábitat. La familia tiene una variedad de estrategias de alimentación, que difieren entre especies, incluidos recolectores, raspadores y trituradores de detritos o algas (Tachet *et al.* 2010). Tiene una distribución amplia en España (Alba-Tercedor and Jáimez-Cuéllar 2003), más de lo sugerido por los registros de GBIF (2023). La familia tiene una puntuación de 7 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera poco tolerante a la contaminación.

Oligochaeta (stat 0.350; p.value 0.030 *)

Los oligoquetos son una subclase del filo Annelida que incluye un gran número de especies distribuidas por toda España y que se alimentan principalmente de materia orgánica particulada existente en el sedimento (Tachet *et al.* 2010). Este grupo no está considerado por el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002).

18. R-T29 Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos

Lepidostomatidae (stat 0.508; p.value 0.025 *)

Se trata de tricópteros que se encuentran más comúnmente en regiones montañosas en pequeños arroyos o a lo largo de los bordes de lagos y grandes ríos (Tachet *et al.* 2010). Son detritívoros trituradores y se alimentan de materia vegetal en descomposición en el agua. Las larvas construyen cajas de diferentes materiales y formas; sin embargo, lo más común es una caja de cuatro lados construida con trozos cuadrados de hojas. Tiene una distribución amplia en España (González *et al.* 1992), más de lo sugerido por los registros de GBIF (2023). La familia tiene una puntuación de 10 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera intolerante a la contaminación.

Leuctridae (stat 0.290; p.value 0.035 *)

Son plecópteros que tienden a habitar arroyos rápidos de fondo rocoso (Tachet *et al.* 2010). Son detritívoros trituradores y comen hojas en descomposición en el agua; sin embargo, la mayoría de los nutrientes que reciben de esta comida provienen del perifiton que crece en las hojas y no de las hojas en sí mismas (Tierno De Figueroa and López-Rodríguez 2019). Está ampliamente distribuida en España. La familia tiene una puntuación de 10 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera intolerante a la contaminación.

19. R-T31 Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos

Calopterygidae (stat 0.419; p.value 0.02 *)

Habitan en ríos (Conesa-García 2021). Sus larvas normalmente caminan por el fondo de los cauces, aunque también se sujetan a la vegetación heliófila sumergida (Conesa-García 2021). Está muy ampliamente distribuida en España, con mayor presencia en el eje cantábrico. La familia tiene una puntuación de 8 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera poco tolerante a la contaminación.

20. R-T32 Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos

Blephariceridae (stat 0.439; p.value 0.035 *)

Son una familia de nematóceros del orden Diptera que habitan arroyos de corriente rápida (Tachet *et al.* 2010). Las larvas se alimentan por filtración y tienen ventosas en los esternitos abdominales, que utilizan para adherirse a las rocas de los arroyos en los que viven. Según GBIF (2023) está prácticamente restringida a la cuenca del Ebro, pero en realidad tiene una distribución amplia en España (Carles-Tolrá 2002). La familia tiene una puntuación de 10 según el índice IBMWP (Alba Tercedor *et al.* 2002), lo que significa que se considera intolerante a la contaminación.

En cuanto a las agrupaciones de comunidades según el primer nivel de agrupación de Dormann-Strauss (Figura 47), solo algunas de ellas presentan taxones característicos:

- Grupo R-T20 + R-T08 + R-T18 + R-T11 + R-T07 + R-T32 + R-T01 + R-T09 + R-T02 + R-T06 + R-T24 + R-T12 = Atyidae, Potamanthidae, Hydroptilidae, Dryopidae y Gammaridae
- Grupo R-T22 + R-T21 + R-T31 + R-T11 + R-T26 + R-T27 + R-T25 + R-T03 + R-T12 + R-T24 + R-T04 = Siphlonuridae.
- Grupo R-T25 + R-T22 + R-T21 + R-T11 + R-T26 + R-T32 + R-T31 + R-T27 + R-T12 = Hydrochidae
- Grupo R-T29 + R-T23 + R-T32 + R-T21 + R-T30 + R-T28 = Lepidostomatidae, Calopterygidae y Ecnomidae.

Esto es seguramente debido a que estamos forzando a agrupar las comunidades por tipos y además a un nivel de agrupación muy general. En consecuencia, aunque las comunidades agrupadas tienen cierto grado de similaridad, la agrupación es poco robusta.

Conclusiones en relación a la fauna bentónica de invertebrados

1. El número de comunidades biológicas resultantes del análisis de agrupamiento fue superior al número de tipos fluviales establecidos en el BOE, con la mayoría de tipos incluyendo comunidades de macroinvertebrados dispares en cuanto a su composición. Esto invita a plantearse la idoneidad de la tipología, en cuanto a su capacidad para representar la variabilidad espacial de las comunidades de macroinvertebrados. Esto tiene implicaciones directas para la red de seguimiento del estado ecológico de las aguas superficiales establecida de acuerdo a la DMA, ya que la inclusión de comunidades dispares dentro de un mismo tipo implica una variabilidad en los valores de los índices de calidad (p.ej. IBMWP) que no responde necesariamente al estado de las aguas ni de la conservación del hábitat.
2. A pesar de la baja concordancia entre las comunidades de macroinvertebrados resultantes del análisis de agrupamiento y la tipología, se han podido identificar tipos con comunidades relativamente similares. Esto puede ser útil para establecer valores de referencia de los índices (p.ej. IBMWP) en tipos que incluyan un número muy bajo de sitios y/o no incluyan condiciones reales de referencia.
3. El hecho de que algunos tipos no tengan ningún taxón asociado según el análisis IndVal sugiere que están dominados por taxones cosmopolitas y/o presentes en muchos otros tipos de ríos. Es posible, por tanto, que estos tipos carezcan de sentido ecológico desde el punto de vista del elemento de calidad biológica macroinvertebrados acuáticos.

4. El hecho de que algunos tipos (p.ej. grandes ejes fluviales y ejes principales) muestren como taxones característicos especies invasoras y/o familias tolerantes a la contaminación, nos lleva a pensar que no existen condiciones reales de referencia para ellos. En estos casos se recomienda explorar opciones alternativas para definir las condiciones de referencia, tales como la modelización de comunidades o de índices basados en macroinvertebrados (p.ej. IBMWP) para encontrar las comunidades tipo o los valores de los índices que deberían de existir en ausencia de perturbación humana. En el caso particular del Río Odiel, se trata de un río con una larga historia de contaminación por minería y donde se hace difícil imaginar unas condiciones de referencia en el marco de la DMA.
5. Los taxones más indicadores de condiciones de referencia (es decir, ausencia de impacto humano) según el IBMWP se encuentran principalmente en tipos asociados a la cornisa cantábrica (R-T21, R-T23 R-T28, R-T29, R-T31, R-T32), así como ríos de montaña (R-T9, R-T25, R-T27).

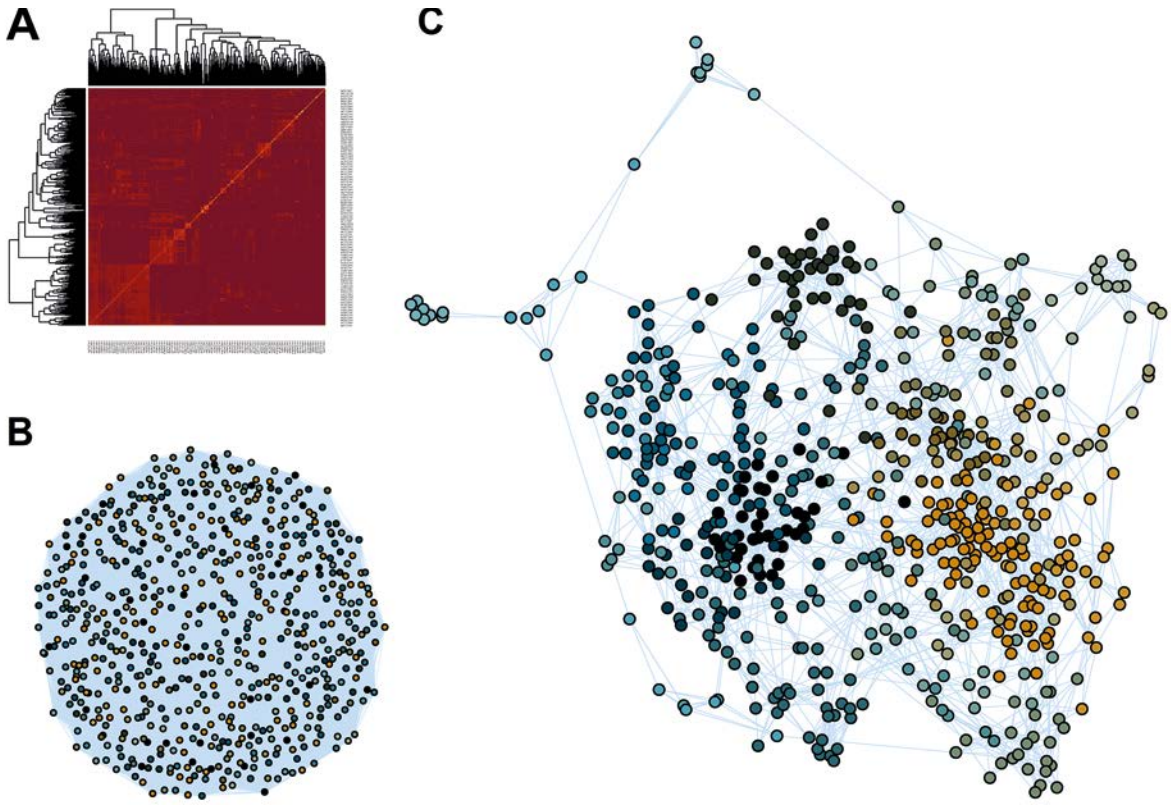
6.6.2. Fitobentos – Diatomeas

Se partió de las abundancias relativas de los taxones para cada una de las muestras en los puntos de la red REFCON de diatomeas. La matriz de abundancias de las comunidades de diatomeas siguió una transformación logarítmica, sobre la cual se calculó una matriz de distancias utilizando la distancia de Bray-Curtis (Figura 49). Ello resultó en un total de 77 comunidades distintas. Estas 77 comunidades compartieron un grupo muy frecuente de especies. Las más abundantes entre ellas fueron *Achnanthidium minutis*simum, *A. pyrenaicum* y *A. rostropyrenaicum*, *Amphora pediculus*, *Cocconeis euglypta*, *Cymbella delicatula*, *Encyonema minutum* y *E. silesiacum*, *Encyonopsis microcephala*, *Fragilaria gracilis* y *Navicula cryptotenella*.

Acompañando a estas, de manera algo menos frecuente pero localmente abundantes, se encontraron *Gomphonema pumilum* var. *rigidum*, *Gomph. rhombicum*, *Platessa oblongella*, *Planothidium lanceolatum*, *Pl. frequentissimum*, *Navicula tripunctata*, *Nitzschia dissipata*, y *Nitzschia* inconspicua.

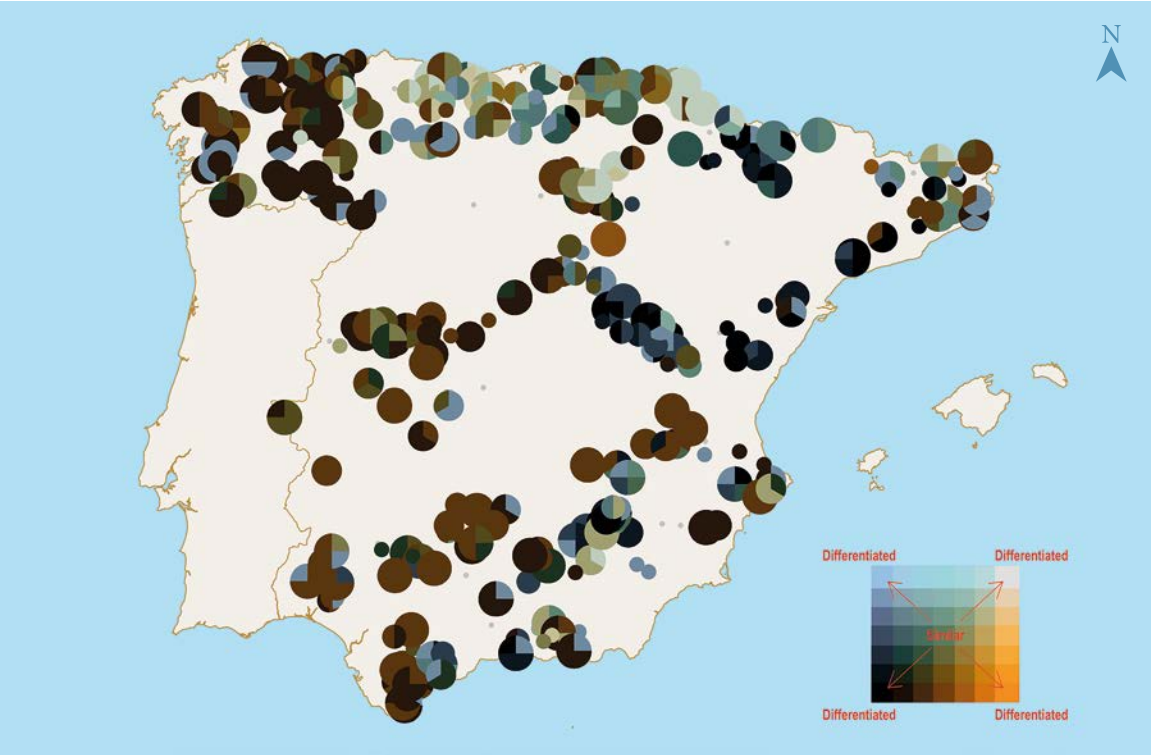
A partir de esta matriz se construyó una red no direccionada (Figura 49 A), de la que se eliminaron las conexiones menos consistentes para determinar la agrupación de las comunidades mediante un análisis de agrupamiento utilizando la función "cluster infomap" de R (Rosvall and Bergstrom 2007). En la Figura 49 B se ha dibujado la disposición en la red de los sitios de muestreo, que se representan por círculos. Las muestras de un mismo color pertenecen a un mismo grupo (clúster), es decir, tienen comunidades muy similares. Cuanto más lejos está una muestra de otra y más diferente es en su color, más diferentes son entre sí las comunidades.

Figura 49.Matriz de distancias en la que se representa la disimilitud de Bray-Curtis (A), red no direccionada de interacciones (B), y agrupación de las comunidades (C). Muestras de un mismo color pertenecen a un mismo grupo (clúster), es decir, tienen comunidades muy similares. Cuanto más lejos se encuentra una muestra de otra y más diferente es en su color, más diferentes son entre sí las comunidades.



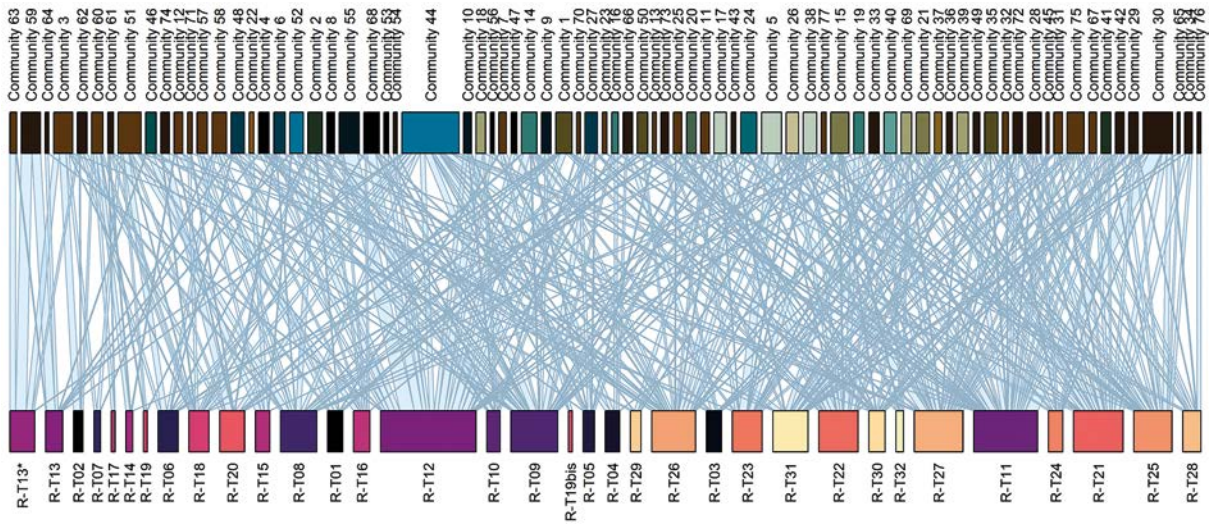
Cuando estos agrupamientos son representados por localización geográfica de los puntos de muestreo (Figura 50), se observa la disposición de uno u otro grupo según el año de muestreo, que se representa con colores dentro de cada círculo. En algunos puntos se observa gran diferencia (colores contrastados) entre periodos de muestreo, mientras que en la mayor parte las diferencias son menores, lo que indica una cierta homogeneidad entre campañas.

Figura 50. Comunidades de diatomeas y su distribución en el espacio de la red fluvial muestreada. Los colores muestran las comunidades en cada uno de los puntos. En algunos puntos se observa gran diferencia (colores contrastados) según el periodo de muestreo mientras que en la mayor parte las diferencias son menores, lo que indica una cierta homogeneidad entre campañas.



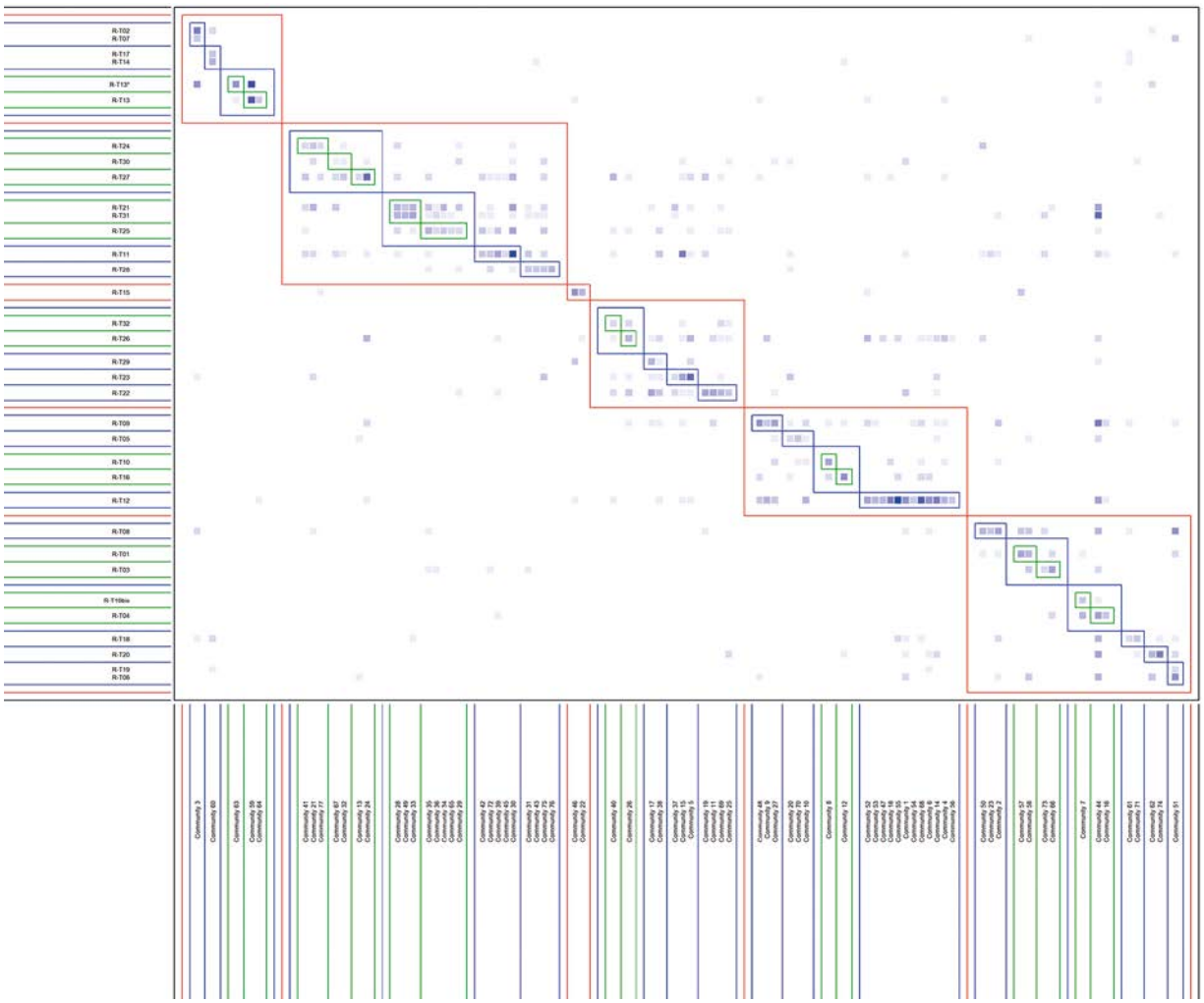
Posteriormente, se efectuó un análisis de agrupamiento (clúster) entre los grupos de comunidades resultantes del análisis de la matriz de distancias y la tipología fluvial establecida en los ríos españoles (Figura 51). Este primer análisis mostró que hay más comunidades que tipos, y por ello se encuentran muchas correspondencias cruzadas (cada tipo corresponde a múltiples comunidades).

Figura 51. Gráfico bipartito de la relación cuantitativa entre las comunidades de diatomeas y la tipología fluvial (nivel 1).



A fin de ordenar esta correspondencia se construyó un gráfico bipartito en donde se representó la concordancia entre comunidades y tipos (a mayor intensidad de color, mayor concordancia; o colores más oscuros, interacciones más evidentes). En la Figura 52Figura 51 se observa la correspondencia entre Tipos Fluviales y Comunidades de Diatomeas, siguiendo el algoritmo propuesto por Dormann and Strauss (2014). Esta opción encierra en cuadrados/rectángulos de distintos colores módulos anidados de agrupaciones de tipos que corresponden a comunidades específicas. Se observan distintos niveles de diferenciación, que corresponden a los colores rojo, azul y verde, y que indican distintos grados de complejidad en la agrupación. El primer nivel (color rojo) es el más simple y diferencia 6 agrupaciones de tipos que se corresponden con algunas de las comunidades descritas de manera independiente. El segundo nivel (color azul) incluye comunidades que tienen de 1 a 5 subagrupaciones. Finalmente, el tercer nivel (color verde) encierra aún otras subagrupaciones dentro de las primeras, con un máximo de dos.

Figura 52 Correspondencia entre Tipos Fluviales y Comunidades de diatomeas, siguiendo Dormann-Strauss (2014). Se observan distintos niveles de diferenciación. El primer nivel (A, en rojo) diferencia 6 agrupaciones de tipos que se corresponden con algunas de las comunidades descritas de manera independiente. El segundo nivel (B, en azul) son subagrupaciones dentro de cada una de ellas. El tercer nivel (en verde), muestra subagrupaciones dentro del nivel B.



Así, los tipos se asocian de la siguiente manera (de acuerdo con la primera agrupación, **nivel 1**):

1- T02+ T07+ T13+ T13*+ T14+ T17

2- T01+ T03+ T04+ T06+ T08+ T18+ T19+ T19bis+ T20

3- T11+ T21+ T24+ T25+ T27+ T28+ T30+ T31

4- T05+ T09+ T10+ T12+ T16

5- T15

6- T22+ T23+ T26+ T29+ T32

En el segundo grupo (**nivel 2**) se encuentran las siguientes asociaciones de tipos:

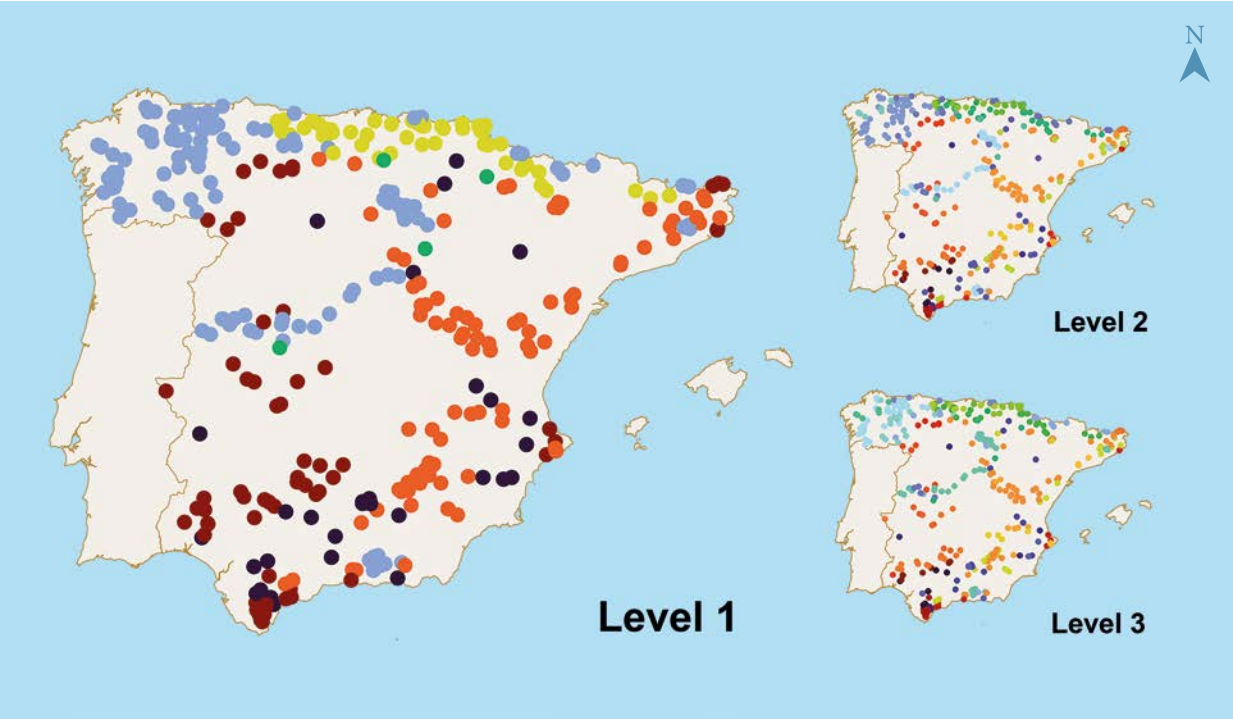
1. T02 + T07
2. T03 + T01
3. T05
4. T06+T19
5. T08
6. T10+R-T16
7. T11
8. T12
9. T13+T13*
10. T14+R-T17
11. T19bis+T04
12. T20
13. T22
14. T23
15. T25 + T31 + T21
16. T26+ T32
17. T27 + T30 + T24
18. T28
19. T29

Y finalmente, el tercer grupo (**nivel 3**) establece los siguientes grupos:

1. T01
2. T03
3. T04
4. T10
5. T13
6. T13*
7. T16
8. T19bis
9. T24
10. T25
11. T26
12. T27
13. T30
14. T31+T21
15. T32

La distribución de estas agrupaciones de tipos se observa en el mapa de la península ibérica de la siguiente Figura (Figura 53):

Figura 53. Distribución en el mapa de las correspondencias entre Tipos Fluviales y Comunidades de Diatomeas, siguiendo Dormann-Strauss (2014). Se observan distintos niveles de diferenciación.



Análisis de IndVal

A fin de encontrar qué taxones eran característicos de cada uno de los grupos resultantes del análisis de agrupaciones se realizó un análisis IndVal (Dufrêne and Legendre 1997). Este análisis combina la abundancia relativa de la especie con su frecuencia relativa de aparición en los distintos grupos de sitios. El índice IndVal es máximo cuando todos los individuos de un taxón se encuentran en un solo grupo de sitios y cuando el taxón se encuentra en todos los sitios de ese grupo; es un descriptor simétrico.

El análisis IndVal para cada uno de los tipos de sistemas fluviales definidos en el BOE mostró que la mayor parte de los tipos tienen especies características, con significación que puede ser variable. Sin embargo, algunos de los tipos (se indican a continuación), no registraron especies asociadas:

R-T9 Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea

R-T11 Ríos de montaña mediterránea silícea

R-T18 Ríos costeros mediterráneos

R-T22 Ríos cántabro-atlánticos calcáreos

R-T23 Ríos vasco-pirenaicos

R-T26 Ríos de montaña húmeda calcárea

R-T27 Ríos de alta montaña

R-T30 Ríos costeros cántabro-atlánticos

La ausencia de especies características para estos tipos de sistemas fluviales sugiere que mantienen comunidades cosmopolitas, o que se hallan asimismo en otros tipos, sin especies singulares. Esta observación plantea dudas sobre la consistencia de estos tipos, al menos por lo que se refiere al elemento de calidad biológica diatomeas.

A continuación, se efectuó un análisis IndVal para cada uno de los niveles de agrupación. Este análisis permitió definir los taxones que aparecen significativamente asociados al tipo fluvial, o en su caso, a las agrupaciones de tipos que se determinaron para cada nivel.

La asignación de especies características ayuda a determinar la consistencia de las diferentes asignaciones, especialmente en la comparación con los tipos. Señalamos aquellas que puedan llevar a considerar posibles integraciones de tipos basadas en las diatomeas o, al contrario, la posible eliminación de tipos por su poca entidad en cuanto a las especies asociadas de diatomeas (valores superiores a 0.450).

En el nivel 3 se encuentran las siguientes especies características:

R-T01 Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana

Planothidium frequentissimum
Halamphora veneta
Navicula veneta
Cyclotella meneghiniana
Melosira varians
Punctastriata lancettula
Epithemia gibba
Nitzschia tabellaria
Nitzschia costei
Mayamaea atomus

R-T03 Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte

Achnanthidium rivulare
Fragilaria pararumpens
Gomphonema micropus

R-T04 Ríos mineralizados de la Meseta Norte

Brachysira neoexilis
Eunotia bilunaris
Encyonema neogracile var neogracile
Peronia fibula
Tabellaria flocculosa

R-T10 Ríos mediterráneos con influencia cárstica

Cyclotella distinguenda
Cymbopleura amphicephala
Caloneis lancettula
Encyonopsis microcephala
Ulnaria ulna
Fragilaria amphicephaloides
Diploneis separanda
Achnanthidium affine
Encyonopsis subminuta
Achnanthidium straubianum
Encyonopsis krammeri
Cocconeis pediculus
Cymbella neolanceolata

R-T13 Ríos mediterráneos muy mineralizados

Halamphora tenerrima

Nitzschia elegantula

Denticula kuetzingii

R-T13*

Navicula salinicola

Halamphora coffeaeformis

Brachysira aponina

Tabularia tabulata

Nitzschia inconspicua

Crenotia thermalis

Nitzschia microcephala

R-T16 Ejes mediterráneo-continentales mineralizados

Diatoma moniliformis ssp. moniliformis

Navicula cryptotenella

Gyrosigma sciotoensesciotense

Encyonopsis minuta

Nitzschia dissipata ssp dissipata

Achnanthidium druartii

Nitzschia gessneri

Rhoicosphenia abbreviata

Gyrosigma attenuatum

R-T19bis Río Odiel

Eunotia exigua

Pseudostaurosira elliptica

Pinnularia subcapitata var elongata

Nitzschia desertorum

Eunotia tenella

Nitzschia filiformis

Asterionella formosa

Cyclostephanos dubius

Bacillaria paxillifera

Sellaphora absoluta

Nitzschia adamata

Discostella stelligera

Achnanthidium saprophilum

R-T24 Gargantas de Gredos-Béjar

Planothidium lanceolatum

Nupela lapidosa

R-T25 Ríos de montaña húmeda silícea

Diatoma mesodon

Achnanthidium subatomus

R-T26 Ríos de montaña húmeda calcárea

Achnanthidium rostropyrenaicum

Mastogloia lacustris

R-T27 Ríos de alta montaña

Gomphonema pumilum

R-T30 Ríos costeros cántabro-atlánticos

Platessa oblongella

Cocconeis euglyptoides

R-T31+ R-T21 Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos y Ríos cántabro-atlánticos silíceos

Surirella roba

Navicula angusta

Eunotia subarcuatoides

Gomphonema acidoclinatum

R-T32 Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos

Achnanthidium pyrenaicum

Reimeria sinuata

Como se puede observar, los tiposR-T02, R-T05, R-T06, R-T08, R-T12, R-T14, R-T15, R-T17, R-T19, R-T20, R-T28 y R-T29 no tienen asignados valores de IndVal en el nivel 3. Por otra parte, los tipos R-T26, R-T27 y R-T30 que no disponían de valores en los tipos tienen valores asignados de IndVal para el nivel 3.

En el nivel 2 aparecen agrupaciones consistentes de tipos, pero también algunas incoherencias. Así encontramos:

- R-T02 + R-T07. Une tipos de ríos mineralizados. Sin embargo, el IndVal recae sobre R-T2, con taxones que son resistentes a la eutrofia (*Nitzschia inconspicua, Rhoicosphenia abbreviata, Navicula veneta*).
- R-T03 + R-T01. Une dos tipos de ríos silíceos, en llanuras y penillanuras, con participación de especies de aguas poco mineralizadas y algunas con presencia en el plancton. Entre ellas se encuentran *Punctastriata lancettula, Gomphonema coronatum, Halamphora.veneta* y *Cyclotella meneghiniana*.
- R-T06+R-T19 Agrupa dos tipos con coincidencias respecto a su fisiografía (respectivamente Ríos silíceos del piedemonte de Sierra Morena y Río Tinto), aunque este último tipo no aporta ninguna especie al IndVal. Las especies más significativas entre el reducido grupo señalado por el IndVal son *Planothidium frequentissimum* y *Gomphonema rosenstockianum*.

- R-T0+ R-T16 es una agrupación de tipos en ríos mineralizados. Las especies *Encyonopsis microcephala, Nitzschia gessneri, Achnanthidium affine, Gyrosigma sciotoensesciotense, Diploneis separanda, Fragilaria amphicephaloides, Encyonopsis subminuta, Cymbopleura amphicephala, Gyrosigma attenuatum* también son señaladas como características en los tipos respectivos. Se trata de especies características de aguas limpias y mineralizadas.
- R-T13+R-T13* une comunidades en ríos muy mineralizados. Incluye especies halófilas (*Halamphora tenerrima, Brachysira aponina, Navicula salinicola, Halamphora coffeaeformis, Nitzschia elegantula, Seminavis strigosa*) junto con algunas especies de aguas termales (*Crenotia thermalis*). Esta agrupación reúne tipos de elevada mineralización, pero la prevalencia de las especies distinguidas por el IndVal recae en las aguas continentales salinas.
- R-T14+ R-T17. Esta agrupación reúne tipos de ejes mediterráneos, con la participación de especies resistentes a la eutrofia y a niveles relevantes de materia orgánica en las aguas, tales como *Craticula accomoda, Craticula subminuscula*, o *Fistulifera saprophila*. Se incluye la participación de especies planctónicas (*Stephanodiscus hantzschii, Aulacoseira ambigua*). La composición de especies características sugiere que los dos tipos reúnen puntos en un gradiente de riqueza de nutrientes o incluso de contaminación moderada.
- R-T19bis+R-T04. Esta agrupación reúne tipos de aguas relativamente ácidas, en las que dominan especies de los géneros *Eunotia* y *Pinnularia*.
- R-T25 + R-T31 + R-T21. Esta agrupación reúne ríos de montaña silíceos. Las especies asociadas representativas de estas comunidades son *Surirella roba, Eunotia subarcuatoides, Navicula angusta, Diatoma mesodon, Gomphonema acidoclinatum*, y *Brachysira brebissonii*.
- R-T26+ R-T32. La unión de estos dos tipos es poco robusta. R-T26 (Ríos de montaña húmeda calcárea) no tienen especies en el IndVal, mientras que las señaladas para R-T32 (Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos) no coinciden con las seleccionadas. Solamente una especie (*Denticula tenuis*) aparece como característica, siendo esta una especie de muy amplia distribución.
- R-T27 + R-T30 + R-T24. Esta agrupación de tipos (Ríos de alta montaña, Ríos costeros cántabro-atlánticos, y Gargantas de Gredos-Béjar) solamente ofrece dos especies (*Hannaea arcus, Nupela lapidosa*), con IndVal poco significativo.

Finalmente, quedan tipos que no se asocian con ningún otro en el nivel 2.

- R-T05 Ríos manchegos. Caracterizada por *Gomphonella olivacea, Diatoma moniliformis ssp moniliformis*, y *Cymbella compacta*
- R-T08 Ríos de la baja montaña mediterránea silícea. Caracterizada (con baja significación) por *Melosira varians*.
- R-T12 Ríos de montaña mediterránea calcárea. Caracterizada por *Encyonopsis minuta* y *Cyclotella distinguenda*.
- R-T20 Ríos de serranías béticas húmedas. Caracterizada por *Platessa.oblongella*.
- R-T28 Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos. Caracterizada por *Achnanthidium subhudsonis* y *Achnanthidium eutrophilum*.
- R-T29 Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos. Caracterizada por *Achnanthidium delmontii, Achnanthidium pyrenaicum*, y *Nitzschia fonticola*.

Entre los tipos de nivel 2 que no aparecen asociados a ningún otro, los hay que no tienen especies señaladas por IndVal en sus respectivos tipos (señalados con doble asterisco en la lista que sigue). Ello apunta no tanto a su singularidad, sino a su baja consistencia:

**R-T11 Ríos de montaña mediterránea silícea. Caracterizada (baja significación) por *Gomphonema rhombicum*.

**R-T22 Ríos cántabro-atlánticos calcáreos. Caracterizada (baja significación) por *Caloneis.lancettula* y *Reimeria sinuata*.

**R-T23 Ríos vasco-pirenaicos. Caracterizada (baja significación) por *Achnanthidium subatomus.* y *Cocconeis pediculus*.

Por último, la agrupación de tipos en el nivel 1 basada en las comunidades de diatomeas proporciona a su vez grupos consistentes y otros que no parecen serlo.

- R-T02+ R-T07+ R-T13+ R-T13*+ R-T14+ R-T17. Esta agrupación reúne a su vez tres grupos de nivel 2 (R-T2+R-T7; R-T14+R-T17; R-T13+R-T13*) de ríos mineralizados, incluyendo táxones de aguas mineralizadas, algunas eutróficas y halófilas. Las especies más significativas de este grupo, y que a su vez coinciden con las distintas IndVal basadas en tipos son *Nitzschia inconspicua, Halamphora tenerrima, Brachysira aponina, Halamphora coffeaeformis*, y *Navicula salinicola*

- R-T22+ R-T23+ R-T26+ R-T29+ R-T32. Este es un grupo de tipos del norte de la Península, ya que incluye Ríos cántabro-atlánticos calcáreos, Ríos vasco-pirenaicos, Ríos de montaña húmeda calcárea, Ríos de alta montaña, Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos, y Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos. Sin embargo, tiene un grupo reducido de especies identificadas por el Indval, de las que las dos significativas (*Achnanthidium pyrenaicum, Cocconeis pediculus*) son muy comunes en las estaciones REFCON.

- R-T05+ R-T09+ R-T10+ R-T12+ R-T16. Este grupo reúne tipos calcáreas y mineralizadas en ríos mediterráneos y manchegos, e incluye los tipos R-T5 y R-T12 que no fueron detectados en los niveles 2 y 3. Las especies más significativas de este grupo, y que coinciden con las distintas IndVal basadas en tipos son *Encyonopsis minuta, Achnanthidium rostropyrenaicum, Gomphonema lateripunctatum, Cymbella excisiformis, Diatoma moniliformis,* y *Cyclotella distinguenda*.

- R-T01+ R-T03+ R-T04+ R-T06+ R-T08+ R-T18+ R-T19+ R-T19bis+ R-T20. Esta agrupación reúne otros tres grupos de nivel 2 (R-T1+R-T3, de ríos silíceos; R-T6+R-T19, de ríos con pH moderadamente ácido; R-T4+t19bis, de ríos con pH bajo), junto con otros dos tipos (R-T8, R-T20) que no aparecen en el nivel 2, y que se corresponden con tipos sobre substrato silíceo. Las especies más significativas de este grupo, y que coinciden con las distintas IndVal basadas en tipos son *Planothidium frequentissimum Melosira varians., Gomphonema rosenstockianum. Eunotia exigua, Gomphonema coronatum, Eunotia bilunaris* y *Eunotia tenella*.

- R-T11+ R-T21+ R-T24+ R-T25+ R-T27+ R-T28+ R-T30+ R-T31. Esta agrupación reúne otros tres grupos de nivel 2 (R-T24+R-T27+R-T30, de ríos costeros cantábricos; R-T21+R-T25+R-T31, de ríos de montaña silíceos), junto con otros dos tipos también de montaña silícea. Incluye especies de aguas rápidas (*Diatoma mesodom, Hannaea arcus. Gomphonema rhombicum*) y otras en aguas poco mineralizadas (*Surirella roba, Navicula angusta*).

- R-T15. Este tipo no ha sido detectado en ninguno de los otros dos niveles, pero se corresponde con el Indval del tipo R-T15, de ejes mediterráneos poco mineralizados. Las especies que coinciden en ambas clasificaciones son *Nitzschia paleacea, Achnanthidium druartii, Diatoma vulgaris, Achnanthidium subhudsonis var kraeuselii*.

Conclusiones en relación al fitobentos - diatomeas

1. El clúster y los IndVal para los respectivos niveles identificaron agrupaciones consistentes de tipos fluviales por lo que respecta a las comunidades de diatomeas. Entre estas agrupaciones están:
   - Tipos de ríos mineralizados, con taxones de aguas mineralizadas, algunas eutróficas y halófilas. Este grupo incluye Ríos de la depresión del Guadalquivir, Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud, Ríos mediterráneos muy mineralizados, y Ejes Mediterráneos de baja altitud o Grandes ejes. Este sería por tanto un gran grupo de tipos de ambientes mediterráneos y aguas mineralizadas.
   - Tipos de ríos en cuencas calcáreas y aguas mineralizadas, especialmente de ríos mediterráneos, cársticos y manchegos. Este grupo reúne los tipos R-T05 + R-T09 + R-T10 + R-T12 + R-T16, que probablemente son aún más mineralizados que los del primer gran grupo de tipos.
   - Tipos de ríos silíceos, con aguas moderadamente ácidas. Incluye tipos de Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana, de la Meseta Norte, Sierra Morena, Tinto y Odiel, y Sierras Béticas.
   - Tipos en ríos silíceos, con aguas rápidas y poco mineralizadas. Este grupo reúne Ríos de montaña mediterránea silícea, Sierra de Gredos-Béjar, montaña húmeda silícea, y alta montaña.
   - Ejes mediterráneos poco mineralizados, que corresponden exclusivamente al R-T15.
   - Grupo de tipos del norte de la Península, que incluye Ríos cántabro-atlánticos calcáreos, Ríos vasco-pirenaicos, Ríos de montaña húmeda calcárea, Ríos de alta montaña, Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos, y Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos.
2. Otros tipos, que no han sido incluidas en ninguno de los niveles de agrupación, ni identificadas en cuanto a su IndVal específico, deben ser tratados con cautela por lo que se refiere a su representatividad, al menos por lo que se refiere a las diatomeas.
   - R-T09, R-T18 y R-T26, que corresponden respectivamente a Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea, Ríos costeros mediterráneos, y Ríos de montaña húmeda calcárea.

La ausencia de especies características, o su no inclusión en ninguna de las agrupaciones, invita a plantearse la validez de estos tipos.

6.6.3. Macrófitos

Especies características de los tipos de ríos (tipología nacional)

El análisis IndVal (R software) permite determinar si hay taxones significativamente asociados a los diferentes tipos fluviales, es decir, selecciona los taxones característicos de cada grupo. Cuanto mayor es el valor del estadístico IndVal ("stat") mayor asociación con el grupo, mayor contribución a la comunidad del grupo (mayor abundancia y mayor frecuencia de aparición en los puntos de muestreo que constituyen el grupo).

Se realizó un análisis IndVal para los tipos de río del que se obtuvieron los resultados que se presentan en la Tabla 13 y la Tabla 14.

Tabla 13. Especies características ("stat">0.45) de cada tipo de río, según el análisis IndVal (Tipos 1-16).

Tipo de río	Nombre del tipo	Especies indicadoras
R-T01	Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana	*Callitriche lusitanica*
		Coleochaete
		Ranunculus penicillatus
		Fossombronia foveolata
R-T02	Ríos de la depresión del Guadalquivir	*Gongrosira*
		Cladophora
		Chara galioides
R-T03	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	*Paralemanea*
R-T04	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	*Fissidens osmundoides*
		Coleodesmium wrangelii
		Chaetophora elegans
R-T05	Ríos manchegos	*Cratoneuron filicinum*
		Nostoc
		Zannichellia
R-T06	Ríos silíceos del piedemonte de Sierra Morena	*Oedogonium*
R-T07	Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud	*Fontinalis hypnoides*
		Fissidens ovatifolius
R-T12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	*Rivularia*
R-T13*	Ríos mediterráneos muy mineralizados	*Ulva*
		Rhizoclonium
		Entophysalis
R-T14	Ejes mediterráneos de baja altitud	*Thorea hispida*
		Chlorotylium
R-T15	Ejes mediterráneos-continentales poco mineralizados	*Myriophyllum spicatum*
		Ceratophyllum demersum
		Hildenbrandia rivularis
		Lemna gibba
R-T16	Ejes mediterráneos continentales mineralizados	*Groenlandia densa*
		Didymodon tophaceus
		Barbula bolleana

Tabla 14. Especies características ("stat">0.45) de cada tipo de río, según el análisis IndVal (Tipos 17-32).

Tipo de río	Nombre del tipo	Especies indicadoras
R-T17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	*Potamogeton pectinatus*
		Potamogeton crispus
		Tetrasporidium javanicum
		Spirodela polyrrhiza
		Schizothrix
		Lemna minuta
R-T19	Río Tinto	*Euglena*
		Cyanidium
R-T19bis	Río Odiel	*Klebsormidium*
		Jungermannia gracillima
R-T20	Ríos de serranías béticas húmedas	*Scytonema*
		Batrachospermum atrum
R-T22	Ríos cántabro-atlánticos calcáreos	*Rhizomnium punctatum*
R-T23	Ríos vasco-pirenaicos	*Heribaudiella fluviatilis*
		Hygroamblystegium varium
R-T24	Gargantas de Gredos-Béjar	*Verrucariaceae*
		Chamaesiphon
R-T28	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos	*Potamogeton lucens*
		Ranunculus peltatus
		Lemna minor
		Porella pinnata
		Potamogeton perfoliatus
		Potamogeton natans
R-T30	Ríos costeros cántabro-atlánticos	*Chiloscyphus polyanthos*
		Conocephalum conicum
		Dumortiera hirsuta
R-T31	Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos	*Polytrichum commune*
		Fissidens polyphyllus
		Sphagnum
		Hyocomium armoricum
		Scapania undulata
R-T32	Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos	*Dichodontium pellucidum*
		Hygrohypnum luridum
		Jungermannia polaris

Hubo algunos tipos de río para los que no se obtuvieron especies características según el análisis Indval: R-T08, R-T09, R-T10, R-T11, R-T13, R-T18, R-T19bis, R-T21, R-T25, R-T26, R-T27, R-T29. En principio, los tipos de ríos sin especies características, no serían tipos con comunidades de macrófitos distintivas y, por tanto, podrían incluirse en otros grupos cuyos sitios fueran similares. Sin embargo, para estos tipos sin especies significativamente características, se realizó un análisis SIMPER, que seleccionó las especies que más contribuyeron a la similaridad de los sitios dentro de cada tipo de río, independientemente de que fueran significativas o no (Tabla 15).

Tabla 15. Porcentaje de similaridad de las especies que contribuyen a la similaridad global dentro de cada tipo, para los tipos de río en los que el IndVal no seleccionó especies de macrófitos características.

Tipo de río	Nombre del tipo	Species	Contrib%	Cum.%
Group R-T08	Ríos de baja montaña mediterránea silícea	*Paralemanea*	14,4	14,4
Average similarity: 19,01		*Cladophora*	12,2	26,7
		Spirogyra	10,3	36,9
		Ranunculus penicillatus	8,2	45,1
		Fontinalis hypnoides	8,1	53,2
Group R-T09	Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	*Cladophora*	13,3	13,3
Average similarity: 18,54		*Rhynchostegium riparioides*	11,4	24,7
		Palustriella commutata	9,0	33,7
		Pellia endiviifolia	7,9	41,6
		Fissidens crassipes	7,7	49,3
		Spirogyra	6,4	55,8
Group R-T10	Ríos mediterráneos con influencia cárstica	*Chara vulgaris*	18,6	18,6
Average similarity: 26,65		*Spirogyra*	10,6	29,3
		Cladophora	10,4	39,7
		Fissidens crassipes	8,0	47,7
		Rhynchostegium riparioides	7,6	55,3
Group R-T11	Ríos de montaña mediterránea silícea	*Rhynchostegium riparioides*	34,6	34,6
Average similarity: 20,77		*Chamaesiphon*	11,8	46,4
		Phormidium	10,3	56,7
Group R-T13	Ríos mediterráneos muy mineralizados	*Ulva*	24,1	24,1
Average similarity: 12,79		*Cladophora*	15,8	40,0
		Chara vulgaris	11,4	51,4
Group R-T18	Ríos costeros mediterráneos	*Spirogyra*	18,5	18,5
Average similarity: 11,46		*Phormidium*	15,1	33,7
		Rhynchostegium riparioides	10,0	43,6
		Cladophora	9,8	53,4
Group R-T19bis	Río Odiel	*Klebsormidium*	98,1	98,1
Average similarity: 58,02				
Group R-T21	Ríos cántabro-atlánticos silíceos	*Chamaesiphon*	18,8	18,8
Average similarity: 18,70		*Scapania undulata*	12,1	30,9
		Fontinalis squamosa	11,9	42,8
		Phormidium	9,2	52,0
Group R-T25	Ríos de montaña húmeda silícea	*Chamaesiphon*	19,5	19,5
Average similarity: 17,01		*Rhynchostegium riparioides*	18,2	37,7
		Phormidium	9,3	47,0
		Fontinalis squamosa	9,0	56,0
Group R-T26	Ríos de montaña húmeda calcárea	*Rhynchostegium riparioides*	14,9	14,9
Average similarity: 15,72		*Cladophora*	14,3	29,2
		Spirogyra	7,1	36,3
		Pellia endiviifolia	5,9	42,2
		Phormidium	5,1	47,3
		Cratoneuron filicinum	4,8	52,1
Group R-T27	Ríos de alta montaña	*Rhynchostegium riparioides*	33,0	33,0
Average similarity: 22,98		*Phormidium*	15,6	48,6
		Chamaesiphon	8,8	57,4
Group R-T29	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos	*Cladophora*	26,9	26,9
Average similarity: 33,74		*Rhynchostegium riparioides*	20,7	47,5
		Cinclidotus riparius	9,1	56,6

PORCENTAJE DE SIMILARIDAD (SIMPER) INTRAGRUPO E INTERGRUPO

Igualmente, se realizó un análisis de similaridad SIMPER (Similarity Percentaje) con software *Primer* para ver la heterogenidad/homogeneidad de las comunidades de macrófitos de los sitios que constituyen cada grupo (similaridad intragrupo). Esto proporcionó una idea de si los sitios de cada grupo tenían comunidades similares, o por el contrario presentaban comunidades de macrófitos diferentes, y por tanto no tendría sentido agruparlos.

Similaridad intragrupo (dentro de cada tipo de río). Los tipos con baja similaridad intragrupo serían posibles candidatos a ser eliminados y recolocar sus sitios en otros grupos con comunidades más similares. Como se observa en la Tabla 16, los siguientes tipos presentaron los valores de similaridad más bajos (con porcentaje de similaridad menor del 15%), y que por tanto presentaron comunidades de macrófitos poco similares entre los sitios que constituyeron el tipo.

- R-T04 Ríos mineralizados de la Meseta Norte (8,0%)
- R-T18 Ríos costeros mediterráneos (11,5%),
- R-T13 Ríos mediterráneos muy mineralizados (12,8%)
- R-T03 Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte (13,2%)

Similaridad intergrupo (entre tipos de ríos). En la Tabla 18 y Tabla 19, el análisis de la similaridad por pares de sitios permitió detectar los tipos de ríos que presentaron mayor similaridad en cuanto a la comunidad de macrófitos, y, por tanto, susceptibles de agruparse. Son los siguientes (con valor de similaridad igual o superior al 28%):

- R-T14 con R-T17 (32,5%) y R-T29 (28,9%), pertenecientes a los Grupos 2 y 7 Dormann-Strauss (Ríos mediterráneos bajos poco mineralizados y Ríos cántabro-atlánticos calcáreos).
- R-T16 con R-T17 (30,4%), Grupo 7 Dormann-Strauss (Ríos cántabro-atlánticos calcáreos)
- R-T22 con R-T23 (29,7%), Grupo 7 Dormann-Strauss (Ríos cántabro-atlánticos calcáreos).
- R-T02 con R-T17 (29,6 %), Grupo 7 Dormann-Strauss (Ríos cántabro-atlánticos calcáreos).
- R-T29 con R-T32 (29,4%) y R-T23 (28,0%), Grupo 7 Dormann-Strauss (Ríos cántabro-atlánticos calcáreos).

Estos pares de tipos podrían ser candidatos a unirse en uno solo, siguiendo el criterio del elemento de calidad biológica macrófitos. La mayoría pertenecen al Grupo 7 de Ríos cántabro-atlánticos calcáreos, que podría formar un grupo único. Como se observa también en el siguiente apartado, estos pares de sitios no presentaron diferencias significativas en el test ANOSIM (Tabla 17).

Tabla 16. Similaridad (%) intragrupo para cada tipo de río, ordenados de menor a mayor similaridad. Los grupos con más baja similaridad no tendrían sentido desde el punto de vista de la comunidad de macrófitos, y los que presentan valores más altos serían grupos consistentes, cuyos sitios mostrarían una alta similaridad en composición y abundancia de macrófitos.

Tipo río	Nombre	nº sitios	nº muestras	similaridad (%)
R-T04	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	5	9	8,0
R-T18	Ríos costeros mediterráneos	7	15	11,5
R-T13	Ríos mediterráneos muy mineralizados	4	12	12,8
R-T03	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	5	11	13,2
R-T26	Ríos de montaña húmeda calcárea	18	36	15,7
R-T20	Ríos de serranías béticas húmedas	8	19	16,9
R-T25	Ríos de montaña húmeda silícea	13	31	17,0
R-T15	Ejes mediterráneos continentales mineralizados	4	11	17,5
R-T12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	43	66	18,1
R-T28	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos	7	14	18,3
R-T09	Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	18	36	18,5
R-T21	Ríos cántabro-atlánticos silíceos	21	39	18,7
R-T31	Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos	11	28	19,0
R-T08	Ríos de baja montaña mediterránea silícea	13	27	19,0
R-T01	Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana	5	11	19,4
R-T11	Ríos de montaña mediterránea silícea	29	50	20,8
R-T27	Ríos de alta montaña	18	39	23,0
R-T30	Ríos costeros cántabro-atlánticos	5	12	23,8
R-T06	Ríos silíceos del piedemonte de Sierra Morena	6	15	24,2
R-T07	Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud	2	5	25,9
R-T10	Ríos mediterráneos con influencia cárstica	4	11	26,7
R-T24	Gargantas de Gredos-Béjar	4	11	26,7
R-T02	Ríos de la depresión del Guadalquivir	3	7	28,6
R-T05	Ríos manchegos	3	8	28,6
R-T22	Ríos cántabro-atlánticos calcáreos	15	31	29,9
R-T32	Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos	2	6	32,2
R-T23	Ríos vasco-pirenaicos	9	23	32,3
R-T29	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos	3	8	33,7
R-T16	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	5	12	34,4
R-T14	Ejes mediterráneos-continentales poco mineralizados	2	5	35,2
R-T13*	Ejes mediterráneos de baja altitud	8	19	35,5
R-T19	Río Tinto	1	3	36,4
R-T17	bis Grandes ejes en ambiente mediterráneo con influencia oceánica	2	3	40,8
R-T19bis	Río Odiel	1	3	58,0

Análisis estadístico de similaridades: test ANOSIM

Para ver qué tipos de ríos presentaban significativamente más similaridad en función de las comunidades de macrófitos y que por tanto podrían agruparse, se aplicó el test estadístico ANOSIM con software *Primer*. Este análisis mide las diferencias entre tipos de ríos en base a una matriz de similaridades, en este caso obtenida con el índice Bray-Curtis sobre la matriz de abundancias transformadas mediante arcoseno (apropiada a datos de porcentajes de abundancia). Es un test estadístico, y, por tanto, a diferencia del SIMPER anterior, mide las diferencias significativas entre las comunidades de macrófitos de los diferentes tipos. El estadístico se denomina "R" que técnicamente oscila entre -1 y 1; cuanto mayor es su valor, mayor es la disimilaridad entre grupos (valor 1: grupos diferentes).

Aunque el análisis global de ANOSIM entre tipos de ríos mostró diferencias significativas entre tipos (*Sample statistic Global R*: 0,455; *Significance level of sample statistic*: 0,001), el análisis por pares reveló que había pares de tipos de ríos que no se diferenciaban significativamente (p>0.05) en cuanto a la comunidad de macrófitos (Tabla 17).

Tabla 17. Análisis de similaridades ANOSIM. Se presentan los pares de tipos de ríos que no presentaron diferencias significativas entre ellos en la comunidad de macrófitos, es decir, con valores de p>0.05.

Groups	R	p level
R-T02, R-T13	0,10	0,157
R-T02, R-T14	0,10	0,164
R-T02, R-T15	0,17	0,063
R-T02, R-T17	-0,02	0,500
R-T05, R-T09	0,11	0,131
R-T05, R-T12	0,12	0,051
R-T05, R-T18	0,13	0,080
R-T05, R-T26	0,15	0,064
R-T06, R-T07	0,12	0,165
R-T06, R-T08	-0,02	0,608
R-T06, R-T14	0,20	0,067
R-T06, R-T17	0,30	0,054
R-T07, R-T08	0,15	0,087
R-T07, R-T14	0,28	0,063
R-T07, R-T15	0,19	0,099
R-T07, R-T17	0,26	0,125
R-T07, R-T18	0,17	0,097
R-T07, R-T20	-0,06	0,651
R-T07, R-T26	0,16	0,105
R-T08, R-T14	0,10	0,158
R-T09, R-T10	-0,13	0,961
R-T09, R-T12	0,03	0,173
R-T09, R-T14	0,13	0,153

Groups	R	p level
R-T09, R-T16	-0,03	0,642
R-T09, R-T29	0,06	0,233
R-T09, R-T32	0,01	0,456
R-T10, R-T12	-0,14	0,979
R-T10, R-T18	0,01	0,368
R-T10, R-T26	-0,07	0,822
R-T11, R-T24	-0,05	0,728
R-T11, R-T27	0,02	0,135
R-T11, R-T29	0,08	0,205
R-T11, R-T30	0,12	8,000
R-T11, R-T32	0,20	0,055
R-T12, R-T16	-0,01	0,552
R-T12, R-T32	0,10	0,143
R-T13, R-T14	0,12	0,131
R-T13, R-T17	0,06	0,253
R-T14, R-T15	-0,07	0,708
R-T14, R-T17	0,17	0,196
R-T14, R-T18	-0,04	0,579
R-T14, R-T20	0,06	0,253
R-T14, R-T26	-0,02	0,518
R-T14, R-T29	0,21	0,062
R-T15, R-T17	-0,13	0,766
R-T16, R-T17	0,16	0,191

Groups	R	p level
R-T16, R-T26	0,01	0,415
R-T17, R-T18	0,07	0,267
R-T17, R-T19	1,00	0,100
R-T17, R-T19bis	1,00	0,100
R-T17, R-T20	0,19	0,089
R-T17, R-T26	0,21	0,067
R-T18, R-T29	0,01	0,361
R-T18, R-T32	-0,11	0,872
R-T19, R-T19bis	0,63	0,100
R-T20, R-T29	0,10	0,131
R-T20, R-T32	0,04	0,321
R-T21, R-T24	0,00	0,472
R-T21, R-T25	0,04	0,069
R-T22, R-T23	0,04	0,112
R-T22, R-T29	0,16	0,069
R-T24, R-T25	-0,11	0,939
R-T24, R-T27	0,08	0,207
R-T24, R-T31	0,10	0,071
R-T25, R-T30	0,11	0,066
R-T26, R-T29	-0,17	0,976
R-T26, R-T30	0,05	0,237
R-T26, R-T32	-0,20	0,981

Combinando estos resultados con los del análisis SIMPER anterior, se puede comprobar que en el caso de los pares de tipos de ríos que presentaron un porcentaje de similaridad alto, el test de ANOSIM confirmó que no existían diferencias significativas entre ellos en cuanto al elemento de calidad biológica macrófitos.

Tabla 18. Análisis del porcentaje de similaridad (SIMPER) entre pares de tipos de ríos. Se resaltan en rojo los valores de porcentaje de similaridad mayores del 20% (alta similaridad entre tipos de ríos), cuyos pares de tipos serían posibles candidatos a unirse dada la alta similaridad de sus comunidades de macrófitos.

	R-T01	R-T02	R-T03	R-T04	R-T05	R-T06	R-T07	R-T08	R-T09	R-T10	R-T11	R-T12	R-T13	R-T13*	R-T14	R-T15
R-T01	19,4															
R-T02	6,1	28,6														
R-T03	10,2	3,4	13,2													
R-T04	2,1	1,1	3,7	8,0												
R-T05	6,8	13,5	4,6	4,9	28,6											
R-T06	17,5	16,3	10,6	3,7	12,3	24,2										
R-T07	14,4	16,3	7,5	1,8	10,3	21,1	25,9									
R-T08	14,6	12,5	11,5	4,3	11,5	20,3	16,3	19,0								
R-T09	7,2	12,1	5,8	5,9	16,6	13,5	13,1	11,6	18,5							
R-T10	9,1	10,7	6,5	6,4	18,6	14,7	13,7	11,6	20,8	26,7						
R-T11	6,2	5,6	10,2	5,6	8,5	9,5	9,9	11,7	11,9	12,4	20,8					
R-T12	7,3	9,2	5,3	5,8	15,3	12,6	10,7	9,5	17,2	20,3	9,8	18,1				
R-T13	3,7	9,9	2,9	3,1	11,1	6,4	5,8	5,7	10,9	12,4	5,1	10,2	12,8			
R-T13*	1,4	8,3	0,7	0,2	2,3	3,4	3,6	2,6	2,6	2,7	1,2	2,5	13,1	35,5		
R-T14	10,0	26,8	7,3	3,2	15,3	20,2	22,1	17,5	16,8	16,2	14,4	13,5	9,2	6,1	35,2	
R-T15	11,5	15,4	8,2	3,7	12,1	14,7	13,6	14,1	11,5	10,9	9,1	9,7	6,6	3,6	20,4	17,5
R-T16	9,3	22,9	5,8	4,6	19,8	18,8	20,1	13,3	20,2	20,8	9,5	18,8	10,2	4,8	26,6	17,8
R-T17	6,0	29,6	3,1	0,8	15,0	17,4	22,0	13,4	13,0	11,3	6,4	10,2	7,7	10,3	32,5	19,9
R-T18	6,7	9,9	5,9	4,8	11,5	10,1	9,6	9,2	12,6	15,3	9,1	11,9	7,5	2,3	13,7	8,7
R-T19	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,9	0,0	0,0
R-T19bis	0,0	0,1	0,7	0,3	0,9	0,1	0,0	0,1	0,3	0,2	0,1	0,5	0,0	0,4	0,0	0,0
R-T20	10,5	11,3	7,1	4,5	11,4	15,8	18,4	13,6	13,3	14,4	10,5	12,4	6,4	2,2	15,9	11,3
R-T21	3,4	1,8	9,8	4,2	3,2	3,9	3,7	5,2	5,6	6,2	14,6	4,8	2,8	0,4	7,5	3,5
R-T22	4,1	9,2	6,3	6,6	13,6	10,1	13,4	12,0	16,3	16,3	18,5	12,8	7,2	1,7	17,4	11,4
R-T23	4,7	11,8	7,6	5,9	11,9	11,4	15,2	12,9	15,5	14,8	20,1	12,3	6,2	2,1	19,8	12,0
R-T24	7,4	4,1	11,8	4,4	4,4	8,7	7,3	10,8	8,8	9,2	21,5	6,7	2,8	0,6	12,0	6,3
R-T25	4,6	4,9	9,9	5,3	6,9	6,6	6,7	8,6	8,5	9,1	17,3	7,3	4,3	1,0	11,8	6,2
R-T26	6,7	9,4	7,2	5,6	11,9	12,1	12,6	11,8	14,9	15,9	13,8	14,4	7,9	2,2	16,0	11,6
R-T27	6,4	4,3	10,6	6,2	7,3	8,5	9,5	10,2	12,0	13,2	21,0	10,6	5,6	1,0	12,6	7,8
R-T28	8,7	7,4	9,8	3,9	7,9	10,4	7,1	11,3	7,4	8,1	10,7	6,3	4,9	1,9	12,3	10,6
R-T29	6,3	17,4	6,8	7,1	13,6	15,6	16,1	15,5	18,0	17,5	19,1	14,2	8,3	3,6	28,9	17,2
R-T30	3,3	4,4	6,8	6,5	7,7	7,1	8,7	9,6	12,7	13,4	17,7	10,5	5,4	1,0	10,4	8,0
R-T31	4,7	3,0	11,1	4,3	3,9	4,5	4,3	6,1	5,6	6,4	11,7	5,0	3,0	0,6	7,1	5,4
R-T32	5,6	15,4	5,8	6,9	14,5	12,7	14,5	12,5	18,0	19,9	16,3	15,3	8,7	3,1	21,2	13,8

R-T16	R-T17	R-T18	R-T19	R-T19bis	R-T20	R-T21	R-T22	R-T23	R-T24	R-T25	R-T26	R-T27	R-T28	R-T29	R-T30	R-T31	R-T32
34,4																	
30,4	40,8																
14,8	11,4	11,5															
0,0	0,0	0,0	36,4														
0,1	0,0	0,0	19,1	58,0													
16,7	13,4	10,5	0,0	0,0	16,9												
4,7	1,5	5,6	0,6	1,3	5,0	18,7											
14,0	10,6	10,3	0,0	0,1	13,4	10,4	29,9										
14,9	14,1	10,2	0,1	0,2	13,2	11,6	29,7	32,3									
7,4	4,1	7,7	0,0	0,2	8,5	19,2	15,5	18,0	26,7								
7,3	5,0	7,6	0,4	0,6	7,9	17,3	14,0	15,3	20,0	17,0							
15,8	12,0	10,4	0,1	0,1	12,6	7,3	17,8	17,7	10,8	10,3	15,7						
9,6	4,9	9,8	0,0	0,3	10,5	15,0	17,5	19,1	21,4	17,4	13,9	23,0					
8,1	8,8	6,2	0,0	0,0	6,6	7,7	9,9	10,4	11,1	9,3	8,2	9,8	18,3				
21,5	22,3	13,8	0,0	0,0	15,4	9,8	27,1	28,0	15,8	14,6	19,4	18,7	12,5	33,7			
9,5	4,8	8,9	0,5	0,4	10,0	13,9	23,5	24,1	18,5	15,2	14,7	17,4	9,7	19,9	23,8		
5,6	3,5	5,7	0,1	0,3	5,6	17,4	8,1	9,3	15,9	15,2	6,4	11,7	8,2	8,9	12,0	19,0	
20,0	18,1	13,9	0,0	0,0	15,0	9,1	25,5	25,3	14,9	12,6	18,4	17,9	9,6	29,4	19,9	7,9	32,2

Tabla 19. Análisis de similaridades entre pares de tipos de ríos (ANOSIM). Los valores corresponden al estadístico "R" (mayor cuantas más diferencias existen). Se resaltan en verde los valores de R<0.15 que menores diferencias presentan en la comunidad de macrófitos, cuyos pares de tipos serían posibles candidatos a unirse dada la alta similaridad de sus comunidades de macrófitos

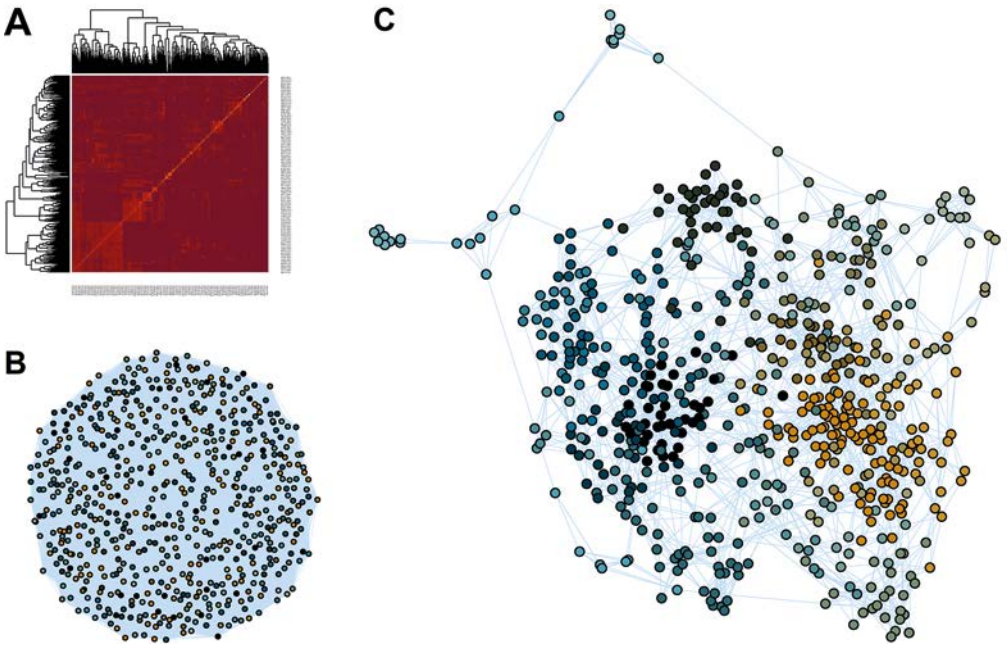
	R-T01	R-T02	R-T03	R-T04	R-T05	R-T06	R-T07	R-T08	R-T09	R-T10	R-T11	R-T12	R-T13	R-T13*	R-T14	R-T15
R-T02	0,63															
R-T03	0,23	0,59														
R-T04	0,69	0,68	0,36													
R-T05	0,69	0,51	0,60	0,46												
R-T06	0,17	0,36	0,40	0,73	0,56											
R-T07	0,26	0,28	0,33	0,56	0,73	0,12										
R-T08	0,23	0,37	0,36	0,76	0,44	-0,02	0,15									
R-T09	0,65	0,42	0,69	0,68	0,11	0,31	0,30	0,41								
R-T10	0,62	0,71	0,56	0,55	0,40	0,48	0,58	0,46	-0,13							
R-T11	0,77	0,79	0,53	0,76	0,65	0,60	0,53	0,46	0,44	0,45						
R-T12	0,63	0,51	0,73	0,69	0,12	0,32	0,43	0,50	0,03	-0,14	0,51					
R-T13	0,54	0,10	0,48	0,42	0,19	0,55	0,27	0,66	0,37	0,24	0,78	0,40				
R-T13*	0,75	0,51	0,75	0,75	0,70	0,73	0,68	0,81	0,82	0,72	0,93	0,86	0,35			
R-T14	0,39	0,09	0,31	0,45	0,60	0,20	0,28	0,10	0,13	0,54	0,33	0,28	0,12	0,60		
R-T15	0,32	0,17	0,31	0,61	0,37	0,30	0,19	0,25	0,39	0,52	0,60	0,48	0,37	0,67	-0,07	
R-T16	0,66	0,34	0,63	0,67	0,50	0,37	0,47	0,41	-0,03	0,41	0,62	-0,01	0,41	0,68	0,30	0,29
R-T17	0,61	-0,02	0,52	0,62	0,59	0,30	0,26	0,35	0,36	0,75	0,75	0,47	0,06	0,45	0,17	-0,13
R-T18	0,40	0,23	0,36	0,37	0,12	0,34	0,17	0,46	0,27	0,01	0,58	0,33	0,21	0,68	-0,04	0,29
R-T19	1,00	0,96	0,88	0,74	1,00	0,99	1,00	1,00	0,99	1,00	1,00	0,99	0,75	0,75	1,00	1,00
R-T19bis	1,00	0,96	0,79	0,70	0,99	0,99	1,00	1,00	0,98	1,00	1,00	0,97	0,75	0,76	1,00	1,00
R-T20	0,33	0,31	0,42	0,55	0,24	0,15	-0,06	0,25	0,26	0,16	0,51	0,32	0,41	0,76	0,06	0,27
R-T21	0,77	0,86	0,41	0,70	0,79	0,76	0,75	0,71	0,69	0,64	0,27	0,74	0,77	0,90	0,56	0,77
R-T22	0,96	0,83	0,85	0,85	0,75	0,80	0,75	0,62	0,34	0,66	0,23	0,37	0,83	0,90	0,59	0,76
R-T23	0,93	0,73	0,77	0,83	0,82	0,73	0,70	0,52	0,32	0,73	0,09	0,36	0,78	0,86	0,49	0,69
R-T24	0,68	0,88	0,29	0,63	0,96	0,71	0,75	0,49	0,58	0,83	-0,05	0,65	0,67	0,81	0,66	0,74
R-T25	0,69	0,69	0,34	0,61	0,57	0,61	0,56	0,51	0,52	0,47	0,12	0,60	0,66	0,86	0,28	0,60
R-T26	0,51	0,34	0,45	0,53	0,14	0,21	0,16	0,26	0,08	-0,07	0,26	0,16	0,37	0,78	-0,01	0,20
R-T27	0,79	0,87	0,56	0,75	0,77	0,71	0,62	0,59	0,46	0,49	0,02	0,46	0,76	0,92	0,51	0,72
R-T28	0,52	0,60	0,29	0,64	0,64	0,51	0,63	0,40	0,64	0,69	0,52	0,68	0,54	0,76	0,35	0,34
R-T29	0,71	0,48	0,45	0,41	0,76	0,45	0,64	0,22	0,06	0,58	0,08	0,20	0,33	0,68	0,21	0,20
R-T30	0,86	0,83	0,49	0,50	0,78	0,75	0,66	0,54	0,35	0,59	0,12	0,43	0,53	0,78	0,64	0,61
R-T31	0,70	0,79	0,30	0,64	0,73	0,72	0,70	0,65	0,69	0,59	0,42	0,74	0,72	0,88	0,55	0,65
R-T32	0,70	0,50	0,38	0,29	0,66	0,56	0,61	0,38	0,01	0,39	0,20	0,10	0,21	0,67	0,53	0,25

Correspondencia de la agrupación biológica (50 comunidades) con agrupación oficial de tipos de ríos (32 comunidades)

Para realizar este análisis se han utilizado diferentes herramientas o rutinas disponibles para el programa "R software". Sobre la matriz de abundancias transformadas (transformación de Hellinger) se ha calculado una matriz de distancias utilizando la distancia Euclídea (Figura 54 A). A partir de esta matriz se ha construido una red no direccionada (Figura 54 B), de la que se han eliminado las conexiones menos consistentes para determinar la agrupación de las comunidades (análisis de agrupamiento utilizando la función "cluster_infomap"). Se han obtenido un total de 50 comunidades distintas. Su disposición en la red se asimila a los círculos (sitios de muestreo) en la Figura 54 C.

	R-T16	R-T17	R-T18	R-T19	R-T19bis	R-T20	R-T21	R-T22	R-T23	R-T24	R-T25	R-T26	R-T27	R-T28	R-T29	R-T30	R-T31
R-T16																	
R-T17	0,16																
R-T18	0,14	0,07															
R-T19	1,00	1,00	0,87														
R-T19bis	1,00	1,00	0,87	0,63													
R-T20	0,17	0,19	0,18	0,97	0,97												
R-T21	0,72	0,87	0,62	0,92	0,89	0,67											
R-T22	0,75	0,81	0,69	1,00	1,00	0,57	0,56										
R-T23	0,70	0,68	0,61	1,00	1,00	0,50	0,45	0,04									
R-T24	0,89	0,89	0,40	1,00	1,00	0,46	0,00	0,66	0,56								
R-T25	0,58	0,69	0,47	0,95	0,93	0,48	0,04	0,42	0,29	-0,11							
R-T26	0,01	0,21	0,20	0,96	0,96	0,13	0,52	0,16	0,09	0,25	0,32						
R-T27	0,68	0,86	0,57	1,00	1,00	0,55	0,28	0,37	0,27	0,08	0,15	0,26					
R-T28	0,71	0,51	0,48	1,00	1,00	0,54	0,54	0,80	0,74	0,50	0,42	0,39	0,63				
R-T29	0,51	0,44	0,01	1,00	1,00	0,10	0,46	0,16	0,20	0,58	0,18	-0,17	0,21	0,42			
R-T30	0,78	0,85	0,30	0,97	0,97	0,38	0,23	0,26	0,26	0,28	0,11	0,05	0,25	0,53	0,30		
R-T31	0,65	0,75	0,55	0,98	0,97	0,59	0,05	0,69	0,58	0,10	0,11	0,54	0,45	0,49	0,46	0,29	
	0,57	0,70	-0,11	1,00	1,00	0,04	0,47	0,22	0,31	0,58	0,23	-0,20	0,22	0,53	0,20	0,24	0,47

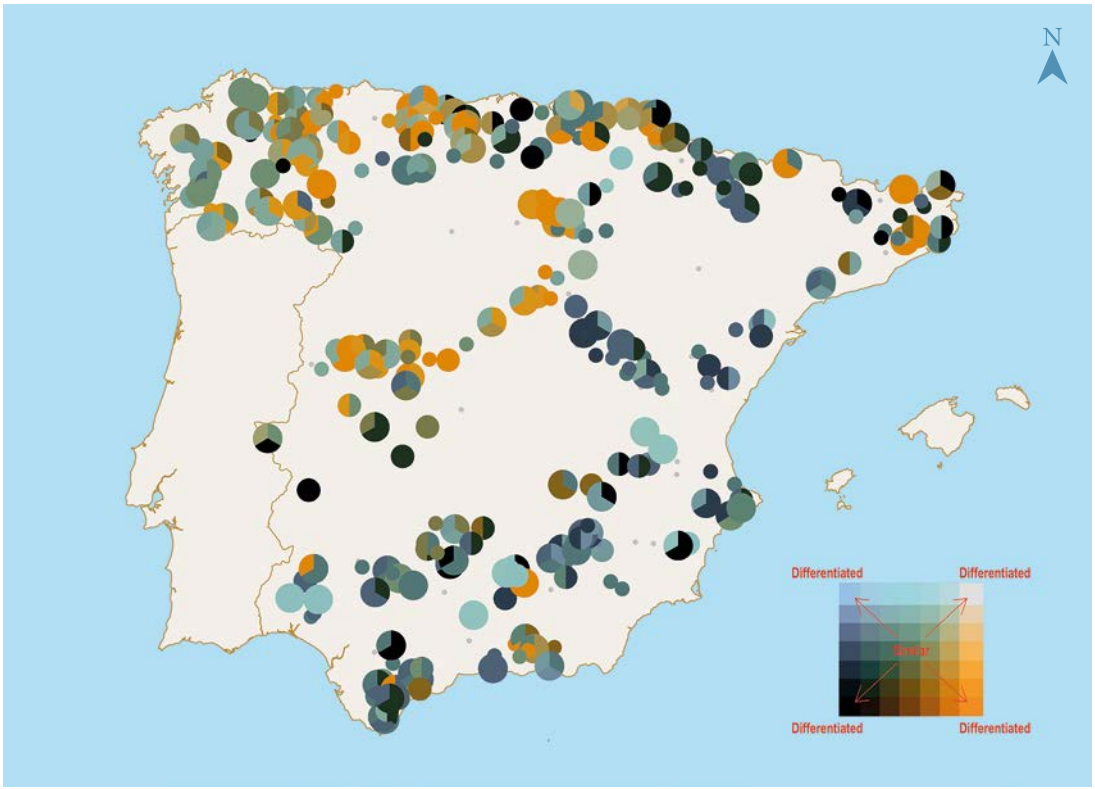
Figura 54. Matriz de distancias utilizando la distancia de euclidea (A). Red no direccionada de interacciones (B), y agrupación de las comunidades en 50 comunidades distintas (C). Datos analizados con R software.



En términos de abundancia relativa, los taxones más abundantes son *Rhynchostegium riparioides* (10.45%), *Cladophora* (9.24%), *Spirogyra* (5.45%), *Phormidium* (3.70%) y *Chamaesiphon* (3.22%); mientras que las especies más frecuentes, en términos de porcentaje total de muestras en las que se han encontrado, son *Phormidium*, *Rhynchostegium riparioides* (59.43%), *Cladophora* (56.44%), *Pellia endiviifolia* (45.59%), *Spirogyra* (41.98%) y *Nostoc* (32.38%).

Cuando representamos estos agrupamientos de comunidades en el espacio (mapa de la península ibérica), se observa la disposición de las comunidades de uno u otro grupo según el año de muestreo, que se representa con colores dentro de cada círculo. En general hay bastante heterogeneidad temporal, con la mayoría de los sitios de muestreo mostrando diferentes comunidades según el año de muestreo, si bien es cierto que suelen ser colores de tonos parecidos, lo que sugiere que las comunidades son relativamente similares en su composición.

Figura 55. Comunidades de macrófitos y su distribución en el espacio de la red fluvial muestreada. Los círculos de colores muestran las comunidades en cada uno de los puntos. Cada círculo se divide en 3 porciones, cada una correspondiente a un año de muestreo (2019, 2020, 2021).

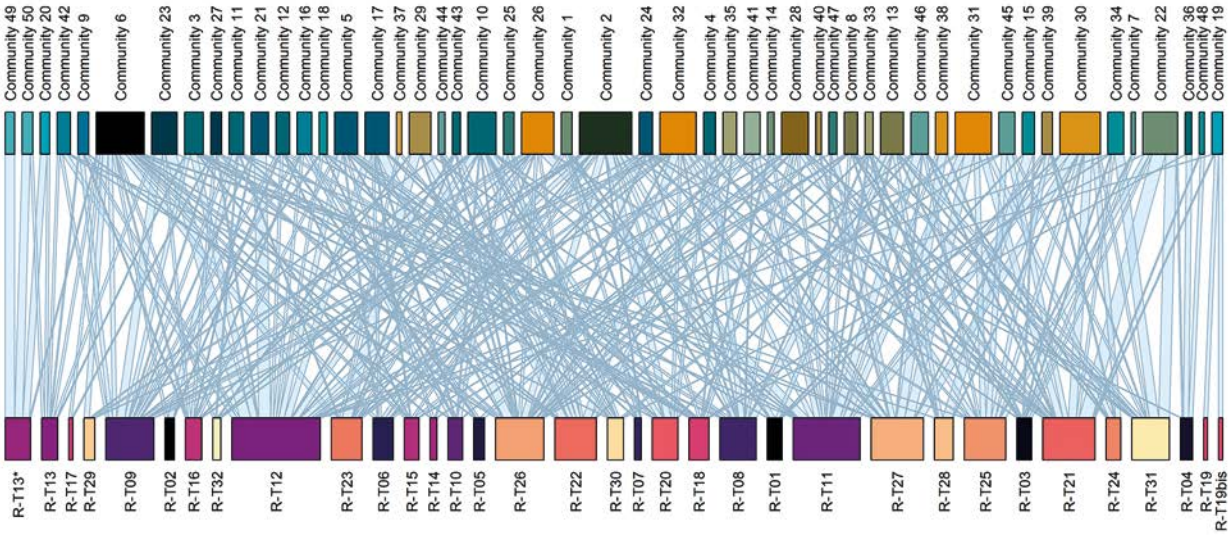


En general la heterogeneidad temporal no permite diferenciar comunidades claras en el espacio, aunque parece haber unas comunidades diferenciadas en el NW (Galicia), Duero y cornisa Cantábrica, y Sistema Ibérico, separadas de algunas en la mitad sureste de España.

La correspondencia entre los grupos de comunidades resultantes del análisis de agrupamiento (clúster) y los tipos fluviales establecidas en los ríos españoles (Figura 56) muestra que hay más comunidades que tipos, y por ello se encuentran muchas correspondencias cruzadas (cada tipo se relaciona con múltiples comunidades). Aun así, en este caso la concordancia entre comunidades y tipos es mayor que en el caso de otros elementos de calidad biológica como las diatomeas y hay varios tipos que parecen

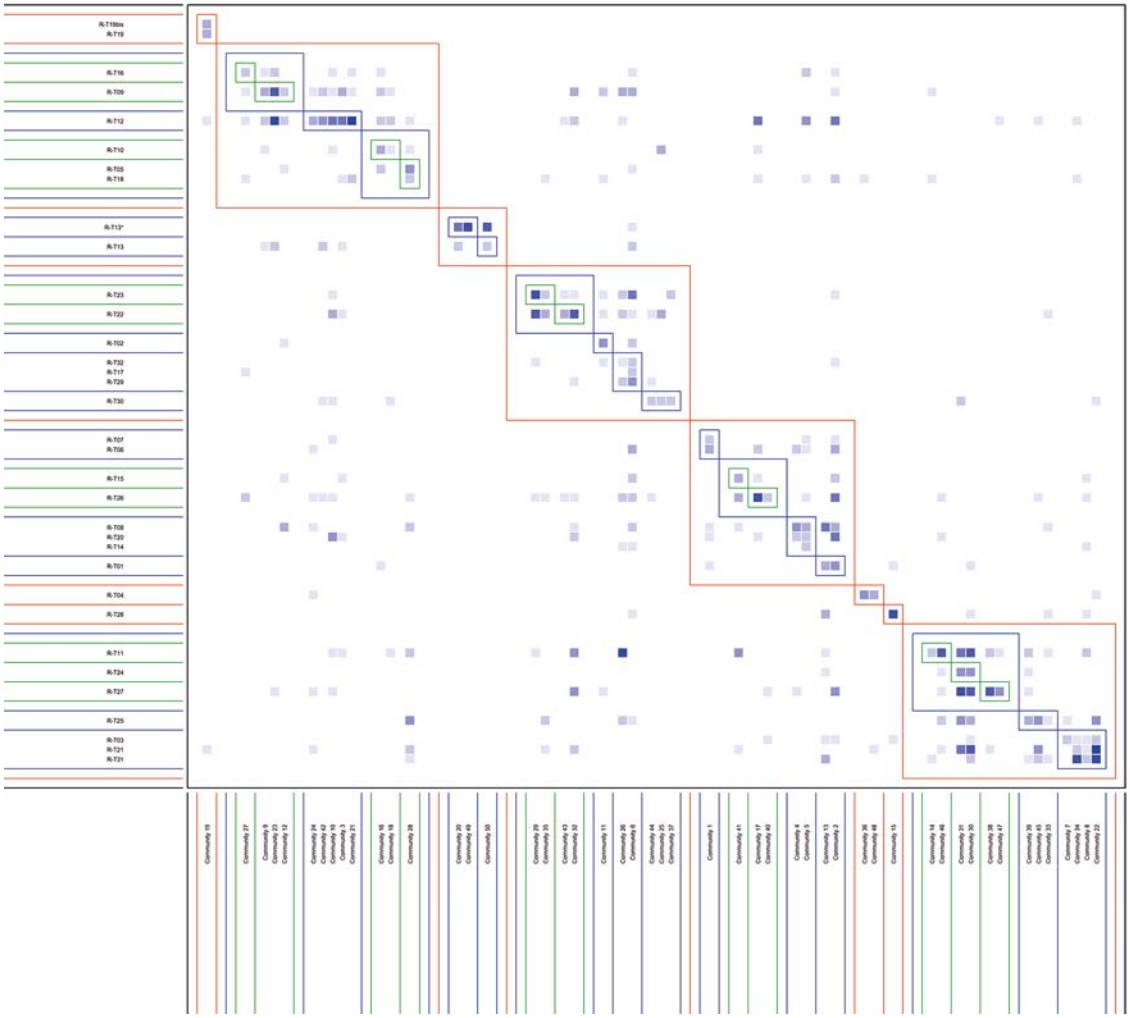
tener una comunidad claramente diferenciada. Entre ellos se encuentran: R-T04 (Ríos mineralizados de la meseta norte), R-T13 y R-T13* (Ríos mediterráneos muy mineralizados), R-T17 (Grandes ejes en ambiente mediterráneo), R-T19 (Río Tinto), R-T19bis (Río Odiel).

Figura 56. Gráfico bipartito de la relación cuantitativa entre las comunidades de macrófitos y la tipología fluvial (nivel 1).



Otra manera de visualizar esta correspondencia es mediante un gráfico bipartito en donde se representa la concordancia entre comunidades y tipos (a mayor intensidad de color, mayor concordancia; o colores más oscuros, interacciones más evidentes). En la Figura 57 se observa la correspondencia entre tipos fluviales y comunidades de macrófitos, siguiendo el algoritmo propuesto por Dormann y Strauss (2014). Esta opción encierra en cuadrados/rectángulos de distintos colores a modo de módulos anidados de agrupaciones de tipos que corresponden a comunidades específicas. Se observan distintos niveles de diferenciación, que corresponden a los colores rojo, azul y verde, y que indican distintos grados de complejidad en la agrupación. El primer nivel (color rojo) es el más simple y diferencia 8 agrupaciones de tipos que se corresponden con algunas de las comunidades descritas de manera independiente. El segundo nivel (color azul) incluye comunidades que tienen de 1 a 4 subagrupaciones, por último, el color verde encierra aún otras subagrupaciones dentro de las primeras, con un máximo de 3.

Figura 57. Correspondencia entre tipos fluviales y comunidades de macrófitos, siguiendo Dormann-Strauss (2014). Se observan distintos niveles de diferenciación. El primer nivel (A, color rojo) diferencia 8 agrupaciones de tipos que se corresponden con algunas de las comunidades descritas de manera independiente. El segundo nivel (B, color azul) son subagrupaciones dentro de cada una de ellas. El tercer nivel (color verde), muestra subagrupaciones dentro del nivel B.

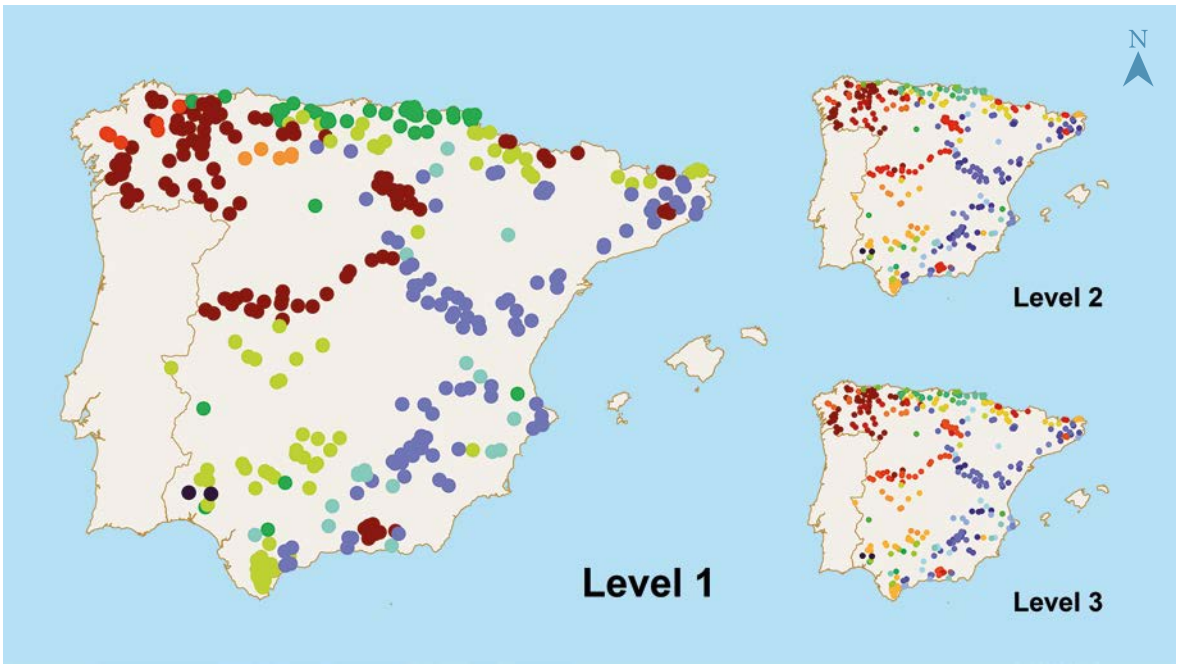


Así, a partir de las similitudes en la comunidad de macrófitos y de acuerdo con la primera agrupación (nivel 1, color rojo), los tipos de ríos nacionales se asocian de la siguiente manera en 8 grupos (Tabla 20).

Tabla 20. Agrupación de los tipos de ríos nacionales a partir de las similitudes en la comunidad de macrófitos (nivel 1, rojo).

GRUPO 1-	R-T04
GRUPO 2-	R-T15, R-T26, R-T08, R-T14, R-T01, R-T20, R-T07, R-T06
GRUPO 3-	R-T27, R-T24, R-T11, R-T03, R-T31, R-T25, R-T21
GRUPO 4-	R-T05, R-T10, R-T18, R-T16, R-T9, R-T12
GRUPO 5-	R-T13, R-T13bis
GRUPO 6-	R-T19, R-T19bis
GRUPO 7-	R-T28
GRUPO 8-	R-T02, R-T17, R-T29, R-T32, R-T23, R-T22, R-T30

Figura 58. Distribución geográfica de los puntos de muestreo, mostrando diferentes colores para cada grupo resultante de la clasificación Dormann-Strauss Level 1, Level 2, Level 3.



Resultados indval para los nuevos grupos de tipos de ríos

El análisis IndVal (R software) permite determinar si hay taxones significativamente asociados a los diferentes tipos fluviales, es decir, selecciona los taxones característicos de cada grupo. Cuanto mayor es el valor del estadístico IndVal ("stat") mayor asociación con el grupo, siendo máximo cuando es exclusivo del grupo.

Dormann-Strauss Nivel 1

Los 8 grupos de nivel 1 obtenidos mediante la agrupación Dormann-Strauss podrían constituir una buena referencia a la hora de agrupar tipos de ríos oficiales en función de las comunidades de macrófitos (Tabla 21).

Tabla 21. Resultados obtenidos de la agrupación Dormann-Strauss de Nivel 1. Se han seleccionado las especies características que han alcanzado al menos un valor del estadístico "stat" mayor de 0.45.

GRUPOS D-S L1	TIPOS DE RÍOS AGRUPADOS	ESPECIES INDICADORAS MACRÓFITOS
GRUPO 1 *Arroyos mineralizados de la Meseta Norte*	RT-04 Ríos mineralizados de la Meseta Norte	*Fissidens osmundoides* *Chaetophora elegans* *Coleodesmium wrangelii* *Draparnaldia*
GRUPO 2 *Ríos mediterráneos bajos poco mineralizados*	R-T01 Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana R-T06 Ríos silíceos del piedemonte de Sierra Morena R-T07 Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud R-T08 Ríos de baja montaña mediterránea silícea R-T14 Ejes mediterráneos de baja altitud R-T15 Ejes mediterráneos-continentales poco mineralizados R-T20 Ríos de serranías béticas húmedas R-T26 Ríos de montaña húmeda calcárea	*Spirogyra* *Coleochaete* *Lunularia cruciata* *Fontinalis hypnoides*
GRUPO 3 *Ríos silíceos del norte*	R-T03 Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte R-T11 Ríos de montaña mediterránea silícea R-T21 Ríos cántabro-atlánticos silíceos R-T24 Gargantas de Gredos-Béjar R-T25 Ríos de montaña húmeda silícea R-T27 Ríos de alta montaña R-T31 Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos	*Chamaesiphon* *Lemanea* *Scapania undulata* *Verrucariaceae* *Hyocomium armoricum*
GRUPO 4 *Ríos mediterráneos calcáreos*	R-T05 Ríos manchegos R-T09 Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea R-T10 Ríos mediterráneos con influencia cárstica R-T12 Ríos de montaña mediterránea calcárea R-T16 Ejes mediterráneos continentales mineralizados R-T18 Ríos costeros mediterráneos	*Fissidens crassipes* *Chara vulgaris* *Didymodon tophaceus* *Eucladium verticillatum* *Palustriella commutata* *Schizothrix* *Palustriella falcata* *Rivularia*
GRUPO 5 *Ríos salinos*	R-T13 Ríos mediterráneos muy mineralizados R-T13* Ríos salinos	*Ulva* *Rhizoclonium*
GRUPO 6 *Ríos de aguas ricas en metales pesados*	R-T19 Río Tinto R-T19bis Río Odiel	*Klebsormidium* *Euglena*
GRUPO 7 *Ríos cántabro-atlánticos calcáreos*	R-T02 Ríos de la depresión del Guadalquivir R-T17 Grandes ejes en ambiente mediterráneo R-T22 Ríos cántabro-atlánticos calcáreos R-T23 Ríos vasco-pirenaicos R-T29 Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos R-T30 Ríos costeros cántabro-atlánticos R-T32 Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos	*Heribaudiella fluviatilis* *Dichodontium pellucidum* *Thamnobryum alopecurum* *Conocephalum conicum* *Fissidens grandifrons* *Rhizomnium punctatum* *Cladophora* *Hygroamblystegium varium*
GRUPO 8 *Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos*	R-T28 Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos	*Lemna minor* *Ranunculus peltatus* *Potamogeton lucens* *Fontinalis squamosa* *Porella pinnata* *Myriophyllum alterniflorum* *Potamogeton perfoliatus* *Potamogeton natans* *Callitriche hamulata* *Potamogeton nodosus*

Ecología de las especies características

A continuación, se hacen unos comentarios sobre las características ecológicas de las especies singulares de cada grupo.

GRUPO 1. Arroyos mineralizados del tramo medio del Duero

- *Fissidens osmundoides*. Musgo de ríos montanos y altos del norte de la Península. Oligotrófico.
- *Chaetophora elegans*. Ríos calcáreos y fríos de poco caudal. Aguas oligotróficas, básicas, bien oxigenadas.
- *Coleodesmium wrangelii*. Especie estenoica de aguas ácidas-neutras. Oligotrófica
- *Draparnaldia*. Aguas frías, claras y limpias de tramos de cabecera, calcáreos o silíceos. Oligotrófica

GRUPO 2. Ríos mediterráneos bajos poco mineralizados

- *Spirogyra*. Rango ecológico amplio, aguas ligeramente ácidas a alcalinas, aguas poco mineralizadas a salinas, oligo-mesotróficas.
- *Coleochaete*. Oligo-mesotrófica.
- *Lunularia cruciata*. Ríos montanos y bajos. Eutrófica
- *Fontinalis hypnoides*. Ríos bajos. Meso-eutrófico

GRUPO 3. Ríos silíceos del norte

- *Chamaesiphon*. Oligo-mesotrófica a eutrófica.
- *Lemanea*. Aguas frías, oligotrófica, bien oxigenadas, neutras a alcalinas, silíceas o calcáreas, rango amplio de conductividad
- *Scapania undulata*. Acidófila, ríos silíceos, poco mineralizados, ácidos. Oligotrófico
- *Verrucariaceae*. Líquenes crustosos de arroyos y ríos silíceos.
- *Hyocomium armoricum*. Ríos del norte, silíceos, ácidas, oligotrófico

GRUPO 4. Ríos mediterráneos calcáreos

- *Fissidens crassipes*. Este de la Península. Calcícola. Eutrófico.
- *Chara vulgaris*. Amplios rangos ecológicos, aguas calcáreas. Aguas oligo-mesotróficas
- *Didymodon tophaceus*. Ríos calcáreos bajos y montanos. Calcícola. Oligotrófico-mesotrófico.
- *Eucladium verticillatum*. Ríos calcáreos bajos y montanos. Calcícola. Oligotrófico-mesotrófico.
- *Palustriella commutata*. Ríos calcáreos bajos, montanos y altos. Calcícola. Oligo-mesotrófico
- *Schizothrix*. Riós calcáreos de montaña bien oxigenados, conductividad media. Oligotróficos.
- *Palustriella falcata*. Ríos calcáreos altos del norte de la Península. Oligo-mesotrófico
- *Rivularia*. Ríos calcáreos de aguas claras bien oxigenadas, conductividad media, oligo-mesotróficas.

GRUPO 5. Ríos salinos

- *Ulva*. Aguas salinas, muy mineralizadas, eutróficas
- *Rhizoclonium*. Aguas mineralizadas conductividad elevada, calcáreas a salinas, eutróficas

GRUPO 6. Ríos de aguas ricas en metales pesados, ácidos

- *Klebsormidium*. Aguas ricas en metales pesados (K. flaccidum)
- *Euglena*. Ambientes extremos, eutróficos

GRUPO 7. Ríos cantabro-atlánticos calcáreos

*Los dos primeros tipos R-T02 y R-T17 parecen no encajar bien en este grupo de ríos (ver comentario en la clasificación alternativa del apartado siguiente).

- *Heribaudiella fluviatilis*. Aguas alcalinas meso-eutróficas, calcáreos o silíceos. Las citas de esta especie incluyen a otra especie de alga parda en proceso de descripción
- *Dichodontium pellucidum*. Ríos montanos del norte de la Península
- *Thamnobryum alopecurum*. Ríos montanos o bajos
- *Conocephalum conicum*. Ríos bajos o montanos, calcáreos o neutros. Oligo-eutrófico.
- *Fissidens grandifrons*. Norte y este de la Península. Calcícola, bastante sensible a la eutrofización
- *Rhizomnium punctatum*. Norte y sureste de la Península, aguas ácidas o ricas en bases
- *Cladophora*. Amplio rango ecológico, mayoritariamente en aguas calcáreas. Aguas oligotróficas a eutróficas
- *Hygroamblystegium varium*. Ríos calcáreos bajos y montanos

GRUPO 8. Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos

- *Lemna minor*. Zonas remansadas, limosas, de tramos bajos y ejes principales con caudal elevado. Aguas meso-eutróficas a hiper-eutróficas, ricas en fosfatos
- *Ranunculus peltatus*. La subespecie saniculifolius es propia de aguas de débil corriente, poco mineralizadas y oligohalinas
- *Potamogeton lucens*. Aguas claras, oligotróficas, ácidas
- *Fontinalis squamosa.* Ríos del norte de la Península
- *Porella pinnata*. Ríos del noroeste. Aguas ácidas, algo mineralizadas, oligo-mesotróficas.
- *Myriophyllum alterniflorum.* Aguas claras, ácidas pobres en bases, poco mineralizadas, poco profundas, de velocidad lenta. Oligotróficas
- *Potamogeton perfoliatus*. Aguas claras, mineralizadas, ácidas neutras o básicas, corriente moderada-rápida de aguas algo profundas, oligotróficas
- *Potamogeton natans*. Aguas poco mineralizadas, alcalinidad baja, oligomesotróficas
- *Callitriche hamulata.* Ríos de aguas limpias con pocas sales (oligohalinas) y nutrientes (oligotrófica).
- *Potamogeton nodosus*. Generalmente en aguas mineralizadas, alcalinas, soportando cierto grado de eutrofización.

Por último, se llevó a cabo un test de similaridades ANOSIM entre grupos para comprobar si los nuevos grupos Dormann-Strauss presentaban comunidades de macrófitos significativamente diferentes (Tabla 22). Todos los grupos presentaron diferencias significativas en las comunidades de macrófitos (p=0.001), lo que apoya que estos grupos serían consistentes desde el punto de vista de la comunidad de macrófitos. Los grupos más similares (valor más bajo del estadístico R) fueron G2-G7-G4 (Ríos mediterráneos bajos poco mineralizados con Ríos mediterráneos calcáreos y Ríos cantabro-atlánticos calcáreos), aunque las diferencias entre ellos fueron significativas (p=0.001).

Tabla 22. Valores del estadístico "R" del análisis de similaridades ANOSIM. Todos los grupos presentaron diferencias significativas en cuanto a las comunidades de macrófitos (p=0.001).

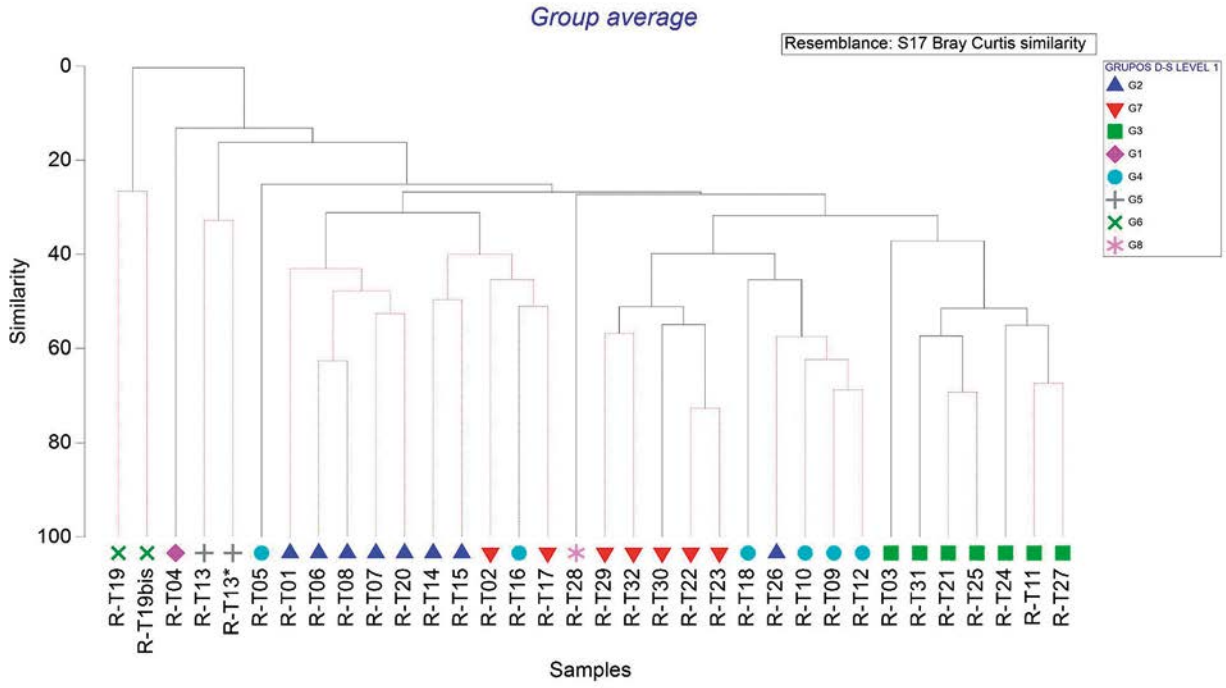
	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7
G2	0,63						
G3	0,63	0,41					
G4	0,67	0,17	0,48				
G5	0,51	0,52	0,74	0,57			
G6	0,75	0,96	0,94	0,97	0,64		
G7	0,77	0,18	0,20	0,29	0,67	0,98	
G8	0,64	0,27	0,36	0,61	0,35	0,98	0,62

Agrupación alternativa con software primer v.6

Para el caso de macrófitos, se ha realizado una clasificación alternativa de las comunidades con el programa PRIMER v.6. Para ello, se realizó previamente una agregación de las especies presentes en cada tipo nacional de río, obteniendo una matriz (tipos de ríos * especies), con los valores medios de abundancia de las especies presentes en cada tipo. Sobre los datos de abundancia transformados con *arcsen(square root)*, se calculó una matriz de similaridades entre los tipos de ríos (*Bray-Curtis similarity index*), y a partir de ella se realizó una clasificación *CLUSTER* por el método de agrupación *Group Average* (Figura 59)

La clasificación obtenida con Dorman-Strauss Level 1 con R software es muy similar a la obtenida con el software PRIMER, lo que indica cierta consistencia en la correspondencia entre las comunidades de macrófitos y la agrupación en 8 tipos.

Figura 59. Clasificación-cluster de tipos de ríos realizada con software Primer v.7, indicando la correspondencia con la agrupación obtenida mediante R software por el método Dormann-Strauss (Level 1). Los nodos que crean grupos con una similaridad estadísticamente significativa (p<0.05) se destacan con líneas rojas (Simproof analysis).



Una comparación de las dos clasificaciones con más detalle, nos permite realizar los siguientes comentarios:

- Los R-T02 (Ríos de la depresión del Guadalquivir) y R-T17 (Grandes ejes en ambiente mediterráneo; Guadiana en Valdecalzada y Júcar en Gavarda), incluidos en el Grupo 7 Dormann-Strauss (Ríos cántabro-atlánticos calcáreos), parecen no encajar bien en este grupo en cuanto a comunidades de macrófitos, ya que se separan del grupo compacto de ríos cántabro-atlánticos, geográficamente muy distantes, así como ambientalmente diferentes.

- R-T26 (Ríos de montaña húmeda calcárea) no parece encajar bien en el Grupo 2 de Ríos mediterráneos bajos poco mineralizados, sino en el G4 de Ríos mediterráneos calcáreos.

- R-T5 (Ríos manchegos) y R-T16 (Ejes mediterráneos continentales mineralizados), aparecen alejados del resto del Grupo 4 (Ríos mediterráneos calcáreos). El tipo R-T05 (Ríos manchegos) podría constituir un grupo independiente del resto de grupos.

A continuación, se presentan las especies características de los siguientes niveles de agrupación inferiores: nivel 2 (subgrupos dentro del nivel 1) y nivel 3 (subgrupos dentro del nivel 2). Estos subgrupos del nivel 1, presentan un nivel jerárquico inferior al nivel 1, presentando una mayor similaridad; sería equivalente a un dendrograma cluster donde existe una jerarquía de tipos anidados (Figura 59).

Dormann-Strauss nivel 2

R-T01

Coleochaete	(stat 0.62; p.value 0.005**)
Ranunculus.penicillatus	(stat 0.61; p.value 0.005**
Callitriche.lusitanica	(stat 0.60; p.value 0.005**)
Spirogyra	(stat 0.57; p.value 0.005**)
Fossombronia.foveolata	(stat 0.41; p.value 0.005**)
Fissidens.fontanus	(stat 0.38; p.value 0.010**)
Physcomitrium.pyriforme	(stat 0.37; p.value 0.010**)

R-T02

Gongrosira	(stat 0.59; p.value 0.005**)
Cladophora	(stat 0.55; p.value 0.005**)
Vaucheria	(stat 0.51; p.value 0.020*)
Chara galioides	(stat 0.38; p.value 0.030*)
Callitriche regis jubae	(stat 0.37; p.value 0.020*)

R-T03 + R-T21 + R-T31

Hyocomium.armoricum	(stat 0.60; p.value 0.005**)
Scapania.undulata	(stat 0.59; p.value 0.005**)
Fissidens.polyphyllus	(stat 0.51; p.value 0.005**)
Batrachospermum	(stat 0.49; p.value 0.025*)
Pellia.epiphylla	(stat 0.47; p.value 0.010**)
Polytrichum.commune	(stat 0.42; p.value 0.005**)
Sphagnum	(stat 0.36; p.value 0.035*)

R-T07 + R-T06

Fontinalis.hypnoides	(stat 0.50; p.value 0.005**)
Oedogonium	(stat 0.50; p.value 0.040*)
Scorpiurium.deflexifolium	(stat 0.48; p.value 0.005**)
Leptodictyum.riparium	(stat 0.41; p.value 0.025*)
Lunularia.cruciata	(stat 0.40; p.value 0.040*)
Bryum.gemmiparum	(stat 0.34; p.value 0.015*)
Chara.imperfecta	(stat 0.30; p.value 0.045*)

R-T08 + R-T20 + R-T14

Paralemanea	(stat 0.40; p.value 0.015*)

R-T09 + R-T16

Fissidens.crassipes	(stat 0.45; p.value 0.05*)
Barbula.bolleana	(stat 0.43; p.value 0.01**)

R-T11 + R-T27 + R-T24

Chamaesiphon	(stat 0.49; p.value 0.015*)
Verrucariaceae	(stat 0.39; p.value 0.050*)
Brachythecium.rivulare	(stat 0.33; p.value 0.050*)

R-T12

Rivularia	(stat 0.50; p.value 0.005**)
Palustriella.falcata	(stat 0.46; p.value 0.005**)
Didymodon.tophaceus	(stat 0.45; p.value 0.005**)
Palustriella.commutata	(stat 0.38; p.value 0.030*)

R-T13

Homoeothrix	(stat 0.35; p.value 0.03*)

R-T13*

Ulva	(stat 0.71; p.value 0.005**)
Rhizoclonium	(stat 0.70; p.value 0.005**)
Entophysalis	(stat 0.40; p.value 0.010**)
Isactis	(stat 0.3; p.value 0.050*)

R-T15 + R-T26

Fontinalis.antipyretica	(stat 0.38; p.value 0.015*)
Ceratophyllum.demersum	(start 0.31; p.value 0.050*)

R-T22 + R-T23

Heribaudiella.fluviatilis	(stat 0.69; p.value 0.005**)
Thamnobryum.alopecurum	(stat 0.55; p.value 0.005**)
Fissidens.grandifrons	(stat 0.47; p.value 0.005**)
Dichodontium.pellucidum	(stat 0.46; p.value 0.005**)
Hygroamblystegium.varium	(stat 0.44; p.value 0.010**)

Rhynchostegium.riparioides (stat 0.41; p.value 0.010**)
Pellia.endiviifolia (stat 0.41; p.value 0.040*)
Rhizomnium.punctatum (stat 0.41; p.value 0.015*)
Plagiomnium.ellipticum (stat 0.37; p.value 0.005**)
Hyophila.involuta (stat 0.30; p.value 0.030*)

R-T25

Fontinalis.squamosa (stat 0.40; p.value 0.02*)

R-T30

Chiloscyphus.polyanthos (stat 0.67; p.value 0.005**)
Conocephalum.conicum (stat 0.54; p.value 0.005**)
Fissidens.rivularis (stat 0. 48; p.value 0.010**)
Hassallia (stat 0.48; p.value 0.010**)
Dumortiera.hirsuta (stat 0.44; p.value 0.010**)
Ralfsiaceae (stat 0.32; p.value 0.045*)

R-T32 + R-T29 + R-T17

Hygrohypnum.luridum (stat 0.47, p.value 0.015*)
Plectonema (stat 0.28; p.value 0.020*)

Dormann-Strauss nivel 3

R-T09

Palustriella.commutata (stat 0.51; p.value 0.010**)
Fontinalis.hypnoides (stat 0.39, p.value 0.045*)
Zannichellia (sta 0.35; p.value 0.035)

R-T10

Batrachospermum (stat 0.67, p.value 0.005**)
Fissidens.crassipes (stat 0.55; p.value 0.010**)
Cinclidotus.aquaticus (stat 0.52; p.value 0.005**)
Chara.vulgaris (stat 0.48; p.value 0.015*)
Oscillatoria (stat 0.46; p.value 0.005**)
Chaetophora.lobata (stat 0.45; p.value 0.015*)
Eucladium.verticillatum (stat 0.39; p.value 0.045*)
Tribonema (stat 0.38; p.value 0.020*)

R-T11

Lemanea	(stat 0.51; p.value 0.010**)
Coleodesmium.wrangelii	(stat 0.32; p.value 0.045*)

R-T15

Ranunculus.penicillatus	(stat 0.76; p.value 0.005**)
Myriophyllum.spicatum	(stat 0.70; p.value 0.005**)
Ceratophyllum.demersum	(stat 0.67; p.value 0.005**)
Hildenbrandia.rivularis	(stat 0.59; p.value 0.010**)
Potamogeton.crispus	(stat 0.52; p.value 0.005**)
Spirodela.polyrrhiza	(stat 0.52; p.value 0.005**)
Lemna.gibba	(stat 0.48; p.value 0.005**)
Myriophyllum.alterniflorum	(stat 0.41; p.value 0.005**)
Heteroleibleinia	(stat 0.41; p.value 0.025*)
Tapinothrix	(stat 0.39; p.value 0.035*)
Ranunculus.peltatus	(stat 0.36; p.value 0.010**)
Tetrasporidium.javanicum	(stat 0.36; p.value 0.005**)
Fissidens.fontanus	(stat 0.35; p.value 0.010**)
Palmellopsis.gelatinosa	(stat 0.33; p.value 0.015*)
Potamogeton.nodosus	(stat 0.33; p.value 0.025*)
Potamogeton.lucens	(stat 0.31; p.value 0.020*)

R-T16

Potamogeton.pectinatus	(stat 0.71; p.value 0.005**)
Didymodon.tophaceus	(stat 0.67; p.value 0.005**)
Groenlandia.densa	(stat 0.65; p.value 0.005**)
Schizothrix	(stat 0.59; p.value 0.005**)
Cladophora	(stat 0.59; p.value 0.005**)
Barbula.bolleana	(stat 0.52; p.value 0.010**)
Spirogyra	(stat 0.49; p.value 0.040*)
Jungermannia.atrovirens	(stat 0.31; p.value 0.035*)

R-T18 + R-T05

Nostoc	(stat 0.49; p.value 0.035*)

R-T22

Dumortiera.hirsuta	(stat 0.54; p.value 0.005**)
Rhizomnium.punctatum	(stat 0.53; p.value 0.010**)
Conocephalum.conicum	(stat 0.52; p.value 0.005**)
Thamnobryum.alopecurum	(stat 0.48; p.value 0.005**)
Pellia.endiviifolia	(stat 0.48; p.value 0.005**)
Scytonema	(stat 0.37; p.value 0.045*)
Trichocolea.tomentella	(stat 0.31; p.value 0.050*)

R-T23

Dichodontium.pellucidum	(stat 0.69; p.value 0.005**)
Heribaudiella.fluviatilis	(stat 0.65; p.value 0.005**)
Hygroamblystegium.varium	(stat 0.58; p.value 0.005**)
Lunularia.cruciata	(stat 0.48; p.value 0.005**)
Fissidens.rivularis	(stat 0.47; p.value 0.005**)
Chiloscyphus.polyanthos	(stat 0.46; p.value 0.035*)
Plectonema	(stat 0.45; p.value 0.005**)
Rhynchostegium.riparioides	(stat 0.42; p.value 0.045*)
Hyophila.involuta	(stat 0.39; p.value 0.005**)
Plagiomnium.ellipticum	(stat 0.32; p.value 0.035*)

R-T24

Scapania.undulata	(stat 0.70; p.value 0.005**)
Chamaesiphon	(stat 0.60; p.value 0.005**)
Verrucariaceae	(stat 0.57, p.value 0.015*)
Fontinalis.squamosa	(stat 0.56, p.value 0.005**)
Hassallia	(stat 0.45; p.value 0.010**)
Callitriche.lusitanica	(stat 0.43; p.value 0.020*)
Hygrohypnum.luridum	(stat 0.43; p.value 0.030*)
Fissidens.jansenii	(stat 0.42; p.value 0.010**)
Fissidens.polyphyllus	(stat 0.41; p.value 0.005**)
Rhynchostegium.alopecuroides	(stat 0.40, p.value 0.030*)
Tetraspora.lubrica	(stat 0.40, p.value 0.005**)
Riccardia.chamaedryfolia	(stat 0.39; p.value 0.020*)
Pellia.epiphylla	(stat 0.39; p.value 0.045*)

R-T26

Rivularia	(stat 0.48; p.value 0.02*)
Bulbochaete	(stat 0.29; p.value 0.05*)

R-T27

Hydrurus.foetidus	(stat 0.47; p.value 0.005**)
Racomitrium.aciculare	(stat 0.36; p.value 0.040*)

Conclusiones en relación a los macrófitos

1. La mayoría de tipos de ríos presentaron especies de macrófitos características, aunque hubo un gran número de tipos que no (R-T08, R-T09, R-T10, R-T11, R-T13, R-T18, R-T19bis, R-T21, R-T25, R-T26, R-T27, R-T29).
2. A nivel global, los tipos de ríos presentaron diferencias significativas en cuanto al al elemento de calidad biológica macrófitos (R ANOSIM=0.45, p=0.001). Sin embargo, el análisis por pares revela que hay pares de tipos de ríos que no se diferencian significativamente (p>0.05) en cuanto a la comunidad de macrófitos
3. Los siguientes tipos de ríos presentaron sitios con una similaridad muy baja en las comunidades de macrófitos, por lo que no tendrían sentido en base a macrófitos.
   - R-T04 Ríos mineralizados de la Meseta Norte (8,0%)
   - R-T18 Ríos costeros mediterráneos (11,5%)
   - R-T13 Ríos mediterráneos muy mineralizados (12,8%)
   - R-T03 Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte (13,2%)
4. El análisis de la similaridad por pares de tipos de ríos permitió detectar los tipos que presentaron mayor similaridad en cuanto a la comunidad de macrófitos, y, por tanto, susceptibles de agruparse, destacando la alta similaridad entre los tipos de ríos cántabro-atlánticos R-T22, R-T23, R-T29 y R-T32.
5. La clasificación de las muestras (todas las fechas y sitios) generó hasta 50 tipos de comunidades. En general hubo bastante heterogeneidad temporal, con la mayoría de los sitios de muestreo mostrando diferentes comunidades según el año de muestreo, si bien es cierto que suelen ser colores de tonos parecidos, lo que sugiere que las comunidades son relativamente similares en su composición. En general, la heterogeneidad temporal no permite diferenciar comunidades claras en el espacio, aunque parece haber comunidades diferenciadas en el NW (Galicia), Duero y cornisa Cantábrica, y Sistema Ibérico, separados de algunas en la mitad sureste de España.
6. En términos de abundancia relativa, los taxones más abundantes fueron Rhynchostegium riparioides (10.45%), Cladophora (9.24%), Spirogyra (5.45%), Phormidium (3.70%) y Chamaesiphon (3.22%); mientras que las especies más frecuentes, en términos de porcentaje total de muestras en las que se encontraron, fueron Phormidium, Rhynchostegium riparioides (59.43%), Cladophora (56.44%), Pellia endiviifolia (45.59%), Spirogyra (41.98%) y Nostoc (32.38%).
7. La correspondencia entre los grupos de comunidades resultantes del análisis de agrupamiento (clúster) y los tipos fluviales establecidos en los ríos españoles mostró que hay más comunidades que tipos, y por ello se encuentran muchas correspondencias cruzadas (cada tipo se relaciona con múltiples

comunidades). Aún así en este caso la concordancia entre comunidades y tipos fue mayor que en el caso de las diatomeas y hubo varios tipos que parecieron tener una comunidad claramente diferenciada. Entre ellas se encuentran: RT04 (Ríos mineralizados de la meseta norte), RT13-RT13* (Ríos mediterráneos muy mineralizados), RT17 (Grandes ejes en ambiente mediterráneo), RT19 (Río Tinto), RT19bis (Río Odiel).

8. El análisis de clasificación Dormann-Strauss agrupó los 32 tipos de ríos nacionales en 8 en base a la similaridad de las comunidades de macrófitos.

GRUPO 1. Arroyos mineralizados del tramo medio del Duero

RT-04 Ríos mineralizados de la Meseta Norte

GRUPO 2. Ríos mediterráneos bajos poco mineralizados

R-T01 Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana

R-T07 Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud

R-T08 Ríos de baja montaña mediterránea silícea

R-T14 Ejes mediterráneos de baja altitud

R-T15 Ejes mediterráneos-continentales poco mineralizados

R-T20 Ríos de serranías béticas húmedas

R-T26 Ríos de montaña húmeda calcárea

GRUPO 3. Ríos silíceos del norte

R-T03 Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte

R-T11 Ríos de montaña mediterránea silícea

R-T21 Ríos cántabro-atlánticos silíceos

R-T24 Gargantas de Gredos-Béjar

R-T25 Ríos de montaña húmeda silícea

R-T27 Ríos de alta montaña

R-T31 Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos

GRUPO 4. Ríos mediterráneos calcáreos

R-T05 Ríos manchegos

R-T09 Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea

R-T10 Ríos mediterráneos con influencia cárstica

R-T12 Ríos de montaña mediterránea calcárea

R-T16 Ejes mediterráneos continentales mineralizados

R-T18 Ríos costeros mediterráneos

GRUPO 5. Ríos salinos

R-T13 Ríos mediterráneos muy mineralizados

R-T13* Ríos salinos

GRUPO 6. Ríos de aguas ricas en metales pesados, ácidos

R-T19 Río Tinto

R-T19bis Río Odiel

GRUPO 7. Ríos cantabro-atlánticos calcáreos

R-T02 Ríos de la depresión del Guadalquivir*

R-T17 Grandes ejes en ambiente mediterráneo*

R-T22 Ríos cántabro-atlánticos calcáreos

R-T23 Ríos vasco-pirenaicos

R-T29 Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos

R-T30 Ríos costeros cántabro-atlánticos

R-T32 Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos

GRUPO 8. Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos

R-T28 Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos

9. Se realizó una segunda clasificación de los 32 tipos de ríos en base a las comunidades de macrófitos (CLUSTER, software Primer). Aunque los resultados de las dos agrupaciones (Dormann-Strauss vs. Cluster Primer) fueron muy parecidos, se podrían hacer los siguientes comentarios:
   - RT02 (Ríos de la depresión del Guadalquivir) y RT17 (Grandes ejes en ambiente mediterráneo; Guadiana en Valdecalzada y Júcar en Gavarda), incluidos en el Grupo 7 Dormann-Strauss (Ríos cántabro-atlánticos calcáreos), parecen no encajar bien en este grupo en cuanto a comunidades de macrófitos, ya que se separan del grupo compacto de ríos cántabro-atlánticos, geográficamente muy distantes, así como ambientalmente diferentes.
   - RT26 (Ríos de montaña húmeda calcárea) no parece encajar bien en el Grupo 2 de Ríos mediterráneos bajos poco mineralizados, sino en el Grupo 4 de Ríos mediterráneos calcáreos.
   - RT5 (Ríos manchegos) y RT16 (Ejes mediterráneos continentales mineralizados), aparecen alejados del resto del Grupo 4 (Ríos mediterráneos calcáreos). El tipo RT05 (Ríos manchegos), incluido también en el Grupo 4, podría constituir un grupo independiente del resto de grupos.

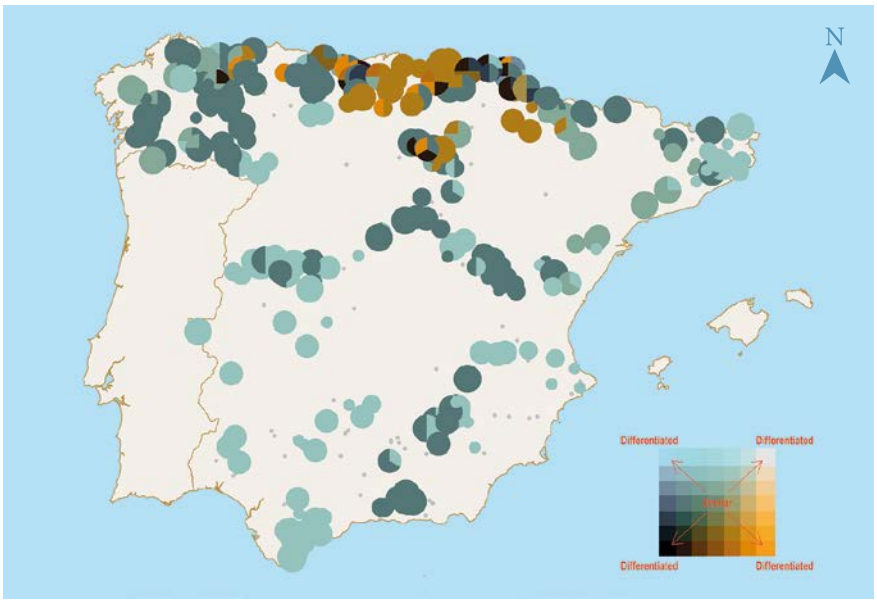
6.6.4. Fauna Ictiológica

Para este análisis se decidió eliminar de la matriz de datos inicial las especies introducidas. Esto se hizo para evitar la influencia de estas especies en el resultado, ya que no deberían estar presentes de forma natural o en condiciones de referencia y, por tanto, no deberían considerarse características descriptivas de los tipos de masa de agua.

Siguiendo el mismo método aplicado para el resto de elementos de calidad biológicos, se obtuvo una matriz de abundancias transformadas (transformación de Hellinger), sobre la que se calculó una matriz de distancias euclídeas. A partir de esta matriz, se construyó una red no direccionada de la que se eliminaron las conexiones menos consistentes para determinar la agrupación de las comunidades mediante un análisis de agrupamiento con la función "cluster infomap" de R (Rosvall and Bergstrom 2008). Como resultado de este proceso se obtuvieron 22 comunidades diferentes.

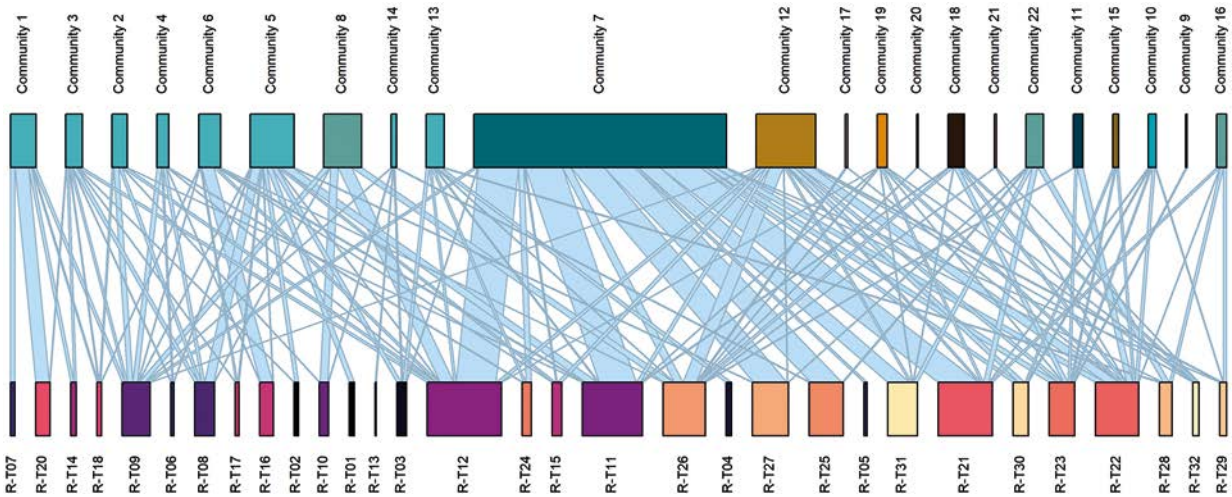
Cuando se representan estos agrupamientos de comunidades en el espacio (mapa de la península ibérica), se observa la disposición de las comunidades de uno u otro grupo según el año de muestreo, que se representa con colores dentro de cada círculo (Figura 60). En algunos puntos se observa gran diferencia (colores contrastados) entre periodos de muestreo, principalmente en la costa norte, pero en la mayoría de estaciones de muestreo las diferencias son mínimas. Esto indica una cierta homogeneidad entre campañas.

Figura 60. Comunidades de peces y su distribución en el espacio de la red fluvial muestreada. Los colores muestran las comunidades en cada uno de los puntos según el análisis anterior. En algunos puntos se observa gran diferencia (colores contrastados) según el periodo de muestreo, mientras que en la mayor parte las diferencias son menores, lo que indica una cierta homogeneidad entre campañas.



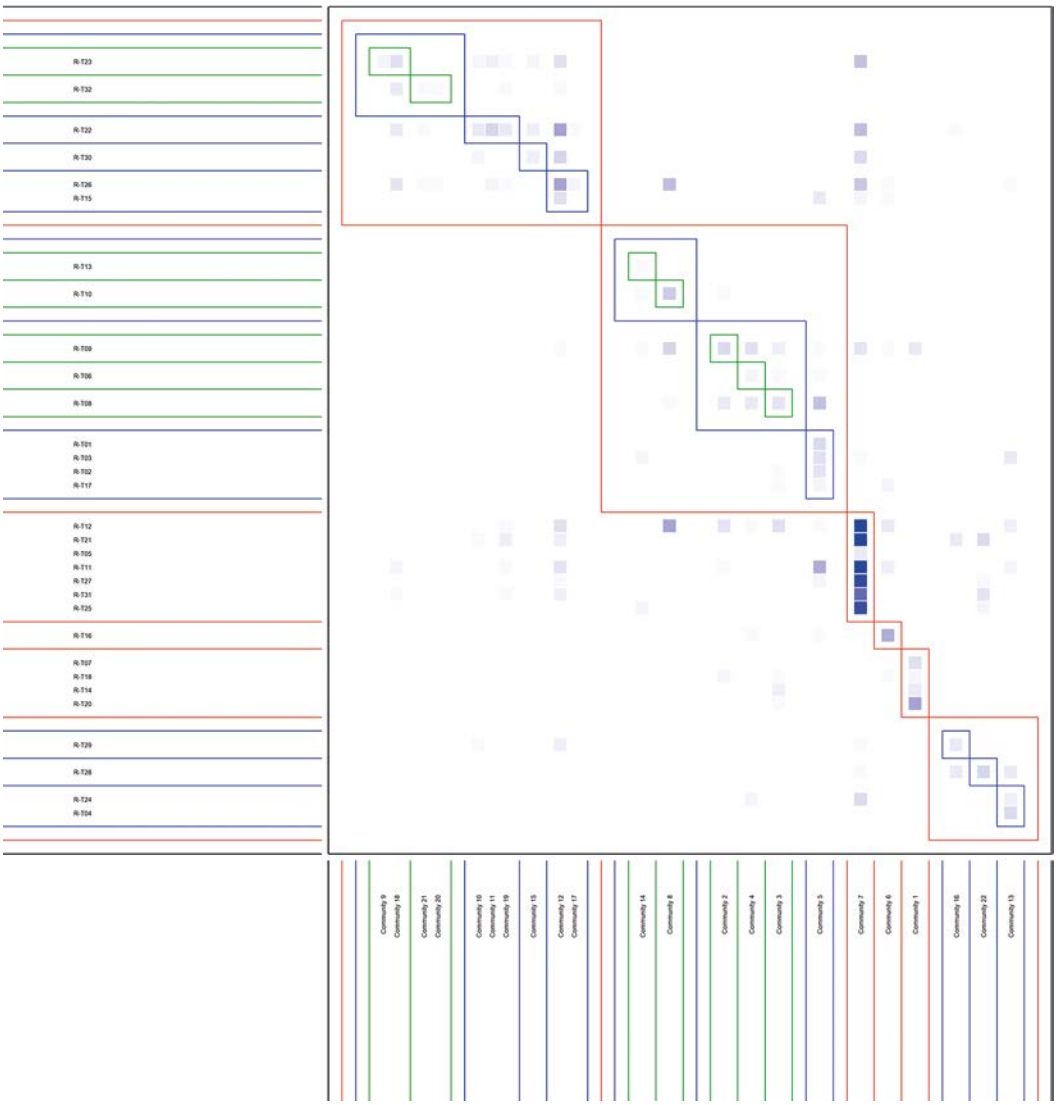
En el caso de los peces, la correspondencia entre los grupos de comunidades resultantes del análisis de agrupamiento (clúster) y los tipos de masas de agua fluviales establecidos en los ríos españoles, mostró que hay más tipos (31 ya que no se muestrean R-T19 ni R-T19bis) que comunidades (22). Como se muestra en la Figura 61, se encontraron muchas correspondencias cruzadas ya que cada tipo de masa de agua se relacionó con múltiples comunidades y viceversa.

Figura 61. Gráfico bipartito de la relación cuantitativa entre las comunidades de peces y la tipología fluvial.



Otra manera de visualizar esta correspondencia es mediante un gráfico bipartito en donde se representa la concordancia entre comunidades y tipos (a mayor intensidad de color, mayor concordancia; o colores más oscuros, interacciones más evidentes). En la Figura 62 se observa la correspondencia entre tipos fluviales y comunidades de peces, siguiendo el algoritmo propuesto por Dormann and Strauss (2014). Esta opción encierra en cuadrados/rectángulos de distintos colores, módulos anidados de agrupaciones de tipos que corresponden a comunidades específicas. Se observan distintos niveles de diferenciación, que corresponden a los colores rojo, azul y verde, y que indican distintos grados de complejidad en la agrupación. El primer nivel (color rojo) es el más simple y diferencia 6 agrupaciones compuestas por entre 1 y 9 tipos cada una. El segundo nivel (color azul) incluye 10 subagrupaciones dentro de los grupos del nivel anterior. Finalmente, el color verde conformaría la última subdivisión, en la que se añaden 7 grupos y como resultado, la mayoría de tipos irían por separado en este último nivel (nivel 3). También se observa que muchos de los puntos de muestreo tienen comunidades que no corresponden con los tipos más habituales (puntos cuadrados azules fuera de los rectángulos) como se ha visto en el análisis anterior.

Figura 62. Correspondencia entre tipos fluviales y comunidades de peces, usando el algoritmo Dormann-Strauss (2014). Se observan distintos niveles de diferenciación. El primer nivel (A, color rojo) diferencia 6 agrupaciones. El segundo nivel (B, color azul) muestra subgrupos dentro de cada división del nivel A y en el tercer nivel (color verde) encontramos sub-agrupaciones dentro del nivel B.



Así, los tipos se asocian de la siguiente manera de acuerdo con la primera agrupación (nivel 1; rojo):

1. T23, T32, T22, T30, T26 y T15
2. T13, T10, T09, T06, T08, T01, T03, T02 y T17
3. T12, T21, T05, T11, T27, T31 y T25
4. T16
5. T07, T18, T14 y T20
6. T29, T28, T24 y T04

La segunda agrupación (nivel 2; azul) proporciona las siguientes asociaciones:

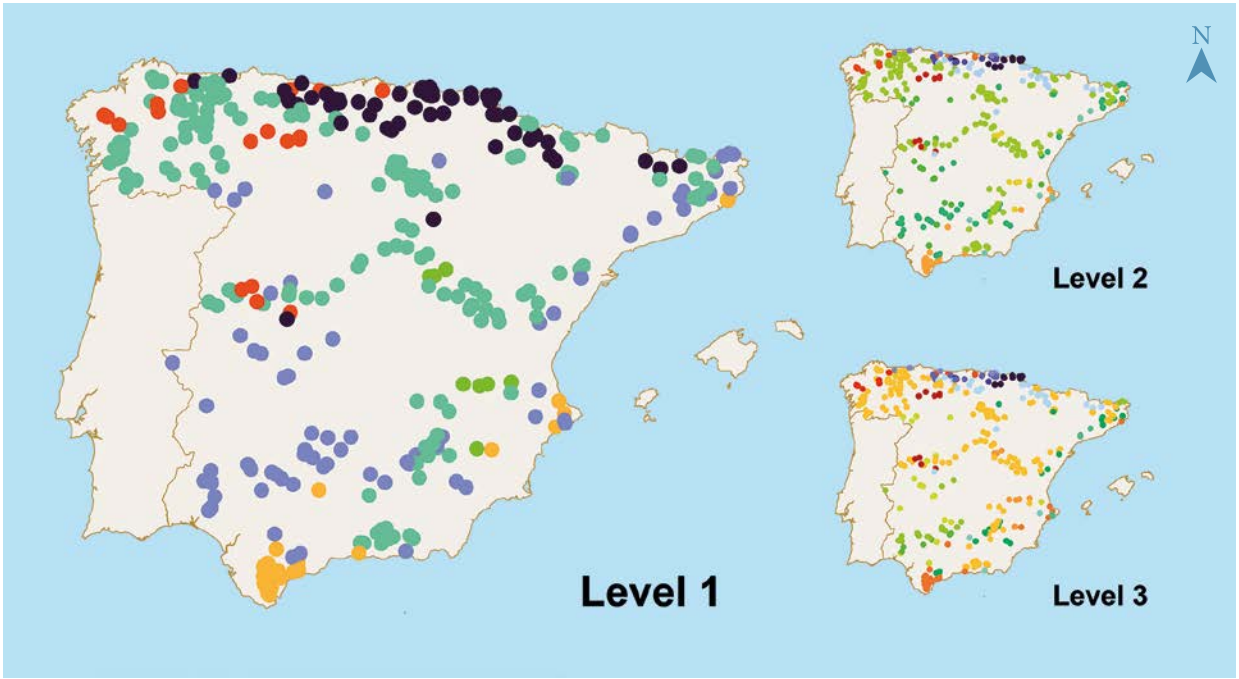
1. T02, T03, T01 y T17
2. T09, T08 y T06
3. T10 y T13
4. T23 y T32
5. T24 y T04
6. T26 y T15
7. T28
8. T29
9. T22
10. T30

El último nivel de asociación (nivel 3; verde) no hace ninguna agrupación entre tipos, sino que separa tipos independientes, resultando:

1. T10
2. T13
3. T32
4. T23
5. T09
6. T06
7. T08

La distribución de estos grupos de tipos en la península ibérica se observa en el mapa de la Figura 63.

Figura 63 . Distribución en el mapa de las correspondencias entre tipos fluviales y comunidades de peces siguiendo Dormann-Strauss (2014).



IndVal

El análisis de especies características (IndVal) (Dufrêne and Legendre 1997) permite determinar si hay taxones significativamente asociados a ciertos grupos de muestreos. Cuanto mayor es el valor del estadístico IndVal ("stat") mayor es la asociación con el grupo, siendo máximo cuando todos los individuos de un taxón se encuentran en un solo grupo de sitios y cuando el taxón se encuentra en todos los sitios de ese grupo (es un descriptor simétrico). A fin de encontrar qué taxones eran característicos de cada uno de los grupos resultantes del análisis de agrupaciones, se realizaron varios análisis IndVal que se presentan a continuación:

IndVal para Tipos de río

Un primer análisis de IndVal para cada uno de los tipos de río definidos en el BOE mostró que 15 de los tipos no registraron especies singulares para la ictiofauna. Son los que se indican a continuación:

R-T5. Ríos manchegos

R-T7. Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud

R-T8. Ríos de baja montaña mediterránea silícea

R-T9. Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea

R-T11. Ríos de montaña mediterránea silícea

R-T12. Ríos de montaña mediterránea calcárea

R-T21. Ríos cántabro-atlánticos silíceos

R-T22. Ríos cántabro-atlánticos calcáreos

R-T23. Ríos vasco-pirenaicos

R-T24. Gargantas de Gredos-Béjar

R-T25. Ríos de montaña húmeda silícea

R-T26. Ríos de montaña húmeda calcárea

R-T27. Ríos de alta montaña

R-T30. Ríos costeros cántabro-atlánticos

R-T31. Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos

La ausencia de especies características para estos tipos de sistemas fluviales sugiere que mantienen comunidades que se hallan asimismo en otros tipos, sin especies singulares o características. Esta observación plantea dudas sobre la consistencia de estos tipos, al menos por lo que se refiere a las comunidades de peces. Es posible que estos tipos muestren características distintas respecto a físico-química u otros grupos taxonómicos.

A continuación, se describen los taxones característicos, es decir, significativamente asociados a alguno de los tipos fluviales definidos en el BOE:

R-T1. Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana

Squalius sp. - Calandino dorado (stat: 0.655; p.value: 0.005 **)

R-T2. Ríos de la depresión del Guadalquivir

Cobitis paludica – Colmilleja (stat:0.551; p.value: 0.02 *)

R-T3. Ríos de penillanuras silíceas de la Meseta Norte

Squalius carolitertii - Bordallo (stat: 0.459; p.value: 0.035 *)

R-T4. Ríos mineralizados de la Meseta Norte

*Achondrostoma arcasi*i - Bermejuela (stat:0.553; p.value: 0.025 *)

R-T6. Ríos silíceos del piedemonte de Sierra Morena

Squalius pyrenaicus – Cacho (stat: 0.551; p.value: 0.025 *)

Iberochondrostoma lemmingii – Pardilla (stat:0.438; p.value: 0.030 *)

R-T10. Ríos mediterráneos con influencia cárstica

Barbus haasi – Barbo colirrojo (stat: 0.680; p.value: 0.01 **)

Squalius laietanus – Bagra (stat: 0.564; p.value: 0.01 **)

R-T13. Ríos mediterráneos muy mineralizados

Squalius valentinus – Cacho o cachuelo valenciano (stat:0.721; p.value: 0.01 **)

R-T14. Ejes mediterráneos de baja altitud

Luciobarbus sclateri – Barbo gitano (stat:0.658; p.value: 0.015 *)

Chelon labrosus – Corcón (stat:0.535; p.value: 0.010 **)

R-T15. Ejes mediterráneos-continentales poco mineralizados

Parachondrostoma miegii – Madrilla (stat:0.528; p.value: 0.02 *)

Luciobarbus bocagei – Barbo común (stat:0.442; p.value: 0.03 *)

R-T16. Ejes mediterráneos continentales mineralizados

Gobio lozanoi – Gobio (stat:0.828; p.value: 0.005 **)

L*uciobarbus guiraonis* – Barbo mediterráneo (stat:0.475; p.value: 0.020 *)

R-T17. Grandes ejes en ambiente mediterráneo

Luciobarbus comizo – Barbo comizo (stat:0.764; p.value: 0.005 **)

L*uciobarbus microcephalus* – Barbo cabecicorto (stat:0.632; p.value: 0.005 **)

R-T18. Ríos costeros mediterráneos

Salariopsis (=Salaria) *fluviatilis* – Pez fraile (stat:0.628; p.value: 0.015 *)

R-T20. Ríos de serranías béticas húmedas

Squalius malacitanus – Cacho malagueño (stat:0.600; p.value: 0.025 *)

Pseudochondrostoma willkommii – Boga meridional (stat:0.499; p.value: 0.030 *)

R-T28. Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos

Pseudochondrostoma duriense – Boga del Duero (stat:0.819; p.value: 0.01 **)

Gasterosteus aculeatus – Espinoso (stat:0.440; p.value: 0.05 *)

R-T29. Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos

Salmo salar – Salmón (stat: 0.638; p.value:.025 *)

Anguilla anguilla – Anguila (stat:0.588; p.value: 0.025 *)

R-T32. Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos

Salmo trutta – Trucha común (stat:0.404; p.value: 0.005 **)

Cabe destacar que la distribución de la ictiofauna ibérica viene muy determinada por el aislamiento de las diferentes cuencas hidrográficas y su proximidad geográfica, que en algunos momentos históricos permitió la migración de especies entre cuencas, por captura de cuencas. Así a menudo distintas especies de barbos, bogas o cachos son autóctonos de unas pocas cuencas ibéricas. En cambio, la tipología de los ríos españoles se creó, siguiendo la directiva marco del agua, a partir de otros parámetros ambientales, sin tener en cuenta necesariamente la conectividad fluvial o las comunidades de peces. A consecuencia de ello, algunos de los resultados aquí presentados se vuelven incoherentes. Por ejemplo, la asignación de la especie *Luciobarbus guiraonis* al Tipo R-T16 nos podría dar a entender que esta especie se encuentra habitualmente en ríos de las cuencas del Duero, Tajo o Guadalquivir que pertenecen a este tipo. Esto no es así, ya que *L. guiraonis* es exclusivo de las cuencas mediterráneas entre el Ebro y el Vinalopó, con cierta presencia puntual en algunos ríos del alto Guadiana (Ignacio Doadrio *et al.* 2011). Además, algunas especies como la anguila o la trucha no son realmente características de unos pocos tipos (como sugiere el análisis IndVal) si no que se encuentran en la mayoría de cuencas y en muchos tipos. Algo similar ocurre con la colmilleja o el espinoso, que se encuentran en muchas cuencas y tipos. Además, los índices de peces se basan en métricas (y no especies) y ya se adaptan a los tipos existentes o usan su propia tipología. Así pues, estos resultados, aun siendo estadísticamente válidos con respecto a los datos recopilados, presentan muchas limitaciones a nivel interpretativo para la ictiofauna y habría que usarlos con mucha cautela.

IndVal para agrupaciones de tipos según el nivel 1 de Dormann-Strauss

Se repitió el análisis IndVal con las agrupaciones de tipos de nivel 1 resultantes de la aplicación del método de Dormann and Strauss (2014). Uno de los grupos obtenidos no resultó asociado significativamente a ningún taxón específico. Se trata del grupo formado por los tipos T12, T21, T05, T11, T27, T31 y T25. El resto de grupos y sus taxones asociados se presentan a continuación.

R-T23, R-T32, R-T22, R-T30, R-T26 y R-T15

Phoxinus bigerri - Piscardo (stat:0.653; p.value: 0.005 **)

Salmo trutta - Trucha común (stat:0.641; p.value: 0.005 **)

Barbatula quignardi – Lobo de río (stat:0.435; p.value: 0.005 **)

R-T13, R-T10, R-T09, R-T06, R-T08, R-T01, R-T03, R-T02 y R-T17

Squalius alburnoides – Calandino (stat:0.523; p.value: 0.005 **)

Cobitis paludica – Colmilleja (stat:0.402 0.005 **

Iberochondrostoma lemmingii – Pardilla (stat:0.327; p.value: 0.005 **)

Squalius pyrenaicus – Cacho (stat:0.320; p.value: 0.025 *)

Barbus meridionalis – Barbo de montaña (stat:0.283; p.value: 0.010 **)

Squalius laietanus – Bagra (stat:0.232; p.value: 0.020 *)

R-T16

Gobio lozanoi – Gobio (stat:0.975; p.value: 0.005 **)

Luciobarbus guiraonis – Barbo mediterráneo (stat:0.624; p.value: 0.005 **)

R-T07, R-T18, R-T14 y R-T20

Squalius malacitanus - Cachuelo de Málaga (stat:0.892; p.value: 0.005 **)

Luciobarbus sclateri - Barbo gitano (stat:0.805; p.value: 0.005 **)

Pseudochondrostoma willkommii – Boga meridional (stat:0.765; p.value: 0.005 **)

Salariopsis fluviatilis – Pez fraile (stat: 0.307; p.value: 0.015 *)

Chelon labrosus – Corcón (stat:0.229; p.value: 0.035 *)

R-T29, R-T28, R-T24 y R-T04

Pseudochondrostoma duriense – Boga del Duero (stat:0.555; p.value: 0.005 **)

Achondrostoma arcasii – Bermejuela (stat:0.534; p.value: 0.005 **)

Salmo salar – Salmo salar (stat:0.452; p.value: 0.005 **)

Anguilla anguilla – Anguila (stat:0.382; p.value: 0.010 **)

Gasterosteus aculeatus – Espinoso (stat:0.290; p.value: 0.010 **)

Una vez más hay que remarcar que no existe en general una equivalencia robusta entre la distribución geográfica de las especies piscícolas y la división por tipos de río. Esto conlleva que algunos de los grupos de tipos obtenidos, aunque estadísticamente significativos, presenten problemas a nivel interpretativo. Por ejemplo, encontramos especies cuyas distribuciones reales no se solapan consideradas descriptoras del mismo grupo de tipos. Es el caso del segundo grupo (R-T13, R-T10, R-T09, R-T06, R-T08, R-T01, R-T03, R-T02 y R-T17), donde aparecen Barbus meridionalis y Squalius laietanus, dos especies exclusivas del nordeste peninsular, compartiendo grupo con especies típicas de la zona sudoeste (Squalius alburnoides, Cobitis paludica, Iberochondrostoma lemmingii y Squalius pyrenaicus).

IndVal para agrupaciones de tipos según el nivel 2 de Dormann-Strauss

El análisis IndVal para el nivel 2 de agrupación de tipos no asoció ninguna especie descriptora a los tipos R-T22 y R-T30. Para el resto de agrupaciones proporcionó los siguientes resultados:

R-T02, R-T03, R-T01 y R-T17

Squalius alburnoides - Calandino (stat: 0.545; p.value: 0.005 **)

Cobitis paludica - Colmilleja (stat: 0.469; p.value: 0.010 **)

Squalius carolitertii – Bordallo (stat: 0.359; p.value: 0.010 **)

Squalius sp. – Calandino dorado (stat: 0.311; p.value: 0.030 *)

Luciobarbus comizo – Barbo comizo (stat: 0.310; p.value: 0.040 *)

R-T09, R-T08 y R-T06

Luciobarbus sclateri – Barbo gitano (stat: 0.446; p.value: 0.005 **)

Squalius pyrenaicus – Cacho (stat: 0.437; p.value: 0.025 *)

Barbus meridionalis – Barbo de montaña (stat: 0.405; p.value: 0.005 **)

Iberochondrostoma lemmingii - Pardilla (stat: 0.381; p.value: 0.005 **)

*Pseudochondrostoma willkomm*ii – Boga meridional (stat: 0.317; p.value: 0.050 *)

R-T10 y R-T13

Barbus haasi – Barbo colirrojo (stat: 0.788; p.value: 0.005 **)

Squalius laietanus - Bagra (stat: 0.547; p.value: 0.005 **)

Squalius valentinus – Cacho del Mediterráneo (stat: 0.392; p.value: 0.005 **)

R-T23 y R-T32

Salmo trutta Trucha común (stat: 0.533; p.value: 0.005 **)

R-T24 y R-T04

Achondrostoma arcasii - Bermejuela (stat: 0.636; p.value: 0.005 **)

R-T26 y R-T15

Gobio lozanoi – Gobio (stat: 0.432; p.value: 0.005 **)

Parachondrostoma miegii – Madrilla (stat: 0.394; p.value: 0.005 **)

R-T28

Pseudochondrostoma duriense – Boga del Duero (stat: 0.949; p.value: 0.005 **)

Gasterosteus aculeatus - Espinoso (stat: 0.485; p.value: 0.005 **)

R-T29

Salmo salar - Salmón (stat: 0.661; p.value: 0.005 **)

Anguilla anguilla - Anguila (stat: 0.659; p.value: 0.005 **)

Phoxinus bigerri - Piscardo (stat: 0.615; p.value: 0.005 **)

Luciobarbus graellsii – Barbo de Graells (stat: 0.380; p.value: 0.020 *)

Lampetra planeri – Lamprea de arroyo (stat: 0.333; p.value: 0.030 *)

En esta agrupación también existen discrepancias derivadas de la no coincidencia entre la división por tipos de masa de agua y la división geográfica por cuencas hidrográficas. Por ejemplo, en el primer grupo de tipos (R-T02, R-T03, R-T01 y R-T17), encontramos el Barbo comizo como especie característica, pero éste solo se conoce en las cuencas del Tajo y el Guadiana, mientras que los tipos R-T03 y R-T02 abarcan extensos ríos de la cuenca del Duero y el Guadalquivir respectivamente.

Conclusiones en relación a la fauna piscícola

- La distribución de las especies piscícolas de la península se caracteriza por estar muy compartimentada por cuencas hidrográficas y muy influenciada por la proximidad geográfica de dichas cuencas y no solo por factores ambientales (Cano-Barbacil, Radinger, and García-Berthou 2022). Esto complica la realización de un análisis de taxones para caracterizar la tipología de ríos, desarrollada en base a otras variables ambientales, según indica la DMA, y no necesariamente ligadas a la conectividad histórica entre cuencas y a la biogeografía de la ictiofauna.
- Además los índices de peces se basan en métricas (y no especies) y ya se adaptan a los tipos existentes o usan su propia tipología (Alcaraz-Hernández *et al.* 2024).
- Cabe destacar además que continúan los cambios taxonómicos, tanto respecto a especies autóctonas como introducidas, que no han podido considerarse en este trabajo. Así, lo que se creía *Phoxinus bigerri* incluye también dos especies introducidas (*P. dragarum* y *P. septimaniae*, en la parte baja del Ebro y Cataluña) y *P. bigerri* sería esencialmente autóctona de la parte alta del Ebro, el País vasco y el Cantábrico y no se encuentra en la parte baja y media del Ebro; por tanto, *P. bigerri* no es característica de todo el tipo T15 (Corral-Lou *et al.* 2019). *Barbatula quignardi* se considera ahora *Barbatula hispanica* (Denys *et al.* 2021) y solo es autóctona del Ebro, ríos del País Vasco y sur Francia (I Doadrio *et al.* 2011) y por tanto no sería característica de todos los ríos de los tipos T30 o T32 (ríos cántabro-atlánticos), como sugieren los análisis. De forma similar, también se han descrito muy recientemente varias especies de *Achondrostoma* y *Cobitis* (Ignacio Doadrio *et al.* 2024; Ignacio Doadrio, Casal-López, and Perea 2023) y por ejemplo los *Cobitis* de los tipos T14 y T18 (Comunidad Valenciana) no serían *Cobitis paludica* sino *Cobitis haasi* (Ignacio Doadrio *et al.* 2024).
- Como consecuencia de todo lo anterior, se recomienda adaptar la tipología de ríos, caso por caso, en función del objetivo específico de los índices de peces y los trabajos de ictiofauna. Claramente la tipología de ríos actual se basa en otras características ambientales y es demasiado detallada/compartimentada para su aplicación a los peces.

6.7. Modelos predictivos

Para la elaboración de modelos que permitiesen estimar las comunidades biológicas de referencia, se encargó a la Fundación Instituto de Hidráulica Ambiental de Cantabria un contrato de prestación de servicios (contrato Nº71.605) con el título "SERVICIO DE ASESORAMIENTO PARA EL DESARROLLO DE UN MODELO PARA LA PREDICCIÓN DE LAS CONDICIONES DE REFERENCIA DE LOS INDICADORES DE ESTADO ECOLÓGICO EN MASAS DE AGUA CONTINENTALES".

Este servicio de asesoramiento tuvo como objetivo final el desarrollo de modelos que permitieran:

i) Estimar los valores de referencia de las métricas de estado ecológico de cada elemento de calidad biológica.

ii) Estimar las comunidades biológicas de referencia en ecosistemas fluviales.

iii) Determinar condiciones de referencia para todos los tipos de masas de agua continentales en función del tipo de año hidrológico.

iv) Determinar condiciones de referencia para todos los tipos de masas de agua continentales en un contexto de cambio climático.

En el presente informe se resume el proceso seguido para la primera parte, es decir, para la obtención de modelos de estimación de métricas de estado ecológico. El resto de resultados pueden consultarse en los 11 entregables del encargo (IH Cantabria 2022, 2023b, 2023f, 2023h, 2023a, 2023i, 2023j, 2023g, 2023c, 2023e, 2023d).

El primer paso fue desarrollar una plataforma de modelado, es decir, un sistema digital integral diseñado para crear, gestionar y analizar modelos relacionados con los ecosistemas fluviales de la península ibérica. Su función principal es facilitar la manipulación y análisis de datos geoespaciales para entender y simular sistemas fluviales. Este objetivo constó de varios pasos:

i) Diseño de una plataforma digital de modelado de los ecosistemas fluviales de la península ibérica (incluyendo Portugal)

ii) Generación de una base de datos digital de ámbito nacional con variables lo más diversas posibles para utilizar en diferentes tipos de modelos.

iii) Generación de un producto digital con una cuenca fluvial sintética y los polígonos asociados de zona de ribera y llanuras de inundación.

Una vez desarrollada la plataforma de modelado, para poder simular el comportamiento de cada cuenca fluvial, se partió de cuencas virtuales que se parametrizaron para ajustar y definir las variables específicas a utilizar. Se realizó un ensayo con cuatro cuencas piloto, convenientemente escogidas en un gradiente latitudinal en España: Cares-Deva (Asturias y Cantabria), Eresma (Castilla y León), vertiente norte de Sierra Nevada (Granada) y Guadiaro (Cádiz). En este ensayo con cuencas piloto, se ejecutó el modelo NETMAP, una herramienta basada en SIG para vincular datos de campo y datos digitales de arroyos, con una resolución de Modelo Digital de Elevaciones (MDE) de 5 m de paso de malla para los inputs de MDE y Precipitación.

Se realizó un inventario de datos espaciales en el que se recopilaron una serie de variables ambientales (Tabla 23) que posteriormente se ajustaron al MDE de cada una de las Demarcaciones Hidrográficas (DHs) mediante interpolación bilineal. Para las variables de los usos y ocupación del suelo, se transformó la información vectorial a formato ráster alineado con el MDE de referencia. Posteriormente, mediante la herramienta NetMap, se generaron cuencas virtuales de cada demarcación hidrográfica. Finalmente se transfirió la información de las variables ambientales disponibles a escala de cuenca (Tabla 23) por cada tramo de una Red Fluvial Sintética (RFS) desarrollada previamente.

Tabla 23. Nombre y código de las variables ambientales transferidas a las RFS de las cuencas virtuales de cada DH.

Variable	Código	Variable	Código
Variables climáticas - topográficas			
Erosión potencial generada	GEP	Temperatura máxima	MAXT
Evapotranspiración potencial	EVPP	Temperatura media	MEDT
Evapotranspiración real	EVPR	Temperatura mínima	MINT
Precipitación	P		
LULC			
Conífera plantada	CNFP	Matorrales y humedales	SHR
Conífera natural	CNFN	Pastos y praderas	PAS
Frondosa plantada	BLFP	Tierra desnuda	DEN
Frondosa natural	BLPN	Zonas antrópicas	URB
Agrícola	AGR		

Variable	Código	Variable	Código
Geología / litología			
Esquistos y pizarras	SLATE	Conductividad muy alta	CVH
Areniscas y semejantes	SAND	Conductividad muy baja	CVL
Calizas y semejantes	CALCAR	Permeabilidad alta	PHIGH
Cuarcitas y semejantes	SILIC	Permeabilidad baja	PLOW
Magras, limonitas y semejantes	SHALE	Permeabilidad media	PMED
Conglomerados y semejantes	CONG	Permeabilidad muy alta	PVH
Arenas, cantos y semejantes	SED	Permeabilidad muy baja	PVL
Arcillas y semejantes	CLAY	Dureza alta	HHIGH
Rocas volcánicas	VOLC	Dureza baja	HLOW
Conductividad alta	CHIGH	Dureza media	HMED
Conductividad baja	CLOW	Dureza muy alta	HVH
Conductividad media	CMED	Dureza muy baja	HVL

A continuación, se realizó una recopilación y actualización de inventarios de presiones e impactos que potencialmente pudieran afectar a las comunidades biológicas en ecosistemas fluviales. Distintos organismos y entidades fueron consultados para recopilar esta información. Después, las distintas bases de datos consultadas fueron analizadas y valoradas por el equipo de Tragastec e IH Cantabria para ser consideradas o descartadas en los siguientes paquetes de trabajo y en las Bases de Datos (BBDD) de presiones finales del proyecto. Dichas presiones recopiladas fueron asignadas a los tramos fluviales. Posteriormente el IH Cantabria realizó una verificación de la correcta correspondencia espacial y asignación de presión a tramo de una manera semiautomática, siguiendo diferentes estrategias de acuerdo al tipo de presión y, especialmente, a la información disponible en cada BBDD de presiones. Las presiones se agruparon en: Vertidos, grandes presas y barreras transversales.

Se realizó un inventario y recopilación de BBDD biológicas en ecosistemas fluviales, que incluyesen datos de macroinvertebrados, diatomeas y/o macrófitos, tratando de maximizar la extensión espacial y temporal. Se recopilaron BBDD de cobertura nacional y regional (Tabla 24). En el caso de NABIA, los datos se procesaron a nivel de estación de muestreo y de puntos de muestreo asociados a esas estaciones. En el caso de la Carta Piscícola Española (CPE), al tratarse de una recopilación de diferentes BBDD se aplicaron distintos criterios para asegurar la calidad de datos adecuada.

Tabla 24. Bases de datos recopiladas.

Base de datos	Ámbito	Fuente
NABIA	Nacional	MITECO 2018a
REFCON	Nacional	MITERD
CARIMED	Regional	Fortuño *et al.* 2018, 2019, 2020, 2022; Prat *et al.* 2014, 2017; Prat, Fortuño, Rieradevall, Acosta, Bonada, Castro, *et al.* 2015; Prat, Fortuño, Rieradevall, Acosta, Bonada, Pace, *et al.* 2015
RS-PNPE	Regional	Álvarez-Cabria *et al.* 2019
PESCANT	Regional	Gobierno de Cantabria
CPE	Regional	SIBIC 2022
DOADRIO	Regional	Doadrio *et al.* 2011

Finalmente, para cada estación de muestreo y para cada base de datos se extrajeron los siguientes metadatos:

- Cuenca hidrográfica
- Masa de agua asociada
- Tipo ecológico de la masa de agua asociada en el punto anterior
- Estado biológico del punto de muestreo: categorizado a partir de diversas bases de datos, excluyendo algunas específicas. Utiliza información de NABIA y métricas de comunidades biológicas como macroinvertebrados, diatomeas y macrófitos. Se calculan los Ratios de Calidad Ecológica (RCE) y se determinan estados ecológicos para cada masa de agua, considerando el valor más restrictivo entre los elementos de calidad biológica. Los estados ecológicos se categorizan en tres niveles:
  - Muy Bueno (MB): 5
  - Bueno (B) o mejor: 4
  - Moderado, Deficiente, Malo: 0

  Este estado ecológico se aplicó a masas de agua y tramos cercanos de la Red Fluvial Sintética.

Para poder relacionar variables de respuesta con variables predictoras incluidas en la Red Fluvial Sintética (RFS), se asignó a cada punto de muestreo un tramo específico de la RFS generada previamente. El proceso comenzó generando archivos shapefile para cada elemento de calidad biológica y fuente de información a partir de las coordenadas UTM X e Y de los puntos de muestreo en las bases de datos biológicas. TRAGSATEC asignó cada punto de muestreo a los tramos de la RFS utilizando información geoespacial y capas raster de acumulación de flujo generadas con NetMap. IHCantabria verificó la asignación de manera semiautomática, considerando como puntos sensibles aquellos con una distancia superior a 100 metros entre la ubicación original y la reubicación en la RFS. Se utilizaron herramientas SIG para contrastar información de las bases de datos originales con la red hidrográfica del CEDEX. Los puntos sensibles fueron verificados manualmente y reubicados en los tramos correctos de las RFS en caso de discrepancia.

Los puntos de muestreo fueron verificados y asignados a un tramo único de la red fluvial sintética (RFS), utilizando identificadores correspondientes al ID único del tramo. Esta asignación unificó las bases de datos de diferentes elementos de calidad biológica, considerando como puntos únicos aquellos ubicados en el mismo tramo fluvial. Se empleó la herramienta "neighbour join" para realizar esta asignación, permitiendo asociar uno o varios eventos de muestreo a cada punto de muestreo según su temporalidad.

La calidad de los modelos para las condiciones de referencia de índices y comunidades biológicas fluviales depende en gran medida del conjunto de datos de entrenamiento. Por ello se realizó un trabajo para analizar a fondo las bases de datos generadas, detectar posibles errores en la caracterización de las comunidades biológicas y crear bases de datos finales. También se evaluó la cobertura espacial y la relación entre variables predictoras y respuestas, junto con el análisis de la variabilidad interanual de los índices de evaluación de estado. Para ello se llevaron a cabo tres tareas.

- Optimización y depuración de BBDD biológicas: Para generar unas BBDD biológicas óptimas que redujesen al máximo la incertidumbre asociada a los datos de entrenamiento de los modelos de las tareas posteriores, se aplicaron una serie de criterios objetivos y restrictivos para mejorar las BBDD de macroinvertebrados, diatomeas y macrófitos que se aplicaron a cada comunidad de manera específica o en conjunto:

- Criterio 1 - Análisis y depuración de muestreos con alta incertidumbre.
- Criterio 2 - Exclusión de muestreos de acuerdo a la tipología ecológica de los tramos.
- Criterio 3- Eliminación de muestreos con estado ecológico inferior a muy bueno.
- Criterio 4 - Eliminación de estaciones atendiendo a criterios de naturalidad.

- Depuración BD de variables predictoras y relaciones variables respuesta-variables predictoras: se evaluó el grado de cobertura de las variables predictoras en bases de datos biológicas a tres escalas: masas de agua naturales, tramos con estaciones de muestreo del proyecto REFCON, y todos los tramos con estaciones de muestreo de todas las bases de datos. Se utilizaron box-plots y estadísticas descriptivas para comparar las distribuciones de valores. La evaluación se centró en nueve predictoras significativas y representativas de diferentes tipos de variables (topografía, clima, uso del suelo y geología). Este análisis exploratorio se basó en estaciones y tramos seleccionados según criterios establecidos previamente.
- Variabilidad interanual de las bases de datos: En esta sección, se analizó la variabilidad interanual de los índices biológicos IBMWP, IPS e IBMR en cada estación de muestreo. Se clasificaron las estaciones en clases según ciertos rangos y se utilizó un histograma para visualizar el número de estaciones en cada clase, evaluando así el grado de variabilidad asociado a cada índice. También se examinó cómo cambiaba la variabilidad al aplicar criterios de depuración en las bases de datos, comparando aquellas con mayor cobertura antes y después de la depuración.

Finalmente, para el modelado de los índices del estado ecológico, se realizó una selección final de puntos de modelado provenientes de las distintas BBDD seleccionadas y depuradas y se calcularon los índices de calidad para cada comunidad biológica. Los resultados de los diferentes modelos se presentan a continuación.

6.7.1. Fauna bentónica de invertebrados

En el estudio, se calculó el IBMWP medio predicho y el IBMWP mediano predicho utilizando datos de 721 estaciones de muestreo en la red fluvial. Estos valores se distribuyeron normalmente, y se dividieron en datos de entrenamiento (90%) y datos de prueba (10%). El modelo mostró un ajuste sólido, evaluado mediante el coeficiente de determinación (R2), y se validó utilizando diferentes tipos de ríos. Los resultados obtenidos por el modelo IBMWP mostraron un ajuste muy robusto, como señala tanto el R2 de ajuste del modelo (N= 648; R2= 0.96), como el R2 obtenido para los datos de test (N= 73; R2= 0.70). Se identificaron variables climáticas, topográficas, de cobertura del suelo y vegetación, y relacionadas con alteraciones antrópicas como las más influyentes en la predicción del IBMWP. La precipitación media de la cuenca vertiente resultó ser la variable más relevante. El modelo también reveló que las zonas de montaña tenían un mayor potencial para valores altos de IBMWP. La validación se realizó en 30 de los 34 tipos de ríos descritos en el R.D. 817/2015, exceptuando los tipos R-T17 y R-T17bis, ya que no se contó con un número de muestras representativas de estos tipos y los tipos R-T19 y R-T19bis, debido a que estas estaciones se han excluido en la generación del modelo. Aún así, la validación indicó que el modelo es consistente con las condiciones de referencia establecidas en la legislación. En general, el modelo predijo valores más exigentes para ciertos tipos de ríos en comparación con los estándares actuales. Se restó el valor obtenido en la predicción del IBMWP mediano al valor de referencia (CR) establecido en el R.D. 817/2015 (Tabla 25).

Tabla 25. Valores medios y medianos predichos de IBMWP por tipo de río y comparativa del valor mediano predicho con el valor de referencia establecido en el R.D. 817/2015.

Tipo río	IBMWP medio predicho	IBMWP mediano predicho	Valor de CR	Diferencia CR - IBMWP mediano	N tramos
RT1	124	121	124	3	4569
RT2	115	114	90	-24	1265
RT3	144	142	136	-6	1452
RT4	147	146	123	-23	3291
RT5	139	138	123	-15	1469
RT6	139	139	90	-49	1339
RT7	144	140	101	-39	1579
RT8	161	160	159	-1	6703
RT9	168	168	189	21	8769
RT10	158	156	141	-15	286
RT11	194	196	193	-3	3917
RT12	185	186	186	0	11439
RT13	136	133	89	-44	1000
RT14	141	134	100	-34	468
RT15	158	158	172	14	2387
RT16	148	148	136	-12	1498
RT17	121	124	107	-17	920
RT17B	153	148	189	41	328
RT18	159	155	78	-77	1300
RT19	138	140	-	-	129
RT19B	122	118	-	-	293
RT20	194	194	223	29	418
RT21	248	250	234	-16	5019
RT22	223	224	202	-22	1113
RT23	228	229	195	-34	577
RT24	197	200	207	7	736
RT25	212	212	217	5	2902
RT26	201	201	204	3	3884
RT27	194	194	168	-26	2305
RT28	230	233	256	23	684
RT29	213	215	180	-35	253
RT30	234	235	225	-10	1300
RT31	248	249	248	-1	2125
RT32	219	219	194	-25	799

El índice METI se calcula solo para ciertos tipos debido a la variabilidad en las métricas requeridas para su cálculo, las cuales varían según el tipo y se estandarizan con valores de referencia específicos para cada tipo. Además, algunas métricas necesitan comparaciones con comunidades tipo, lo que limita el número de estaciones disponibles para generar un modelo robusto. En este trabajo, no se desarrolló un modelo independiente para METI, sino que se aplicó una estrategia alternativa. Los resultados de METI se derivaron de modelos de métricas independientes en algunos tipos, mientras que en otras se basaron en modelos de métricas independientes y métricas no modeladas. En general, los resultados de METI fueron más altos que los valores de referencia establecidos en el R.D. 817/2015, excepto para el tipo R-T30, cuyo valor de referencia en el R.D. fue más alto que el valor mediano de METI en un 8% (Tabla 26).

Tabla 26. Valores medios y medianos de METI por tipo de río y comparativa del valor mediano predicho con el valor de referencia establecido en el R.D. 817/2015.*Resultados basados en modelos y datos de campo.

Tipo río	METI medio calculado	METI mediando calculado	Valor de CR	Diferencia CR - METI mediano	N tramos
RT21*	6.0408	6.1978	5.9643	-0.2335	23
RT22	6.2423	6.2554	5.8442	-0.4112	1113
RT23	6.3180	6.2963	5.8442	-0.4521	577
RT25*	6.1430	6.2348	5.9643	-0.2705	16
RT28*	5.1600	5.1617	4.9356	-0.2261	9
RT29	6.0812	6.0682	5.9032	-0.1650	253
RT30*	7.3253	7.1616	7.8174	0.6558	9
RT31	6.8143	6.8497	5.9032	-0.9465	2125
RT32	6.1897	6.1509	5.9032	-0.2477	799

Para el cálculo de la predicción de los valores IMMi-T se utilizó una estrategia de modelado específica. Los datos se distribuyeron principalmente en valores bajos del índice, con escasa representación de valores muy altos. El modelo resultante no se pudo considerar robusto debido a la amplia dispersión entre valores observados y predichos, con un ajuste bajo (R2=0.24). Las variables predictoras incluyeron aspectos topográficos, de cobertura del suelo, climáticos y geológicos. La validación mostró que, en general, los valores predichos fueron inferiores a las condiciones de referencia, pero la diferencia relativa media fue solo del 3%, alcanzando un máximo del 6% en ciertos tipos como se puede ver en la Tabla 27.

Atendiendo a este resultado, se incluyó el cálculo final de IMMi-T basado en el modelado independiente de cada métrica que conforma el índice. De esta forma, los modelos individuales de las 4 métricas fueron más robustos que el modelo de IMMI-T y, por lo tanto, ofrecieron un resultado más fiable de cara a revisar las condiciones de referencia en los tipos de aplicación (Tabla 28).

Tabla 27. Valores medios y medianos predichos de IMMi-T por tipo de río y comparativa del valor mediano predicho con el valor de referencia establecido en el R.D. 817/2015.

Tipo río	IMMi-T medio predicho	IMMi-T mediano predicho	Valor CR	Diferencia CR - IMMi-T mediano	N tramos
RT1	0.96	0.96	1	0.04	4569
RT8	0.97	0.97	1	0.03	6703
RT9	0.98	0.97	1	0.03	8769
RT10	0.98	0.98	1	0.02	286
RT11	0.98	0.98	1	0.02	3917
RT12	0.98	0.98	1	0.02	11439
RT15	0.95	0.95	1	0.05	2387
RT16	0.95	0.94	1	0.06	1498
RT17	0.94	0.94	1	0.06	920
RT18	1.01	1.01	1	-0.01	1300
RT26	0.99	0.99	1	0.01	3884
RT27	0.99	0.99	1	0.01	2305

Tabla 28. Valores medios y medianos predichos de IMMi-T a partir de la integración de las 4 métricas individuales por tipo de río y comparativa del valor mediano predicho con el valor de referencia establecido en el R.D. 817/2015.

Tipo río	IMMi-T medio predicho	IMMi-T mediano predicho	Valor CR	Diferencia CR - IMMi-T mediano	N tramos
RT1	0.78	0.77	1	0.22	4569
RT8	0.88	0.88	1	0.12	6703
RT9	0.84	0.78	1	0.16	8769
RT10	0.84	0.85	1	0.16	286
RT11	0.97	0.98	1	0.03	3917
RT12	0.98	0.98	1	0.02	11439
RT15	0.93	0.91	1	0.07	2387
RT16	0.84	0.84	1	0.16	1498
RT17	0.74	0.73	1	0.26	920
RT18	1.08	1.07	1	-0.08	1300
RT26	0.99	0.99	1	0.01	3884
RT27	0.99	0.99	1	0.01	2305

6.7.2. Fitobentos – Diatomeas

Para el cálculo de las predicciones del índice IPS, se analizaron valores en 937 estaciones de muestreo en la red fluvial de la península ibérica. Los datos se agruparon mayormente en valores altos del índice, entre 16.5 y 20.0. El modelo de IPS se entrenó con 843 estaciones y se validó con 94, mostrando un ajuste robusto con un R2 de 0.91 en entrenamiento y 0.63 en validación. Las variables predictoras incluyeron aspectos climáticos, cobertura del suelo, alteraciones antrópicas, topografía y geología. La evaluación en los 34 tipos de ríos según el R.D. 817/2015 mostró ajustes altos y reveló discrepancias entre las predicciones del modelo y las condiciones de referencia establecidas, especialmente en tipos de río menos exigentes (Tabla 29).

Tabla 29. Valores medios y medianos predichos de IPS por tipo de río y comparativa del valor mediano predicho con el valor de referencia establecido en el R.D. 817/2015.

Tipo río	IPS medio predicho	IPS mediano predicho	Valor CR	Diferencia CR - IPS mediano	N tramos
RT1	15.0	14.9	16	1.1	4569
RT2	15.0	14.9	14	-0.9	1265
RT3	17.7	17.7	18.5	0.8	1452
RT4	17.6	17.5	18.2	0.7	3291
RT5	16.6	16.6	15.9	-0.7	1469
RT6	15.1	15.0	14.9	-0.1	1339
RT7	15.7	15.6	14	-1.6	1579

Tipo río	IPS medio predicho	IPS mediano predicho	Valor CR	Diferencia CR - IPS mediano	N tramos
RT8	15.9	15.9	15.1	-0.8	6703
RT9	17.2	17.3	17.8	0.5	8769
RT10	17.3	17.3	16.1	-1.2	286
RT11	18.0	18.1	18.5	0.4	3917
RT12	17.8	17.8	18	0.2	11439
RT13	16.0	16.1	17.7	1.7	1000
RT14	16.0	15.9	15.1	-0.8	468
RT15	17.3	17.6	17.7	0.1	2387
RT16	17.2	17.2	16.4	-0.8	1498
RT17	15.8	15.7	12.9	-2.8	920
RT17B	17.2	17.3	17.8	0.5	328
RT18	16.6	16.6	14	-2.6	1300
RT19	15.3	15.3	-	-15.3	129
RT19B	15.5	15.6	-	-15.6	293
RT20	16.8	16.7	15.4	-1.3	418
RT21	18.3	18.3	18.1	-0.2	5019
RT22	18.0	18.1	16.6	-1.5	1113
RT23	18.1	18.1	17.6	-0.5	577
RT24	17.6	17.6	15.9	-1.7	736
RT25	18.5	18.5	18.2	-0.3	2902
RT26	18.3	18.4	18.6	0.2	3884
RT27	18.6	18.7	18.9	0.2	2305
RT28	17.8	17.8	18	0.2	684
RT29	17.4	17.4	16	-1.4	253
RT30	17.8	17.8	17.3	-0.5	1300
RT31	18.2	18.3	16.8	-1.5	2125
RT32	17.9	17.9	18	0.1	799

6.7.3. Macrófitos

Para la predicción del índice IBMR, se tomaron los valores de 544 estaciones de muestreo. Se encontró una distribución normal de valores entre 7.8 y 17.8. El modelo se entrenó con 489 estaciones y se validó con 55, mostrando un ajuste y capacidad predictiva menores en comparación con otros índices. La eficacia del IBMR en España se ve limitada por una lista de taxones indicadores reducida y por la subjetividad en el muestreo visual de macrófitos. La base de datos más pequeña y la alta variabilidad en el rendimiento del modelo también contribuyeron a su menor capacidad predictiva. El análisis de variables predictoras destacó la influencia de factores topográficos, usos del suelo, climatología, geología y alteraciones antrópicas en las predicciones de IBMR. La evaluación en 24 tipos de río según normativa mostró discrepancias, especialmente en tipos de río menos exigentes (Tabla 30), revelando desafíos en la aplicación y precisión del IBMR en la evaluación del estado ecológico de las masas de agua.

Tabla 30. Valores medios y medianos predichos de IBMR por tipo de río y comparativa del valor mediano predicho con el valor de referencia establecido en el R.D. 817/2015.

Tipo río	IBMR medio predicho	IBMR mediano predicho	Valor CR	Diferencia CR - IBMR mediano	N tramos
RT1	11.0	11.0	10.8	-0.15	4569
RT2	11.0	11.0	-	-	1265
RT3	12.4	12.4	11.5	-0.935	1452
RT4	12.8	12.8	13.4	0.59	3291
RT5	12.1	12.1	10	-2.06	1469
RT6	10.7	10.6	10.9	0.3	1339
RT7	11.2	11.1	-	-	1579
RT8	11.3	11.3	11	-0.3	6703
RT9	12.3	12.3	10	-2.28	8769
RT10	12.2	12.1	11	-1.06	286
RT11	12.5	12.5	11.1	-1.42	3917
RT12	13.0	13.0	12.1	-0.87	11439
RT13	11.5	11.5	-	-	1000
RT14	11.0	11.0	-	-	468
RT15	11.4	11.4	9.3	-2.07	2387
RT16	11.8	11.6	9.9	-1.66	1498
RT17	10.9	10.9	10.4	-0.52	920
RT17B	11.5	11.4	10.4	-1.04	328
RT18	12.3	12.3	-	-	1300
RT19	10.3	10.2	-	-	129
RT19B	10.0	10.0	-	-	293
RT20	12.3	12.3	8.3	-	418
RT21	13.1	13.1	13.3	0.2	5019
RT22	12.9	13.0	11.1	-1.94	1113
RT23	13.2	13.3	16.2	2.95	577
RT24	12.4	12.6	12.1	-0.47	736
RT25	13.0	13.1	13.7	0.63	2902
RT26	13.0	13.0	12.2	-0.83	3884
RT27	13.1	13.1	12.3	-0.84	2305
RT28	11.5	11.5	-	-	684
RT29	11.0	10.8	9	-1.81	253
RT30	13.0	13.1	14	0.93	1300
RT31	12.3	12.3	7	-5.32	2125
RT32	12.1	12.1	-	-	799

6.8. Nuevas Condiciones de Referencia: la propuesta REFCON

Criterios Generales

Para aquellos tipos con suficientes datos de los indicadores, recabados en el transcurso del proyecto REFCON, se decidió fundamentar la nueva propuesta en base a estos resultados. Para ello, se estableció un umbral de 20 muestras para ofrecer un resultado robusto. Así, en aquellos casos en que el número de muestras REFCON era igual o superior a 20, se consideró la mediana de la serie como CR. En caso contrario (menos de 20 muestras), se acudió, por un lado, a los resultados de los modelos predictivos de los diferentes indicadores (ver 6.7 Modelos predictivos), y por otro, a las medianas de los grupos propuestos según las comunidades biológicas (ver 6.6 Análisis de caracterización taxonómica por tipos). Se decidió, en la mayoría de los tipos, tomar como propuesta final de CR, la media de estas tres metodologías: a) mediana de los datos REFCON (m1); b) predicciones de los MODELOS (m2); y c) mediana de los datos por GRUPOS (m3).

Como excepción al criterio general, en los tipos R-T02, R-T05 y R-T17, para los que todos los puntos presentan cierto grado de impacto, aun siendo considerados de referencia, se creyó oportuno utilizar el percentil 75 de los resultados REFCON en lugar de la mediana. Con esto se intentó corregir la desviación provocada por la presencia ineludible de presiones antrópicas en estos tipos.

En el Anexo 1 se adjunta información más detallada de los criterios seguidos en cada uno de los indicadores para cada uno de los tipos. Se abordan así, las posibles excepciones a los criterios generales u otras particularidades propias de cada caso.

Las siguientes tablas recogen las propuestas finales de condiciones de referencia (CR) para los distintos elementos de calidad y sus indicadores.

6.8.1. Fauna bentónica de invertebrados

Tabla 31. IBMWP. Propuesta final de condiciones de referencia (CR) para el índice de invertebrados bentónicos IBMWP en los diferentes tipos de ríos. Se incluye la diferencia con la CR actual según el RD817/2015. NA= No aplicable.

Tipo	Nombre tipo	PROPUESTA FINAL CR	CR-RD 817/2015	Diferencia
R-T01	Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana	124	124	0
R-T02	Ríos de la depresión del Guadalquivir	121	90	+31
R-T03	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	128	136	-8
R-T04	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	130	123	+7
R-T05	Ríos manchegos	154	123	+31
R-T06	Ríos silíceos del piedemonte de Sierra Morena	132	90	+42
R-T07	Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud	149	101	+48
R-T08	Ríos de baja montaña mediterránea silícea	161	159	+2

Tipo	Nombre tipo	PROPUESTA FINAL CR	CR-RD 817/2015	Diferencia
R-T09	Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	185	189	-4
R-T10	Ríos mediterráneos con influencia cárstica	155	141	+14
R-T11	Ríos de montaña mediterránea silícea	198	193	+5
R-T12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	180	186	-6
R-T13	Ríos mediterráneos muy mineralizados	NA	89	NA
R-T13*	Ríos Salinos*	NA	NA	NA
R-T14	Ejes mediterráneos de baja altitud	136	100	+36
R-T15	Ejes mediterráneos-continentales poco mineralizados	136	172	-36
R-T16	Ejes mediterráneos continentales mineralizados	137	136	+1
R-T17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	112	107	+5
R-T18	Ríos costeros mediterráneos	145	78	+67
R-T19	Río Tinto	NA	NA	0
R-T19bis	Río Odiel	NA	NA	0
R-T20	Ríos de serranías béticas húmedas	185	223	-38
R-T21	Ríos cántabro-atlánticos silíceos	219	234	-15
R-T22	Ríos cántabro-atlánticos calcáreos	222	202	+20
R-T23	Ríos vasco-pirenaicos	222	195	+27
R-T24	Gargantas de Gredos-Béjar	210	207	+3
R-T25	Ríos de montaña húmeda silícea	197	217	-20
R-T26	Ríos de montaña húmeda calcárea	178	204	-26
R-T27	Ríos de alta montaña	179	168	+11
R-T28	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos	220	256	-36
R-T29	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos	217	180	+37
R-T30	Ríos costeros cántabro-atlánticos	233	225	+8
R-T31	Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos	213	248	-35
R-T32	Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos	217	194	+23

Tabla 32. IMMI-T. Propuesta final de condiciones de referencia CR para el índice de invertebrados bentónicos IMMI-T en los diferentes tipos de ríos. Se incluye la diferencia con la CR actual según el RD817/2015. NA= No aplicable.

Tipo	Nombre tipo	PROPUESTA FINAL CR	CR-RD 817/2015	Diferencia
R-T01	Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana	0,78	1	-0,22
R-T02	Ríos de la depresión del Guadalquivir	0,83	1	-0,17
R-T03	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	0,93	NA	NA
R-T04	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	0,85	1	-0,15
R-T05	Ríos manchegos	1,03	1	+0,03
R-T06	Ríos silíceos del piedemonte de Sierra Morena	0,99	1	-0,01
R-T07	Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud	1,20	1	+0,20
R-T08	Ríos de baja montaña mediterránea silícea	0,96	1	-0,04
R-T09	Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	1,06	1	+0,06

Tipo	Nombre tipo	PROPUESTA FINAL CR	CR-RD 817/2015	Diferencia
R-T10	Ríos mediterráneos con influencia cárstica	0,89	1	-0,11
R-T11	Ríos de montaña mediterránea silícea	1,04	1	+0,04
R-T12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	0.99	1	-0,01
R-T13	Ríos mediterráneos muy mineralizados	NA	1	NA
R-T13*	Ríos Salinos*	NA	NA	NA
R-T14	Ejes mediterráneos de baja altitud	0,87	1	-0,13
R-T15	Ejes mediterráneos-continentales poco mineralizados	0,94	1	-0,06
R-T16	Ejes mediterráneos continentales mineralizados	0,84	1	-0,16
R-T17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	0,74	1	-0,26
R-T18	Ríos costeros mediterráneos	1,01	1	+0,01
R-T19	Río Tinto	NA	NA	NA
R-T19bis	Río Odiel	NA	NA	NA
R-T20	Ríos de serranías béticas húmedas	0,90	NA	NA
R-T21	Ríos cántabro-atlánticos silíceos	0,99	NA	NA
R-T22	Ríos cántabro-atlánticos calcáreos	1,08	NA	NA
R-T23	Ríos vasco-pirenaicos	1,08	NA	NA
R-T24	Gargantas de Gredos-Béjar	1,06	NA	NA
R-T25	Ríos de montaña húmeda silícea	1,01	1	+0,01
R-T26	Ríos de montaña húmeda calcárea	0,97	1	-0,03
R-T27	Ríos de alta montaña	1,00	1	0,00
R-T28	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos	0,92	NA	NA
R-T29	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos	1,08	NA	NA
R-T30	Ríos costeros cántabro-atlánticos	1,02	NA	NA
R-T31	Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos	0,96	NA	NA
R-T32	Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos	1,02	NA	NA

Tabla 33. METI. Propuesta final de condiciones de referencia CR para el índice de invertebrados bentónicos METI en los diferentes tipos de ríos. Se incluye la diferencia con la CR actual según el RD817/2015. NA= No aplicable.

Tipo	Nombre tipo	PROPUESTA FINAL CR	CR-RD 817/2015	Diferencia
R-T21	Ríos cántabro-atlánticos silíceos	5,95	5,96	-0,01
R-T22	Ríos cántabro-atlánticos calcáreos	6,12	5,84	+0,28
R-T23	Ríos vasco-pirenaicos	6,42	5,84	+0,58
R-T25	Ríos de montaña húmeda silícea	5,87	5,96	-0,09
R-T28	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos	4,75	4,94	-0,19
R-T29	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos	5,71	5,90	-0,19
R-T30	Ríos costeros cántabro-atlánticos	6,83	7,82	-0,99
R-T31	Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos	5,64	5,90	-0,26
R-T32	Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos	5,86	5,90	-0,04

6.8.2. Fitobentos – Diatomeas

Tabla 34. IPS. Propuesta final de condiciones de referencia CR para el índice de diatomeas (IPS) en los diferentes tipos de ríos. Se incluye la diferencia calculada con la CR actual según el RD817/2015. NA= No aplicable.

Tipo	Nombre tipo	PROPUESTA FINAL CR	CR-RD 817/2015	Diferencia
R-T01	Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana	14.9	16.00	-1.07
R-T02	Ríos de la depresión del Guadalquivir	14.6	14.00	0.60
R-T03	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	17.6	18.50	-0.9
R-T04	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	19.4	18.20	1.20
R-T05	Ríos manchegos	17.2	15.90	1.30
R-T06	Ríos silíceos del piedemonte de Sierra Morena	13.7	14.90	-1.20
R-T07	Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud	14.1	14.00	0.10
R-T08	Ríos de baja montaña mediterránea silícea	15.0	15.10	-0.10
R-T09	Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	17.9	17.80	0.10
R-T10	Ríos mediterráneos con influencia cárstica	17.4	16.10	1.3
R-T11	Ríos de montaña mediterránea silícea	17.3	18.50	-1.20
R-T12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	18.1	18.00	0.10
R-T13	Ríos mediterráneos muy mineralizados	-	17.70	NA
R-T13*	Ríos Salinos*	-	NA	NA
R-T14	Ejes mediterráneos de baja altitud	15.3	15.10	0.20
R-T15	Ejes mediterráneos-continentales poco mineralizados	15.1	17.70	-2.60
R-T16	Ejes mediterráneos continentales mineralizados	15.8	16.40	-0.60
R-T17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	15.1	12.90	2.20
R-T18	Ríos costeros mediterráneos	18.0	14.00	4.00
R-T19	Río Tinto	13.6	NA	NA
R-T19bis	Río Odiel	17.9	NA	NA
R-T20	Ríos de serranías béticas húmedas	17.5	15.40	2.10
R-T21	Ríos cántabro-atlánticos silíceos	19.4	18.10	1.30
R-T22	Ríos cántabro-atlánticos calcáreos	18.2	16.60	1.60
R-T23	Ríos vasco-pirenaicos	17.0	17.60	-0.60
R-T24	Gargantas de Gredos-Béjar	18.0	15.90	2.10
R-T25	Ríos de montaña húmeda silícea	19.3	18.20	1.10
R-T26	Ríos de montaña húmeda calcárea	18.3	18.60	-0.30
R-T27	Ríos de alta montaña	18.7	18.90	-0.20
R-T28	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos	17.0	18.00	-1.00
R-T29	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos	18.2	16.00	2.20
R-T30	Ríos costeros cántabro-atlánticos	18.2	17.30	0.90
R-T31	Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos	19.2	16.80	2.40
R-T32	Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos	18.1	18.00	0.10

6.8.3. Macrófitos

Tabla 35. IBMR. Propuesta final de condiciones de referencia CR para el índice de macrófitos (IBMR) en los diferentes tipos de ríos. Se incluye la diferencia calculada con la CR actual según el RD817/2015. NA= No aplicable.

Tipo	Nombre tipo	PROPUESTA FINAL CR	CR-RD 817/2015	Diferencia
R-T01	Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana	10.9	10.8	+0.08
R-T02	Ríos de la depresión del Guadalquivir	11,1	NA	NA
R-T03	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	12.8	11.5	+1.30
R-T04	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	14.9	13.4	+1.49
R-T05	Ríos manchegos	13.7	10.0	+3.7
R-T06	Ríos silíceos del piedemonte de Sierra Morena	11.8	10.9	+0.91
R-T07	Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud	11.4	NA	NA
R-T08	Ríos de baja montaña mediterránea silícea	10.8	11.0	-0.25
R-T09	Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	14.0	10.0	+4.0
R-T10	Ríos mediterráneos con influencia cárstica	13.6	11.0	+2.59
R-T11	Ríos de montaña mediterránea silícea	13.6	11.1	+2.54
R-T12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	14.9	12.1	+2.79
R-T13	Ríos mediterráneos muy mineralizados	NA	NA	NA
R-T13*	Ríos Salinos*	NA	NA	NA
R-T14	Ejes mediterráneos de baja altitud	10.7	NA	NA
R-T15	Ejes mediterráneos-continentales poco mineralizados	10.7	9.3	+1.4
R-T16	Ejes mediterráneos continentales mineralizados	11.7	9.9	+1.8
R-T17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	10.0	10.4	-0.40
R-T18	Ríos costeros mediterráneos	13.8	NA	NA
R-T19	Río Tinto	NA	NA	NA
R-T19bis	Río Odiel	NA	NA	NA
R-T20	Ríos de serranías béticas húmedas	14.2	8.30	+5.86
R-T21	Ríos cántabro-atlánticos silíceos	14.0	13.3	+0.7
R-T22	Ríos cántabro-atlánticos calcáreos	13.9	11.1	+2.78
R-T23	Ríos vasco-pirenaicos	14.0	16.2	-2.20
R-T24	Gargantas de Gredos-Béjar	13.0	12.1	+0.86
R-T25	Ríos de montaña húmeda silícea	13.8	13.7	+0.1
R-T26	Ríos de montaña húmeda calcárea	14.0	12.2	+1.76
R-T27	Ríos de alta montaña	13.9	12.3	+1.60
R-T28	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos	10.7	NA	NA
R-T29	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos	12.4	9.0	+3.44
R-T30	Ríos costeros cántabro-atlánticos	14.4	14.0	+0.44
R-T31	Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos	12.9	7.0	+5.9
R-T32	Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos	13.5	NA	NA

6.8.4. Hidromorfología

Tabla 36 Tabla donde se muestra el valor de referencia actual según el R.D. 817/2015 y la propuesta del presente proyecto.

Tipo	Nombre tipo	Valor de referencia RD 817/2015	Elevada incertidumbre RC en R.D.	Propuesta final	Diferencia (propuesta-R.D.)
R-T01	Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana	80	*	80	0
R-T02	Ríos de la depresión del Guadalquivir	65	*	65	0
R-T03	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	65	*	65	0
R-T04	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	95		95	0
R-T05	Ríos manchegos	58		58	0
R-T06	Ríos silíceos del piedemonte de Sierra Morena	93		96,3	+ 3,3
R-T07	Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud	60	*	60	0
R-T08	Ríos de baja montaña mediterránea silícea	95		95	0
R-T09	Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	85		90	+ 5
R-T10	Ríos mediterráneos con influencia cárstica	60	*	100	+ 40
R-T11	Ríos de montaña mediterránea silícea	90		100	+ 10
R-T12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	88		88	0
R-T13	Ríos mediterráneos muy mineralizados	60	*	60	0
R-T14	Ejes mediterráneos de baja altitud	70		70	0
R-T15	Ejes mediterráneos-continentales poco mineralizados	100		100	0
R-T16	Ejes mediterráneos continentales mineralizados	85	*	100	+ 15
R-T17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	80	*	80	0
R-T18	Ríos costeros mediterráneos	60	*	85	+ 15
R-T19	Río Tinto				
R-T19bis	Río Odiel				
R-T20	Ríos de serranías béticas húmedas	73		100	+ 18
R-T21	Ríos cántabro-atlánticos silíceos	95		95	0
R-T22	Ríos cántabro-atlánticos calcáreos	93		93	0
R-T23	Ríos vasco-pirenaicos	88		88	
R-T24	Gargantas de Gredos-Béjar	70	*	100	+ 30
R-T25	Ríos de montaña húmeda silícea	90		100	+ 10
R-T26	Ríos de montaña húmeda calcárea	100		100	0

Tipo	Nombre tipo	Valor de referencia RD 817/2015	Elevada incertidumbre RC en R.D.	Propuesta final	Diferencia (propuesta-R.D.)
R-T27	Ríos de alta montaña	90		100	+ 10
R-T28	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos	90	*	100	+ 10
R-T29	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos	80	*	80	0
R-T30	Ríos costeros cántabro-atlánticos	90		90	0
R-T31	Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos	100		100	0
R-T32	Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos	80		80	0

En el anexo 1, se explican con detalle los resultados por tipo de río, muestreos realizados por tipo y los criterios de selección de las nuevas propuestas de valores de referencia.

o



7.1. Hidromorfología (índice QBR)
7.2. Fauna bentónica de invertebrados
7.3. Fitobentos – diatomeas
7.4. Macrófitos
7.5. Fauna ictiológica

7. Conclusiones

Los trabajos para la revisión de las condiciones de referencia de las masas de agua de la categoría ríos han supuesto un gran esfuerzo por parte de la SGPAGR para generar información que permita mejorar el conocimiento para la clasificación del estado ecológico de dichas masas.

Durante más de 5 años de proyecto (2019-2024) se han realizado una gran cantidad de muestreos (1.087 muestreos de fisicoquímica, invertebrados, diatomeas y macrófitos, 248 muestreos de hidromorfología y 1.097 muestreos de peces) por toda la península que han generado un considerable volumen de información sobre los ecosistemas acuáticos de los ríos.

Los resultados de las analíticas e identificaciones obtenidos en cada tipo de masa de agua han sido analizados y tratados para proponer un nuevo valor de referencia de los elementos de calidad biológicos definidos en el RD 817/2015. Los nuevos valores propuestos mejoran el nivel de confianza de los indicadores biológicos para la clasificación del estado ecológico. Los resultados también podrán utlilzarse en el futuro para definir condiciones de referencia de nuevos indicadores biológicos que se desarrollen.

La actual clasificación de tipos no reconoce la variabilidad natural de ciertos ríos cuya salinidad es más o menos elevada de manera natural. La concentración de sales disueltas restringe el tipo de organismos que pueden colonizar y prosperar en estos ecosistemas. Este hecho deriva, inevitablemente, en evaluaciones erróneas del estado ecológico. Conociendo esta problemática se ha propuesto (Apartado 6.5) una reclasificación de ríos y arroyos salinos en base a criterios objetivos de conductividad y se han calculado las CR para los indicadores en los nuevos tipos.

La información generada constituye además un conjunto de datos muy relevante sobre la distribución de organismos acuáticos en los ríos de la Península que contribuye a la mejora del conocimiento de los ecosistemas acuáticos y que será de gran importancia para el seguimiento de los efectos del CC en este tipo de ambientes.

7.1. Hidromorfología (Índice QBR)

Según recoge el RD817/2015, el índice QBR entraría en la categoría (junto con el IBMR en ríos) de aquellas métricas o indicadores para las que se "requiere mejorar el nivel de confianza, bien porque no está intercalibrado, bien porque requiere mejorar su adaptación a los tipos nacionales".

Los criterios de selección de los nuevos valores de referencia son los expuestos en el anexo 1 y que se repiten aquí:

Los criterios de selección de los nuevos valores de referencia para el índice de calidad del bosque de ribera (QBR) son los siguientes:

- Mantener la referencia actual o subirla, nunca bajarla, debido a la tendencia generalizada al alza en los valores de los muestreos del índice QBR.



- Seleccionar el valor más alto de los dos posibles (mediana o actual referencia según el R.D)
- Si el valor más alto de los datos obtenidos resulta de los muestreos realizados en el proyecto Refcon, se utilizará si el nivel de incertidumbre es inferior al 30%, si es mayor, se elegirá el valor del actual R.D.

Con los resultados obtenidos del cálculo del índice QBR durante el proyecto Refcon se propone el aumento de CR en 11 tipos, estos son:

- R-T6, R-9, R-T10, R-T11, R-T16, R-T18, R-T20, R-T24, R-T25, R-T27 y R-T28

El aumento mas importante es para los tipos R-T10 y R-T24, con un aumento de 40 y 30 puntos respectivamente. Para el resto de tipos el aumento medio es de +10,7 puntos.

Para el resto de tipos se mantiene el valor establecido en el R.D. 817/2015.

Con los cambios propuestos y debido al aumento de confianza en los datos obtenidos durante el proyecto Refcon, 5 de los tipos que presentaban elevada incertidumbre RC en el R.D. 817/2015 pasarían a tener una mayor confianza.

Estos son los tipos R-T10, R-T16, R-T18, R-T24 y R-T28.

Los tipos que seguirían manteniendo una elevada incertidumbre de RC son R-T1, R-T2, R-T3, R-T7, R-T13, R-T14, R-T17 y R-T29.

Para estos tipos, debido a la dificultad por la escasez de puntos de la red de referencia, no se ha conseguido obtener unos resultados con alto nivel de confianza para proponer un nuevo RC. En muchos casos, estos tipos se encuentran en un estado ecológico no suficientemente bueno como para valorarlos y conseguir unas óptimas referencias.

7.2. Fauna bentónica de invertebrados

Tal y como se ha mencionado anteriormente, el IBMWP es el índice más ampliamente usado para la evaluación del estado ecológico de las masas de agua para la fauna bentónica de invertebrados. En este sentido, la nueva propuesta de CR para el IBMWP ha supuesto un incremento respecto a su valor en el RD 817/2015 en 20 de los 33 tipos para los que había CR. Dicho incremento ha sido sustancial en 9 de estos tipos, con más de 20 puntos por encima de su CR establecida en el RD 817/2015. Únicamente, en 4 tipos el incremento fue inferior a 5 puntos. Por otra parte, la nueva propuesta de CR también ha supuesto una disminución respecto su valor en el RD 817/2015, esto ha sucedido en 10 de los 33 tipos para los que se dispone de CR en cuanto al IBMWP. Dicha disminución ha sido sustancial, esto es, de más de 20 puntos, en 5 ocasiones. Es necesario tener en cuenta que según el RD 817/2015 la CR para el IBMWP se obtuvo "bien con elevada incertidumbre estadística o bien a partir de datos insuficientes por interpolación y criterio de expertos" en 16 de los 32 tipos a los que se aplica.

En cuanto al IMMI-T su aplicación en el RD817/2015 es más restringida que para el IBMWP. Según el RD 817/2015 el IMMI-T únicamente se aplica a 12 de los 34 tipos descritos; si bien en los 12 casos está señalado que los valores de su condición de referencia se han obtenido con elevada incertidumbre estadística o bien a partir de datos insuficientes por interpolación y criterio de experto. Es por ello que el presente proyecto mejora sustancialmente la aplicabilidad y solidez de este índice al proponer condiciones de referencia en 32 de los 34 tipos definidos. Por lo que se refiere a su CR establecida en el RD 817/2015 la nueva propuesta ha supuesto un incremento únicamente en 6 tipos de los 20 para los que

había CR. Mientras que en 12 ocasiones la nueva propuesta de CR ha supuesto una disminución respecto su valor en el RD 817/2015.

Por último, la nueva propuesta de CR para el índice METI ha supuesto un incremento respecto a su valor en el RD 817/2015 en 2 de los 9 tipos a los que se aplica. Aunque para este índice la nueva propuesta de CR también ha supuesto una disminución respecto su valor en el RD 817/2015. Esto ha sucedido en 7 ocasiones.

Gracias a los esfuerzos de muestreo llevados a cabo en el presente proyecto, con aproximadamente 1.000 muestreos realizados, en combinación con el asesoramiento y trabajo de expertos se ha conseguido mejorar la solidez y confianza de los valores de referencia de los tres índices usados para evaluar el estado ecológico de las masas de agua de la categoría ríos mediante los invertebrados bentónicos. Se espera que las nuevas condiciones de referencia repercutan en una mejora de la evaluación del estado ecológico mediante el elemento de calidad biológica invertebrados bentónicos.

7.3. Fitobentos – diatomeas

Las diatomeas reúnen una serie de características fisiológicas y ecológicas que las convierten en los organismos idóneos para su empleo como indicadores ecológicos. El Índice de Poluosensibilidad Específica (IPS) está considerado como índice de referencia para la evaluación del estado ecológico de las masas de agua mediante las diatomeas.

La nueva propuesta de CR para el IPS ha supuesto un incremento respecto a su valor en el RD 817/2015 en 19 de los 32 tipos para los que había CR. 12 de estos 19 tipos han experimentado un incremento de más de un punto y en 6 ocasiones el incremento ha sido de más de dos puntos. Por el contrario, la nueva propuesta de CR también ha supuesto una disminución respecto su valor en el RD 817/2015 en 11 de los 32 tipos a los que se aplica el índice IPS. Dicha disminución se ha considerado sustancial, esto es, de más de un punto, únicamente en 4 ocasiones. Es necesario tener en cuenta que según el RD 817/2015 la CR para el IPS se obtuvo "bien con elevada incertidumbre estadística o bien a partir de datos insuficientes por interpolación y criterio de expertos" en 16 de los 32 tipos a los que se aplica.

Los resultados obtenidos en el presente proyecto permiten aumentar la confianza de los valores de referencia resultantes del cálculo del IPS para 30 tipos.

7.4. Macrófitos

Según recoge el RD817/2015, el índice IBMR entraría en la categoría (junto con el QBR en ríos) de aquellas métricas o indicadores para las que se "requiere mejorar el nivel de confianza, bien porque no está intercalibrado, bien porque requiere mejorar su adaptación a los tipos nacionales".

Además, y por ello, el MITERD prepara en la actualidad el estudio y diseño de un nuevo indicador de macrófitos basado en el gradiente de presiones existente a nivel nacional, que, partiendo de datos experimentales de tolerancia de los diferentes taxones recogidos en los muestreos de las DDHH, ofrezca unos resultados más fiables en la clasificación del Estado Ecológico que el actual IBMR. Una vez diseñado e intercalibrado el nuevo indicador, se podrá proceder a su cálculo para las muestras REFCON y establecer así las CR propias de los tipos para el nuevo indicador.

A pesar de ello, se han revisado las CR para el IBMR para su aplicación en la implantación de la DMA por las DDHH. La nueva propuesta de CR ha supuesto un incremento del anterior valor (RD 817/2015) en 21 de los 25 tipos para los que había CR. En estos, el incremento fue menor de 1 punto en 6 ocasiones, en 10 ocasiones fue superior a 2 puntos y de estos, únicamente en 2 tipos el incremento fue superior a 4 puntos.

Hay que tener en cuenta que según el RD817/2015, hasta en 11 de los 25 tipos en los que se dan valores de las CR y el IBMR es de aplicación, el valor de la CR fue obtenido "bien con elevada incertidumbre estadística o bien a partir de datos insuficientes por interpolación y criterio de expertos". Este fue el caso en 4 de los 7 tipos en los que se registraron mayores diferencias RD817 vs REFCON. Por ello, en nuestra opinión, de modo general y gracias al gran esfuerzo de muestreo realizado y a la utilización de técnicas estadísticas de última generación (modelos y algoritmos de clasificación de *machine learning*), este proyecto ha supuesto una mejora sustancial en la solidez y confianza ofrecida por los valores propuestos. Esto repercutirá, sin duda, en la mejora de las evaluaciones del estado ecológico mediante el indicador de macrófitos.

En cuanto a la problemática de los ríos salinos y el tipo R-T13, no se ha estimado oportuno ofrecer una propuesta de CR como en los demás tipos, hasta que no se aborde la re-clasficación de los nuevos tipos salinos en base a la conductividad (sección 6.5).

Asimismo, no se pudieron aportar CR para los ríos ácidos y ricos en metales de los tipos R-T19 y R-T19bis, debido a que ninguno de los taxones incluidos en el IBMR es capaz de sobrevivir en este tipo de ecosistemas extremos. De hecho, las pocas ocasiones en que fue posible su cálculo, esto se debió a la inclusión de taxones desde charcas o desembocaduras adyacentes, de condiciones menos extremas, por lo que no se consideraron datos válidos.

7.5. Fauna ictiológica

El EFI+ es un índice de calidad biológica basado en peces aplicable a toda Europa desarrollado por el Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers (FAME) Consortium en 2009 (FAME Consortium 2009). Este índice se basa en un modelo predictivo que modela las condiciones de referencia en base a una serie de descriptores abióticos de sitio individuales, para luego cuantificar de forma estadística la desviación de la comunidad de peces observada respecto de aquella que se consideraría como de referencia para el sitio evaluado (Aparicio *et al.* 2011). De este modo, los autores pusieron a punto un software de cálculo que es imprescindible para su obtención, ya que las fórmulas matemáticas concretas que utiliza son de gran complejidad.

La naturaleza predictiva del EFI+ hace que modificar las condiciones de referencia que utiliza sea una tarea complicada, que requeriría el desarrollo de un nuevo modelo predictivo. Dicho modelo exigiría el muestreo de puntos de referencia e impactados, cubriendo un amplio gradiente de presiones, además de un estudio de requerimientos ecológicos de las especies presentes en la Península (muchas de ellas endémicas). Asimismo, si el objetivo final fuera ajustar las condiciones de referencia del EFI+, el nuevo modelo debería ser validado posteriormente para todo el territorio europeo. En cualquier caso, toda la información genereda sobre los muestreos de fauna ictiológica realizados en el proyecto están disponibles para calcular valores de referenica de futuros índices o adaptaciones de los existentes.

Por todo lo mencionado, se considera que la modificación del criterio de referencia para el EFI+ queda fuera del alcance del presente proyecto y, en consecuencia, no se proponen nuevos valores para este bioindicador. En su lugar, se presentan las medianas de los valores de EFI+ obtenidos para los puntos muestreados en cada tipo, su percentil 75 y el intervalo de confianza del 95%. Estos resultados proporcionan una visión general del comportamiento del EFI+ aplicado a la red de referencia, y pueden servir de base para el desarrollo de nuevas aplicaciones de estudio de calidad basadas en peces.

o



8. Bibliografía

Alba-Tercedor, J., P. Jaimez-Cuellar, P. et al. 2002. "Caracterización Del Estado Ecológico de Ríos Mediterráneos Ibéricos Mediante El Índice IBMWP." *Limnetica* 21(2002): 175–85.

Alba-Tercedor, Javier. 1990. "Siphlonurus Ireneae SP. N. from Spain (Ephemeroptera: Siphlonuridae)." In *Mayflies and Stoneflies: Life Histories and Biology: Proceedings of the 5th International Ephemeroptera Conference and the 9th International Plecoptera Conference*, Springer, 323–26.

Alba-Tercedor, Javier, and P Jáimez-Cuéllar. 2003. "Checklist and Historical Evolution of the Knowledge of Ephemeroptera in the Iberian Peninsula, Balearic and Canary Islands." *Research update on Ephemeroptera & Plecoptera. Università di Perugia, Perugia (Italy)* 488: 91–97.

Alba Tercedor, Javier et al. 2002. "Caracterización Del Estado Ecológico de Ríos Mediterráneos Ibéricos Mediante El Índice IBMWP (Antes BMWP')." *Limnetica, 2002, vol. 21, num. 3-4, p. 175-185*.

Alcaraz-Hernández, Juan Diego, Johannes Radinger, Yaiza Luque, and Emili García-Berthou. 2024. "Response of a Pan-European Fish Index (EFI+) to Multiple Pressures in Rivers across Spain." *Journal of Environmental Management* 352: 120043.

Álvarez-Cabria, Mario et al. 2019. *Seguimiento Del Cambio Global En Los Ecosistemas Acuáticos Del Parque Nacional de Los Picos de Europa*.

Aparicio, Enric, Gerard Carmona-Catot, Peter B. Moyle, and Emili García-Berthou. 2011. "Development and Evaluation of a Fish-Based Index to Assess Biological Integrity of Mediterranean Streams." *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21(4): 324–37.

Arribas, P et al. 2009. "Tipificación de Los Ríos Salinos Ibéricos." *Ecosistemas* 18(3).

Arribas, Paula et al. 2019. "Insect Communities in Saline Waters Consist of Realized but Not Fundamental Niche Specialists." *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 374(1764): 20180008.

Ball, I.R., and H.P. Possingham. 2000. "Marxan Version 1.8.3."

de Bikuña, Begoña Gartzia et al. 2017. "Development of a Fish-Based Index to Assess the Ecological Status of Oceanic-Temperate Streams in the Northern Iberian Peninsula." *Fundamental and Applied Limnology* 189(4): 315–27.

Cano–Barbacil, Carlos, Johannes Radinger, and Emili García–Berthou. 2022. "The Importance of Seawater Tolerance and Native Status in Mediating the Distribution of Inland Fishes." *Journal of Biogeography* 49(11): 2037–49.

Carles-Tolrá, M. 2002. "Catálogo de Los Díptera de España, Portugal y Andorra (Insecta)." *Monografías SEA* 8: 1–323.

Carvalho, Emerson M, and Manuel A S Graça. 2007. "A Laboratory Study on Feeding Plasticity of the Shredder Sericostoma Vittatum Rambur (Sericostomatidae)." *Hydrobiologia* 575: 353–59.

CEDEX. 2004. "Análisis de Las Características de Las Demarcaciones."

———. 2007. "Guía Visual Interactiva de La Vegetación de Ribera Española."

———. 2010. "Agrupación y Simplificación Del Mapa Nacional de Hidrorregiones Para Su Aplicación En El Cálculo de Regímenes de Caudales Ambientales." : 60.

"Conchological Society of Great Britain and Ireland." 2012.

Conesa-García, Miguel A. 2021. *Larvas de Libélulas En La península ibérica*. Torres Editores.

Corral-Lou, Andrea, Silvia Perea, Enric Aparicio, and Ignacio Doadrio. 2019. "Phylogeography and Species Delineation of the Genus *Phoxinus* Rafinesque, 1820 (Actinopterygii: Leuciscidae) in the Iberian Peninsula." *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* n/a(n/a).

Denys, Gaël P J et al. 2021. "Revalidation of the Spanish Stone Loach Barbatula Hispanica (Lelek, 1987) (Teleostei, Nemacheilidae) According to Morphological and Mitochondrial Data." In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, EDP Sciences, 10.

Doadrio, I, S Perea, P Garzón-Heydt, and J L González. 2011. *Inctiofauna Continental Española. Bases Para Su Seguimiento*. ed. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.

Doadrio, Ignacio, Miriam Casal-López, and Silvia Perea. 2023. "Description of Three New Species of the Genus Achondrostoma Robalo, Almada, Levi & Doadrio, 2007 (Actinopterygii, Leuciscidae) in the Iberian Peninsula."

Doadrio, Ignacio, Silvia Perea, Paloma Garzón-Heydt, and José Luis González. 2011. Ictiofauna Continental Española *Ictiofauna Continental Española*.

Doadrio, Ignacio, Carla Sousa-Santos, Joana Robalo, and Silvia Perea. 2024. "Description of Three New Species of the Genus Cobitis L., 1758 (Actinopterygii, Cobitidae) in the Iberian Peninsula." *Limnetica* 43(2): 0.

Dormann, Carsten F, and Rouven Strauss. 2014. "A Method for Detecting Modules in Quantitative Bipartite Networks." *Methods in Ecology and Evolution* 5(1): 90–98.

Dufrêne, Marc, and Pierre Legendre. 1997. "Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach." *Ecological monographs* 67(3): 345–66.

European Parliament & Council. 2000. "Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy." *Official Journal of the European Union* 327: 1–73.

FAME Consortium. 2009. *Manual for the Application of the European Fish Index-EFI. A Fish-Based Method to Assess the Ecological Status of European Rivers in Support of the Water Framework Directive*. Vienna (Austria).

Fortuño, P et al. 2018. *Efectes Del Canvi Ambiental En Les Comunitats d'organismes Dels RIus MEDiterranis (CARIMED). Informe 2017*.

———. 2019. *Efectes Del Canvi Ambiental En Les Comunitats d'organismes Dels RIus MEDiterranis (CARIMED). Informe 2018-2019.*

———. 2020. *Efectes Del Canvi Ambiental En Les Comunitats d'organismes Dels RIus MEDiterranis (CARIMED). Informe 2020.*

———. 2022. *Efectes Del Canvi Ambiental En Les Comunitats d'organismes Dels RIus MEDiterranis (CARIMED). Informe 2012-2022.*

García-Berthou, Emili et al. 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.

GBIF. 2023. "Página de Inicio de GBIF."

Golovatyuk, Larisa V et al. 2018. "Biological Aspects of the Associations of Biting Midges (Diptera: Ceratopogonidae) in Two Saline Rivers of the Elton Lake Basin, Russia." *Marine and Freshwater Research* 69(6): 906–16.

González del Tanago, M, and D García De Jalón. 1983. "Oligoneuriidae (Ephemeroptera) of the Duero Basin (Central North of Spain)." *Archiv fur hydrobiology*.

González, M A, L S W da Terra, D García de Jalón, and F Cobo. 1992. "Lista Faunística y Bibliográfica de Los Tricópteros (Trichoptera) de La península ibérica e Islas Baleares." *Asociación Española de Limnología* 11: 200.

Goula, Marta, and L Mata. 2015. "Hemiptera Heteroptera." *Revista IDE@-SEA* 53: 1–30.

Gutiérrez-Cánovas, Cayetano et al. 2019. "Evaluating Anthropogenic Impacts on Naturally Stressed Ecosystems: Revisiting River Classifications and Biomonitoring Metrics along Salinity Gradients." *Science of the Total Environment* 658: 912–21.

Gutiérrez-Cánovas, Cayetano, J Velasco, and A Millán. 2008. "SALINDEX: A Macroinvertebrate Index for Assessing the Ecological Status of Saline 'Ramblas' from SE of the Iberian Peninsula." *limnetica* 27(2): 299–316.

IH Cantabria. 2022. *Informe Sobre Determinación de Las Unidades de Modelado y de La Extensión de Las Redes Fluviales*.

———. 2023a. *Informe de Actualización y Validación de Los Datos de Presiones e Impactos y Determinación de Variables En Continuo Para Los Tramos de La Red Fluvial*.

———. 2023b. *Informe de Análisis de Datos Disponibles y Definición de Metadatos*.

———. 2023c. *Informe de Análisis de La Variabilidad En Las Condiciones de Referencia Por Tipo de Año Hidrológico*.

———. 2023d. *Informe de Condiciones de Referencia y Cambio Climático*.

———. 2023e. *Informe de Condiciones de Referencia y Variables Hidroclimáticas*.

———. 2023f. *Informe de Depuración de Base de Datos y Análisis Del Grado de Cobertura de Cada Variable*.

———. 2023g. *Informe de Modelado de Comunidades Biológicas*.

———. 2023h. *Informe de Modelización de Índices de Estado Ecológico Para Toda La Red Fluvial*.

———. 2023i. *Informe de Validación de Correspondencia Entre Punto de Muestreo y Tramo de La Red Fluvial Sintética*.

———. 2023j. *Informe Sobre Extracción de Las Redes Fluviales y Dotación de Contenio Digital*.

Karr, James et al. 1986. "Assessing Biological Integrity in Running Waters. A Method and Its Rationale." *Ill Nat Hist Surv Spec Publ* 5.

MAPAMA. 2004. *Corbicula Fluminea*.

———. 2013a. "Dreissena Polymorpha." *Catálogo Español de Especies Exóticas invasoras*: 8.

———. 2013b. "Melanoides Tuberculatus." *Catálogo Español de Especies Exóticas invasoras*: 4.

———. 2013c. "Pacifastacus Leniusculus." *Catálogo Español de Especies Exóticas invasoras*: 9.

Martens, Koen, Isa Schön, Claude Meisch, and David J Horne. 2008. "Global Diversity of Ostracods (Ostracoda, Crustacea) in Freshwater." *Freshwater animal diversity assessment*: 185–93.

Millán, A et al. 2011. "Mediterranean Saline Streams in Southeast Spain: What Do We Know?" *Journal of Arid Environments* 75(12): 1352–59.

Millán, Andrés et al. 2011. "Mediterranean Saline Streams in Southeast Spain: What Do We Know?" *Journal of Arid Environments* 75(12): 1352–59.

———. 2014. "Atlas de Los Coleópteros Acuáticos de España Peninsular."

Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio ambiente. 2015. Boletín Oficial del Estado *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.*

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

MITECO. 2018a. *NABIA Sistema de Información Sobre El Estado y Calidad de Las Aguas Continentales [Base de Datos]*.

———. 2018b. Boletín Oficial del Estado *Real Decreto 818/2018, de 6 de Julio, Sobre Medidas Para La Reducción de Las Emisiones Nacionales de Determinados Contaminantes Atmosféricos.* Ministerio para la Transición Ecológica.

———. 2019. "Estrategia de Conservación y de Lucha Contra Amenazas de Plantas Protegidas Ligadas Al Agua." : 1–79.

Munné, Antoni, and Narcís Prat. 2009. "Use of Macroinvertebrate-Based Multimetric Indices for Water Quality Evaluation in Spanish Mediterranean Rivers: An Intercalibration Approach with the IBMWP Index." *Hydrobiologia* 628(1): 203–25.

Nentwig, Wolfgang et al. 2018. "More than '100 Worst' Alien Species in Europe." *Biological Invasions* 20(6): 1611–21.

Polhemus, John T, and Dan A Polhemus. 2008. "Global Diversity of True Bugs (Heteroptera; Insecta) in Freshwater." *Freshwater animal diversity assessment*: 379–91.

Prat, N. et al. 2014. *Efectes Del Canvi Ambiental En Les Comunitats d'organismes Dels RIus MEDiterranis (CARIMED). Informe 2014.*

Prat, N., P. Fortuño, M. Rieradevall, R Acosta, N. Bonada, G. Pace, et al. 2015. *Efectes Del Canvi Ambiental En Les Comunitats d'organismes Dels RIus MEDiterranis (CARIMED). Informe 2014.*

Prat, N., P. Fortuño, M. Rieradevall, R Acosta, N. Bonada, D. Castro, et al. 2015. *Efectes Del Canvi Ambiental En Les Comunitats d'organismes Dels RIus MEDiterranis (CARIMED). Informe 2015.*

Prat, N. et al. 2017. *Efectes Del Canvi Ambiental En Les Comunitats d'organismes Dels RIus MEDiterranis (CARIMED). Informe 2016.*

RD817/2015. 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.*

Roca-Cusachs, Marcos et al. 2019. "New Evidences of the Presence of Aphelocheirus Aestivalis in the Iberian Peninsula, Its Ecology and Description of Two Northeastern Iberian Populations." *Limnetica, 2019, vol. 39, num. 1, p. 155-167*.

Rosvall, Martin, and Carl T Bergstrom. 2007. "Maps of Information Flow Reveal Community Structure in Complex Networks." *arXiv preprint physics.soc-ph/0707.0609* 3.

———. 2008. "Maps of Random Walks on Complex Networks Reveal Community Structure." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(4): 1118–23.

Ruiz-Arrondo, I et al. 2014. "Expansión de Los Simúlidos (Diptera: Simuliidae) En España: Un Nuevo Reto Para La Salud Pública y La Sanidad Animal." *Bol SEA* 54: 193–200.

Seguí, Carlos Barceló. 2019. "Bionomía y Modelos de Abundancia Estacional de Las Especies Del Género Culicoides (Diptera; Ceratopogonidae) En España, Con Especial Interés En Los Vectores Del Virus de La Lengua Azul."

SIBIC. 2022. *Carta Piscícola Española*.

Sostoa, Adolf de et al. 2010. "Ajust de l'Índex d'Integritat Biòtica (IBICAT) Basat En l'ús Dels Peixos Com a Indicadors de La Qualitat Ambiental Als Rius de Catalunya." *© Agència Catalana de l'Aigua. 2010. Ajust de l'Índex d'Integritat Biòtica (IBICAT) basat en l'ús dels peixos com a indicadors de la qualitat ambiental als rius de Catalunya. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. 187 p.*

Stuijfzand, S C, S Engels, E Van Ammelrooy, and M Jonker. 1999. "Caddisflies (Trichoptera: Hydropsychidae) Used for Evaluating Water Quality of Large European Rivers." *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 36: 186–92.

Tachet, Henri, Jean Paul Pierrot, Chantal Roux, and Michel Bournaud. 1992. "Net-Building Behaviour of Six Hydropsyche Species (Trichoptera) in Relation to Current Velocity and Distribution along the Rhône River." *Journal of the North American Benthological Society* 11(4): 350–65.

Tachet, Henri, Philippe Richoux, Michel Bournaud, and Philippe Usseglio-Polatera. 2010. 15 *Invertébrés d'eau Douce: Systématique, Biologie, Écologie*. CNRS éditions Paris.

Tierno De Figueroa, José Manuel, and Manuel Jesús López-Rodríguez. 2019. "Trophic Ecology of Plecoptera (Insecta): A Review." *The European Zoological Journal* 86(1): 79–102.

Unión Europea. 2000. "DIRECTIVA 2000/60/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 23 de Octubre de 2000." *Por La Que Se Establece Un Marco Comunitario De Actuación En El Ámbito De La Política De Aguas.* (7).

Verdú, José R, Catherine Numa, and Eduardo Galante. 2011. "Atlas y Libro Rojo de Los Invertebrados Amenazados de España (Especies Vulnerables)." *Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid*.

Vidal Abarca, C, and María L Suárez. 1986. "Lista Faunistica y Bibliografica de Los Moluscos (Gastropoda & Bivalvia) de Las Aguas Continentales de La Peninsula Iberica e Islas Balares." *Listas de la flora y fauna de las aguas continentales de la península ibérica*.

o

Anexo 1. Listado de puntos de muestreo de la red de referencia en ríos

Código Refcon	Código Punto	Nombre Refcon	ETRS89 x UTM	ETRS89 y UTM	Huso	Gestión	Tipo	Validación
aa01r	AA00000828	Arroyo del Puerto de los Negros o del Artillero	270299	4058417	30	ANDALUCIA	R-T07	validada
aa03r	AA00000834	Río del Montero, aguas arriba Venta Patrite	262175	4038634	30	ANDALUCIA	R-T20	validada
aa04r	AA00000835	Arroyo del Jantor	262901	4026946	30	ANDALUCIA	R-T20	validada
aa05r	AA00GB0114	Arroyo del Caballo, en Finca Garcisobaco	263052	4053482	30	ANDALUCIA	R-T07	provisional
aa06r	AA00000737	Arroyo del Helechoso	707039	4140758	29	ANDALUCIA	R-T02	validada
aa07r	AA00000805	Rivera Escalada	698034	4186912	29	ANDALUCIA	R-T08	validada
aa08r	AA00000807	Arroyo de Clarina	711360	4145449	29	ANDALUCIA	R-T06	validada
aa09r	AA00000809	Arroyo de Valdehombre	710671	4184769	29	ANDALUCIA	R-T08	validada
aa10r	AA00000827	Barranco del Coladero (antes del Quejigo)	716469	4162593	29	ANDALUCIA	R-T06	validada
aa11r	AA00000766	Río Tinto, antigua estación tren	716179	4163211	29	ANDALUCIA	R-T19	validada
aa12r	AA00000740	Río Oraque, aguas arriba desembocadura Riv. De Tamujoso	148553	4169852	30	ANDALUCIA	R-T19bis	validada
cc01r	050006000	Riu Brugent, al Molí del Pinetell	343314	4574388	31	CIC-CATALUÑA	R-T10	validada
cc02r	050011010	Riu Glorieta, al Mas Corbella	342763	4570378	31	CIC-CATALUÑA	R-T10	validada
cc04r	100036010	Riera d'Oló, a Sant Feliuet de Terrassola	425235	4638725	31	CIC-CATALUÑA	R-T09	validada
cc05r	100038010	Riera de Malrubí, cabecera	420693	4629878	31	CIC-CATALUÑA	R-T09	validada
cc06r	100049010	Riu Aigua de Valls, a Sorribes	390830	4674634	31	CIC-CATALUÑA	R-T26	validada
cc07r	100081010	Riera del Carme, a Santa Càndia	380378	4597530	31	CIC-CATALUÑA	R-T10	validada
cc08r	110020510	Riera de Guanta	426054	4610658	31	CIC-CATALUÑA	R-T09	validada
cc09r	140001010	Riu Tordera, cap al càmping de les Illes	450742	4626007	31	CIC-CATALUÑA	R-T11	validada
cc10r	140016000	Riera de Sta. Coloma, a el Begis	466384	4635091	31	CIC-CATALUÑA	R-T09	validada
cc11r	150001010	Torrent d'Aiguafina, al camí de Font Bona	493185	4623830	31	CIC-CATALUÑA	R-T18	validada
cc12r	160001010	Riera de Verderes o Riu Ridaura	493990	4625760	31	CIC-CATALUÑA	R-T18	validada
cc13r	190001010	Riu Daró, al Pla de Banyeres	497319	4643252	31	CIC-CATALUÑA	R-T09	validada
cc14r	200001010	Riu Ter, al Pla de la Molina (capçalera)	440485	4694506	31	CIC-CATALUÑA	R-T27	validada
cc15r	200001011	Riu Ritort, a Espinavell	449785	4692373	31	CIC-CATALUÑA	R-T27	validada
cc16r	200024011	Riera Major, aigua amunt de Viladrau	449336	4631534	31	CIC-CATALUÑA	R-T11	validada
cc17r	210007010	Riera d' Osor, aguas arriba de Osor	461671	4643985	31	CIC-CATALUÑA	R-T12	validada
cc18r	210009010	Riera de Junyell, aguas arriba del hotel	475239	4669980	31	CIC-CATALUÑA	R-T09	validada
cc19r	220004010	Riu de la Guilla	486575	4693331	31	CIC-CATALUÑA	R-T08	validada
cc20r	220008010	L'Orlina a la carretera del Coll de Banyuls	502127	4696235	31	CIC-CATALUÑA	R-T08	validada
cc21r	220008011	Riera d'Anyet, al camí del Castell de Requessens	495869	4697830	31	CIC-CATALUÑA	R-T08	validada
cc22r	110003010	Riera d'Avencó, a el Brull	442179	4628636	31	CIC-CATALUÑA	R-T11	validada
cc23r	200013010	Torrent de Forès, a Vallverd	445168	4658481	31	CIC-CATALUÑA	R-T12	validada
cc24r	210008010	Riera de Borró, al pont direcció Can Bosch	471721	4677130	31	CIC-CATALUÑA	R-T12	validada
cc25r	100054010	Aigua d'Ora al cami de Tentellatge	389358	4657773	31	CIC-CATALUÑA	R-T12	validada
cn01r	ART022	Iru Erreketa Erreka o río Markola	535795	4788100	30	PAIS VASCO INTRACOMU-NITARIOS	R-T22	provisional
cn02r	ART062	Río Artibai, en Bolibar	538483	4788269	30	PAIS VASCO INTRACOMU-NITARIOS	R-T22	provisional

Código Refcon	Código Punto	Nombre Refcon	ETRS89 x UTM	ETRS89 y UTM	Huso	Gestión	Tipo	Validación
cn04r	BGA075	Río Galdames-Barbadún, en Arenao	489078	4791616	30	COR_PAIS_VASCO	R-T22	provisional
cn05r	BUT062	Río Butrón, en Errigoiti	520434	4796515	30	PAIS VASCO INTRACOMUNITARIOS	R-T22	validada
cn06r	DEB060	Río Deba, en Leinz-Gatzaga	535348	4759104	30	PAIS VASCO INTRACOMUNITARIOS	R-T23	validada
cn07r	LEA022	Oiz Erreka, cabecera Río Lea	533396	4789378	30	PAIS VASCO INTRACOMUNITARIOS	R-T22	validada
cn08r	LEA112	Río Lea, en San Antón	537184	4795163	30	PAIS VASCO INTRACOMUNITARIOS	R-T22	validada
cn09r	LEX036	Ea Erreka, en Ea	533915	4802058	30	PAIS VASCO INTRACOMUNITARIOS	R-T30	provisional
cn10r	NO00560022	Río Deva, antes de confluencia con río Cares	369684	4797183	30	COR_CANTABRICO	R-T29	validada
cn11r	NO00660001	Orabideko Erreka (río Olavidea), aguas arriba de Urdax	620566	4789617	30	COR_CANTABRICO	R-T23	validada
cn12r	NO00660002	Río Urritzate-Aritzakun, en Baztán	630641	4790652	30	COR_CANTABRICO	R-T23	validada
cn13r	NO00660003	Río Bidasoa, en Ordoki	623946	4781755	30	COR_CANTABRICO	R-T23	provisional
cn14r	NO00870012	Río Atxuri, aguas arriba de Orozco	512188	4770201	30	COR_CANTABRICO	R-T32	validada
cn15r	NO00910006	Iñarbegiko Erreka, en Gorostapolo	625699	4780348	30	COR_CANTABRICO	R-T23	validada
cn16r	OIA044	Arditurri Erreka, aguas arriba de Ergoien (Oiartzun)	595702	4792602	30	PAIS VASCO INTRACOMUNITARIOS	R-T23	validada
cn17r	OKG032	Golako Erreka, en Mendata	530010	4791282	30	PAIS VASCO INTRACOMUNITARIOS	R-T22	validada
cn18r	OKM040	Artola Erreka, en Busturia	523470	4801409	30	PAIS VASCO INTRACOMUNITARIOS	R-T30	provisional
cn19r	UAL024	Illaragorri (Altzolaratz) (Aia)	567206	4784576	30	PAIS VASCO INTRACOMUNITARIOS	R-T23	provisional
cn20r	UAL090	Altzolaratz Erreka, en Pagoeta	564598	4787446	30	PAIS VASCO INTRACOMUNITARIOS	R-T23	validada
cn21r	URO035	Río Urola, en Brinkola	554831	4761065	30	PAIS VASCO INTRACOMUNITARIOS	R-T23	validada
cn22r	EO013	Río Lua, en Montefurado	645938	4781461	29	COCC_CANTABRICO	R-T21	validada
cn23r	NA022	Rio Agüeira, en Pesoz	671995	4791736	29	COCC_CANTABRICO	R-T21	validada
cn24r	NO00120013	Río Esqueiro, en puente del Soto de Luiña	719802	4823042	29	COCC_CANTABRICO	R-T30	validada
cn25r	NO00250009	Rio turia en Conforto	655301	4803522	29	COCC_CANTABRICO	R-T21	validada
cn26r	NO00250010	Rio Porcía, en Sueiro	668658	4813499	29	COCC_CANTABRICO	R-T30	validada
cn27r	NO00250011	Río Eo, en Ferrerías	648094	4805016	29	COCC_CANTABRICO	R-T28	validada
cn28r	NO00260016	Rio Naraval, en Naraval	697896	4812370	29	COCC_CANTABRICO	R-T21	validada
cn29r	NO00260017	Río Carbonel en puente Polea	685178	4809483	29	COCC_CANTABRICO	R-T21	validada
cn30r	NO00270005	Río Navelgas, en Vega de Muñalén	702256	4809763	29	COCC_CANTABRICO	R-T21	validada
cn31r	NO00270008	Río Bárcena, en Ese	703778	4810098	29	COCC_CANTABRICO	R-T21	provisional

Código Refcon	Código Punto	Nombre Refcon	ETRS89 x UTM	ETRS89 y UTM	Huso	Gestión	Tipo	Validación
cn32r	NO00310007	Río Sella, aguas arriba de Cangas de Onís	327021	4800384	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T29	validada
cn33r	NO00310016	Arroyo de Nueva, aguas arriba de Nueva	342727	4810025	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T30	validada
cn34r	NO00360005	Río Asón, en Udalla	463779	4795961	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T29	provisional
cn35r	NO00500005	Riovena	696190	4791108	29	COCC_CANTA-BRICO	R-T21	validada
cn36r	NO00500011	Río Pumar, en Lleirón-Besullo	690896	4782872	29	COCC_CANTA-BRICO	R-T21	validada
cn37r	NO00510017	Río Arganza, en Arganza	702894	4792540	29	COCC_CANTA-BRICO	R-T31	validada
cn38r	NO00510018	Río Onón, en Onón	706656	4788395	29	COCC_CANTA-BRICO	R-T21	validada
cn39r	NO00510019	Arroyo de Genestaza en Ponte Carral (Tuña)	713887	4793234	29	COCC_CANTA-BRICO	R-T21	validada
cn40r	NO00530014	Turón en la Granxa	281399	4788134	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T21	validada
cn41r	NO00540009	Río Ponga, aguas abajo de Taranes	321626	4786178	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T22	validada
cn42r	NO00540014	Río Color en la Piñera	316181	4798078	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T22	validada
cn43r	NO00570015	Arroyo Vendul, aguas arriba de Cosío	385654	4785750	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T22	validada
cn44r	NO00570017	Arroyo de Viaña, en Viaña	397983	4782801	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T22	validada
cn45r	NO00570019	Río Lamasón, en Riclones	379645	4792485	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T22	validada
cn46r	NO00570025	Río Saja, en Renedo de Cabuérniga	394264	4783832	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T32	validada
cn47r	NO00730001	San Paio	644022	4770666	29	COCC_CANTA-BRICO	R-T21	validada
cn48r	NO00730002	Rego de Cubilledo, en San Paio	644867	4769219	29	COCC_CANTA-BRICO	R-T21	validada
cn49r	NO00740006	Río Lamas, en Paradiñas	654296	4767083	29	COCC_CANTA-BRICO	R-T21	validada
cn50r	NO00740009	Río Suarna, en A Barreira	664751	4769392	29	COCC_CANTA-BRICO	R-T31	validada
cn51r	NO00750012	Río Muniellos, aguas arriba de Tablizas	688495	4766941	29	COCC_CANTA-BRICO	R-T21	validada
cn52r	NO00760012	Río Somiedo, en Caunedo (aguas arriba de Pola)	724427	4770798	29	COCC_CANTA-BRICO	R-T25	validada
cn53r	NO00820005	Río Nansa, en Puente Pumar	385627	4774313	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T26	validada
cn54r	NO00820010	Río Saja, en casa de la Ponvieja	395075	4777120	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T22	validada
cn55r	NO00820011	Río Argonza, en Bárcena Mayor	399517	4778895	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T22	validada
cn56r	NO00830003	Río Magdalena, en Retuerta, Luena	427273	4778706	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T22	validada
cn57r	NO00990009	Castelo	670695	4748505	29	COCC_CANTA-BRICO	R-T25	validada
cn58r	NO01250007	Río Bolles, en As Nogais	655894	4740427	29	COCC_CANTA-BRICO	R-T25	validada
cn59r	SE008	Río Ponga, en Sobrefoz	323059	4781581	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T22	validada
cn60r	SE010	Río Sella, en Ribota	335589	4776609	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T26	validada
cn61r	NO00560009	Río Duje, aguas arriba de Sostres	357268	4786793	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T26	provisional
cn62r	NAL060	Río del Alba	299082	4784268	30	COCC_CANTA-BRICO	R-T21	provisional
cn63r	URU004	Río Alama, aguas arriba confluencia R. Añarbe	596659	4784957	30	COR_CANTA-BRICO	R-T23	provisional
cn64r	NO00740010	NA010	652114	4767985	29	COCC-CANTA-BRICO	R-T21	validada

Código Refcon	Código Punto	Nombre Refcon	ETRS89 x UTM	ETRS89 y UTM	Huso	Gestión	Tipo	Validación
cn65r	NO00510013	Río Onón	706460	4788965	29	COCC-CANTA-BRICO	R-T21	validada
du01r	DU00800007	Río Orza, en Burón	340425	4768795	30	DUERO	R-T27	validada
du02r	DU01020012	Arroyo de Riolago, en Riolago	738171	4756908	29	DUERO	R-T27	validada
du03r	DU01050013	Río Dueñas, en Lois (Crémenes)	325270	4759138	30	DUERO	R-T25	validada
du04r	DU01070006	Río Rubagón, en Brañosera	393020	4754259	30	DUERO	R-T25	validada
du05r	DU01070021	Río Valberzoso, en Valdolea	400563	4746229	30	DUERO	R-T26	validada
du06r	DU01290016	Riosequino, en Garrafe de Torío	289544	4735431	30	DUERO	R-T04	validada
du07r	DU01600007	Arroyo de La Rial, en Carrizo	263197	4720618	30	DUERO	R-T04	validada
du08r	DU01620002	Río Corcos, en Herreros de Rueda	319339	4719380	30	DUERO	R-T04	provisional
du09r	DU01630002	Arroyo de Riocamba, en Villaverde de Arcayos	337879	4721790	30	DUERO	R-T04	validada
du10r	DU01630003	Arroyo del Rebedul, en Canalejas	338078	4725556	30	DUERO	R-T04	validada
du11r	DU02390003	Río Arlanzón, en Pineda de la Sierra	476777	4672686	30	DUERO	R-T27	validada
du12r	DU02400001	Río de la Secada, en Barbadillo de Herreros	487164	4672351	30	DUERO	R-T27	validada
du13r	DU03050001	Río Manzanas, en Villarino de Manzanas	702987	4642502	29	DUERO	R-T03	validada
du14r	DU03070002	Río Castrón, en Villanueva de las Peras	252437	4646221	30	DUERO	R-T03	validada
du16r	DU03160018	Río Duero, en Duruelo de la Sierra (Puente del tío Herrero)	507365	4649153	30	DUERO	R-T27	validada
du17r	DU03170022	Río Razón, en Sotillo del Rincón	529657	4642895	30	DUERO	R-T11	validada
du18r	DU04060001	Río Duero, en Almazán	540894	4594372	30	DUERO	R-T15	validada
du19r	DU05300002	Río Margañán, en Vadillo de la Sierra	318450	4497755	30	DUERO	R-T03	provisional
du20r	DU05540002	Río Corneja, aguas arriba de Navacepedilla de Corneja	316679	4484899	30	DUERO	R-T11	validada
du21r	DU05760004	Garganta de la Solana, en Central de Zaburdón	274902	4465448	30	DUERO	R-T27	validada
du22r	DUE-012	Río Duero, en Covaleda (Paraje "Los apre-taderos")	508732	4640902	30	DUERO	R-T27	validada
du23r	DURS-154	Río Agadón en Monsagro	730138	4486807	29	DUERO	R-T11	validada
du25r	REQ-010	Río Requejo, en Requejo de Sanabria	685767	4655257	29	DUERO	R-T25	validada
du26r	RPIS1	Pisuerga en Dueñas	374329	4638955	30	DUERO	R-T17	validada
du27r	RUER168	Río Eria, en Truchas	713916	4680457	29	DUERO	R-T25	provisional
du28r	RUES299	Arroyo del Espinoso, en Gallegos del Río	733967	4628743	29	DUERO	R-T03	validada
du30r	TOR-002	Río Tormes, en La Magdalena	286956	4481575	30	DUERO	R-T03	validada
du31r	DU05260001	Río Agadón en Monsagro	731700	4486982	29	DUERO	R-T11	provisional
du32r	DU02770014	Río Valdorcas, aguas arriba Riocavado de la Sierra	484034	4667232	30	DUERO	R-T11	validada
du33r	DU03180006	Río Tera, en Garray	544276	4632120	30	DUERO	R-T11	validada
du34r	RRFO1	Río Frío en Villasrubias	699155	4467862	29	DUERO	R-T11	validada
du35r	DU01330006	Río Burejo en Amayuelas de Ojeda	378676	4736891	30	DUERO	R-T12	validada
du36r	DU04050001	Río Caracena, en Carrascosa de Abajo	492940	4584972	30	DUERO	R-T12	validada
eb02r	EB0197-BIO	Río Leza, en Leza de Río Leza	548792	4686439	30	EBRO	R-T09	validada
eb03r	EB0205-BIO	Río Aragón, en Cáseda	634227	4709512	30	EBRO	R-T15	validada
eb05r	EB0539-BIO	Río Aurín, en Isín	713487	4718789	30	EBRO	R-T26	validada
eb07r	EB1004-BIO	Río Nela, en Puentedey	443890	4758365	30	EBRO	R-T26	validada
eb08r	EB1006-BIO	Río Trueba, en El Vado	451935	4774183	30	EBRO	R-T26	validada
eb09r	EB1065-BIO	Río Urrobi, en Puente carretera Garralda	635366	4759283	30	EBRO	R-T26	validada
eb10r	EB1083-BIO	Río Arba de Luesia, en Luesia	661114	4693205	30	EBRO	R-T12	validada
eb11r	EB1141-BIO	Río Alcanadre, en Puente a Lascellas	739078	4663335	30	EBRO	R-T12	validada
eb12r	EB1173-BIO	Río Tirón, en Fresneda de la Sierra Tirón	489958	4683285	30	EBRO	R-T11	validada
eb13r	EB1178-BIO	Río Najerilla, aguas arriba de Villavelayo	499548	4664431	30	EBRO	R-T11	validada
eb14r	EB1193-BIO	Río Alhama, en Magaña	570011	4638824	30	EBRO	R-T12	validada
eb15r	EB1240-BIO	Río Matarraña, en El Parrizal de Beceite	263709	4520366	31	EBRO	R-T12	validada
eb16r	EB1270-BIO	Río Ésera, en Plan de l'Hospital de Benasque	304348	4728585	31	EBRO	R-T27	validada
eb17r	EB1282-BIO	Río Vero, en Camping de Alquézar	254457	4670672	31	EBRO	R-T12	validada
eb18r	EB1380-BIO	Río Bergantes, en Santuario de la Balma (Zorita)	738525	4513980	30	EBRO	R-T12	validada
eb20r	EB1393-BIO	Río Erro, en Sorogain	629596	4760356	30	EBRO	R-T26	validada

Código Refcon	Código Punto	Nombre Refcon	ETRS89 x UTM	ETRS89 y UTM	Huso	Gestión	Tipo	Validación
eb21r	EB1398-BIO	Río Guatizalema, en Nocito	725971	4689975	30	EBRO	R-T26	validada
eb22r	EB1422-BIO	Arroyo Salado de Estenoz	587984	4733437	30	EBRO	R-T13c	validada
eb23r	EB1446-BIO	Río Irati, aguas arriba Embalse Irabia	654377	4761276	30	EBRO	R-T26	validada
eb24r	EB1448-BIO	Río Veral, en Zuriza	679991	4747436	30	EBRO	R-T27	validada
eb25r	EB2001-BIO	Río Urbión, en Viniegra de Abajo	510860	4662721	30	EBRO	R-T11	validada
eb26r	EB2002-BIO	Río Mayor, aguas arriba de Villalosada de Cameros	524309	4661133	30	EBRO	R-T11	validada
eb27r	EB2005-BIO	Río Isuala, en Alberuela de la Liena	744750	4672296	30	EBRO	R-T12	validada
eb28r	EB2011-BIO	Río Omecillo, en Corro	487386	4744986	30	EBRO	R-T26	validada
eb29r	EB2012-BIO	Río Estarrón, en Aísa	694792	4728702	30	EBRO	R-T26	validada
eb30r	EB2013-BIO	Río Osia, en Jasa	690910	4729230	30	EBRO	R-T26	validada
eb31r	EB2014-BIO	Río Guarga, en Ordovés	717620	4697470	30	EBRO	R-T26	validada
eb32r	EB2024-BIO	Río Aragón Subordán, en Embún	686880	4721790	30	EBRO	R-T26	validada
eb33r	EB2027-BIO	Río Arazas, en Pradera de Ordesa (Torla)	741824	4725973	30	EBRO	R-T27	validada
eb34r	EB2029-BIO	Río Aragón Subordán, en Hecho (Selva de Oza)	687495	4746653	30	EBRO	R-T27	validada
eb35r	EB2123-FQ	Río Ebro, en Montejo de Cebas (aguas arriba de Frías)	477048	4734085	30	EBRO	R-T15	validada
eb36r	EB3017-BIO	Neila en Villavelayo	500988	4662017	30	EBRO	R-T11	validada
eb37r	REFCON041R	Arroyo de la Ermita de la Magdalena	688485	4591995	30	EBRO	R-T13a	validada
eb38r	REFCON042R	Barranco Salado de Mendavia	570007	4697409	30	EBRO	R-T13b	validada
eb40r	EB2211-BIO	Río Vellós, en Añisclo (PN Ordesa)	257857	4716309	31	EBRO	R-T27	provisional
eb41r	EB0623-BIO	Río Algás, en Mas de Bañetes	268710	4525584	31	EBRO	R-T12	validada
eb42r	EB1279-BIO	Arba de Biel, aguas arriba de Biel	669561	4695757	30	EBRO	R-T12	validada
eb43r	EB2003-BIO	Río Rudrón, en Tablada del Rudrón	432796	4728904	30	EBRO	R-T12	validada
gc02r	PENARF	Río Tambre, aguas arriba de Marzo de Abaixo	538355	4754980	29	GC-GALICIA	R-T28	validada
gc04r	ARNERF	Río Arnego, en Ponte Carmoega	574015	4735178	29	GC-GALICIA	R-T21	validada
gc05r	BARRRF	Río Barragán, en Cabo de Raña	542467	4683021	29	GC-GALICIA	R-T31	provisional
gc06r	CASTRF	Regueiro do Castro	557251	4715222	29	GC-GALICIA	R-T31	validada
gc07r	DEZ1RF	Río Deza, en Vilatuxe	562929	4715015	29	GC-GALICIA	R-T21	validada
gc08r	EUMERF	Río Eume, Irixoa	608622	4811338	29	GC-GALICIA	R-T21	validada
gc09r	GROVRF	Rego das Grove, en Bustelos	561447	4714232	29	GC-GALICIA	R-T31	validada
gc10r	PEDRRF	Rego do Pedrido, en Abadín	133639	4820772	30	GC-GALICIA	R-T25	validada
gc11r	SORRRF	Rego de Santar, en Baxin	604978	4819021	29	GC-GALICIA	R-T31	validada
gc12r	ULLARF	Río Ulla, en Brandomes	556192	4743264	29	GC-GALICIA	R-T28	validada
gc13r	VALHRF	Río Parada de Valdohome, en Campo Longo	553795	4689440	29	GC-GALICIA	R-T31	validada
gc15r	TAMBRF	Río Tambre, en Val do Dubra	533276	4758362	29	GC-GALICIA	R-T28	validada
gn02r	GN00000368	Arroyo Alarconcillo, en Ossa de Montiel (Ermita de San Pedro)	515906	4309403	30	GUADIANA	R-T05	provisional
gn03r	GN00000441	Río Guadalmez, en Pista Conquista-Fuencaliente	372192	4252760	30	GUADIANA	R-T01	validada
gn04r	GN00000448	Arroyo de Santa María	346739	4260544	30	GUADIANA	R-T01	validada
gn05r	GN00000736	Río Gargáligas, en Valdecaballeros (Casa del Sotillo)	304690	4348444	30	GUADIANA	R-T01	validada
gn06r	GNEA000407	Río Guadiana, en Valdelacalzada	699736	4304714	29	GUADIANA	R-T17	validada
gv01r	GV08610002	Río Robledillo, en Solana del Pino	409538	4253526	30	GUADALQUIVIR	R-T08	provisional
gv02r	GV08800001	Río Guadalbarbo, en Puerto de Espiel	334538	4227575	30	GUADALQUIVIR	R-T08	validada
gv03r	GV08830002	Río Yeguas, aguas arriba del Embalse de Yeguas	393601	4233869	30	GUADALQUIVIR	R-T08	validada
gv04r	GV08870002	Río Guadalquivir, aguas arriba "charco del aceite"	515007	4225666	30	GUADALQUIVIR	R-T09	validada
gv05r	GV08980003	Río de Moro en puente de la carretera SE-176	242249	4214337	30	GUADALQUIVIR	R-T08	validada
gv06r	GV09020003	Río Cuzna, en carretera Villaharta a Pozoblanco	335544	4234707	30	GUADALQUIVIR	R-T08	validada
gv07r	GV09020004	Arroyo Tamujoso	365017	4207470	30	GUADALQUIVIR	R-T06	provisional

Código Refcon	Código Punto	Nombre Refcon	ETRS89 x UTM	ETRS89 y UTM	Huso	Gestión	Tipo	Validación
gv08r	GV09030005	Arroyo de Pedro Gil, en puente de la CO-414	370031	4211998	30	GUADALQUIVIR	R-T06	provisional
gv09r	GV09070002	Aguascebas o río Guadalquivir en Mogon	504223	4210776	30	GUADALQUIVIR	R-T09	validada
gv10r	GV09080001	Río Aguamulas, en Coto Ríos (aguas arriba del azud)	515584	4212344	30	GUADALQUIVIR	R-T12	validada
gv11r	GV09190003	Arroyo del Valle, en Cazalla de la Sierra	246984	4206303	30	GUADALQUIVIR	R-T08	validada
gv12r	GV09210002	Rivera de la Ciudadeja, en vado de la SE-150	280603	4201049	30	GUADALQUIVIR	R-T08	validada
gv13r	GV09210003	Río Guadalora, en segundo cruce CO-140	296570	4190246	30	GUADALQUIVIR	R-T06	validada
gv14r	GV09210101	Río Retortillo, en carretera CO-140 (Embalse Retortillo)	287650	4197218	30	GUADALQUIVIR	R-T08	validada
gv15r	GV09260001	Río Torres, en Puente del Obispo	451791	4199623	30	GUADALQUIVIR	R-T13a	provisional
gv16r	GV09410001	Arroyo Galapagar	263398	4173022	30	GUADALQUIVIR	R-T06	validada
gv17r	GV09430008	Arroyo de los Picachos	314836	4180837	30	GUADALQUIVIR	R-T02	provisional
gv18r	GV09690002	Río Valdearazo, en vado del camino forestal	438486	4162134	30	GUADALQUIVIR	R-T12	validada
gv19r	GV10103BIO	Río Aguascebas, aguas arribas de Mogón	500257	4214114	30	GUADALQUIVIR	R-T09	validada
gv20r	GV10260003	Río Dilar, en Dilar	451486	4102747	30	GUADALQUIVIR	R-T11	validada
gv21r	GV10260004	Río Monachil, en Sierra Nevada	458485	4107576	30	GUADALQUIVIR	R-T11	validada
gv22r	GV20320BIO	Río Castril, aguas arriba del Embalse del Portillo	520013	4189180	30	GUADALQUIVIR	R-T12	validada
gv24r	GV51600	Río Guadaira, cabecera	283100	4103795	30	GUADALQUIVIR	R-T02	provisional
gv25r	GVREF010BIO	Rivera de Huelva, aguas abajo vado del camino HV-3121	708797	4203094	29	GUADALQUIVIR	R-T08	provisional
gv26r	GVREF015BIO	Río Cuadros, aguas arriba área recreativa	464070	4182082	30	GUADALQUIVIR	R-T09	validada
gv27r	GVREF017BIO	Río Genil, en Sierra Nevada	465454	4109838	30	GUADALQUIVIR	R-T11	validada
gv28r	REFCON062R	Nuevo punto Arroyo de Cárdena	356584	4171410	30	GUADALQUIVIR	R-T07	validada
gv29r	REFCON063R	Arroyo Montero	260247	4095691	30	GUADALQUIVIR	R-T13b	validada
gv31r	REFCON065R	Arroyo Salado de Jódar	454145	4191733	30	GUADALQUIVIR	R-T13c	validada
gv32r	REFCON066R	Río Salado, en Priego de Córdoba	395621	4140735	30	GUADALQUIVIR	R-T13b	validada
gv33r	REFCON067R	Arroyo Salinas de Chíllar	500127	4173389	30	GUADALQUIVIR	R-T13c	validada
gv35r	REFCON069R	Arroyo del Salado, nuevo punto	440652	4195119	30	GUADALQUIVIR	R-T13	validada
gv36r	GV08870003	Río Trujala, en Camino Segura de la Sierra	530205	4237634	30	GUADALQUIVIR	R-T12	validada
gv37r	GV10400003	Río Cacín, en la Resinera	423385	4087915	30	GUADALQUIVIR	R-T12	validada
gv38r	GV10410002	Río Turillas	429282	4087465	30	GUADALQUIVIR	R-T12	validada
ju01r	REFCON090R	Barranc de la Tenalla antes del Río Senia	264337	4505971	31	JUCAR	R-T09	validada
ju02r	JU05650003	Río Guadalaviar, en Tramacastilla	620806	4475002	30	JUCAR	R-T12	validada
ju04r	JU05680007	Cedrillas	682206	4478265	30	JUCAR	R-T12	validada
ju05r	JU05880010	Río Cabriel, en el Vallecillo (cabecera)	624238	4454026	30	JUCAR	R-T12	validada
ju06r	JU05910011	Río Paulejas, aguas arriba de la Ermita de Linares de Mora	705427	4466082	30	JUCAR	R-T12	validada
ju08r	JU07420007	Río Júcar, en carretera de Fuensanta a Los Guardas	590025	4336461	30	JUCAR	R-T16	validada
ju09r	JU07450026	Río Júcar en Jalance	666526	4341055	30	JUCAR	R-T16	validada
ju10r	JU07660007	Río Júcar, aguas arriba CH Los Dornajos	628826	4337030	30	JUCAR	R-T16	validada
ju11r	JU07660011	Río Júcar, aguas abajo de Valdeganga	616029	4334262	30	JUCAR	R-T16	validada
ju12r	JU07690026	Río Júcar, aguas arriba de Gavarda	711109	4329189	30	JUCAR	R-T17	validada
ju13r	JU07890003	Río Lezuza, aguas arriba de Lezuza	553836	4308840	30	JUCAR	R-T05	provisional
ju15r	JU08150012	Río de la Quéjola, aguas arriba de San Pedro	567486	4293894	30	JUCAR	R-T05	validada
ju16r	JU08200007	Río Vinalopó, en Banyeres de Mariola	706186	4287873	30	JUCAR	R-T13	validada
ju17r	JU08220002	Río Gorgos, en Benichembla	752782	4293656	30	JUCAR	R-T18	validada
ju18r	JU08470010	Río Sella, aguas arriba del Embalse de Amadorio	739114	4272763	30	JUCAR	R-T18	validada
ju20r	REFCON076R	Rambla de Ayora	666350	4324181	30	JUCAR	R-T05	validada
ju21r	REFCON077R	Rambla hipersalina de las Hoces del Cabriel	647467	4356569	30	JUCAR	R-T13c	validada
ju22r	REFCON078R	Arroyo hipersalino de Minglanilla	623480	4378749	30	JUCAR	R-T13c	validada
ju23r	REFCON079R	Río Algar, en Fuentes del Algar	752923	4283379	30	JUCAR	R-T10	provisional
ju24r	JU05920001	Río Lucena, cabecera	731004	4450641	30	JUCAR	R-T09	provisional
ju25r	JU05880007	Río Júcar, aguas arriba de Huélamo	598577	4453976	30	JUCAR	R-T12	validada

Código Refcon	Código Punto	Nombre Refcon	ETRS89 x UTM	ETRS89 y UTM	Huso	Gestión	Tipo	Validación
ju26r	JU05880008	Río Júcar, aguas arriba desembocadura Río Valdemeca	601779	4460448	30	JUCAR	R-T12	validada
ju27r	JU06110008	Río Tejadillos aguas arriba piscifactoría	617144	4436642	30	JUCAR	R-T12	validada
ju28r	JU06120014	Río Vallanca, aguas arriba de Ademuz (desembocadura)	644966	4435490	30	JUCAR	R-T12	validada
ju29r	JU06140026	Río Morrón o Rodeche, antes confluencia Río Mijares	703724	4444420	30	JUCAR	R-T12	validada
ju30r	JU06120012	Río Ebrón, en El Cuervo	642625	4446124	30	JUCAR	R-T12	validada
ju31r	JU05880008_1	Río Valdemeca, aguas arriba desemboca-dura Júcar	603220	4460113	30	JUCAR	R-T12	provisional
ju32r	JU05460003	Río Senia, en Puebla de Benifasar	260722	4451998	31	JUCAR	R-T09	provisional
ju33r	REFCON092R	Río Júcar, en el Clot del Negre	708015	4326719	30	JUCAR	R-T17	provisional
ma01r	MA00000003	Arroyo del Raudal, antes confinamiento río Palmones	271838	4008304	30	ANDALUCIA	R-T20	validada
ma02r	MA00000105	Arroyo Valdeinfierno, antes confinamiento río Palmones	269311	4011581	30	ANDALUCIA	R-T20	validada
ma03r	MA00000039	Río Chíllar, en la ruta del río Chíllar, Nerja	421154	4071588	30	ANDALUCIA	R-T18	validada
ma04r	MA00000081	Río Guadiaro, aguas arriba CH de las Buitre-ras, en El Colmenar	287285	4046309	30	ANDALUCIA	R-T14	validada
ma05r	MA00000835	Río Genal, antes confluencia con Río Guadiaro	291080	4034944	30	ANDALUCIA	R-T14	validada
ma06r	MA00000851	Río Alcolea, en Paterna del Río	504841	4098511	30	ANDALUCIA	R-T11	validada
ma07r	MA00000885	Río Verde, en Cuesta de los Pilones	319900	4058772	30	ANDALUCIA	R-T20	validada
ma08r	MA00000886	Carro del Escribano	267149	4020196	30	ANDALUCIA	R-T20	validada
ma09r	MA00MD0124	Río Guadarranque, cabecera	275784	4025009	30	ANDALUCIA	R-T20	validada
ma10r	MA00MD0125	Río de los Codos	275485	4020016	30	ANDALUCIA	R-T20	validada
ma11r	MA00MD0127	Río Guadalevín, cabecera	311725	4066675	30	ANDALUCIA	R-T09	validada
ma12r	MA00MD0130	Alto Guadalmansa	312343	4043621	30	ANDALUCIA	R-T18	validada
ma13r	MA00MD0147	Río Trevélez, cabecera	477442	4096796	30	ANDALUCIA	R-T27	validada
ma14r	MA00MD0148	Río Poqueira, cabecera	468980	4094124	30	ANDALUCIA	R-T27	provisional
ma15r	MA1051B002	Río Turón, aguas arriba de El Burgo	324147	4072892	30	ANDALUCIA	R-T09	validada
ma16r	MA1057B001	Río Adra, aguas abajo Fuentes de Marbella	498122	4074368	30	ANDALUCIA	R-T13	provisional
ma17r	MA1065B005	Río Guadaiza, aguas arriba Ebalse de la Concepción	321068	4046381	30	ANDALUCIA	R-T18	validada
ma18r	MA1071B003	Río Hozgarganta, en Jimena	279320	4035135	30	ANDALUCIA	R-T20	validada
ma19r	MA1042B002	Río Lanjarón, en Lanjarón	457813	4086426	30	ANDALUCIA	R-T11	validada
ma20r	MA00000057	Laujar	510254	4094207	30	ANDALUCIA	R-T12	validada
ma21r	REFCON091R	Río Guadiaro, aguas abajo CH El Corchado en San Pablo de Buceite	284672	4041557	30	ANDALUCIA	R-T14	provisional
ms02r	NO00720003	Río Miño, en Lugo (SAICA)	615000	4764432	29	MIÑO-SIL	R-T28	validada
ms03r	NO00720014	Río Ladra, en Pacios	603611	4780217	29	MIÑO-SIL	R-T31	validada
ms04r	NO00720016	Río Miño, aguas arriba de Rábade	613167	4776377	29	MIÑO-SIL	R-T28	provisional
ms05r	NO01000001	Río Cúa, en Guimara	688396	4752116	29	MIÑO-SIL	R-T25	validada
ms06r	NO01260005	Río Ancares, antes de incorporación al Río Cúa	686343	4726594	29	MIÑO-SIL	R-T31	provisional
ms07r	NO01260015	Río Ancares, en Sorbeira	687668	4742193	29	MIÑO-SIL	R-T31	validada
ms08r	NO01260017	Río Burbia, aguas arriba de Burbia	680165	4741317	29	MIÑO-SIL	R-T25	validada
ms09r	NO01560015	Rego das Balsas (o Río Rubín), en Lamaigrexa	634406	4713702	29	MIÑO-SIL	R-T21	validada
ms11r	NO01860003	Río Magros, playa fluvial	561762	4701059	29	MIÑO-SIL	R-T21	provisional
ms12r	NO01860008	Río Avia, en A Carixa	558469	4691312	29	MIÑO-SIL	R-T21	validada
ms13r	NO01920001	Arroyo de Bouzas, en Bouzas	705517	4701867	29	MIÑO-SIL	R-T25	validada
ms14r	NO02270004	Río da Queixa, en Santa Cruz	628651	4676346	29	MIÑO-SIL	R-T25	validada
ms15r	NO02280013	Río Bibey, aguas arriba de Porto	180757	4678926	30	MIÑO-SIL	R-T27	validada
ms17r	NO02630003	Río Cadós, en A Igrexa (Igrexa Calvos)	582897	4655892	29	MIÑO-SIL	R-T21	validada
ms18r	NO02650005	A Ribeira Grande, antes del Embalse das Portas	640185	4665494	29	MIÑO-SIL	R-T25	validada
ms19r	NO03010013	Río Laboreiro, en Ribeiro de Baixo	567621	4644580	29	MIÑO-SIL	R-T21	validada
se01r	BLA1	Arroyo Blanco	568614	4224496	30	SEGURA	R-T12	validada
se04r	ESP1	Arroyo de la Espinea, en Parolís	548962	4236402	30	SEGURA	R-T12	validada

Código Refcon	Código Punto	Nombre Refcon	ETRS89 x UTM	ETRS89 y UTM	Huso	Gestión	Tipo	Validación
se05r	MAD1	Río Madera, aguas arriba de confluencia con río Segura	534460	4225141	30	SEGURA	R-T12	validada
se06r	PEÑ1	Arroyo de la Peña Palomera	548280	4239782	30	SEGURA	R-T09	validada
se07r	REFCON084R	Rambla de La Algüeda	683770	4235096	30	SEGURA	R-T13a	validada
se08r	REFCON085R	Río Chícamo, en Mahoya	670147	4232138	30	SEGURA	R-T13a	validada
se09r	SE00000010	Puente Carretera de Mula	636839	4234212	30	SEGURA	R-T14	validada
se10r	SEG1	Río Segura, en Huelga Utrera	534506	4224260	30	SEGURA	R-T12	validada
se11r	TUS2	Río Tus, aguas arriba de Baños de Tus (balneario)	550381	4247038	30	SEGURA	R-T09	validada
se12r	TUS3	Río Tus, en el Aserradero	543082	4245521	30	SEGURA	R-T12	validada
se13r	YES1	Arroyo de Yeste, en Casa de la Victoria	556872	4254120	30	SEGURA	R-T09	validada
se14r	TUS1	Arroyo de la Fuente del Tejo, río Tus cabecera	540076	4240607	30	SEGURA	R-T12	provisional
se15r	MUN1	Río Mundo, en Los Chorros	549089	4256293	30	SEGURA	R-T12	validada
se16r	SEG6	Río Segura en Cañaverosa	612666	4235697	30	SEGURA	R-T16	provisional
ta02r	TA45904B01	Río Sorbe, en La Huerce	483825	4553254	30	TAJO	R-T11	validada
ta03r	TA45905B02	Río Jarama, en Cardoso de la Sierra	465846	4547885	30	TAJO	R-T11	validada
ta04r	TA48405B01	Río Lozoya, en Alameda del Valle	428885	4529433	30	TAJO	R-T11	provisional
ta05r	TA48405B09	Río Lozoya, en Puente de las Angosturas, Rascafría	423998	4520701	30	TAJO	R-T11	validada
ta06r	TA48704B01	Río Dulce, en Sauca	532278	4540341	30	TAJO	R-T12	validada
ta07r	TA51201003	Tajo en Trillo 1	534935	4505102	30	TAJO	R-T16	validada
ta08r	TA51201B03	Río Tajo, en Puente a Carrascosa	542584	4505928	30	TAJO	R-T16	validada
ta09r	TA51401B06	Río Tajo, en Huertapelayo	560205	4515946	30	TAJO	R-T16	validada
ta10r	TA53901B01	Río Tajo, en Peralejos de las Truchas	591719	4492342	30	TAJO	R-T12	validada
ta11r	TA54001B01	Río Hozseca, en Orea	607119	4486111	30	TAJO	R-T12	validada
ta12r	TA55210B01	Río Ladrillar, en Ladrillar	742242	4478673	29	TAJO	R-T11	validada
ta13r	TA55210B10	Río Alagón, en Monleón	257547	4493216	30	TAJO	R-T24	validada
ta14r	TA55210B11	Río Francia, en Mogarraz	749988	4488403	29	TAJO	R-T24	validada
ta15r	TA55310B02	Río Cuerpo de Hombre, aguas arriba de Candelario	264963	4468923	30	TAJO	R-T24	validada
ta16r	TA55607B06	Garganta de Iruelas, en el Barraco	366933	4471988	30	TAJO	R-T11	validada
ta17r	TA55607B08	Río Alberche, en Navatalgordo	342760	4473464	30	TAJO	R-T11	validada
ta20r	TA57311B01	Río Árrago, en Descargamaría	712424	4462113	29	TAJO	R-T11	validada
ta21r	TA57809B04	Río Arbillas, en Arenas de San Pedro	316902	4450979	30	TAJO	R-T24	validada
ta22r	TA60009007	Río Tiétar, en Candeleda	311426	4440252	30	TAJO	R-T15	validada
ta23r	TA62312B05	Arroyo Barbaón, en Serradilla	750072	4416297	29	TAJO	R-T01	validada
ta24r	TA65213001	Almonte en Jaraicejo	258276	4392285	30	TAJO	R-T01	validada
ta25r	TA65213B01	Río Almonte, en Deleitosa	269084	4387542	30	TAJO	R-T01	validada
ta26r	TA68208B02	Río Gévalo, en Robledo del Mazo	338379	4385945	30	TAJO	R-T08	validada
ta27r	TA70114B02	Río Séver, en Valencia de Alcántara	644139	4370860	29	TAJO	R-T08	validada
ta28r	TA46004B05	Río Bornova, en Villares de Jadraque	499760	4550630	30	TAJO	R-T11	validada
ta29r	TA55507B01	Río Alberche, en San Martín de la Vega del Alberche	315114	4477159	30	TAJO	R-T11	validada
ta30r	TA53701B03	Arroyo Ompolveda	534033	4489866	30	TAJO	R-T12	validada
ta31r	TA56301B03	Río Escabas, en Poyatos	579980	4473887	30	TAJO	R-T12	validada
ta32r	TA56301003	Río Escabas, en Priego	558400	4477243	30	TAJO	R-T12	validada
ta33r	TA48704001	Río Dulce, en Mandayona	522880	4534504	30	TAJO	R-T12	validada

o

GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO