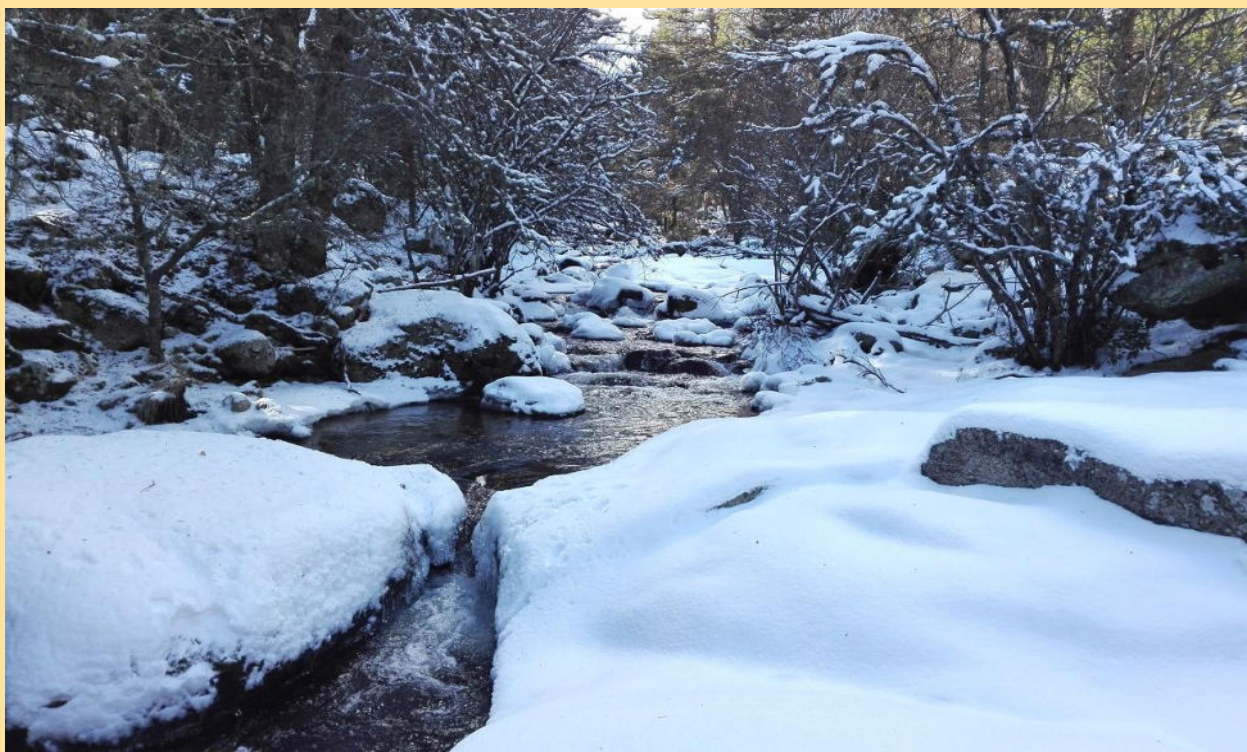


Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación Sierra de Guadarrama

**Estado ecológico de los cursos fluviales en el
Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama.**

Periodo 2014-2022.



Año 2023

CONSEJERIA DE MEDIO AMBIENTE, VIVIENDA Y AGRICULTURA

DIRECCION GENERAL DE BIODIVERSIDAD Y RECURSOS NATURALES

CENTRO DE INVESTIGACIÓN, SEGUIMIENTO Y EVALUACION

PARQUE NACIONAL DE LA SIERRA DE GUADARRAMA

Estado ecológico de los cursos fluviales en el Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Periodo 2014-2022.

Autor principal

Ángel Rubio. CISE

Equipo de trabajo o colaboradores

Ignacio Granados. CISE

Coordinación

Juan A. Vielva Juez. Responsable del Centro de Investigación (CISE)

Estado ecológico de los cursos fluviales en el Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Periodo 2014-2022.

v1_marzo 2023

Índice

PREFACIO.....	6
1. Introducción	7
1.1. Antecedentes	7
2. Marco jurídico y justificación	9
3. Objetivos	11
4. Ámbito de trabajo	12
4.1. Estaciones de muestreo	12
4.1.1. Selección de las estaciones de muestreo.....	12
4.1.2. Designación de las estaciones de muestreo	12
5. Metodología	15
5.1. Fauna bentónica de invertebrados acuáticos	15
5.1.1. Determinación en laboratorio.....	16
5.1.2. Índices IBMWP e IASPT	17
5.1.3. Grupos tróficos.....	18
5.1.4. Índices de diversidad.....	19
5.1.5. Métrica EPT	19
5.2. Estado de conservación de las riberas	20
5.3. Hábitat fluvial.....	21
5.4. Variables físico-químicas.....	22
5.4.1. Medida en continuo de la temperatura del agua	23
6. Resultados	26
6.1. Variables biológicas: macroinvertebrados acuáticos.....	26
6.1.1. Estructura, composición y diversidad	26
Estructura y composición taxonómica	26
Grupos tróficos.....	28
Índices de diversidad.....	30
Índice de Shannon-Wiener.....	30
Índice de Berger-Parker.....	32
Métrica EPT	34
6.1.2. Estado ecológico de los cursos fluviales.....	36
Índice IBMWP.....	36
Índice IASPT	42

6.1.3.	Especies fluviales protegidas en el Catálogo Regional	43
6.2.	El cangrejo señal en el Alto Lozoya	48
6.3.	Variables hidromorfológicas	51
6.3.1.	Estado de conservación de las riberas del PNSG y la ZPP	51
6.3.2.	Principales causas de degradación. Medidas de restauración.....	56
6.4.	El Hábitat Fluvial en la Sierra de Guadarrama	57
6.5.	Estado físico-químico de los cursos fluviales	62
6.5.1.	Variables generales	62
6.5.1.1.	Oxígeno	63
6.5.2.	Conductividad.....	63
	Medida en continuo de la conductividad: el caso de Navalmedio	64
6.5.3.	pH	66
6.5.4.	Caudal.....	66
6.6.	Variables específicas	67
6.6.1.	Fósforo reactivo soluble.....	67
6.6.2.	Compuestos nitrogenados: NO ₂ , NO ₃ y NH ₃	68
6.7.	Iones: Calcio, Magnesio, Sílice, Potasio y Alcalinidad	71
6.8.	Medida en continuo de la temperatura del agua	74
7.	Conclusiones.....	78
8.	Bibliografía	82
	ANEXO – Información adicional	88

Figuras

Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo en el PNSG y ZPP.	14
Figura 2. Localización de termistores acuáticos en el PNSG y ZPP.	25
Figura 3. Porcentaje de abundancia relativa en cada estación de muestreo, de las diferentes clases taxonómicas en el periodo 2014-2022. OJO: al ser el grupo de los insectos más predominante, se ha representado mediante escala logarítmica el % del eje Y.	26
Figura 4. Porcentaje de la abundancia relativa en el periodo 2014-2022 de los órdenes del grupo de los insectos para cada estación de muestreo.	27
Figura 5. Proporción de la riqueza de taxones para los diferentes órdenes de insectos en el periodo 2014-2022 para cada estación de muestreo.	28
Figura 6. Proporción de abundancia relativa de los diferentes grupos tróficos en el periodo 2014-2022 para cada estación de muestreo. (S.D.D.: sin datos disponibles).	29
Figura 7. Diagrama de caja del índice de Shannon-Wiener en el periodo 2014-2022 (campaña primaveral) para cada estación de muestreo.	32
Figura 8. Diagrama de caja del índice de Berger-Parker (B) en el periodo 2014-2022 (campaña primaveral) para cada estación de muestreo.	33
Figura 9. Resultados del índice de Berger-Parker (rojo-eje izquierdo) y Shannon-Wiener (azul-eje derecho) en promedio anual para el conjunto de estaciones, durante 2014-2022. El año 2015 sólo se dispone de información relativa al periodo estival, por lo que se ha omitido del gráfico.	34
Figura 10. Diagrama de caja de la variable EPT (campaña primaveral) en el periodo 2014-2022, para cada estación de muestreo.	36
Figura 11. Diagrama de caja del índice IBMWP, en el periodo 2014-2022, para cada estación de muestreo. Representadas las clases de estado ecológico de acuerdo al R.D 817/2015 (BOE, 2015) y clasificación del CISE (Rubio-Romero & Granados, 2018).	38
Figura 12. Representación gráfica del porcentaje de las clases de estado ecológico a partir del índice IBMWP en el periodo 2014-2022, según el R.D 817/2015.	39
Figura 13. Representación gráfica del porcentaje de las clases de estado ecológico a partir del índice IBMWP en el periodo 2014-2022, según la clasificación del CISE (Rubio-Romero & Granados, 2018).	40
Figura 14. Mapa de la clasificación del estado ecológico (R.D. 817/2015), de acuerdo al índice IBMWP medio del periodo 2014-2022.	41
Figura 15. Diagrama de caja del índice IASPT (campaña primaveral) en el periodo 2014-2022, para cada estación de muestreo.	43
Figura 16. Distribución de <i>Allogamus laureatus</i> en el periodo 2014-2022	46
Figura 17. Distribución de <i>Brachyptera arcuata</i> en el periodo 2014-2022	46
Figura 18. Distribución de <i>Serratella hispanica</i> en el periodo 2014-2022.	47
Figura 19. Distribución de <i>Drunella paradinasi</i> en el periodo 2014-2022.	47
Figura 20. Distribución de <i>Rhyacophila relict</i> a en el periodo 2014-2022.	48
Figura 21. Distribución de cangrejo señal (<i>Pacifastacus leniusculus</i>) en el periodo 2014-2022.	50
Figura 22. Porcentaje de las clases de calidad del índice QBR medio en el periodo 2014-2022 en los cursos fluviales de la Sierra de Guadarrama según ACA (2006).	54

Figura 23. Resultados medios del índice QBR en el periodo 2014-2022, para la totalidad de estaciones de muestreo.	54
Figura 24. Mapa del índice QBR medio en el periodo 2014-2022, según ACA (2006).	55
Figura 25. Resultados del índice IHF (campaña primaveral) en el periodo 2014-2022, para la totalidad de estaciones de muestreo.	59
Figura 26. Mapa de la calidad del hábitat fluvial (índice IHF medio) en el periodo 2014-2022.	61
Figura 27. Conductividad eléctrica del agua (media mensual) en el arroyo del Regato del Puerto (Navalmedio) en el periodo octubre de 2015-febrero de 2023 (Sin datos disponibles desde enero de 2021 a abril de 2022).	65
Figura 28. Concentración anual de ortofosfatos ($\mu\text{g/l}$ de P-PO_4^{3-}) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.	68
Figura 29. Concentración anual de nitritos ($\mu\text{g/l}$ de N-NO_2) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.	69
Figura 30. Concentración anual de nitrato ($\mu\text{g/l}$ de N-NO_3) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.	70
Figura 31. Concentración anual de nitrógeno amoniacal ($\mu\text{g/l}$ de N-NH_3) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.	71
Figura 32. Concentración anual de calcio (mg/l de Ca^{2+}) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.	73
Figura 33. Concentración anual de magnesio (mg/l de Mg^{2+}) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.	73
Figura 34. Concentración anual de potasio (mg/l de K^+) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.	73
Figura 35. Concentración anual de sílice (mg/l de SiO_2) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.	74
Figura 36. Alcalinidad anual ($\mu\text{eq/l}$) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.	74
Figura 37. Temperatura media anual del agua en las cuatro estaciones de control del río Lozoya. <i>Periodo: 2007-2021.</i>	76
Figura 38. Temperatura media mensual del agua del mes más cálido en los emplazamientos LOZ1452 (línea azul) y LOZ1090 (línea roja), con sus líneas de tendencia. <i>Periodo: 2007-2022.</i>	76

PREFACIO

La preocupación por obtener el mayor grado de conocimiento para la conservación de un recurso tan escaso y tan fundamental para la vida como es el agua, ha sido una constante en la programación de los distintos trabajos de seguimiento y evaluación que lleva a cabo este Centro.

Tanto es así que, hace veinte años (en el año 2004), la Comunidad de Madrid, a través del Parque Natural de Peñalara, incorpora un seguimiento de las aguas del Alto Lozoya. Seguimiento basado en muchas variables: físicas, químicas, biológicas e hidromorfológicas. Y lo hace por tratarse de un espacio protegido que contiene las fuentes o primeros pasos de un río, vertebrador del valle de El Páular, que es además aljibe del que bebe la mitad de la población madrileña.

Como no podía ser de otra forma, la declaración del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, con la finalidad, entre otras, de protección y la funcionalidad de sus sistemas naturales, de mejora el conocimiento, potenciando la investigación y el seguimiento de la evolución de los procesos naturales, extiende el ámbito del estudio y seguimiento a la totalidad de los ríos y nacientes que se encuentran en su territorio.

De esta forma, con nuevas pautas, el seguimiento de los ecosistemas fluviales del PNSG abunda en la identificación de los usos y actividades que se consideran compatibles o incompatibles con la conservación.

También es su objetivo conocer las presiones asociadas los ecosistemas fluviales consecuencia de los distintos usos del territorio (ganaderos, forestales, uso público, etc.) e incluso la asunción de medidas de adaptación al cambio global.

Algunos tramos de los importantes ríos que nacen o discurren por el territorio del parque nacional, como lo son el Eresma, el Manzanares o el Lozoya, han sido declarados Reserva Natural Fluvial, si bien en el caso del Lozoya, incomprensiblemente y a pesar de los informes de este Centro que proponía un tramo más generoso que, al menos, llegara al punto donde tributa el arroyo Agulón, desoyó nuestras recomendaciones declarando un pequeño tramo del río. Es deseable que más pronto que tarde se reconsidera este asunto.

Sin duda el trabajo que se presenta contribuye a la mejora del conocimiento, lo que tendrá inmediata aplicación en la gestión, permitiéndonos adoptar las medidas más adecuadas con base en una información técnica y científica, destacando la importancia del mantenimiento en el tiempo de estos seguimientos, como ha venido haciendo la Comunidad de Madrid lo que es, sin ninguna duda, un ejemplo de compromiso en la conservación.

JUAN VIELVA JUEZ
RESPONSABLE DEL CENTRO DE INVESTIGACIÓN SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN.

1. Introducción

1.1. Antecedentes

El parque nacional de la Sierra de Guadarrama (en adelante PNSG) incorpora nueve sistemas naturales de la ley 30/2014. De ellos, dos están ligados al medio acuático: los cursos de agua y bosques de ribera, y humedales y lagunas de alta montaña. En cuanto a los cursos fluviales, en el Parque Nacional fluyen nada menos que 337 km del sistema natural *cursos de agua y bosques de ribera*, emergiendo las primeras fuentes y nacimientos de los principales ríos de la Sierra de Guadarrama. Es el caso de los ríos Lozoya, Manzanares y Guadarrama, en la Comunidad de Madrid; y Eresma, Pirón, Moros y Cega en Castilla y León.

El seguimiento de los ecosistemas fluviales del PNSG permite identificar qué usos y actividades son compatibles e incompatibles con la conservación, además de las posibles presiones y grado de intensidad a los que están sometidos. Las presiones que llevan asociados los ecosistemas fluviales son derivados de los usos ganaderos, forestales (en la zona periférica de protección), y fundamentalmente los derivados del uso público, ya sean recreativos, educativos o deportivos. Habría que incluir además los derivados del Cambio Global, que, aunque trasciende más allá de la propia gestión del PNSG, sí se podrían proponer medidas de adaptación. Así mismo, se trata por ello de establecer un plan de seguimiento y evaluación del estado de conservación de los ríos de la Sierra de Guadarrama, y del grado de cumplimiento de los objetivos del Parque Nacional, mediante parámetros e indicadores, tal y como establece la ley 7/2013 de declaración del parque nacional y que se especifican en el propio Plan Rector de Uso y Gestión (BOCM, 2020).

Desde la aprobación de la Directiva Marco del Agua en el año 2002, que estableció las pautas e indicadores para la valoración del estado ecológico de los cursos fluviales, se enfocó hacia una nueva visión de la calidad del agua, más centrada en los ecosistemas en sí, que en el propio recurso “agua”. No obstante, el *estado ecológico* se valora mediante una expresión de la calidad, estudiando las variables biológicas, hidromorfológicas y físico-químicas, de acuerdo a unas condiciones de referencia. Por este motivo, el mejor conocimiento que tenemos de los sistemas fluviales debe permitirnos diagnosticar, de manera integral, el grado de alteración que sufren estos sistemas, y proponer los modelos de gestión y protección más adecuados.

Entre las variables biológicas, los bioindicadores acuáticos, tales como macroinvertebrados y macrófitos, nos permiten valorar y diagnosticar rigurosamente el estado ecológico de acuerdo a unas condiciones óptimas de referencia, y poder establecer así medidas de protección adecuadas. En este sentido, las riberas forman parte significativa del ecosistema, aplicándose actualmente protocolos estandarizados de valoración. Hoy por hoy el índice más difundido es el QBR o calidad del bosque de ribera (Munné *et al.*, 1998; Suárez *et al.*, 2004).

Existen numerosos trabajos e informes de calidad de los cursos fluviales basado en bioindicadores empleando macroinvertebrados acuáticos. Uno de los trabajos precursores en la

aplicación del índice IBMWP ha sido el de Alba-Tercedor *et al.* (2002). Este método está basado en la presencia y ausencia de los organismos que habitan en un determinado curso de agua en función de su tolerancia a la contaminación y perturbación de los ríos. Es por ello que la aplicación de indicadores biológicos es una herramienta fundamental para conocer el estado de la calidad del agua y su estado ecológico (MITECO, 2013a, 2013b, 2014; Alba-Tercedor, 1996; Antelo *et al.*, 1990; Borja *et al.*, 2003; Torres *et al.*, 2010, Conf. Hidrog. Júcar, 2004; Muñoz *et al.*, 1998; Prat *et al.*, 1997, 2002a, 2002; Toro *et al.*, 2002; Urrizalqui *et al.*, 2004, Rubio-Romero & Granados 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014).

A nivel nacional, existen diversos protocolos basados en las diferentes variables del estado ecológico de los sistemas fluviales. Uno de los más difundidos fue el protocolo de establecimiento del estado ecológico: Protocolo Rápido de Evaluación de la Calidad Ecológica, (Jáimez-Cuéllar *et al.*, 2004). Aunque actualmente, en relación a los indicadores biológicos, se han estandarizado los protocolos editados por el actual Ministerio de Transición Ecológica (MITECO, 2013a, 2013b; Alba-Tercedor *et al.*, 2005). Los resultados que se obtienen se comparan, dependiendo del ecotipo fluvial, con las condiciones de referencia establecidas en la planificación hidrológica.

Un principio en la gestión de los espacios protegidos, y en particular en la Comunidad de Madrid, es la aplicación en la gestión del conocimiento técnico y científico mediante el seguimiento continuado del estado de conservación de los recursos naturales. En el territorio este modelo se aplicó en el anterior Parque Natural de Peñalara hace ya más de dos décadas, tanto en sus humedales, como en los cursos fluviales. Por este motivo en el año 2003 se inició el seguimiento de los cursos fluviales del Alto Lozoya, modelo hoy extrapolado al PNSG. Un ejemplo concreto ha sido el relativo al río Manzanares en La Pedriza. Con la declaración del PNSG, en este ámbito se localizaba una zona de baño legalmente establecida, Charca Verde. Durante los años posteriores a la declaración del PNSG, se realizó un seguimiento pormenorizado de su estado ecológico. En el año 2015, se concluyó que la actividad del baño, permitida, estaba generando una importante afección del estado ecológico, no sólo en el vaso de baño catalogado, sino en varios kilómetros de cauce del río en La Pedriza. Por este motivo en el año 2016, se aprobaron una serie de medidas de conservación, en las que se prohibía el baño, y se restringía el acceso en determinadas horas. Fruto de esas medidas, el estado ecológico del río Manzanares está prácticamente recuperado.

Finalmente, es destacable el proyecto RECORAM, financiado por el OAPN, cuyo principal objetivo es optimizar las redes de seguimiento para evaluar el estado de conservación de los ecosistemas fluviales de alta montaña, mediante la investigación en detalle de las relaciones entre la variabilidad hidrológica, las características físicas del hábitat fluvial, las características del agua y la variabilidad espacio-temporal de las comunidades biológicas comúnmente utilizadas en programas de monitoreo biológico (MITECO, 2016). Se trata de establecer un protocolo de seguimiento, y ser eficiente en cuanto a medidas de gestión en los parques nacionales de alta montaña, como es el caso del parque nacional de la Sierra de Guadarrama.

2. Marco jurídico y justificación

La ley 7/2013, de declaración del parque nacional de la Sierra de Guadarrama, tiene como finalidad, entre otras, la protección de sus valores naturales y la funcionalidad de sus sistemas naturales, mejorando el conocimiento, potenciando la investigación y el seguimiento de la evolución de los procesos naturales (BOE, 2013). Todo ello de forma ordenada, compatible con la conservación y los usos permitidos en el Parque Nacional en aplicación de los PRUG aprobados (BOCM, 2020; BOCyL, 2019). En cuanto a la Zona Periférica de Protección, es de aplicación la normativa existente reguladora: los PORN de Madrid (BOCM, 2010) y Castilla y León, sin perjuicio de los instrumentos de otros espacios protegidos existentes (Parque Natural Sierra de Guadarrama y Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares).

En el PRUG del Parque Nacional, en la vertiente de la Comunidad de Madrid, se establece como uno de los indicadores del estado de conservación del parque, los cursos de agua y bosque de ribera. Así mismo, en cuanto al subprograma de atmósfera, gea, suelo y agua, se “establece una red de seguimiento a largo plazo de la calidad del agua en el territorio del parque nacional, basado en la Directiva Marco del Agua que incluya variables biológicas, hidromorfológicas y físico-químicas”.

En cuanto al PORN de la Sierra de Guadarrama en la Comunidad de Madrid, de aplicación en la Zona Periférica, se hace referencia en concreto a esta línea de trabajo. Las directrices y código de buenas prácticas ambientales, establece el carácter prioritario en la “evaluación, seguimiento y control de la calidad de aguas, tanto a nivel físico-químico, como biológico”. Finalmente sostiene que “con el fin de garantizar el mantenimiento de los ecosistemas acuáticos se procederá a un seguimiento periódico de su estado de conservación”.

A nivel estatal, dentro del Plan de Seguimiento del OAPN relativo al seguimiento ecológico de las masas de agua y, por ende, de los cursos fluviales, se enmarca dentro del Nivel II, con protocolos comunes para grupos de Parques con intereses similares. Aunque actualmente no existe un protocolo establecido por el OAPN referente al seguimiento de cursos fluviales, se ha avanzado bastante en distintas reuniones y seminarios impartidos dentro del OAPN (MITECO, 2012). En ciertos parques nacionales de montaña: Picos de Europa, Sierra Nevada, Aigüestortes, y actualmente en la Sierra de Guadarrama, se desarrollan diversos planes de seguimiento ecológico de masas de agua, aunque adaptado a nivel de Parque Nacional.

Hay que destacar la importancia de los ríos y arroyos de la Sierra de Guadarrama como hábitat de especies protegidas y emblemáticas. La presencia de trucha común, en concreto en el Alto Lozoya, es considerada como un linaje genético autóctono de la Sierra de Guadarrama. Ciertos autores manifestaron este hecho, García de Jalón (1978, 1993) y Bosch *et al.* (2006). La principal conclusión de este último estudio es la pureza genética de la trucha *Salmo trutta fario* en el Alto

Lozoya. Existen además muchas especies protegidas ligadas a los ríos, como son la nutria, rana patilarga, lamprehuela y mirlo acuático, entre otras.

Además, es importante preservar y velar por el buen estado de conservación de las cuencas de los ríos Lozoya, Manzanares y Guadarrama en cuanto al abastecimiento de la Comunidad de Madrid, que son la cabecera de cuenca con un volumen de almacenamiento de agua de 823 Hm³. En términos proporcionales, supone el 89% de las aguas superficiales embalsadas en la Comunidad de Madrid. Destaca el embalse de El Atazar con sus 423 Hm³, y únicamente la cuenca del Lozoya almacena el 62% del agua de la Comunidad de Madrid.

3. Objetivos

- Disponer de una herramienta objetiva de gestión, mediante el diseño de una red de control, a modo de indicadores biológicos y desde el punto de vista ecológico, frente a los impactos acontecidos en el PNSG y zona periférica de protección (ZPP). Adopción de medidas de gestión apoyadas en conocimientos técnicos y científicos.
- Establecer un plan de seguimiento y evaluación del estado de conservación de los ríos y arroyos de la Sierra de Guadarrama, y del grado de cumplimiento del parque nacional, mediante parámetros e indicadores, tal y como establece la ley 30/2014 de Parques Nacionales, ley 7/2013 de declaración del parque nacional y PRUG.
- Establecer un diagnóstico general del estado de conservación de las riberas y del hábitat fluvial de la red hidrográfica del PNSG y ZPP.
- Analizar, valorar y caracterizar las principales variables físico-químicas de la red fluvial del PNSG y ZPP.
- Valorar la eutrofización de las aguas en los principales ríos, así como un seguimiento en continuo de la temperatura del agua.
- Valorar la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, con énfasis en la distribución de especies protegidas en los cursos fluviales, obteniendo un registro de datos biológicos en los cursos fluviales.
- Diagnosticar, valorar y proponer medidas encaminadas a la gestión de las especies fluviales exóticas e invasoras.
- Generar una cartografía básica en formato digital de los resultados de los índices, como utilidad en la gestión del PNSG.
- Proponer medidas de gestión ante la observación de impactos en las cuencas del ámbito de trabajo, así como propuestas de áreas sensibles y elevado valor biológico.
- Seguimiento anual de las estaciones del Plan de Seguimiento del PNSG e indicadores del PRUG.
- Identificar y definir las actividades y usos compatibles e incompatibles del PNSG, en cuanto a ecosistemas fluviales.
- Establecer unas bases para la colaboración con los diferentes grupos de Parques Nacionales en el Plan de Evaluación y Seguimiento de la Red de Parques Nacionales.
- Potenciar la participación en convocatorias y proyectos de Seguimiento, Investigación y de Cambio Global en Parques Nacionales.
- Establecer un Observatorio de Cambio Global a largo plazo.

4. Ámbito de trabajo

El seguimiento ecológico de los cursos fluviales se ha desarrollado en el ámbito territorial del parque nacional y su zona periférica de protección. En el caso de las estaciones muestreadas en la ZPP, se han seleccionado tramos de ríos y arroyos que pudieran estar influenciados por el uso público del PNSG, como áreas recreativas, así como las zonas sensibles por ganado, o por usos forestales en la ZPP.

4.1. Estaciones de muestreo

4.1.1. Selección de las estaciones de muestreo

Durante el periodo de seguimiento (2014-2022) se han seleccionado 32 estaciones de muestreo, 26 de ellas ubicadas en el ámbito de la Comunidad de Madrid y 6 en la Comunidad de Castilla y León. No obstante, a efectos del presente informe sólo se van a tratar los resultados del seguimiento en el ámbito de la Comunidad de Madrid.

La selección se realizó siguiendo las necesidades de gestión y conservación, mediante una coordinación previa entre los técnicos de ambas comunidades autónomas. Fundamentalmente se siguieron las siguientes pautas:

- Cursos fluviales de mayor orden en el ámbito del Parque Nacional y ZPP
- Representatividad del curso fluvial, evitando alteraciones próximas, y abarcando dentro de lo posible la totalidad de hábitats fluviales
- Ubicación en tramos vulnerables por posibilidad de impacto o afección debido a actividades
- Al menos una estación de muestreo por curso fluvial, y que fueran representativas de ese río o arroyo, con el fin de incluirse a medio plazo en el Plan de Seguimiento del Parque Nacional
- Facilidad de acceso al punto de muestreo

4.1.2. Designación de las estaciones de muestreo

Con el fin de identificar cada estación de muestreo, se han codificado mediante una cadena alfanumérica de 3 letras y 4 números. Las letras hacen referencia al topónimo del curso fluvial, y los números a la altitud media del tramo muestreado. En la Tabla 1 se muestran las estaciones de muestreo durante el periodo de seguimiento. En la Figura 1 se muestra la localización de estas estaciones.

Tabla 1. Estaciones de muestreo en el periodo 2014-2022 en la vertiente sur del PNSG y ZPP.

ID	Comunidad Autónoma	Cuenca	Curso Fluvial	Código Estación Muestreo	Zonificación	
					PN	ZPP
1	Madrid	Lozoya	Lozoya	LOZ1452		x
2	Madrid	Lozoya	Lozoya	LOZ1267		x
3	Madrid	Lozoya	Lozoya	LOZ1142		x
4	Madrid	Lozoya	Lozoya	LOZ1090		x
5	Madrid	Lozoya	Peñalara	PEÑ1510		x
6	Madrid	Lozoya	Angostura	ANG1488		x
7	Madrid	Lozoya	Barondillo	BAR1390		x
8	Madrid	Lozoya	Aguilón	AGUI1215		x
9	Madrid	Lozoya	Santa Ana	SAN1107		x
10	Madrid	Lozoya	Garcisancho	GAR1165		x
11	Madrid	Lozoya	Santa María	SMP1185		x
12	Madrid	Lozoya	Artiñuelo	ART1265		x
13	Madrid	Lozoya	Entretérminos	ENT1114		x
14	Madrid	Lozoya	Hoyo Cerrado	HOC1385	x	
15	Madrid	Lozoya	Garcisancho	GAR1275		x
16	Madrid	Lozoya	Canencia	CAN1180		x
17	Madrid	Manzanares	Manzanares	MAN0965	x	x
18	Madrid	Manzanares	Manzanares	MAN1076	x	
19	Madrid	Manzanares	Manzanares	MAN1210	x	
20	Madrid	Manzanares	Majadillas	MAJ1090	x	
21	Madrid	Manzanares	Del Mediano	MED1155		x
22	Madrid	Guadarrama	De la Venta	VEN1270		x
23	Madrid	Guadarrama	De la Venta	VEN1380		x
24	Madrid	Guadarrama	Navalmedio	NAV1436	x	
25	Madrid	Manzanares	Navacerrada	NVC1330		x
26	Madrid	Manzanares	Navacerrada	NVC1408		x

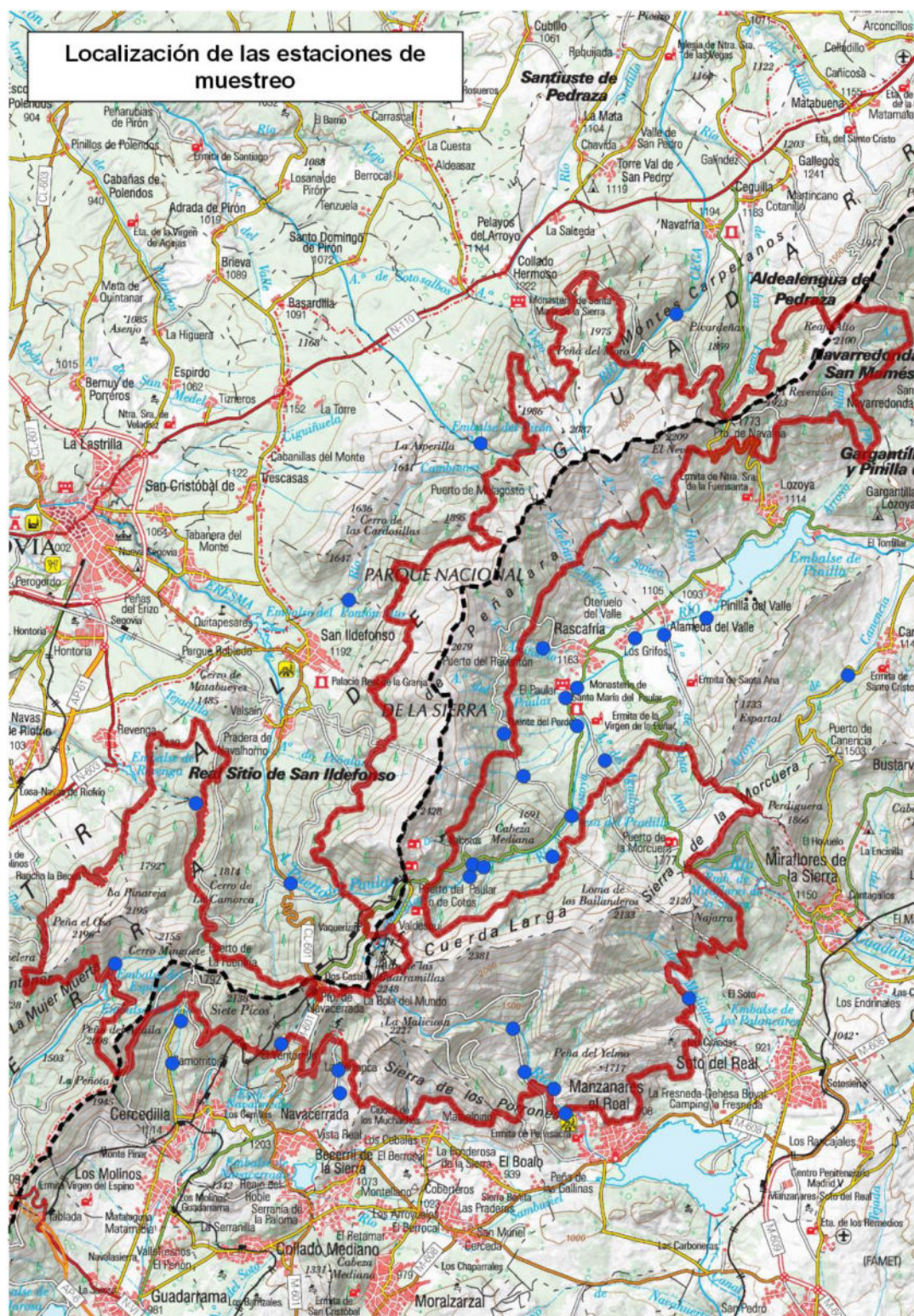


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo en el PNSG y ZPP.

5. Metodología

La metodología aplicada se ha basado en varios documentos de referencia, en función del tipo de variable determinada.

5.1. Fauna bentónica de invertebrados acuáticos

La toma de muestras y su posterior análisis, se ha basado en el protocolo del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO, 2013b). Resumidamente, para la recolección de ejemplares de macroinvertebrados, se realiza con una red de mano, de 350 μ m de luz de malla, mediante kicks (remoción del sustrato). El esfuerzo de muestreo o *kickers* son proporcionales a la abundancia del tipo de hábitat presentes, siempre organizados en 20 *kicks*, suponiendo por tanto un 5% cada *kick*. Una vez extraída la muestra se fija con alcohol al 70% para su posterior determinación en laboratorio.

Los muestreos se realizan en dos campañas. Una campaña primaveral, en la que se establece la caracterización ecológica, y adicionalmente una campaña estival, de vigilancia, al tratarse de la época de mayor afección y vulnerabilidad de los cursos fluviales. En la campaña de vigilancia, se realiza en los cursos fluviales más susceptibles a presiones en un total de 12 estaciones de muestreo: las cuatro estaciones del río Lozoya, las tres estaciones del río Manzanares, y en una estación de muestreo en los cursos fluviales del Aguilón, Garcisancho, Navalmedio, La Venta y Navacerrada. El presente trabajo sólo hace referencia al seguimiento de caracterización ecológica anual.

Tabla 2. Estaciones de muestreo en la vertiente sur del PNSG (Comunidad de Madrid) en las que se realiza el seguimiento anual, indicando el periodo de seguimiento y realización de muestreo estival o vigilancia.

ID	Código Estación Muestreo	Curso Fluvial	Periodo Seguimiento	Campaña Primavera (Caracterización)	Campaña Verano (Vigilancia)
1	LOZ1452	Lozoya	2005-2022	x	x
2	LOZ1267	Lozoya	2005-2022	x	x
3	LOZ1142	Lozoya	2005-2022	x	x
4	LOZ1090	Lozoya	2005-2022	x	x
5	PEÑ1510	Peñalara	2005-2022	x	
6	ANG1488	Angostura	2005-2022	x	
7	BAR1390	Barondillo	2005-2022	x	
8	AGUI1215	Aguilón	2005-2022	x	X
9	SAN1107	Santa Ana	2005-2022	x	
10	GAR1165	Garcisancho	2005-2022	x	X
11	SMP1185	Santa María	2005-2022	x	
12	ART1265	Artiñuelo	2005-2022	x	
13	ENT1114	Entretérminos	2005-2022	x	

14	HOC1385	Hoyo Cerrado	2010-2022	x	
15	GAR1275	Garcisancho	2010-2022	x	
16	CAN1180	Canencia	2014-2022	x	
17	MAN0965	Manzanares	2014-2022	x	x
18	MAN1076	Manzanares	2014-2022	x	x
19	MAN1210	Manzanares	2014-2022	x	x
20	MAJ1090	Majadillas	2014-2022	x	
21	MED1155	Del Mediano	2014-2022	x	
22	VEN1270	De la Venta	2014-2022	x	x
23	VEN1380	De la Venta	2014-2022	x	
24	NAV1436	Navalmedio	2014-2022	x	x
25	NVC1330	Navacerrada	2014-2022	x	x
26	NVC1408	Navacerrada	2014-2022	x	

5.1.1. Determinación en laboratorio

Una vez fijada la muestra, se deposita en tamices (5 mm, 1 mm y 0,5 mm) lavándose con abundante agua. La muestra lavada se introduce en una batea, se homogeniza, y se realiza la separación y determinación de ejemplares de acuerdo a la fracción tamizada: fracción gruesa, media y fina. Si existiera mucha concentración de individuos, se realiza un submuestreo. Una vez realizado el conteo para cada taxon y cada fracción y/o submuestra, se calcula el número total de taxones con la finalidad de obtener el porcentaje relativo al total de individuos de la muestra, pudiendo así calcular los pertinentes índices de diversidad, dominancia y porcentajes de grupos tróficos.

El material empleado en la aplicación del índice IBMWP ha sido vadeador, red de bentos de mano de 30 x 25 cm tipo *kicker* de 350 μ m de luz de malla, lupa estereoscópica binocular *Leica L2* para determinación de individuos, bateas blancas para la observación de los macroinvertebrados, botes duquesa de 1000 cm³, viales de plástico, tamices de diferente luz de maya, pinzas y alcohol etílico al 70% para conservación de las muestras.

En cuanto a las claves dicotómicas utilizadas a la hora de determinar los taxones, destacan Fernández & Montes (1990), Tachet *et al.* (2002), Vieira-Lanero (2000), Conesa-García (1986), Askew (2004), Belfiore (1983), Friday (1988), González del Tánago y García de Jalón (1983), Alba Tercedor (1990), García de Jalón (1979, 1982), Tierno de Figueroa *et al.* (2003). Se ha consultado además literatura científica específica para grupos concretos de macroinvertebrados acuáticos.

5.1.2. Índices IBMWP e IASPT

El índice IBMWP valora la calidad biológica del curso fluvial en función de la presencia o ausencia de los taxones de macroinvertebrados bentónicos y su tolerancia a la contaminación. El nivel taxonómico del índice es la familia, valoradas entre 1 y 10 puntos cada una de ellas. Los organismos más tolerantes a la contaminación suponen una menor puntuación. Por el contrario, los taxones intolerantes a la contaminación son representativos de aguas muy limpias y valorados con 10 puntos. La suma total del valor de todos los taxones presentes será la puntuación final del índice.

El cálculo del índice, se ha basado en el protocolo del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO, 2013a), como referencia para la valoración de la calidad biológica y ecológica en función de los bioindicadores de invertebrados bentónicos presentes. Los niveles de calidad en función del índice IBMWP se muestran en la Tabla 3. Para la Sierra de Guadarrama, el ecotipo fluvial es **ríos de montaña mediterránea silíceo (R-T11)**, de acuerdo el Real Decreto 817/2105, 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 (BOE, 2015). Las clases de estado ecológico están adaptadas a la legislación europea del agua (2000/60/CEE). Así mismo, el Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación (CISE) dispone de una clasificación que determina cuáles son los umbrales del estado ecológico en los ríos y arroyos de la Sierra de Guadarrama (Rubio-Romero & Granados, 2018). Esta última clasificación del CISE es mucho más restrictiva que la del R.D. 817/2015.

Tabla 3. Valor de las condiciones de referencia del índice IBMWP según el Real Decreto 817/2015 (BOE, 2015) y la clasificación del CISE (Rubio-Romero & Granados, 2018) en los ríos de la Sierra de Guadarrama. Se muestran también el correspondiente estado ecológico y colores representativos.

R.D. 817/2015				CISE, 2018	
Estado ecológico	Calidad	IBMWP	Categoría	Calidad	IBMWP
Muy Bueno	Buena. Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible.	>158	Categoría A	Ríos naturalizados o sin impactos apreciables	>181
Bueno	Aceptable. Son evidentes algunos efectos de perturbación	158-96,5	Categoría B	Ríos con indicios de impactos	181-169
Moderado	Dudosa. Aguas contaminadas.	96,5-60	Categoría C	Ríos con impactos y probable degradación del medio fluvial	168-142

Deficiente	Crítica. Aguas muy contaminadas.	59-23	Categoría D	Ríos con un estado especialmente alterado	<142
Malo	Muy crítica. Aguas fuertemente contaminadas.	23-0			

Otro índice asociado al IBMWP es el **valor medio por taxón (IASPT)**, siendo la ponderación media del valor de los taxones presentes. No es más que el cociente del índice IBMWP entre el número total de taxones que computan en dicho índice. En condiciones normales, a un mayor valor del índice, mayor es el porcentaje de taxones sensibles o intolerantes a la contaminación y teóricamente una mayor calidad biológica del agua. Se ha tomado **tentativamente como valor de referencia en la Sierra de Guadarrama el promedio para 22 cursos fluviales permanentes (periodo 2014-2022): 6,26 (6,0 - 6,4, n=178).**

5.1.3. Grupos tróficos

Los grupos tróficos hacen referencia al tipo de alimentación que poseen independientemente del taxon. Es un indicador del buen funcionamiento del ecosistema tal y como expone *la teoría del río como un continuo* (Vannote *et al.*, 1980). Sin embargo, en ocasiones es complicado asignar un grupo trófico a ciertos taxones, ya que es común que a lo largo de su ciclo vital la dieta sea diferente. En otras ocasiones no se ha llegado al nivel taxonómico específico en su determinación. Hay que destacar que, en este trabajo, los quironómidos del grupo de los dípteros se han determinado a nivel de familia. Dado su complejidad de determinación, los datos relativos a este taxon no se han podido cuantificar. En los gráficos del apartado de resultados figurarán como S.D. (sin datos).

Se han diferenciado 6 grupos tróficos en función de la bibliografía examinada: Torres *et al.* (2010), Cummins (1973), Cummins *et al.* (1979, 1982), Tachet *et al.* (2000), Merrit *et al.* (1996) y Margalef (1984),

- **Fragmentadores o desmenuzadores (*Shredders*).** En este grupo se engloban los taxones o individuos que se alimentan de materia orgánica mayor de 1 mm (MOPG) y de macrófitos.
- **Recolectores (*Collectors*).** Se alimentan del detritus de materia orgánica fina de hasta 50 µm.
- **Raspadores o ramoneadores. (*Scrapers*).** Se alimentan del perifiton y también de materia orgánica fina.
- **Depredadores (*Predators*).** Se alimentan de otros organismos vivos.

- **Filtradores (*Filterers*).** Se alimentan de partículas mediante filtración de materia orgánica ultrafina (< de 50µm) y materia orgánica disuelta. Existen a su vez dos tipos, activos y pasivos.
- **Parásitos.** Organismo que vive a expensas del otro.

5.1.4. Índices de diversidad

El índice de Shannon-Wiener (H'), es una expresión de la estructura de la comunidad, y es resultado de las diferentes interrelaciones entre los elementos de la misma. Este índice de diversidad valora las proporciones de cada taxon. Por tanto es una medida de la estructuración, equilibrio y equidad del ecosistema, además de la diversidad. Se ha empleado como base el logaritmo neperiano por lo que las unidades son nits/individuo. Su fórmula es la siguiente $H' = -\sum p_i \cdot \ln(p_i)$, donde p_i es la proporción de cada taxon en el ecosistema fluvial respecto al total de individuos. El valor de H' es 0 cuando sólo hay una especie en la muestra y es máximo cuando todos los taxones poseen el mismo número de individuos. **En los ríos de la Sierra de Guadarrama, de manera orientativa en base a la experiencia del seguimiento del CISE, para cursos fluviales permanentes y en la campaña primaveral, el índice H' ha oscilado entre 3,13 y 1,49 nits/ind, siendo el promedio del periodo (2014-2022) de 2,42 nits/ind ($n=178$).**

Valores por encima de 2,00 nits/ind pueden considerarse dentro de la normalidad.

Otro índice es el de Berger-Parker (B) que expresa la estructura del ecosistema en función del taxon más abundante. Es un índice de dominancia. El resultado es la proporción calculada a partir del número de individuos del taxon más abundante entre el número total de individuos. Nos da una idea de la dominancia, composición y estructura del ecosistema. La sobredominancia indicaría alteración del ecosistema fluvial. **En los ríos de la Sierra de Guadarrama, de manera orientativa en base a la experiencia del seguimiento del CISE, el índice B ha oscilado entre el 60,8 % y 13,0%, siendo el promedio del periodo (2014-2022) de 26,97% ($n=178$).**

Por debajo del 30% de dominancia, pueden considerarse valores normales.

5.1.5. Métrica EPT

La métrica EPT hace referencia a la diversidad, siendo indicador de impactos de contaminación orgánica, de degradación morfológica del río, de acidificación y de degradación en general (AQUEM, 2002). El resultado de la variable EPT es el número total de taxones de efemerópteros, plecópteros y tricópteros. Estos tres órdenes se caracterizan por ser muy poco tolerantes a la contaminación, por lo que un mayor valor del EPT indica un menor impacto en el curso fluvial.

Este indicador varía en función de la época del año, a causa de la fenología propia de los taxones de invertebrados. **El valor EPT orientativo medio para las estaciones de muestreo en los ríos**

de la Sierra de Guadarrama, es de 15,3 taxones para cursos fluviales permanentes en la campaña primaveral del periodo 2014-2022 (n=178).

5.2. Estado de conservación de las riberas

Se ha aplicado el índice QBR para valorar el estado de conservación del bosque de ribera. Se trata de un índice sencillo y rápido de aplicación. Los detalles relativos al empleo de dicho índice se pueden encontrar en Munné *et al.* (1998), Suárez *et al.* (2004) y Agencia Catalana del Agua (2006).

Resumidamente, el índice QBR se compone de cuatro bloques, todos ellos independientes entre sí. Cada bloque puntúa entre 0 y 25 puntos. La puntuación total del índice es la suma de los cuatro bloques, por lo que oscila de 0 a 100 puntos. Los bloques valorados hacen referencia al grado de cubierta de la ribera; se valora la dimensión vertical mediante la estructuración de la cobertura; se valora la calidad de dicha cubierta en términos de diversidad; y por último se valora el grado de naturalidad del canal fluvial. Existen además condicionantes que pueden adicionar o sustraer el índice en cuestión, como las especies exóticas, basuras o presencia de helófitos, entre otros. Los límites de la puntuación del índice, su calidad y colores representativos se expresan en la Tabla 4.

Las estaciones de muestreo en las que se ha evaluado el QBR en el ámbito del PNSG y ZPP se muestran en la Tabla 1 y la Figura 1.

Tabla 4. Clases de calidad del índice QBR, intervalos y colores representativos.

CALIDAD	QBR	COLOR	
Bosque de ribera sin alteraciones, calidad muy buena, estado natural.	92-100	Azul	
Bosque ligeramente perturbado, calidad buena	72-<92	Verde	
Inicio de alteración importante, calidad intermedia	52-<72	Amarillo	
Alteración fuerte, mala calidad.	27-<52	Naranja	
Degradación extrema, calidad pésima	0-<27	Rojo	

El material empleado ha sido cartografía en formato SHP para SIG, ortofoto del área de muestreo, hojas de campo y guías de identificación de vegetación (López, 1995; Rivas-Martínez, 1990).

Es muy importante destacar que, cuando debido a las características climatológicas, geomorfológicas o hidrológicas del tramo el bosque adyacente ocupa la zona riparia, éste se ha contabilizado en el apartado de cobertura y estructura (bloques 1 y 2), aunque no se ha tenido en cuenta para evaluar la calidad de la cobertura o diversidad de especies estrictamente riparias (bloque 3). Este criterio empleado en la aplicación del índice QBR se ha extraído del protocolo de la Agencia Catalana del Agua (2006) y de Jáimez-Cuéllar *et al.* (2004). Sin embargo, esto puede originar en ciertas ocasiones una valoración sobreestimada en ciertas estaciones de muestreo.

En cuanto a la vegetación estrictamente riparia en la Sierra de Guadarrama, es la correspondiente a las geoserias riparias descritas por Rivas-Martínez *et al.* (1990). Están constituidas por fresnedas, saucedas atrocinicientas, zarzales y saucedas salvifolias, tomándose por tanto como referencia de la vegetación potencial de las riberas del ámbito de trabajo.

5.3. Hábitat fluvial

Frecuentemente una escasa heterogeneidad de hábitats lleva asociado una baja valoración de la calidad biológica del agua, llegando a limitar los resultados de estado ecológico o calidad biológica. Por ello, un factor importante que condiciona el estado biológico y ecológico de las aguas son las características hidromorfológicas. Para poder contrastar este hecho, se realiza una valoración del hábitat fluvial aplicándose el índice de hábitat fluvial (IHF). Con este índice se pretende valorar de una manera más o menos rápida, la capacidad del hábitat físico para albergar una fauna determinada. Cuanto mayor es la heterogeneidad de hábitats, en condiciones normales, mayor diversidad biológica. Se trata de un protocolo adaptado a los ríos españoles a partir de los originales de Reino Unido (National Rivers Authority, 1995) y de Estados Unidos (Barbour *et al.*, 1999).

Se ha consultado diversa literatura científica relativa a la metodología de la aplicación del índice IHF. Destaca la expuesta por Pardo *et al.* (2004), Jáimez-Cuéllar *et al.* (2004) y Agencia Catalana del Agua (2006).

El índice IHF se compone de siete bloques independientes. Cada bloque mantiene una puntuación de 10 puntos, a excepción de la composición del sustrato, que es máximo 20 puntos, y la cobertura y diversidad de vegetación acuática que computa hasta un máximo de 30 puntos. El resultado final es la suma aritmética de todos los bloques, que varía de 0 a 100 puntos, por lo que a una mayor puntuación una mayor diversidad de hábitats. Los bloques que se valoran son los siguientes:

- Inclusión rápidos - sedimentación pozas
- Frecuencia de rápidos
- Composición del sustrato
- Regímenes de velocidad/profundidad
- Porcentaje de sombra en el cauce
- Elementos de heterogeneidad
- Cobertura y diversidad de vegetación acuática

El índice IHF se ha aplicado en las estaciones de muestreo que se detallan en la Tabla 1 y la Figura 1, aplicándose conjuntamente con el índice de calidad del bosque de ribera (QBR). Aunque este índice no está contemplado en el Real Decreto 817/2015, la instrucción de planificación hidrológica (IPH) del año 2008 (BOE, 2008) establece las condiciones de referencia para cada

ecotipo fluvial en relación a este índice. En el caso de los ríos de la Sierra de Guadarrama, se engloba en el área de trabajo como ecotipo “Ríos de montaña mediterránea silíceo”. Para este ecotipo el valor de referencia para el índice IHF es de 72 puntos, estableciendo únicamente el límite entre los niveles muy bueno/bueno en un 0,92 respecto al valor de referencia. Por tanto, la puntuación del índice entre estos dos niveles es de 66 puntos. Por tanto, en relación a este índice, sólo se diferenciarán dos niveles, Muy Bueno, y Bueno.

La IPH define únicamente el valor entre los niveles muy bueno/ bueno de los cinco existentes. En la Tabla 5 se muestran los límites de las clases de calidad, de acuerdo a la planificación hidrológica.

Tabla 5. Valor de las condiciones de referencia y, entre paréntesis, límite de cambio de clase de acuerdo a la planificación hidrológica (BOE, 2008).

CALIDAD HÁBITAT FLUVIAL	BOE 2008	IHF	COLOR	
Hábitat Fluvial Muy bueno. No Alterado	72 (0,92)	≥ 66	Azul	
Hábitat Fluvial Bueno. Ligera Alteración.	-	<66	Verde	

5.4. Variables físico-químicas

Las variables físico-químicas determinadas se han dividido en dos tipos: generales, que evalúan las condiciones térmicas, de oxigenación, mineralización (conductividad eléctrica), de caudal y pH; y por otro lado las variables específicas, que hacen referencia al estado trófico de las aguas en función de los nutrientes - nitrógeno y fósforo – así como los principales iones: calcio, magnesio, sílice, alcalinidad y potasio.

En los cursos principales de los ríos Lozoya y Manzanares, debido a la existencia de importantes zonas de uso público y a la presión que soportan, así como que también discurren las aguas de otros cursos fluviales de menor entidad, se han determinado las variables específicas.

Para la medida de las variables generales: pH, conductividad, oxígeno disuelto, saturación y temperatura, se ha empleado una sonda multiparamétrica. El caudal circulante de los cursos fluviales se ha calculado, mediante la técnica de transectos transversales al eje del río, con un correntímetro digital. En cada punto se calcula la velocidad media del agua o a las 2/3 partes de su altura, y se calcula la superficie. La suma total de cada uno de los puntos permite calcular el caudal circulante. En el caso de las variables específicas, se han determinado en laboratorio siguiendo la metodología que se expone en la Tabla 6.

Tabla 6. Variables físico-químicas determinadas: unidades, métodos de determinación y lugar de medida o análisis de las diferentes variables.

Parámetro	Unidades	Método	Medidas
Temperatura	°C	Electrometría	<i>In situ</i>
Conductividad	µS/cm 25°C	Electrometría	<i>In situ</i>

Oxígeno disuelto	mg/l O ₂	Electrometría	<i>In situ</i>
Saturación Oxígeno	%	Electrometría	<i>In situ</i>
pH	-	Electrometría	<i>In situ</i>
Caudal	m ³ /s	Correntímetro digital-transectos	<i>In situ</i>
Fósforo Reactivo Soluble	µg/l P-PO ₄	Espectrofotometría. Digestión con Persulfato.	Laboratorio
Nitritos	µg/l N-NO ₂	Espectrofotometría. Método de diazotización.	Laboratorio
Nitratos	µg/l N-NO ₃	Espectrofotometría. Reducción con Cadmio.	Laboratorio
N. amoniacal	µg/l N-NH ₃	Espectrofotometría. Método Nessler.	Laboratorio
Sílice	mg/l Si	Espectrofotometría. Azul de Molibdato.	Laboratorio
Calcio	mg/l Ca	Espectrofotometría. EDTA + EGTA.	Laboratorio
Magnesio	mg/l Mg	Espectrofotometría. EDTA + EGTA.	Laboratorio
Potasio	mg/l K	Espectrofotometría.	Laboratorio
Alcalinidad	µEq/l	Valoración ácido-base con indicador de pH	Laboratorio

La muestra de agua para las variables específicas, es filtrada *in situ* mediante equipo de filtración tipo Swinnex con filtros de microfibra de vidrio, de 47 mm de diámetro, con capacidad para retener todas las partículas de tamaño superior a 0,7 µm. En el caso del fósforo reactivo soluble (PRS) y nitrógeno amoniacal, además se recogen en botes de vidrio borosilicatados. En el caso de la alcalinidad, la muestra no se filtra previamente y se almacena en botes de polietileno. Posteriormente las muestras de agua se conservan a 4 °C y en oscuridad hasta realizar la analítica, siempre antes de 24 horas desde su recogida. Las determinaciones se realizan mediante espectrofotometría.

5.4.1. Medida en continuo de la temperatura del agua

El principal objetivo de la monitorización en continuo de la temperatura del agua, es el de evaluar el calentamiento global. Sus posibles consecuencias podrían ser la modificación en los ciclos biológicos de los seres vivos, que en el caso de los ecosistemas acuáticos pasaría por un desplazamiento aguas arriba de las especies fluviales, un adelantamiento del ciclo biológico a épocas más tempranas, e incluso la desaparición de especies por la pérdida de sus características del hábitat. Así mismo, también puede ser un nuevo hábitat para especies más termófilas. Además, la temperatura del agua está correlacionada con otras variables tales como la altitud, espesor y duración de la cubierta nival, deshielo en ríos de carácter pluvionival, periodo vegetativo, concentración de oxígeno disuelto en el agua, emergencia de fases larvarias acuáticas de insectos, temperatura ambiental, etc. Aunque fundamentalmente, los procesos biológicos de los cursos fluviales, están influenciados principalmente por la temperatura del agua.

Desde el año 2006, el Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación del Parque Nacional puso en marcha una red de medida de temperatura del agua a lo largo del río Lozoya. A día de hoy esta red de seguimiento lleva un registro de datos de casi 17 años. El registro de datos se realiza a partir de datos diezminutales, obteniendo así una muy buena resolución de las medias diarias, mensuales y anuales. La resolución de los aparatos es de ±0,02 °C (a 25 °C). Una vez validados los datos de temperatura, se incluyen en una base de datos. Los sensores o termistores

que miden la temperatura son de la marca HOBO (U22 WaterTemp Pro V2 Logger). Actualmente, estos sensores se han reemplazando la marca HOBO TidbiT Temp 400 (MX2203). Los datos de los sensores U22 han sido extraídos *in situ* mediante un ordenador portátil con una periodicidad aproximadamente trimestral, siempre y cuando las condiciones lo han permitido. La extracción de datos de los sensores TidbiT se realiza mediante bluetouch con un dispositivo móvil.

Así mismo, desde el año 2020 se han instalado otros 8 dispositivos, en este caso de la marca HOBO TidbiT Temp 400 (MX2203) en las diferentes cuencas del Parque Nacional y su Zona Periférica. Sin embargo, en el presente informe, únicamente se detallará en resultados los relativos a los 4 sensores históricos del Alto Lozoya, al mantener una serie más o menos continuada desde el año 2006.

Las características de los termistores, así como la altitud se muestran en la Tabla 7 y su ubicación se muestra la Figura 2.

Tabla 7. Termistores acuáticos, marca y modelo, altitud y año de inicio de la toma de datos.

Código	Cuenca	Dispositivo/Modelo	Altitud (m.s.n.m.)	Año Inicio
LOZ1452	Lozoya	HOBO WaterTPRO2/ HOBO TidbiT Temp 400 (MX2203)	1452	2006
LOZ1267	Lozoya	HOBO WaterTPRO2/ HOBO TidbiT Temp 400 (MX2203)	1267	2006
LOZ1142	Lozoya	HOBO WaterTPRO2/ HOBO TidbiT Temp 400 (MX2203)	1142	2006
LOZ1090	Lozoya	HOBO WaterTPRO2/ HOBO TidbiT Temp 400 (MX2203)	1090	2006
ANG1830	Lozoya	HOBO TidbiT Temp 400 (MX2203)	1830	2020
ANG1780	Lozoya	HOBO TidbiT Temp 400 (MX2203)	1780	2020
ANG1550	Lozoya	HOBO TidbiT Temp 400 (MX2203)	1550	2020
FUE1650	Guadarrama	HOBO TidbiT Temp 400 (MX2203)	1650	2020
FUE1490	Guadarrama	HOBO TidbiT Temp 400 (MX2203)	1490	2020
VEN1380	Guadarrama	HOBO TidbiT Temp 400 (MX2203)	1380	2020
VEN1270	Guadarrama	HOBO TidbiT Temp 400 (MX2203)	1270	2020
MED1155	Manzanares	HOBO TidbiT Temp 400 (MX2203)	1155	2020

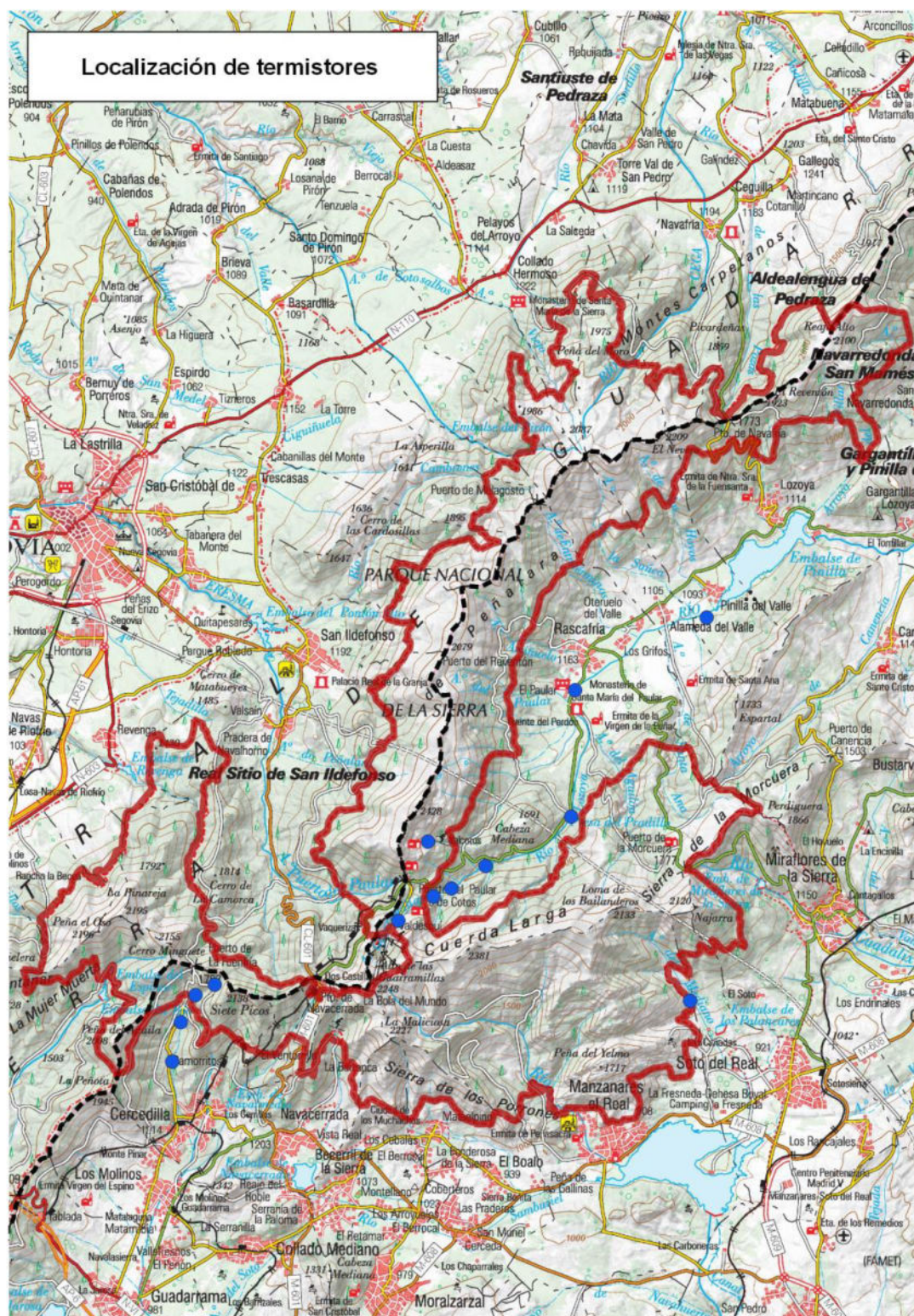


Figura 2. Localización de termistores acuáticos en el PNSG y ZPP.

6. Resultados

6.1. Variables biológicas: macroinvertebrados acuáticos

6.1.1. Estructura, composición y diversidad

Estructura y composición taxonómica

La Figura 3 representa el porcentaje relativo en el periodo 2014-2022 (escala logarítmica). El grupo de macroinvertebrados acuáticos mejor representado es el de los insectos, que ha supuesto un 97,6% de media respecto al total de individuos. Seguidamente, los ácaros acuáticos suponen un 1,5% del total. En cuanto a los moluscos, el gasterópodo *Ancylus fluviatilis* ha supuesto un 0,43% seguido del bivalvo *Pisidium* sp. con un 0,38%.

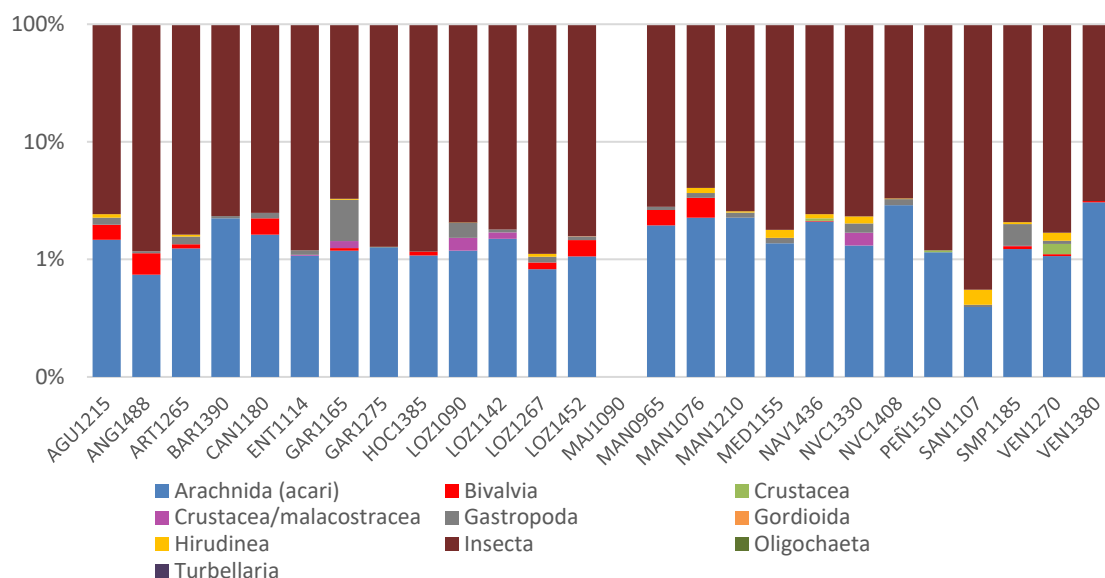


Figura 3. Porcentaje de abundancia relativa en cada estación de muestreo, de las diferentes clases taxonómicas en el periodo 2014-2022. OJO: al ser el grupo de los insectos más predominante, se ha representado mediante escala logarítmica el % del eje Y.

La Figura 4 representa los resultados de la abundancia relativa únicamente para los órdenes de insectos presentes durante el periodo 2014-2022. Los dípteros representan el grupo más numeroso en términos de porcentaje relativo para el conjunto de las estaciones de muestreo, con una media del 33,0 %. En general, se debe a la familia de los quironómidos, que, aunque es el taxón más abundante, si bien en términos de biomasa representan bastante menos proporción, al tratarse de los invertebrados de menor tamaño. Los efemerópteros son el segundo orden de mayor abundancia relativa (25,7%), siendo el más representativo y cosmopolita la familia de baétidos con el género *Baetis* sp. en primer lugar. Los plecópteros

representan el tercer orden con mayor abundancia (21,3%), siendo el género *Leuctra* sp. el más abundante. Los tricópteros, a pesar de ser uno de los órdenes más diversos, computan el 13,3% del total de abundancia relativa.

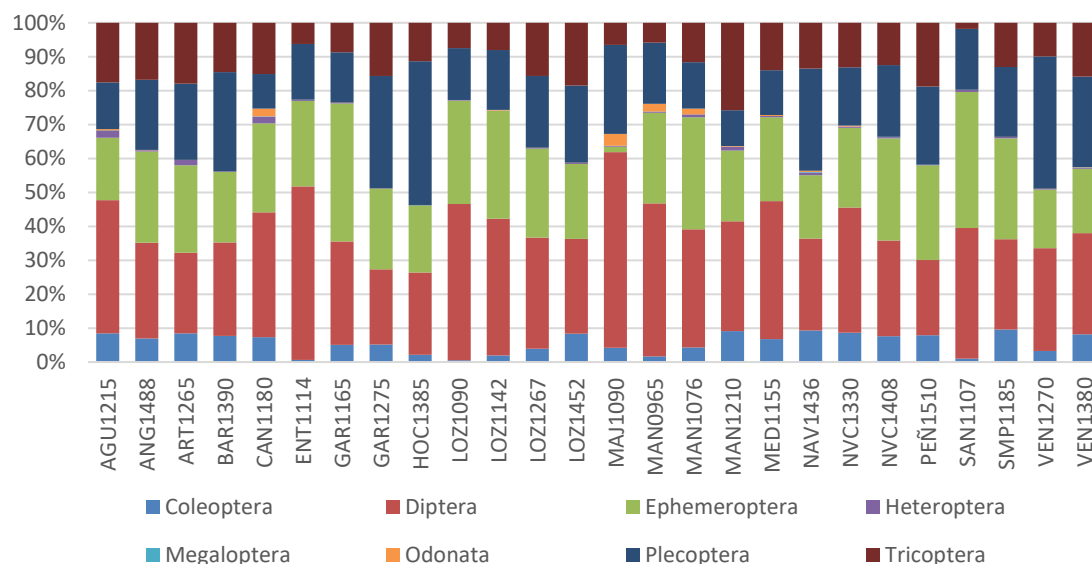


Figura 4. Porcentaje de la abundancia relativa en el periodo 2014-2022 de los órdenes del grupo de los insectos para cada estación de muestreo.

La Figura 5 representa la riqueza de taxones para cada orden de insectos, y estación de muestreo, en el periodo 2014-2022. Los tricópteros es el orden con mayor diversidad de taxones, con un peso proporcional del 27,4% de los taxones presentes. Los dípteros suponen un porcentaje de taxones por cada estación de muestreo del 21,1% de los taxones presentes. Los efemerópteros suponen el 16,6% de taxones presentes y los plecópteros el 13,1%.

En cuanto al número de taxones, el número medio de taxones para el conjunto de las estaciones de muestreo es de 26,1 taxones. Sin embargo, es diferente en función de la tipología de curso fluvial. Por ejemplo, los cursos fluviales temporales, muestran una menor diversidad de taxones, siendo en el caso del arroyo de Santa Ana de tan sólo 13 taxones. Por el contrario, en la Angostura, de carácter permanente presenta el mayor número de taxones medio, que asciende a los 30,4.

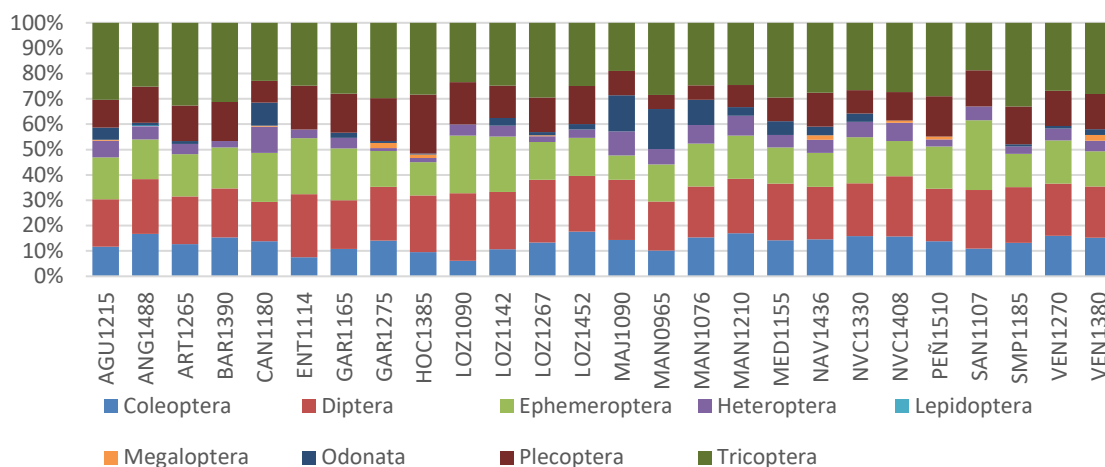


Figura 5. Proporción de la riqueza de taxones para los diferentes órdenes de insectos en el periodo 2014-2022 para cada estación de muestreo.

Grupos tróficos

Los resultados se expresan en porcentajes de la abundancia relativa en el periodo 2014-2022, del conjunto de taxones que tienen un mismo tipo de alimentación. Por tanto, no se hace referencia a la biomasa de taxones del mismo grupo, que serían unos resultados bastante más aproximados en cuanto a metabolismo fluvial. Sin embargo, nos aproxima bastante a los grupos tróficos dominantes, y es indicador del estado y la salud del ecosistema fluvial.

En el periodo 2014-2022, para el conjunto de las estaciones de muestreo, el grupo trófico dominante ha sido el de los fragmentadores con el 24,8 % del total de abundancia relativa, seguido por los recolectores con un 20,0%. El 14,1% corresponde a los raspadores-ramoneadores. El grupo trófico menor representado es el de los filtradores con el 8,9%.

Sin embargo, hay una evidente variabilidad espacial tal y como puede observarse en la Figura 6. Por ejemplo, los fragmentadores oscilan entre el 41,2% en el arroyo de la Venta, al 13,2% en la estación LOZ1090 del río Lozoya. Hay que destacar que en los arroyos temporales, Santa Ana, Entretérminos y Majadillas, los fragmentadores tienen una menor representación, en general por debajo del 15%. En caso de los raspadores, el promedio máximo se ha observado en el arroyo de Peñalara, con un 22,1%, siendo mínimo en el arroyo temporal de Majadillas con tan sólo el 2,0%.

En el caso de los recolectores, en el arroyo temporal de Santa Ana, representan el 46,3%. Por el contrario, el arroyo de la Venta representan un 11,6%. Finalmente, los filtradores, en general, es el grupo menos representado en los cursos fluviales de la Sierra de Guadarrama. Es máximo en el río Lozoya (25,0%) en la estación LOZ1090, siendo mínimo en los arroyos Santa Ana, Peñalara, Navalmedio, Garcisancho Hoyo Cerrado y Barondillo, en ambos casos menor del 5%.

En el caso de la Sierra de Guadarrama, predomina un aporte de energía heterotrófico, debido al aporte de materia orgánica al sistema fluvial. Este aporte es la principal fuente de energía del ecosistema en los tramos más elevados, obteniéndose fundamentalmente del bosque ripario. A lo largo del gradiente altitudinal de un río, en condiciones normales, la proporción de fragmentadores será más abundante en cotas más elevadas, ya que son los que fragmentan la materia orgánica gruesa (MOG). Por el contrario, los recolectores incrementan su proporción en sentido aguas abajo. Por ello, que la presencia de fragmentadores sea mayoritaria en dichos tramos. Sin embargo, a medida que la pendiente se atenúa, y el cauce se expande y la entrada de luz al ecosistema es más evidente, se observan tramos con un tipo autotrófico, ligado a una mayor producción primaria del ecosistema (algas, macrófitos, diatomeas, ...). En este sentido, la presencia de raspadores, recolectores y filtradores va reemplazando la de los fragmentadores.

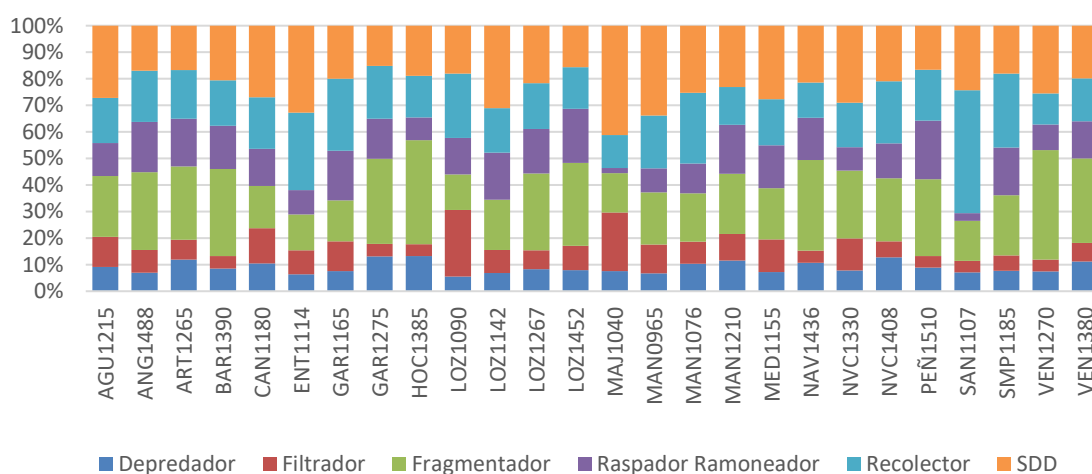


Figura 6. Proporción de abundancia relativa de los diferentes grupos tróficos en el periodo 2014-2022 para cada estación de muestreo. (S.D.D.: sin datos disponibles).

En el ámbito de trabajo, en los ríos Lozoya y Manzanares se ha muestreado en más de dos tramos por lo que mantenemos información de estos grupos en un gradiente altitudinal dentro de un mismo curso fluvial. En éstos, se puede observar más detalladamente la variabilidad de los grupos tróficos. En el caso del río Lozoya, con cuatro estaciones de muestreo, y en un gradiente altitudinal desde los 1452 a 1090 m s.n.m., se observa una tendencia clara de descenso en la proporción de fragmentadores e incremento de raspadores y recolectores en sentido aguas

abajo. Los filtradores también muestran un moderado incremento en sentido aguas abajo. En el caso de los depredadores se mantiene constante a lo largo del gradiente altitudinal del río.

En el caso del río Manzanares, en el tramo más elevado, la mayor proporción es el de los fragmentadores, seguido de los raspadores. Estos grupos descienden su densidad relativa en sentido aguas abajo. Por el contrario, los recolectores se incrementan a medida que se desciende aguas abajo. En el caso de filtradores, la tendencia no es clara.

Los resultados observados en el periodo 2014-2022 en el cauce del río Lozoya, y en menor medida en el Manzanares, se ajustan a la teoría del Río Como Continuo (Vannote, 1980), en el que establece una dominancia de unos grupos sobre otros en función del aporte de energía al ecosistema fluvial. En tramos de cabecera o más elevados (ríos de montaña) dominan los fragmentadores, incrementándose proporcionalmente filtradores y recolectores hacia tramos más bajos, inversamente proporcional a la altitud. Esta teoría apunta a la existencia de un gradiente de las variables físicas a lo largo del río, en donde las comunidades biológicas se adaptan a dichas condiciones, así como su modo de generar la energía. La teoría es función de tres aspectos: el orden del curso fluvial, el tipo de macroinvertebrados bentónicos y el tipo de materia orgánica

Índices de diversidad

Índice de Shannon-Wiener

El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') informa sobre el estado de conservación del ecosistema fluvial, midiendo su diversidad en *nits/ind* ya que la base aplicada es un logaritmo neperiano. Dicho índice es función de la riqueza de especies y la abundancia de ésta, denominándose también como índice de equitatividad.

En el periodo 2014-2022, el promedio para la totalidad de las estaciones de muestreo es de 2,36 nits/ind. con una desviación estándar de 0,32 nits/ind. Si bien, la diversidad media de los cursos fluviales de la Sierra de Guadarrama se sitúa en los 2,42 nits/ind, para los cursos fluviales permanentes y en la campaña primaveral, siendo este un valor orientativo como indicador del buen estado general de los ríos del PNSG.

En la Figura 7 se puede observar los datos anuales representados mediante un diagrama de caja. En este sentido hay varios cursos fluviales en los que se aprecia una mayor variabilidad del índice, como son los arroyos de Canencia, Navacerrada (NVC1330), del Mediano y Aguilón. Por el contrario, otros cursos fluviales mantienen una mayor estabilidad en los resultados del índice H' , como son los arroyos del Barondillo, río Lozoya en su totalidad a excepción de LOZ1267, Manzanares (MAN1076). Así mismo, se han representado los límites del umbral de referencia dentro de la normalidad en la Sierra de Guadarrama, cuyos resultados muestran que los arroyos temporales (Santa Ana, Entretérminos y Majadillas) están por debajo del umbral, lógicamente

relacionado por esa temporalidad. La estación del Manzanares, MAN0965, también expresa una media por debajo de la normalidad, fundamental causado por la actividad del baño en los años 2014 y 2015, que desencadenó una afección de las poblaciones biológicas, y por ello de los índices biológicos. El resto de cursos fluviales evaluados, se sitúan en términos medios, por encima del umbral de 2,00 nits/ind, aunque esporádicamente las estaciones LOZ1090, NVC1330, VEN1270 y MED1155, se han situado en alguna ocasión por debajo del umbral de referencia.

El Lozoya, a la altura de la Angostura, registra la mayor diversidad del periodo (2,69 nits/ind). Seguidamente el arroyo de Peñalara (2,65 nits/ind), así como el arroyo Santa María y Artiñuelo se acercan a estos valores. Sin embargo, estos cursos fluviales que presentan una mayor diversidad, tal vez no en cuanto a riqueza de taxones, aunque sí relativo a este índice debido una mayor equitatividad de los taxones presentes.

Por el contrario, los arroyos temporales mantienen una menor diversidad de este índice. Es el caso de los arroyos de Santa Ana, Majadillas y Entretérminos, con 1,79, 1,85 y 1,86 nits/ind respectivamente. De los cursos fluviales permanentes, la estación MAN0965, localizada en el tramo más bajo del río Manzanares es el que mantiene una menor diversidad de los cursos de agua permanentes (1,92 nits/ind). Otra estación que también presenta menores valores de diversidad es el localizado en al tramo más bajo del río Lozoya (LOZ1090) con un promedio en el periodo de 2,06 nits/ind. El arroyo que ha registrado la mayor diversidad, es el Aguilón, con 3,13 nits/ind en la primavera del año 2014. Por el contrario, el arroyo temporal del Entretérminos (ENT1114) en verano del año 2017, fue el mínimo de diversidad observado durante el periodo de seguimiento con 1,42 nits/ind. Aunque dentro los cursos fluviales permanentes, la estación MAN0965, del río Manzanares, registró el peor dato de diversidad en el año 2015, cuando aún estaba permitida la actividad del baño en La Pedriza. Puede consultarse más información en el anexo I con información adicional en la Tabla 15.

La evolución interanual se va a comentar en el apartado siguiente, conjuntamente con el índice de Berger-Parker.

Índice de Shannon

Estaciones de seguimiento de la calidad ecológica en los ríos del parque nacional

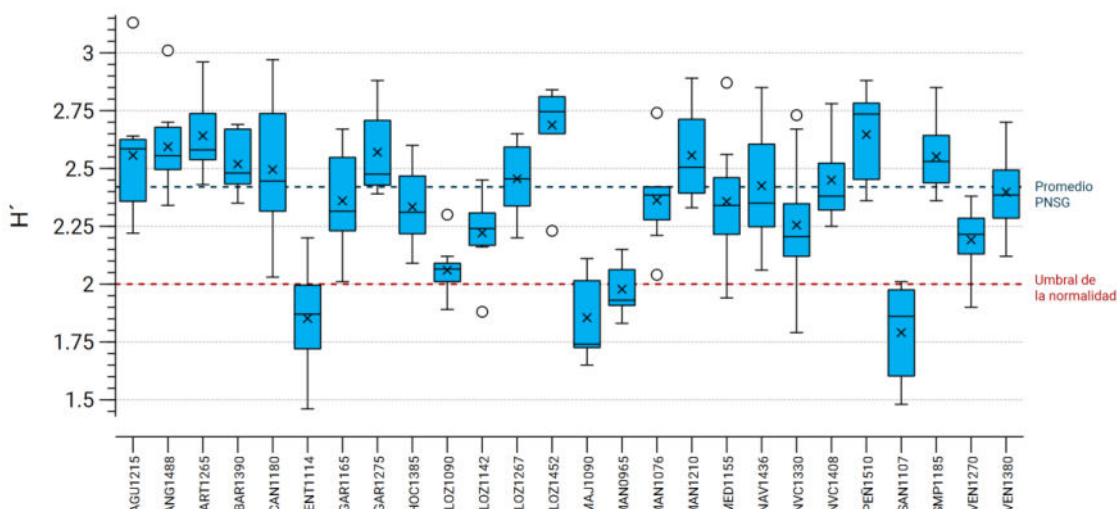


Figura 7. Diagrama de caja del índice de Shannon-Wiener en el periodo 2014-2022 (campaña primaveral) para cada estación de muestreo.

índice de Berger-Parker

El índice de *Berger-Parker* (B) mide la dominancia del ecosistema fluvial. El promedio del índice B en el periodo 2014-2022 se ha situado en el 28,1%, si bien existe una marcada variabilidad espacial.

En la Figura 8 se ha representado el índice B en el periodo para cada estación de muestreo. Según se observa, está muy relacionado con el índice de Shannon. El arroyo temporal del Entretérminos es el que ha mostrado una mayor variabilidad en los resultados, seguido por el arroyo de Canencia, del Mediano y Navacerrada (NVC1408). También alguna estación del río Manzanares denota una elevada variabilidad. Si nos centramos en el valor medio del periodo para cada estación de muestreo, hay ciertos cursos fluviales que están por encima de una dominancia del 30%, fijada como límite de referencia dentro de la normalidad. En este sentido, respecto al valor medio del periodo, de nuevo los arroyos temporales (Entretérminos, Santa Ana y Majadillas) se sitúan por encima del umbral, así como las estaciones del río Manzanares (MAN0965) y de La Venta (VEN1270). Como se ha comentado anteriormente, los arroyos del Artiñuelo, Lozoya (LOZ1452) y Peñalara se mantienen muy por debajo del resto de cursos fluviales, en torno al 20% como media del periodo, lo que les confiere una menor sobredominancia.

Los arroyos temporales mantienen, en general, una mayor dominancia que oscila entre el 38,0% en el arroyo de Entretérminos a un 42,1% en el Majadillas. Los cursos fluviales permanentes con una mayor dominancia acumulada se corresponden con la estación más baja del río Manzanares

con un 36,2%, y el arroyo de La Venta con el 31,6%. Otros cursos fluviales con un índice superior al promedio son el arroyo de Navacerrada (NVC1330) y el de Navalmedio (NAV1436) con un 31,2% y 30,0% respectivamente.

Los cursos fluviales del Alto Lozoya son los que mantienen una menor dominancia, en valores medios del periodo. Entre éstos se encuentran los arroyos de Peñalara (20,4%), Barondillo (24,1%), La Angostura (23,9%), o la estación más elevada del río Lozoya (20,9%). Otros cursos fluviales como el Artiñuelo (20,3%) o la estación del río Manzanares localizada a mayor altitud (MAN1210) con 24,3%, presentan también valores bajos del índice de Berger como promedio del periodo.

Por el contrario, en cuanto a los máximos valores observados del índice se han registrado en la estación del río Manzanares (MAN0965) con 60,8% en la primavera del año 2015, un 57,7% de dominancia en el arroyo de Majadillas en primavera del año 2016, y en el arroyo de Entretérminos con un 59,9%, o arroyo Navacerrada en el año 2017 (51,4%). En todos los casos el taxón dominante fue el de los dípteros quironómidos. Por el contrario, el arroyo de Peñalara registró el menor valor del índice de Berger con tan sólo un 13,0%. Seguidamente el arroyo de la Umbría (GAR1265) registró un mínimo de 13,5% en la primavera del año 2017. Otro arroyo es el Aguilón con un 13,8% en la primavera de 2014. Puede consultarse más información en el anexo I con información adicional en la Tabla 16.

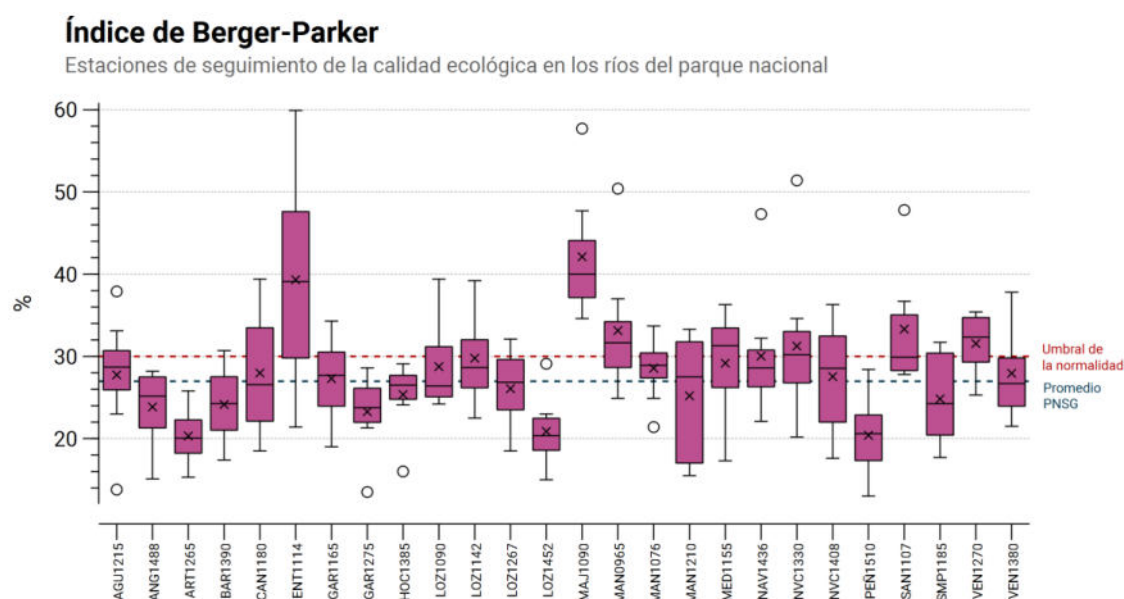


Figura 8. Diagrama de caja del índice de Berger-Parker (B) en el periodo 2014-2022 (campana primaveral) para cada estación de muestreo.

Se ha representado en la Figura 9 la evolución interanual del índice de Berger-Parker y Shannon-Wiener en promedio anual de la totalidad de las estaciones de muestreo, durante 2014-2022. Se puede apreciar como el índice de Berger-Parker (B) muestra una tendencia al alza. Es decir, desde el año 2014 la tendencia es una mayor dominancia hacia la actualidad. El promedio anual ha oscilado entre un 25% y un 30%, siendo máximo en el año 2018 y mínimo en el año 2014.

Por el contrario, el índice de Shannon-Wiener (H'), muestra una tendencia de descenso de la diversidad en ese mismo sentido. Sin embargo, hay que destacar que dicho índice es función de la riqueza de especies y su densidad relativa. Por este motivo es lógico observar comportamientos opuestos entre ambos índices. El promedio anual ha oscilado entre un 2,58 y 2,25 nits/ind, y al igual que el índice anterior, fue máximo en el año 2018 y mínimo en el año 2014. Si bien, la diversidad media de los cursos fluviales de la Sierra de Guadarrama en el periodo 2014-2022 se sitúa en los 2,36 nits/ind (incluyendo los arroyos temporales), con una desviación estándar es 0,32 nits/ind, **por lo que el intervalo orientativo como indicador del buen estado general de los ríos del PNSG podría situarse entre los 2,68 y 2,04 nits/ind.**

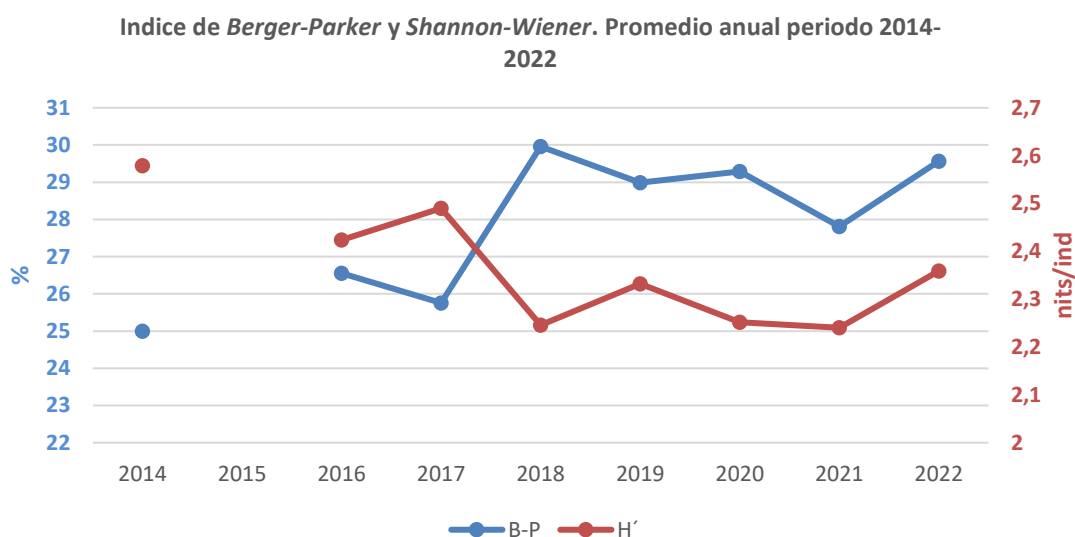


Figura 9. Resultados del índice de Berger-Parker (rojo-eje izquierdo) y Shannon-Wiener (azul-eje derecho) en promedio anual para el conjunto de estaciones, durante 2014-2022. El año 2015 sólo se dispone de información relativa al periodo estival, por lo que se ha omitido del gráfico.

Métrica EPT

Los taxones de efemerópteros, plecópteros y tricópteros, al tratarse de grupos que generalmente necesitan buenas condiciones de calidad del agua, se agrupan en la variable EPT, cuyo resultado es la suma de todos los taxones de los respectivos órdenes.

Según los resultados de la campaña primaveral, la media de EPT en el año 2022 se ha situado en los 14,4 taxones, si bien, durante el periodo 2014-2022 la media es de 14,6 taxones.

En la Figura 10 se ha representado mediante un diagrama de caja, los resultados anuales del EPT en el periodo 2014-2022. Los cursos fluviales que presentan una mayor estabilidad en esta variable, son las estaciones del río Manzanares (MAN0965 y MAN1076), río Lozoya (LOZ1267), así como los arroyos Angostura y Aguilón. Por el contrario, se ha observado en ciertos cursos fluviales, una elevada variabilidad interanual del EPT, como son el caso de los arroyos de Peñalara, La Venta, Garcisancho (GAR1165) y río Lozoya (LOZ1452). En cuanto a la estación LOZ1142, es destacable que en el año 2014 se detectaron 21 taxones, cuando en años posteriores siempre ha estado por debajo de los 15 taxones.

Como puede observarse en la Tabla 17 del anexo I, los cursos fluviales de la cuenca del Lozoya, presentan mayores valores EPT que las cuencas del Guadarrama o Manzanares, destacando los 17,4 taxones de media del Artiñuelo, 17,2 taxones del arroyo Aguilón, y 17,1 en la Angostura o arroyo de Peñalara. Este último curso fluvial es el que ha registrado el máximo EPT observado del periodo y del ámbito de trabajo, con 22 taxones. Otros cursos fluviales que presentan un elevado número de taxones EPT además de los citados anteriormente, son el de Garcisancho, Umbría, Santa Mará de El Paular, oscilando entre los 17,5 y los 17,2 taxones en promedio del periodo.

Los cursos fluviales temporales, como el arroyo de Santa Ana, o el Majadillas, registran los valores más bajos del EPT, con 7,7 y 8,0 taxones respectivamente. En cuanto a cursos fluviales permanentes, las estaciones localizadas en cotas más bajas de los ríos Manzanares y Lozoya registran los valores más bajos con 10,7 y 11,5 taxones, en promedio del periodo.

Interanualmente, se ha observado una estabilidad del EPT, en el promedio del periodo para la totalidad de estaciones de muestreo. Si bien en el año 2014 fue máximo con 16,6 taxones, en los años siguientes se mantiene estable entre los 14 y los 15 taxones.

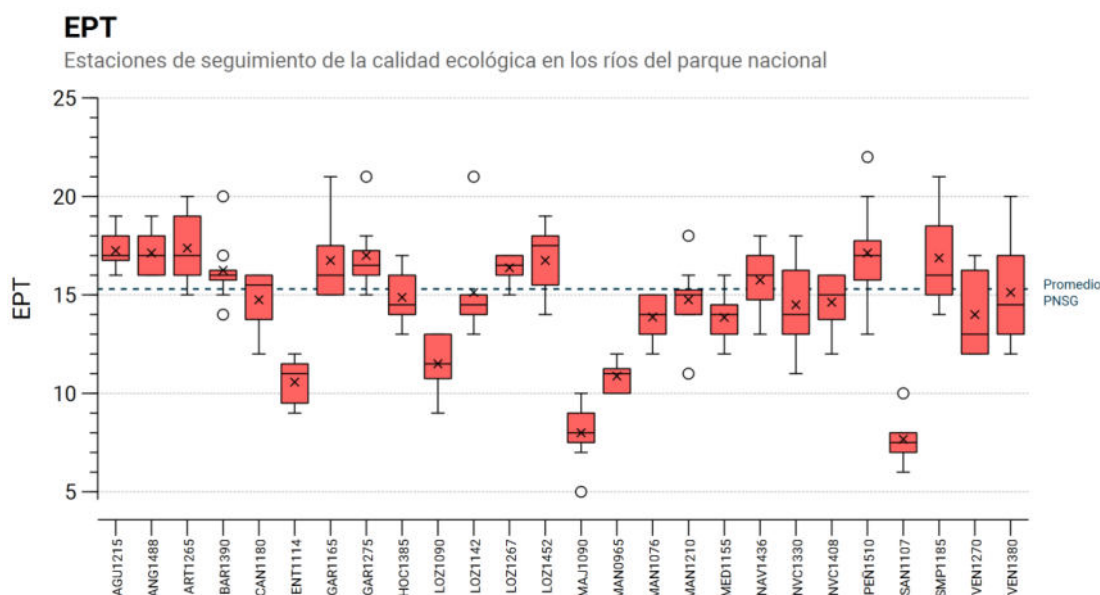


Figura 10. Diagrama de caja de la variable EPT (campaña primaveral) en el periodo 2014-2022, para cada estación de muestreo.

6.1.2. Estado ecológico de los cursos fluviales

Índice IBMWP

Actualmente, el índice IBMWP es el índice estandarizado de referencia en la determinación del estado ecológico de los sistemas fluviales españoles. La normativa española de calidad de las aguas (BOE, 2015) barema los diferentes rangos de estado ecológico en base a este índice.

En la Figura 11 se ha representado mediante diagrama de caja, los valores anuales del índice IBMWP, para cada estación de muestreo. En este sentido, se pueden detectar que estaciones de muestreo, o cursos fluviales, presentan una mayor variabilidad interanual. Los arroyos de Navalmedio, Navacerrada (NVC1330), La Venta (VEN1270), río Lozoya (LOZ1142) o río Manzanares (MAN0965) muestran unos resultados con una mayor amplitud respecto al valor medio, probablemente por presentar mayor vulnerabilidad frente a afecciones de diversa índole. En el caso contrario, es decir, los cursos fluviales que denotan una mayor estabilidad interanual del índice IBMWP, se pueden englobar los arroyos de Santa Ana, del Mediano, Navacerrada (NVC1408), de la Umbría, o el río Lozoya en todo su recorrido a excepción del tramo de El Paular (LOZ11142). Este hecho podría indicar que mantienen una gran estabilidad del índice IBMWP, y por ello, de su estado ecológico.

Como se muestra en la Tabla 18, tomando el promedio de la totalidad de cursos fluviales de la campaña primaveral, el valor del índice IBMWP es de 162,1 puntos en el periodo 2014-2022. Si bien se observan diferentes tipologías fluviales. En primer lugar, el promedio para los arroyos temporales se sitúa en los 116,0 puntos. Dentro de esta tipología, el arroyo de Santa Ana es el

que menor puntuación del índice ha registrado con 81 puntos de promedio del periodo. Por el contrario, el arroyo de Hoyocerrado, obtiene 147,9 puntos de promedio del periodo. En esta tipología se encuentran también los arroyos de Santa Ana, Entretérminos, Hoyo Cerrado y Majadillas.

Sin embargo, para los cursos fluviales permanentes, se registra un promedio del periodo de 169,9 puntos, aunque es muy dependiente de curso fluvial. Por ejemplo, los tramos bajos de los ríos principales, Lozoya y Manzanares, con 121,1 y 147,3 puntos respectivamente, son los tramos con menor puntuación del índice IBMWP, aun así, clasificándose en el nivel Bueno. Hay que matizar que la estación del río Manzanares MAN0965, interanualmente ha visto incrementada su puntuación, alcanzando en el año 2022 los 166 puntos, lo que le sitúa en un estado Muy Bueno. Estos resultados son consecuencia de las medidas de conservación aplicadas en la Pedriza a partir del año 2016, entre ellas la prohibición del baño y control de accesos.

El resto de cursos fluviales se sitúan en un estado de conservación, clasificado como Muy Bueno, al menos en la campaña primaveral. Los arroyos del Aguilón, Angostura y la estación más elevada del Lozoya, presentan las mayores puntuaciones del índice IBMWP, en promedio del periodo, alcanzando los 193,1, 187,8 y 185,8 respectivamente. El arroyo de La Venta en el tramo bajo (VEN1270), presenta dentro de los muy bien conservados la menor puntuación con 159,5 puntos como promedio del periodo, así como el tramo medio del Lozoya (LOZ1142) con 157,0 puntos.

Los resultados expresan, en general, un buen estado de conservación de los cursos fluviales del PNSG y su ZPP, resultado que el 73,1% de los cursos fluviales presentan un estado de conservación Muy Bueno, un 23,1% un estado Bueno, y un 3,8% un estado Moderado. En la Tabla 18 se muestran los resultados en el periodo 2014-2022 del índice biológico IBMWP para cada estación de muestreo.

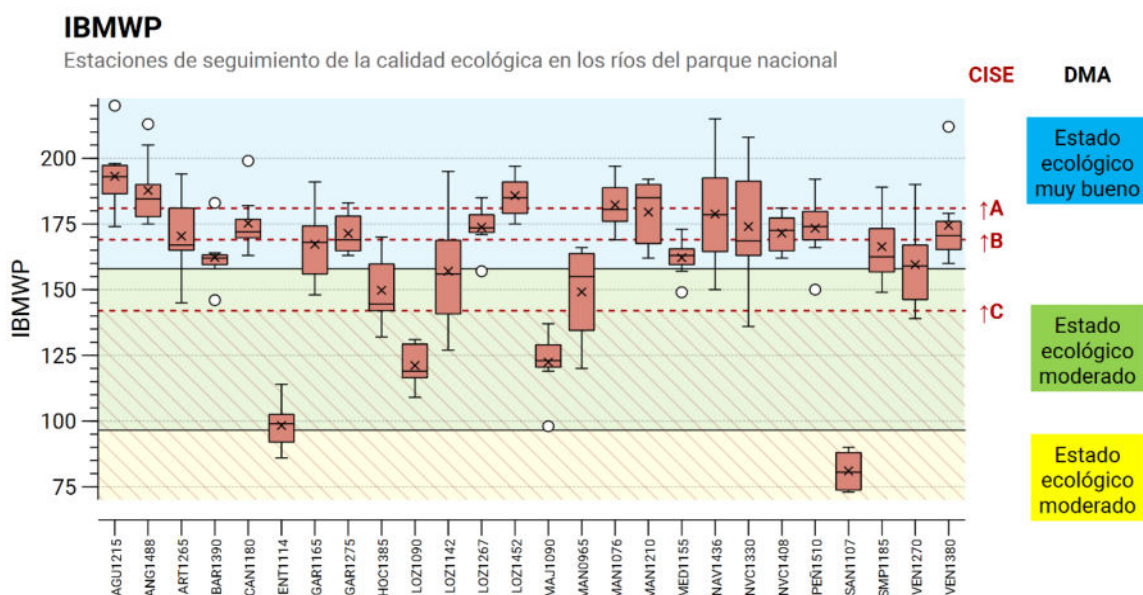


Figura 11. Diagrama de caja del índice IBMWP, en el periodo 2014-2022, para cada estación de muestreo. Representadas las clases de estado ecológico de acuerdo al R.D 817/2015 (BOE, 2015) y clasificación del CISE (Rubio-Romero & Granados, 2018).

Independientemente de la variabilidad interanual del índice IBMWP, en la Figura 12, se puede observar el porcentaje de las clases de estado ecológico para cada estación de muestreo en los 9 años de seguimiento. En este sentido, es evidente qué cursos fluviales han presentado en todo el periodo un estado ecológico Muy Bueno. Algunos de estos son Angostura, Aguilón, Umbría y Canencia, así como los tramos más elevados de La Venta, Navacerrada y los ríos Lozoya y Manzanares. Otros cursos fluviales intercalan estado Muy Bueno/Bueno como el de Santa María, Garcisancho, Barondillo, y Peñalara, así como los tramos bajos de La Venta, Lozoya y Manzanares. En el caso de la estación LOZ1090, ha mantenido en todo el periodo un estado Bueno. Finalmente, los arroyos temporales Santa Ana y Entretérminos, predomina un estado ecológico Moderado, consecuencia lógicamente de la temporalidad de éstos.

La cartografía de resultados del índice respecto a esta clasificación se muestra en la Figura 14.

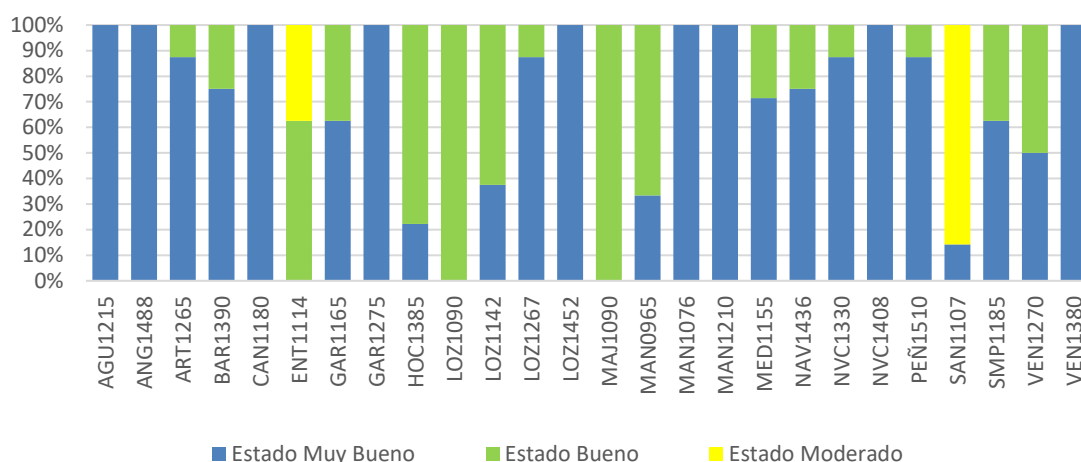


Figura 12. Representación gráfica del porcentaje de las clases de estado ecológico a partir del índice IBMWP en el periodo 2014-2022, según el R.D 817/2015.

Sin embargo, el Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación (CISE, 2018), ha propuesto una clasificación más exigente para conocer el estado de conservación, y valorar en que cursos fluviales, pudiera estar afectando diferentes presiones, ya que el Real Decreto 817/2015 barema en una visión más amplia, para todos los ríos españoles de una misma tipología, que en nuestro caso se incluye el ecotipo de los ríos de montaña mediterránea silíceo. En base a esta clasificación, como se representa en la Figura 13, el arroyo de El Aguilón es el que mantiene una mayor proporción de la categoría A, equivalente a ríos sin impactos. En los cursos fluviales que ha predominado esta categoría son la Angostura, y tramos altos del Lozoya y Manzanares, representando el 23,1% de los resultados. La categoría B, equivalente a cursos fluviales con indicios de impactos, ha predominado en el Lozoya medio, arroyos de Navacerrada, Canencia y Peñalara. En el cómputo general, el 21,6% de los casos se corresponden con esta categoría B. En cuanto a la categoría C, equivalente a cursos fluviales con impactos evidentes, predomina en los cursos fluviales del Barondillo, Santa María, del Mediano, Garcisancho y Artiñuelo, así como el tramo bajo del Manzanares (MAN0965) y tramo medio del río Lozoya (LOZ1142). Es la categoría con más casos registrados, ascendiendo al 35,6%. Finalmente, en la categoría D, que indicaría cursos fluviales con un estado especialmente alterado, se engloban los arroyos temporales (Majadillas, Entretérminos y Santa Ana), causa fundamentalmente debido a la dinámica natural hidrológica de éstos, al ser arroyos temporales. En el caso del tramo bajo del Lozoya (LOZ1090) en la totalidad de los años del periodo se ha clasificado en dicha categoría, así como el tramo bajo del Manzanares (MAN0965) en más del 40% de los muestreos, principalmente al inicio del seguimiento, y mejorando considerablemente a consecuencia de las medidas de conservación adoptadas en la Pedriza. El arroyo de La Venta y Navacerrada, en sus tramos más bajos, también han registrado algún año un estado alterado, así como el Lozoya medio (LOZ1142). Sin embargo, esta clasificación está basada en los valores registrados en la red de seguimiento del PNSG y su

ZPP, en el que predominan tramos mayoritariamente inalterados y muy bien conservados, siendo por ello una clasificación muy exigente.

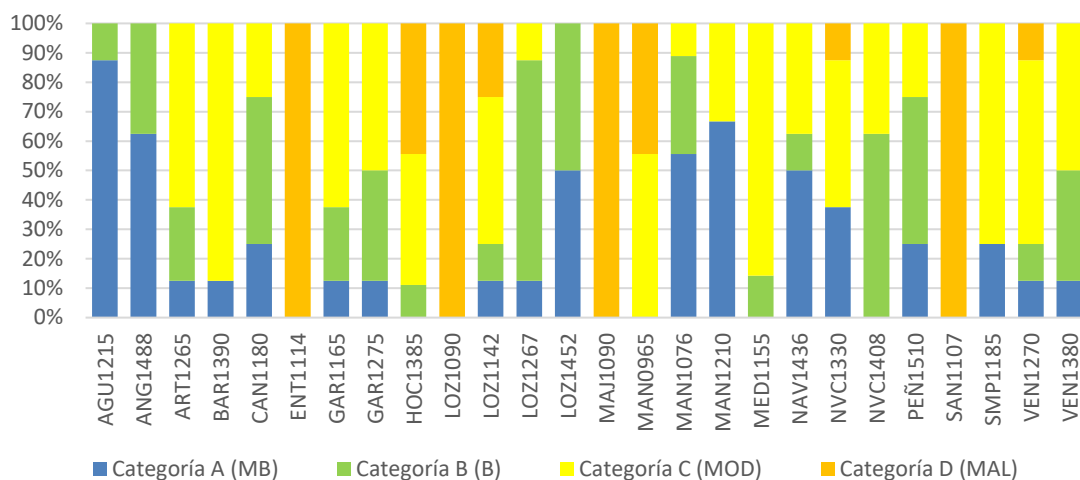
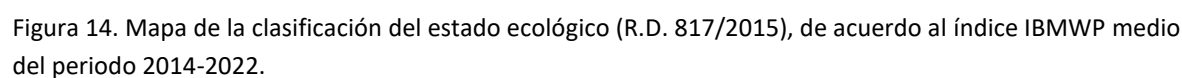


Figura 13. Representación gráfica del porcentaje de las clases de estado ecológico a partir del índice IBMWP en el periodo 2014-2022, según la clasificación del CISE (Rubio-Romero & Granados, 2018).



Índice IASPT

El índice IASPT es un ponderador del valor medio de los taxones presentes a partir del índice IBMWP. Al tratarse de valores asignados a los taxones en función a la tolerancia a la contaminación, generalmente de tipo orgánica, la media de los taxones presentes en la estación de muestreo nos da una idea de la calidad de los taxones presentes. Es decir, a un mayor IASPT, mayor calidad de los taxones presentes; y a menor IASPT, menor calidad por una mayor tolerancia a la contaminación de los taxones presentes. Es un indicador por tanto de la carga por contaminación orgánica. Los resultados medos del índice en el periodo de seguimiento se pueden ver en la Tabla 20.

En la Figura 15 se ha representado mediante diagrama de caja, los valores anuales del índice IASPT, para cada estación de muestreo. En este sentido se pueden detectar que estaciones de muestreo, o cursos fluviales, presentan la mayor variabilidad interanual. Los arroyos de la Venta, Santa Ana, Entretérminos, Garcisancho o las estaciones del río Lozoya (LOZ1090 y LOZ1452) presentan una mayor variabilidad. Es destacable la elevada representación de resultados periféricos “outliers” lo que puede indicar la poca definición de este índice en un tipo de aguas muy similares, o dentro de un relativo pequeño ámbito de trabajo. En este sentido, también nos indica la desviación estándar (de 0,2 a 0,4), que este índice sería poco preciso a la hora de evaluar los cursos fluviales del PNSG y ZPP, al comparar entre cursos fluviales de una misma tipología, y en general, sin grandes afecciones aparentes. Aunque sí que pudiera ser aplicable en el caso que se produjera algún impacto o afección excepcional de gran magnitud.

El promedio del índice IASPT (Tabla 20) durante el periodo 2014-2022 ha sido de 6,2 puntos, lo que indica una buena calidad media de los taxones presentes, teniendo en cuenta que el índice podría oscilar entre 0 y 10. Interanualmente, para el cómputo total de las estaciones de muestreo, ha oscilado entre 6,0 en el año 2020, y 6,4 en el año 2018. A nivel espacial, se observa una mayor variabilidad del índice IASPT, entre los 5,7 puntos del arroyo temporal de Majadillas a los 6,6 del arroyo de Peñalara. Otros cursos fluviales que han registrado un IASPT elevado son la Umbría, Alto Lozoya, Angostura, Hoyo Cerrado y Barondillo, en ambos casos con 6,5 puntos.

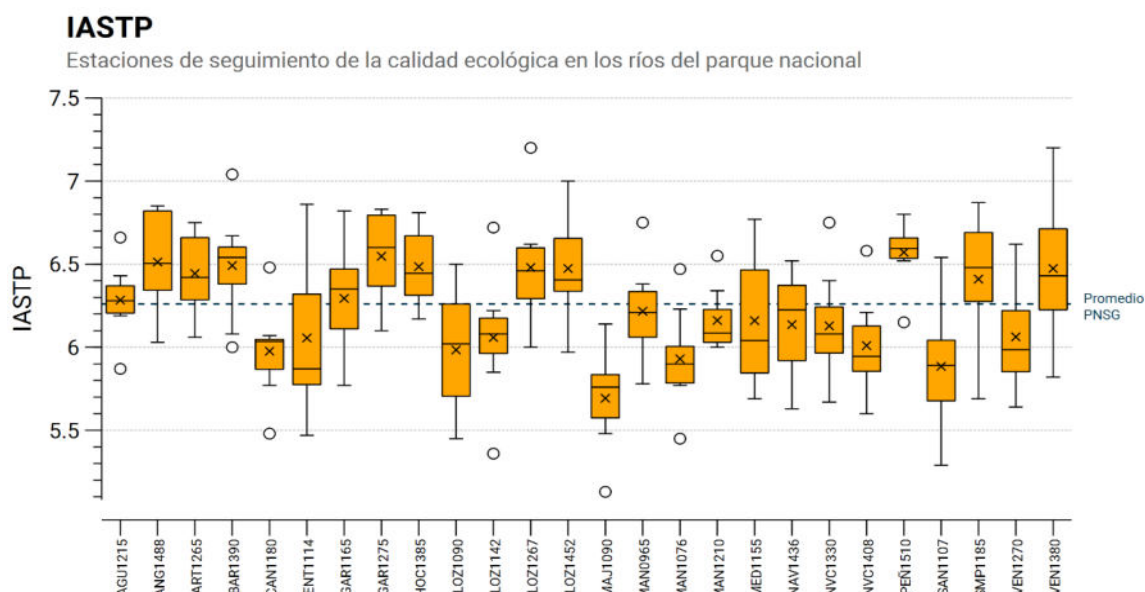


Figura 15. Diagrama de caja del índice IASPT (campana primaveral) en el periodo 2014-2022, para cada estación de muestreo.

6.1.3. Especies fluviales protegidas en el Catálogo Regional

La información obtenida a través del inventario de los taxones que componen las poblaciones de los cursos fluviales, nos permite identificar las especies catalogadas que están presentes en el territorio del PNSG y su ZPP. La finalidad es generar una cartografía precisa sobre su distribución, que nos ayude a entender sus ciclos biológicos, y ser a la vez de utilidad en la gestión de los sistemas fluviales del ámbito de ordenación.

En los ecosistemas fluviales de la Sierra de Guadarrama, existe la posibilidad de albergar la presencia de al menos 7 especies catalogadas (Tabla 8). En el caso del plecóptero *Leuctra madritensis* es necesaria la fase adulta para una correcta identificación. Por ello, aunque en el área ha sido citada por otros autores, y en el presente trabajo este género únicamente se ha identificado en estados larvarios, es probable que en algunos casos se trate de este taxon catalogado, aunque no se sabe con certeza.

Tabla 8. Especies de invertebrados fluviales protegidos en el Catálogo Regional de la Comunidad de Madrid. (S.A.H.: Sensible a la alteración de su hábitat)

Orden	Especie	Categoría	Periodo 2014-2022
Ephemeroptera	<i>Serratella hispanica</i>	S.A.H.	Presente
Ephemeroptera	<i>Drunella paradinas</i>	S.A.H.	Presente
Plecoptera	<i>Leuctra madritensis</i>	S.A.H.	Por confirmar
Plecoptera	<i>Brachyptera arcuata</i>	S.A.H.	Presente

Plecoptera	<i>Marthamea vitripennis</i>	S.A.H.	Ausente
Trichoptera	<i>Rhyacophila relictta</i>	S.A.H.	Presente
Trichoptera	<i>Allogamus laureatus</i>	S.A.H.	Presente

En el periodo 2014-2022 se ha detectado la presencia de 5 especies catalogadas.

El efemeróptero endémico *Serratella hispanica* (Figura 18) es una especie catalogada muy cosmopolita en el ámbito de la Sierra de Guadarrama, presente en más del 73% de los casos en el periodo 2014-2022. Se distribuye entre las cotas 1090-1510 m s.n.m. estando presente en las tres cuencas principales de la Comunidad de Madrid: Lozoya, Guadarrama y Manzanares. Se trata de una especie de vuelo primaveral, ya que no se ha observado ningún ejemplar larvario durante la época estival.

En el caso del tricóptero *Allogamus laureatus* (Figura 16), de vuelo estival, pero con mayor presencia en el medio acuático en primavera, se distribuye en el 76,9% de las estaciones de muestreo. Su presencia se ha observado en las tres cuencas madrileñas del Parque Nacional: Guadarrama, Lozoya y Manzanares, entre las cotas 1076-1510 m s.n.m.

El plecóptero *Brachyptera arcuata* (Figura 17) únicamente se ha observado en la época primaveral, por lo que su fase adulta voladora se produce en primavera. Se ha observado en la cuenca del Lozoya principalmente, y en una localidad de las cuencas del Guadarrama y Manzanares. En la zona, tiene preferencia por cursos fluviales de menor entidad. Se ha localizado en el 46,1% de los cursos fluviales muestreados entre las cotas de 1114 a 1510 m s.n.m.

Otro efemeróptero endémico que puebla las aguas de la Sierra de Guadarrama, es *Drunella paradinasi* (Figura 19). Es una especie poco abundante y poco frecuente en el ámbito de trabajo (15,4 % de las estaciones muestreadas), únicamente observado en la cuenca del Manzanares, y algunos cursos del valle del Lozoya (Canencia, Garcisancho y bajo Lozoya) entre las cotas 1090-1210 m s.n.m.

El tricóptero riacofílido, *Rhyacophila relictta* es la especie menos frecuente y abundante, con presencia en tan sólo una localidad en el año 2014, en el tramo medio del Lozoya. Se trata de una especie que coloniza tramos con un importante caudal y cauces más estabilizados. La época de la observación fue en verano, en una cota de 1142 m s.n.m. y por tanto se distribuye tan sólo en el 3,8% de las estaciones muestreadas.

Los cursos fluviales con mayor riqueza de especies catalogadas se localizan en la cuenca alta del Lozoya (arroyos de Peñalara, Angostura y el propio Lozoya), en los arroyos Garcisancho y Hoyo Cerrado, así como en el río Manzanares, MAN1210, y arroyos de Navalmedio y de La Venta en la cuenca del Guadarrama. En ambos casos con presencia de 3 especies en cada estación de muestreo. Proporcionalmente, en un 38,5% de las estaciones de muestreo se ha observado

presencia de tres especies catalogadas, en otro 38,5% de las estaciones dos especies y un 19,2% una especie catalogada. Tan sólo en el 3,8% de las estaciones ninguna especie catalogada.

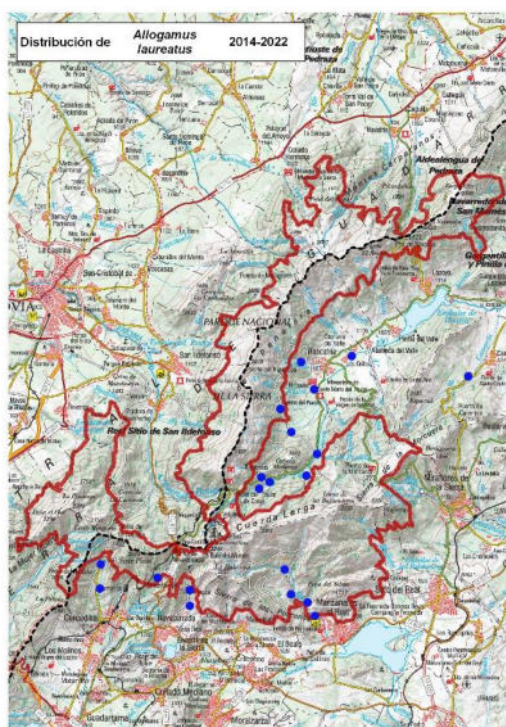


Figura 16. Distribución de *Allogamus laureatus* en el periodo 2014-2022



Foto 1. Estado larvario de *Allogamus laureatus*.

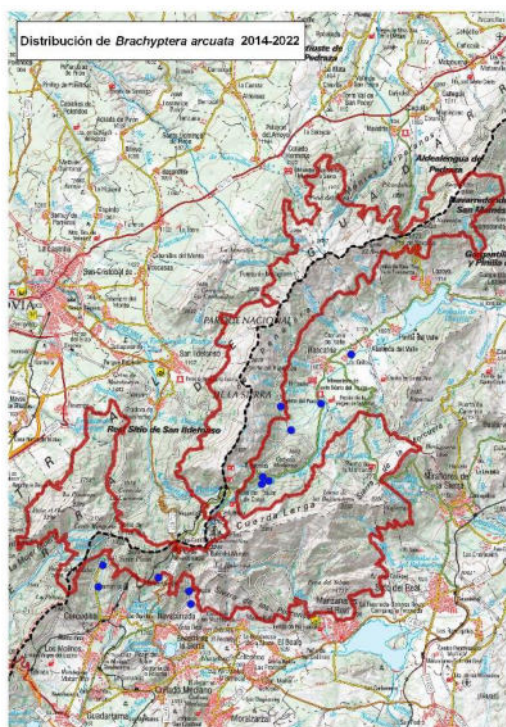


Figura 17. Distribución de *Brachyptera arcuata* en el periodo 2014-2022



Foto 2. Estado larvario de *Brachyptera arcuata*.



Figura 18. Distribución de *Serratella hispanica* en el periodo 2014-2022



Foto 3. Estado larvario de *Serratella hispanica*.



Figura 19. Distribución de *Drunella paradinasi* en el periodo 2014-2022



Foto 4. Estado larvario de *Drunella paradinasi*.

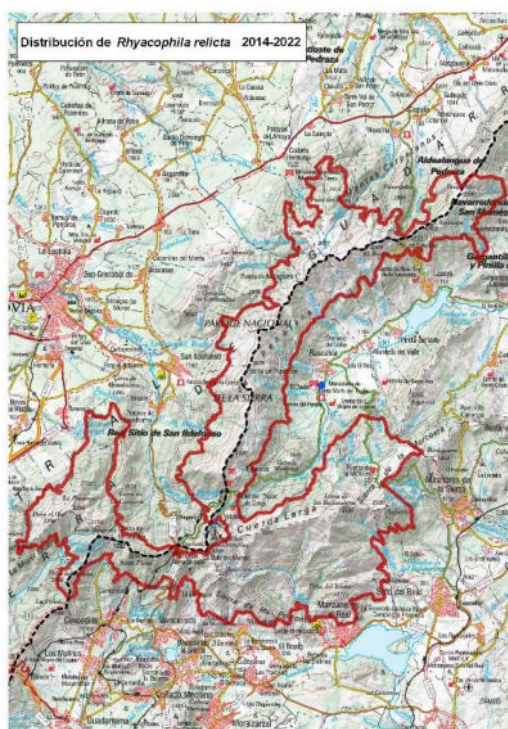


Figura 20. Distribución de *Rhyacophila relicta* en el periodo 2014-2022



Foto 5. Estado larvario de *Rhyacophila relicta*.

6.2. El cangrejo señal en el Alto Lozoya

El decápodo *Pacifastacus leniusculus* es un crustáceo originario de Norte América incluido en el catálogo de especies exóticas invasoras (BOE, 2011). En el interior del Parque Nacional no se ha constatado su presencia, si bien ha colonizado parte de la Zona Periférica de Protección.

En el Valle del Lozoya, durante el seguimiento ecológico del Alto Lozoya, se observó una rápida colonización por parte de esta especie. El primer antecedente se remonta a poblaciones presentes en el río en las inmediaciones del embalse de Pinilla, lugar que el que fue introducido años atrás. Sin embargo, los primeros contactos de esta especie en el río Lozoya datan del año 2005 en las que se observaron restos de mudas en el cauce y riberas inmediatamente aguas arriba del embalse. En el año 2006, se observaron los primeros individuos en el cauce del río Lozoya.

En su continua expansión, durante los muestreos del año 2015, se observó su presencia a la altura de la confluencia entre el arroyo de Garcisancho y el río Lozoya, aguas arriba del Puente del Perdón, lo que indica una importante colonización de este curso fluvial. En cuanto a su origen, se puede tratar de introducciones y posterior colonización natural. Hasta el año 2022,

ha sido permanente la presencia en este curso fluvial, por lo que se puede establecer como poblaciones estables en el río Lozoya medio, y en el tramo más bajo del arroyo de Garcisancho. Además, esporádicamente se ha detectado en el bajo Artiñuelo, y el bajo Entretérminos, aunque sin una permanencia anual continuada de las poblaciones.

Por otro lado, a partir del año 2019, se confirmó por primera vez la cita de cangrejo señal en el arroyo de Navacerrada (NVC1330), aguas abajo de los embalses en La Barranca. No detectado en el 2020, se ha confirmado la presencia y reproducción en los años 2021 y 2022, por lo que está colonizando cursos fluviales de la cuenca del río Manzanares.

Aunque en un principio se pensaba que el desarrollo de poblaciones de decápodos estaría limitado a causa de bajas concentraciones de carbonato cálcico, ciertos estudios realizados en aguas oligotróficas finlandesas indican un desarrollo estable de cangrejo señal durante 25 años con concentraciones de 3,1 mg/l de Ca y pH medios de 6,8 (Kirjavainen *et al.*, 1999). En el río Lozoya, de aguas oligotróficas y de baja mineralización, dichas concentraciones de calcio son superiores. Durante la época estival, época en la que la concentración de iones se ve incrementada a causa de un menor caudal, se han detectado concentraciones de calcio de hasta 15,5 mg/l de Ca en el tramo medio del Lozoya a la altura de El Paular (LOZ1142).

Otros efectos negativos observados en las comunidades acuáticas (Lodge *et al.*, 1994) fueron en cuanto a la biomasa y riqueza de especies invertebradas en sistemas tanto lóticos como leníticos. Se realizaron análisis estomacales de cangrejo señal en cursos fluviales, predominando en su dieta detritus, simúlidos, quironómidos, efemerópteros, tricópteros y plecópteros. Stenroth *et al.* (2003) también observaron una reducción de la diversidad de taxones invertebrados en un 25%. Otros trabajos mostraron un cambio en las densidades de unos taxones respecto a otros. Hay que destacar otros efectos sobre la depredación de los huevos y los juveniles de trucha por parte de cangrejos adultos (Rubin & Svensson, 1993).

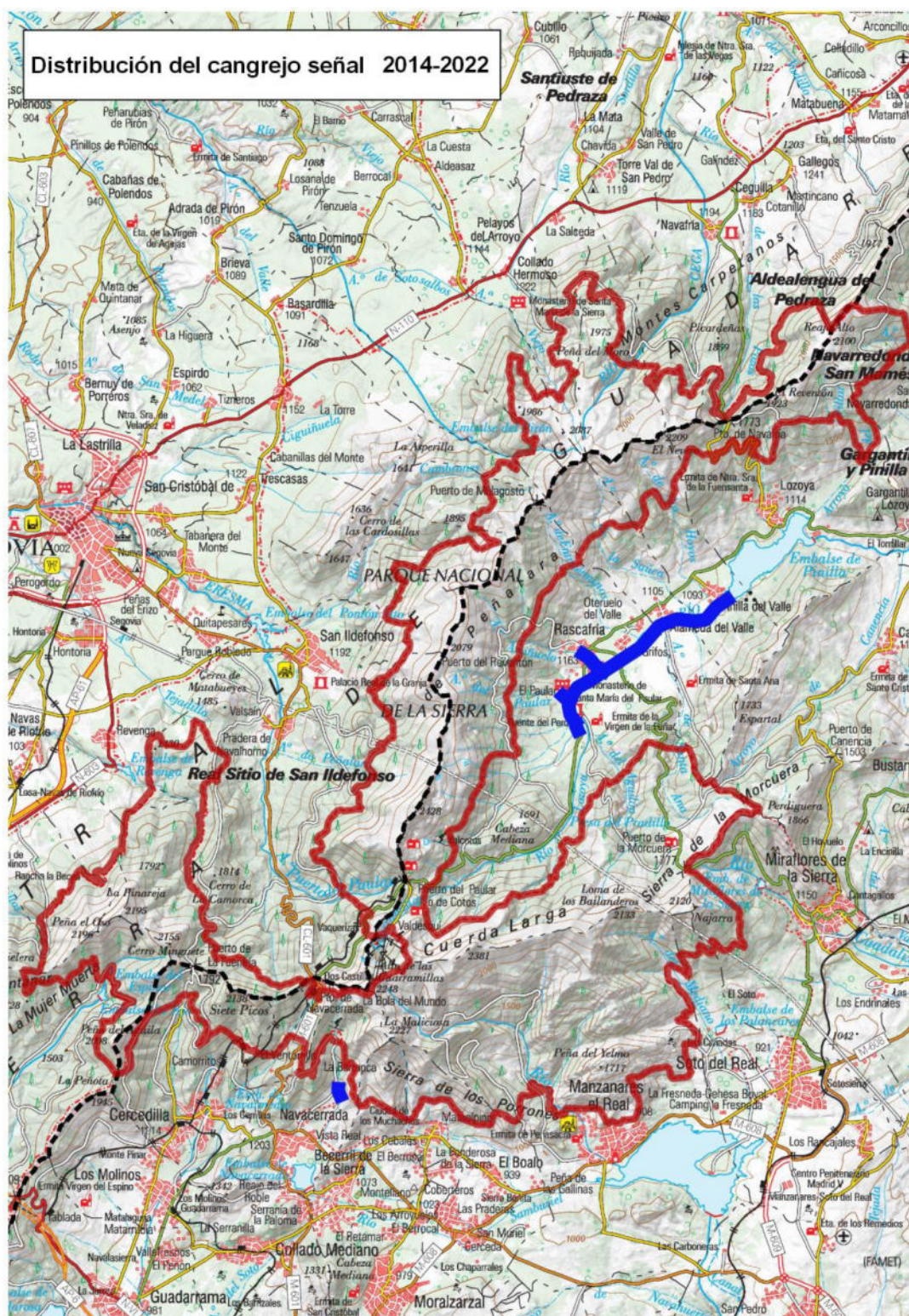


Figura 21. Distribución de cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus*) en el periodo 2014-2022.

Otro de los posibles efectos del cangrejo señal sería sobre la lamprehuela (*Cobitis calderoni*). Se trata de una especie de cobítido catalogada en peligro de extinción por la Comunidad de Madrid, endémico de la mitad Norte de la Península Ibérica. Dicha especie se distribuía en la cuenca del Tajo en los ríos Lozoya, alto Jarama y alto Manzanares (Doadrio, 1981), si bien esas citas no están actualizadas y la distribución actual presenta incertidumbres. En la actualidad las poblaciones más estables se localizan en la cuenca del Duero, ya que las del Ebro están en una gravísima regresión.

Si esta especie protegida de carácter bentónico aún se distribuyera en el Lozoya, aunque la incertidumbre ya es muy elevada, ya que durante el periodo 2014-2022 no se ha tenido constancia de ésta en los muestreos ordinarios, se puede estar produciendo una competencia interespecífica con el cangrejo señal, y pudiera alterar las poblaciones de esta especie. En otros lugares ha desaparecido en pocos años poniendo en evidencia la grave regresión de sus poblaciones, aprobándose planes de gestión con el fin de intentar recuperar la especie, en la que se han tomado medidas importantes y pioneras para salvaguardar las pequeñas poblaciones que aún quedan.

Se aconseja seguir una serie de medidas de gestión ante esta expansión de cangrejo señal mediante un plan de seguimiento y control en el río Lozoya y arroyo de Navacerrada. Además, es aconsejable abordar un trabajo para el conocimiento actual de las poblaciones de lamprehuela en la Comunidad de Madrid.

6.3. Variables hidromorfológicas

6.3.1. Estado de conservación de las riberas del PNSG y la ZPP

El bosque de ribera es fundamental en las interrelaciones con el ecosistema fluvial, y por ello de su estado ecológico. En el ámbito de trabajo, determinados usos y actividades como la ganadería, la explotación forestal, la agricultura o el urbanismo en ocasiones han modificado, invadido o eliminado la vegetación ribereña. En los ríos de montaña de la Sierra de Guadarrama, predominantemente heterotróficos, la entrada de energía al ecosistema fluvial se debe fundamentalmente a la materia orgánica de la vegetación adyacente: las riberas.

El índice QBR trata de dar una valoración de la manera más objetiva posible del estado de conservación de las riberas, de un modo adaptado a las cinco clases de la Directiva Marco del Agua y la legislación nacional. A fin de correlacionar posibles dependencias, se ha aplicado en las mismas estaciones de muestreo que los indicadores biológicos.

Aunque el Real Decreto 817/2015, relativo a la calidad de las aguas, establece para la tipología de ríos de montaña sílicea un valor de referencia para el índice QBR de 90 puntos, con un ratio

(RCE) del 0,888 respecto a este valor en los niveles de calidad muy bueno/bueno, se ha tomado como valores para los niveles de calidad los definidos en la publicación original del índice. El motivo ha sido la inexistencia de valores de corte para los siguientes niveles de calidad, y al ser más estricto en los niveles de corte nos ayuda a diferenciar los tramos de la ribera con algún tipo de deficiencia.

Como puede observarse en la Tabla 9, la **media del índice QBR** en las 26 estaciones de muestreo evaluadas en el periodo 2014-2022 asciende a 75,2 puntos, lo que le sitúa en un **estado de conservación bueno**. Evaluando los resultados del periodo por cuencas, la del Guadarrama presenta un valor medio del índice QBR de 74,1 puntos, la cuenca del Lozoya 72,2 y la cuenca del Manzanares 82,4 puntos. Son resultados muy similares, aunque hay que tener en cuenta que la cuenca del río Lozoya es la que posee más estaciones de muestreo (16 estaciones) frente a las 3 estaciones de la cuenca del río Guadarrama o las 7 estaciones de la cuenca del Manzanares.

En cuanto a la clasificación del índice, los cursos fluviales mejor valorados, con una ribera muy bien conservada, se localizan en el Lozoya medio (LOZ1090), arroyos de Navacerrada (NAV1330), del Mediano y Majadillas. Por el contrario, las riberas que presentan una mayor degradación se corresponden con las estaciones del arroyo de Garcisancho en su tramo bajo (GAR1165), con un nivel deficiente, así como el tramo bajo del arroyo de Santa Ana, en esta misma clasificación. Otros cursos fluviales en los que el estado de conservación presenta afecciones, clasificados como calidad intermedia o moderada, son los tramos bajos de los arroyos del Aguilón, Venta, Navacerrada, Santa María, así como el río Lozoya en sus tramos más elevados. En estos casos predomina una afección en la estructura, así como en la cobertura de la vegetación de ribera, principalmente.

El resto de las riberas se englobarían en un estado Bueno, o desviadas ligeramente de las condiciones de referencia.

Tabla 9. Estaciones de muestreo, resultados medios del índice QBR, niveles de calidad y color representativo de acuerdo a ACA (2006) y R.D. 187/2015, en el periodo 2014-2022.

Código Estación	Curso Fluvial	Cuenca	Promedio QBR 2014-22	Clase QBR (ACA, 2006)	Clase R.D. 817/2015 (BOE, 2015)
AGU1215	Aguilón	Lozoya	57,5	Calidad Intermedia	Calidad Buena
ANG1488	Angostura	Lozoya	67,5	Calidad Intermedia	Calidad Buena
ART1265	Artiñuelo	Lozoya	86,9	Calidad Buena	Calidad Muy Buena
BAR1390	Barondillo	Lozoya	75,0	Calidad Buena	Calidad Buena
CAN1180	Canencia	Lozoya	73,8	Calidad Buena	Calidad Buena
ENT1114	Entretérminos	Lozoya	78,8	Calidad Buena	Calidad Buena
GAR1165	Garcisancho	Lozoya	51,3	Calidad Deficiente	Calidad Buena

GAR1275	Umbría	Lozoya	74,4	Calidad Buena	Calidad Buena
HOC1385	Hoyo Cerrado	Lozoya	82,8	Calidad Buena	Calidad Muy Buena
LOZ1090	Lozoya	Lozoya	98,8	Calidad Muy Buena	Calidad Muy Buena
LOZ1142	Lozoya	Lozoya	71,9	Calidad Intermedia	Calidad Buena
LOZ1267	Lozoya	Lozoya	69,4	Calidad Intermedia	Calidad Buena
LOZ1452	Lozoya	Lozoya	71,9	Calidad Intermedia	Calidad Buena
MAJ1040	La Majadilla	Manzanares	94,3	Calidad Muy Buena	Calidad Muy Buena
MAN0965	Manzanares	Manzanares	72,2	Calidad Buena	Calidad Buena
MAN1076	Manzanares	Manzanares	75,6	Calidad Buena	Calidad Buena
MAN1210	Manzanares	Manzanares	82,8	Calidad Buena	Calidad Muy Buena
MED1155	Del Mediano	Manzanares	93,6	Calidad Muy Buena	Calidad Muy Buena
NAV1436	Navalmedio	Guadarrama	77,5	Calidad Buena	Calidad Buena
NVC1330	Navacerrada	Manzanares	97,5	Calidad Muy Buena	Calidad Muy Buena
NVC1408	Navacerrada	Manzanares	65,6	Calidad Intermedia	Calidad Buena
PEÑ1510	Peñalara	Lozoya	76,9	Calidad Buena	Calidad Buena
SAN1107	Santa Ana	Lozoya	42,5	Calidad Deficiente	Calidad Buena
SMP1185	Santa María de El Poular	Lozoya	68,1	Calidad Intermedia	Calidad Buena
VEN1270	Venta	Guadarrama	67,5	Calidad Intermedia	Calidad Buena
VEN1380	Venta	Guadarrama	77,5	Calidad Buena	Calidad Buena
Promedio			75,2	Calidad Buena	Calidad Buena

En el periodo 2014-2022, el porcentaje de las diferentes clases del estado de conservación en función del índice QBR medio (Figura 22), el 15,4% de las riberas presentan un estado de conservación Muy Bueno, el 46,2% un estado Bueno, un 30,8% un estado Intermedio, y sólo el 7,7% un estado deficiente.

% de clases del estado de conservación riparia

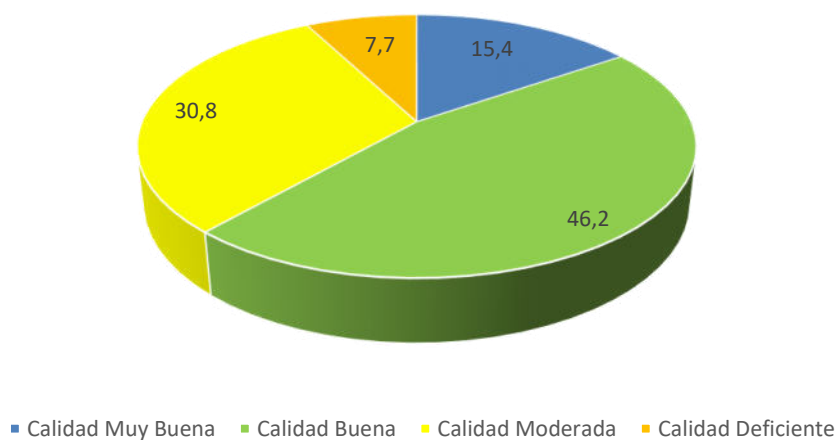


Figura 22. Porcentaje de las clases de calidad del índice QBR medio en el periodo 2014-2022 en los cursos fluviales de la Sierra de Guadarrama según ACA (2006).

Interanualmente se ha observado una leve tendencia de descenso de los valores medios del índice QBR durante el periodo. Esta tendencia viene ocasionada por un descenso del índice QBR más acusado en ciertos cursos fluviales, como los arroyos Santa María, Umbría, Canencia y de La Venta, principalmente. Según la recta, en los 9 años de seguimiento, el descenso del índice QBR es de 7 puntos en dicho periodo.

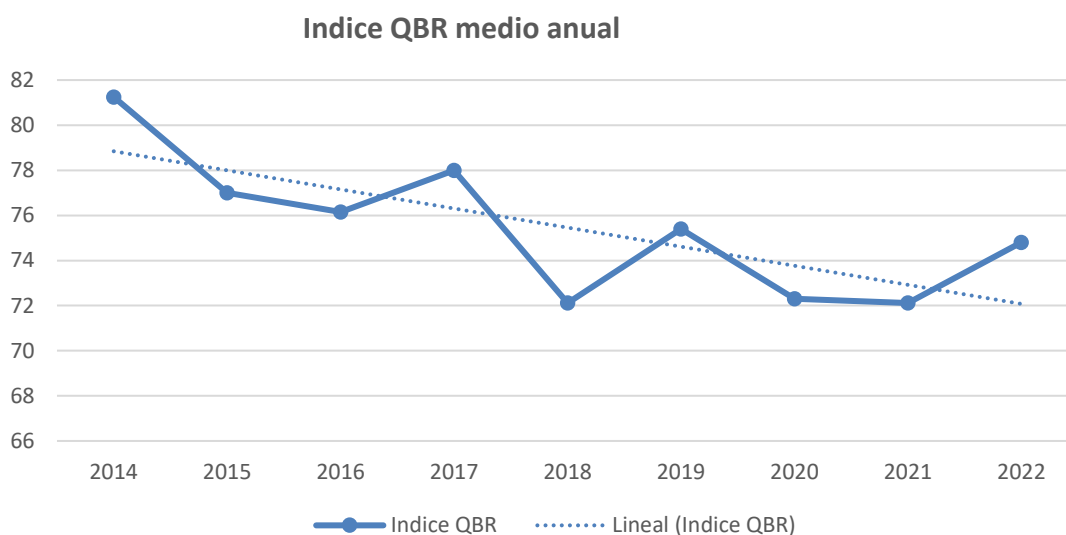


Figura 23. Resultados medios del índice QBR en el periodo 2014-2022, para la totalidad de estaciones de muestreo.

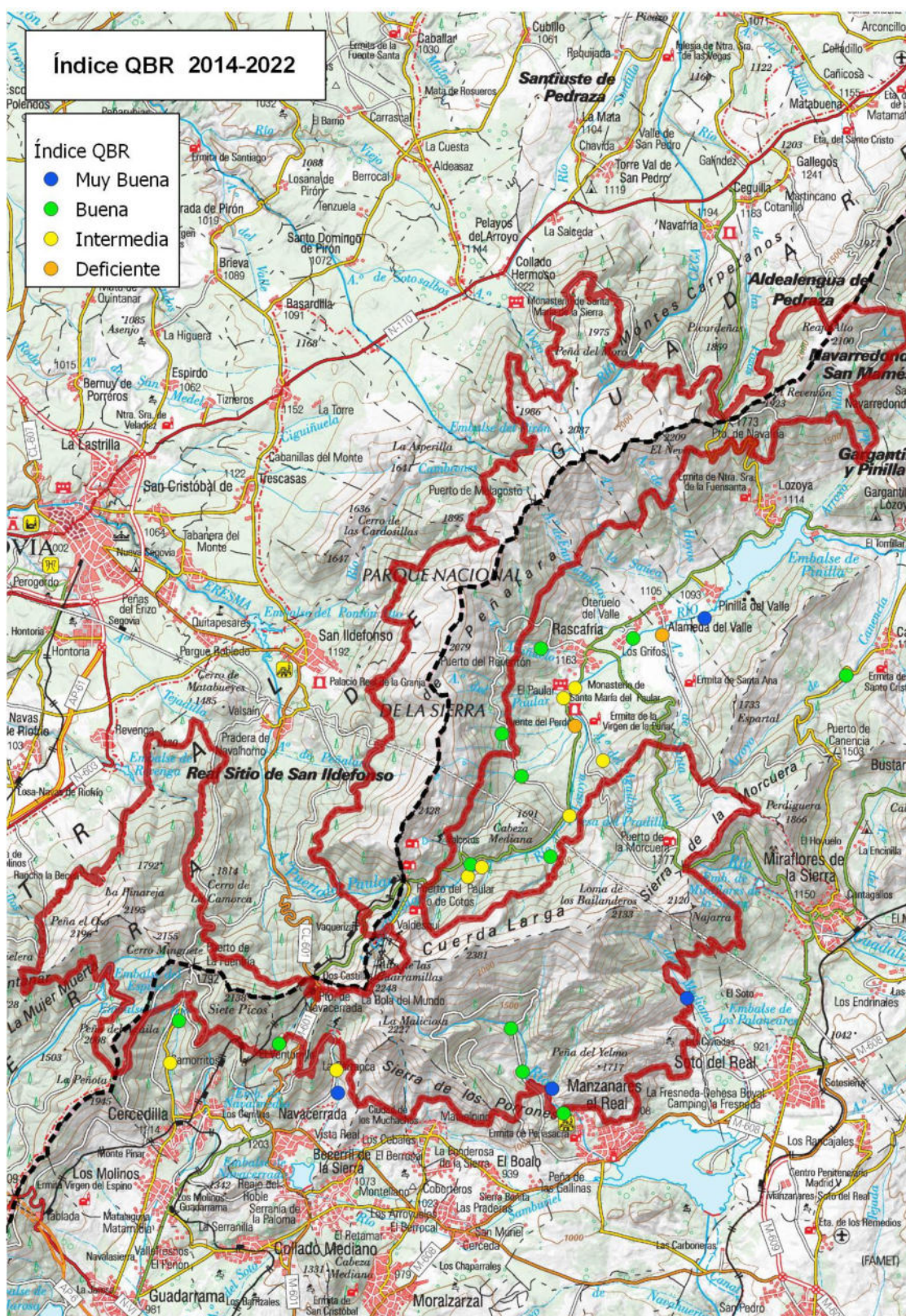


Figura 24. Mapa del índice QBR medio en el periodo 2014-2022, según ACA (2006).

	Foto 6. Ribera con calidad excelente, ribera natural. Tramo medio del arroyo Navacerrada en La Barranca. Predominancia de <i>Frangula alnus</i>.
	Foto 7. Arroyo de Santa Ana, en las inmediaciones de la confluencia con el río Lozoya. Índice QBR de menor puntuación en el ámbito de trabajo. Calidad de la ribera Deficiente.

6.3.2. Principales causas de degradación. Medidas de restauración

De los 4 bloques que componen el índice QBR, y tomando como valor la media para la totalidad de estaciones de muestreo en el periodo 2014-2022, el grado de cobertura de la vegetación de ribera es el más penalizado, con 14,5 puntos, lo que supone un 57,9% respecto al óptimo de referencia. El siguiente bloque más penalizado es el relativo a la estructuración de la ribera con 16,5 puntos de media (66,0% respecto al óptimo de referencia). El bloque mejor valorado es el de naturalidad del canal fluvial con un promedio de 22,6 puntos, representando el 90,2% de las condiciones de naturalidad de referencia. Finalmente, el bloque relativo a calidad o diversidad de la ribera obtiene un promedio de 21,7 puntos, siendo del 86,7% de las condiciones de referencia.

En el ámbito de la Sierra de Guadarrama se ha intentado discernir los diversos usos existentes que pueden estar afectando al estado de conservación de las riberas. Por un lado, los **usos**

tradicionales existentes: **explotación forestal** del pinar en la ZPP, y **aprovechamiento ganadero** extensivo. Por otro lado los asociados al **uso público**, ligado a áreas recreativas, y finalmente las **causas naturales** de índole climatológica, geomorfológica e hidrológica.

Con el fin de mejorar las riberas en la Sierra de Guadarrama, algunas medidas de actuación a tener en cuenta podrían ser:

- En las zonas de explotación forestal, se ha observado una disminución de la calidad ribereña. Estas zonas se localizan únicamente en la ZPP del Parque Nacional. Ante este hecho se aconseja que en la gestión forestal se contemple el establecimiento de una línea de protección en torno a los cursos fluviales con el fin de permitir el desarrollo de un bosque de ribera natural.
- En las zonas con presión ganadera, las plantaciones de ribera deberían realizarse con protectores individuales, con el fin de conseguir el éxito de las plantaciones. Asimismo, se deberían establecer zonas temporales de exclusión ganadera en los cursos de agua, con la finalidad de propiciar una regeneración natural de las riberas.

Se aconseja la plantación de especies ribereñas propias del ámbito de estudio, predominando la saucedá negra. Dichas especies arbóreas son: *Salix atrocinerea* (en tramos más altos), *Frangula alnus*, *Sambucus nigra*, *Populus tremula* y en los tramos más bajos *Salix salvifolia*, *Salix* sp. *Populus nigra*, *Prunus padus* y *Fraxinus angustifolia*. Las especies leñosas arbustivas características son: *Rubus* sp., *Rosa* sp., *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa* y *Lonicera* sp., así como masas de cárcices en el cauce fluvial. Aunque las especies de *Betula pendula*, *B. alba*, así como *Corylus avellana*, no son especies estrictamente riparias, en el Valle del Lozoya dichos relictos eurosiberianos han quedado relegados en los cursos de agua montanos y debería priorizarse su conservación.

6.4. El Hábitat Fluvial en la Sierra de Guadarrama

Tal y como se ha comentado en el apartado de metodología, el valor de referencia del índice de Hábitat Fluvial (IHF) se ha extraído de la instrucción de planificación hidrológica (BOE, 2008), al no contemplarse dicho índice en el Real Decreto 817/2015 (BOE, 2015). En los ríos de la Sierra de Guadarrama (Ríos de montaña mediterránea silíceá) el índice IHF de referencia se ha establecido en 72 puntos, con un ratio (RCE) del 0,92 respecto a ese valor. Por tanto, el cambio de clase del índice IHF para los niveles muy bueno - bueno se ha establecido en 66 puntos fijado en la planificación hidrológica. La IPH no establece los valores de cambio en las restantes clases de calidad.

Al igual que para el índice QBR, se ha caracterizado el hábitat fluvial en las 26 estaciones de muestreo de la red de Seguimiento. El índice IHF se ha valorado en la campaña primaveral, complementariamente a los muestreos biológicos y físico-químicos. En la Figura 26 se ha representado cartográficamente los resultados del índice IHF.

El hábitat fluvial en los ríos y arroyos de la Sierra de Guadarrama presenta una buena diversidad, y por tanto heterogeneidad, de acuerdo al índice IHF (Tabla 10). La media del índice IHF en el periodo de seguimiento se ha situado en los 69,1 puntos, si bien, algunos cursos fluviales presentan cierta distancia al promedio. Por ejemplo, el arroyo temporal Santa Ana, con el mínimo IHF medio registrado con 53,5 puntos, si bien se registró el mínimo con 49 puntos en el año 2018. Otros cursos fluviales como la Angostura, Navacerrada (NVC1330) y Manzanares (MAN0965), registran los valores promedio más bajos del índice, aunque muy ligeramente por encima de 66 puntos, en este caso no tan alejados de las condiciones de referencia.

Tabla 10. Estaciones de muestreo, resultados promedio acumulado del periodo 2014-2022 y color representativo de la calidad del Hábitat Fluvial.

Código Estación	Curso Fluvial	Cuenca	Promedio IHF 2014-22	Máx IHF 2014-2022	Mín IHF 2014-2022	Clase IHF Promedio 2014-22
AGU1215	Aguilón	Lozoya	70,6	74,0	65,0	Calidad Muy Buena
ANG1488	Angostura	Lozoya	66,3	71,0	60,0	Calidad Muy Buena
ART1265	Artiñuelo	Lozoya	72,1	78,0	65,0	Calidad Muy Buena
BAR1390	Barondillo	Lozoya	68,9	72,0	63,0	Calidad Muy Buena
CAN1180	Canencia	Lozoya	69,6	83,0	63,0	Calidad Muy Buena
ENT1114	Entretérminos	Lozoya	69,8	75,0	63,0	Calidad Muy Buena
GAR1165	Garcisancho	Lozoya	68,5	75,0	65,0	Calidad Muy Buena
GAR1275	Umbría	Lozoya	70,3	75,0	67,0	Calidad Muy Buena
HOC1385	Hoyo Cerrado	Lozoya	68,3	75,0	60,0	Calidad Muy Buena
LOZ1090	Lozoya	Lozoya	69,0	75,0	58,0	Calidad Muy Buena
LOZ1142	Lozoya	Lozoya	69,6	73,0	67,0	Calidad Muy Buena
LOZ1267	Lozoya	Lozoya	69,6	71,0	68,0	Calidad Muy Buena
LOZ1452	Lozoya	Lozoya	70,4	80,0	65,0	Calidad Muy Buena
MAJ1040	La Majadilla	Manzanares	70,0	73,0	67,0	Calidad Muy Buena
MAN0965	Manzanares	Manzanares	66,3	73,0	62,0	Calidad Muy Buena
MAN1076	Manzanares	Manzanares	68,4	70,0	65,0	Calidad Muy Buena
MAN1210	Manzanares	Manzanares	70,6	80,0	66,0	Calidad Muy Buena
MED1155	Del Mediano	Manzanares	69,6	73,0	68,0	Calidad Muy Buena
NAV1436	Navalmedio	Guadarrama	70,8	73,0	68,0	Calidad Muy Buena
NVC1330	Navacerrada	Manzanares	66,9	73,0	61,0	Calidad Muy Buena
NVC1408	Navacerrada	Manzanares	70,1	77,0	63,0	Calidad Muy Buena
PEÑ1510	Peñalara	Lozoya	68,0	70,0	65,0	Calidad Muy Buena
SAN1107	Santa Ana	Lozoya	53,5	59,0	49,0	Calidad Buena
SMP1185	Santa María de El Pular	Lozoya	70,8	75,0	64,0	Calidad Muy Buena
VEN1270	Venta	Guadarrama	74,3	78,0	68,0	Calidad Muy Buena
VEN1380	Venta	Guadarrama	72,1	78,0	68,0	Calidad Muy Buena
Promedio			69,1	83,0	49,0	Calidad Muy Buena

Por el contrario, los cursos fluviales con mayor calidad del hábitat fluvial, son el arroyo de La Venta en los dos tramos muestreados, Artiñuelo, Santa María, Navalmedio y Manzanares (MAN1210) por encima de los 70 puntos en promedio del periodo.

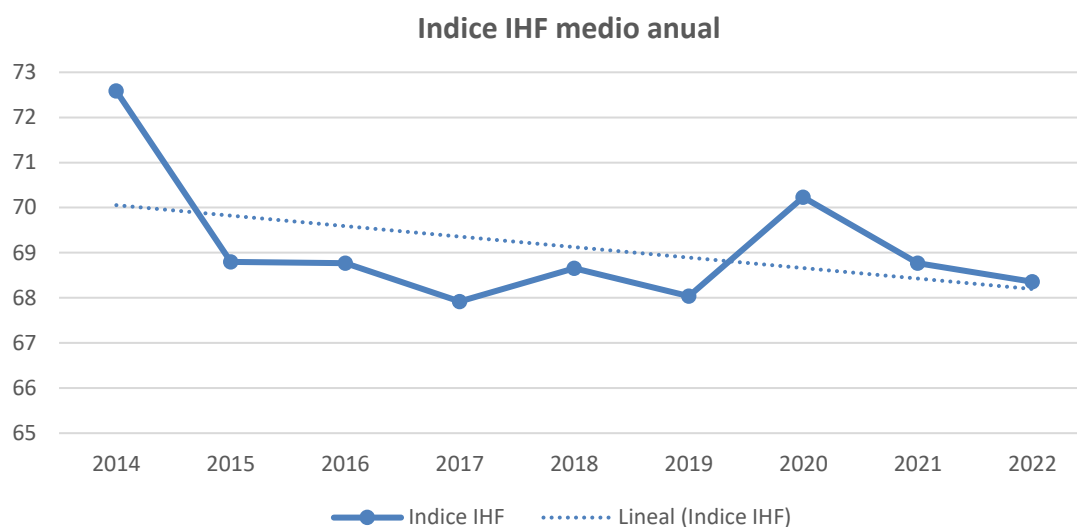


Figura 25. Resultados del índice IHF (campana primaveral) en el periodo 2014-2022, para la totalidad de estaciones de muestreo.

Interanualmente, la tendencia del índice IHF medio para la totalidad de estaciones de muestreo desciende muy levemente en el periodo 2014-2022, siendo menor de 2 puntos en los 9 años de seguimiento de los cursos fluviales de la Sierra de Guadarrama. Porcentualmente, el 96,2% de las estaciones de muestreo presentan una excelente diversidad del hábitat fluvial. El restante 3,8% (únicamente la correspondiente al tramo bajo del arroyo Santa Ana) se encuentra por debajo del valor de referencia.

Con la finalidad de estudiar las deficiencias del hábitat fluvial, se ha calculado el promedio de cada uno de los 7 bloques del IHF para la totalidad de estaciones de muestreo. El bloque de vegetación acuática, que además es el que mayor peso tiene dentro del índice IHF, es el más penalizado con un 52,8% respecto a la puntuación máxima de este bloque. En los ríos de montaña mediterránea silíceo, de carácter mayoritariamente oligotrófico, intervienen muchas variables en la disposición de la vegetación acuática. Unas variables son naturales como la altitud, pendiente, anchura del cauce, luminosidad del cauce o la temperatura del agua. Otras variables están relacionadas con la antropización del medio, como uso del suelo y del agua o la disposición de la vegetación de ribera, entre otras. Se observa un patrón de predominio en zonas más elevadas de los briófitos, apareciendo hacia tramos más bajos fanerógamas tales como *Ranunculus* sp., *Mentha* sp., y umbelíferas como *Oenanthe crocata*. En la época estival también se favorece el desarrollo de algas, tanto de fitobentos, como de algas verdes y rodófitos, como es el caso de *Lemanea*, a menudo asociados a corrientes rápidas junto a briófitos.

El siguiente bloque que más se ve penalizado es el de elementos de heterogeneidad, con una pérdida del 40,3% respecto al máximo del bloque. En la misma línea se encuentra el bloque de porcentaje de sombra en el cauce, con una pérdida del 37,4% respecto a la máxima puntuación del bloque. En términos generales del índice IHF, estos dos bloques no son tan relevantes como el bloque de vegetación acuática (30% de la puntuación total del IHF), ya que sólo computan un 10% de la puntuación total del índice. Por el contrario, el bloque que mantiene una muy buena valoración en cuanto al índice IHF es el de frecuencia de rápidos que pierde sólo un 0,7% respecto a la máxima valoración. Dadas las condiciones de estos cursos fluviales de montaña, es ajustable a lo esperado. En este sentido, el bloque inclusión rápidos-sedimentación pozas, únicamente pierde un 0,3% respecto al máximo puntuable. Es bastante lógico en estos dos últimos bloques al tratarse de cursos fluviales de montaña, con una presencia notable de rápidos y un predominio del transporte de sedimentos hacia tramos más bajos.



Foto 8. Briófitos asociados generalmente a corrientes rápidas



Foto 9. Limos en la estación MAN1076, aguas abajo de Charca Verde.

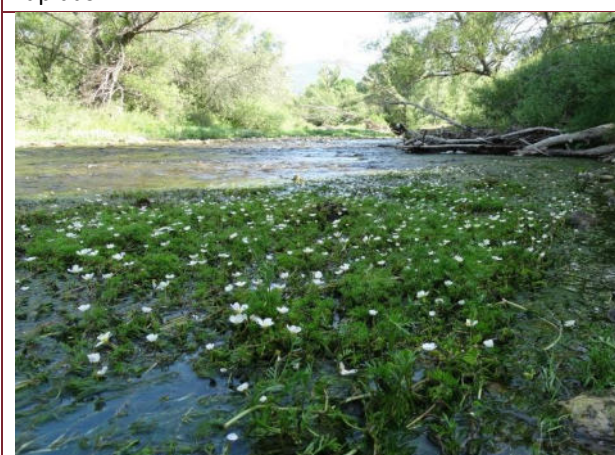


Foto 10. *Ranunculus* sp., común en tramos medios y bajos de arroyos y ríos de mayor entidad.

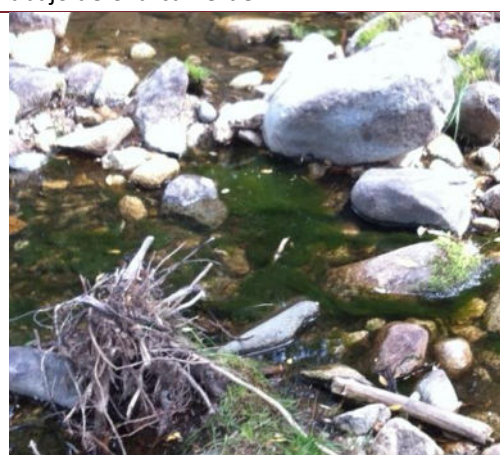


Foto 11. Bloom algal en la estación MAN1076, debajo de Charca Verde.

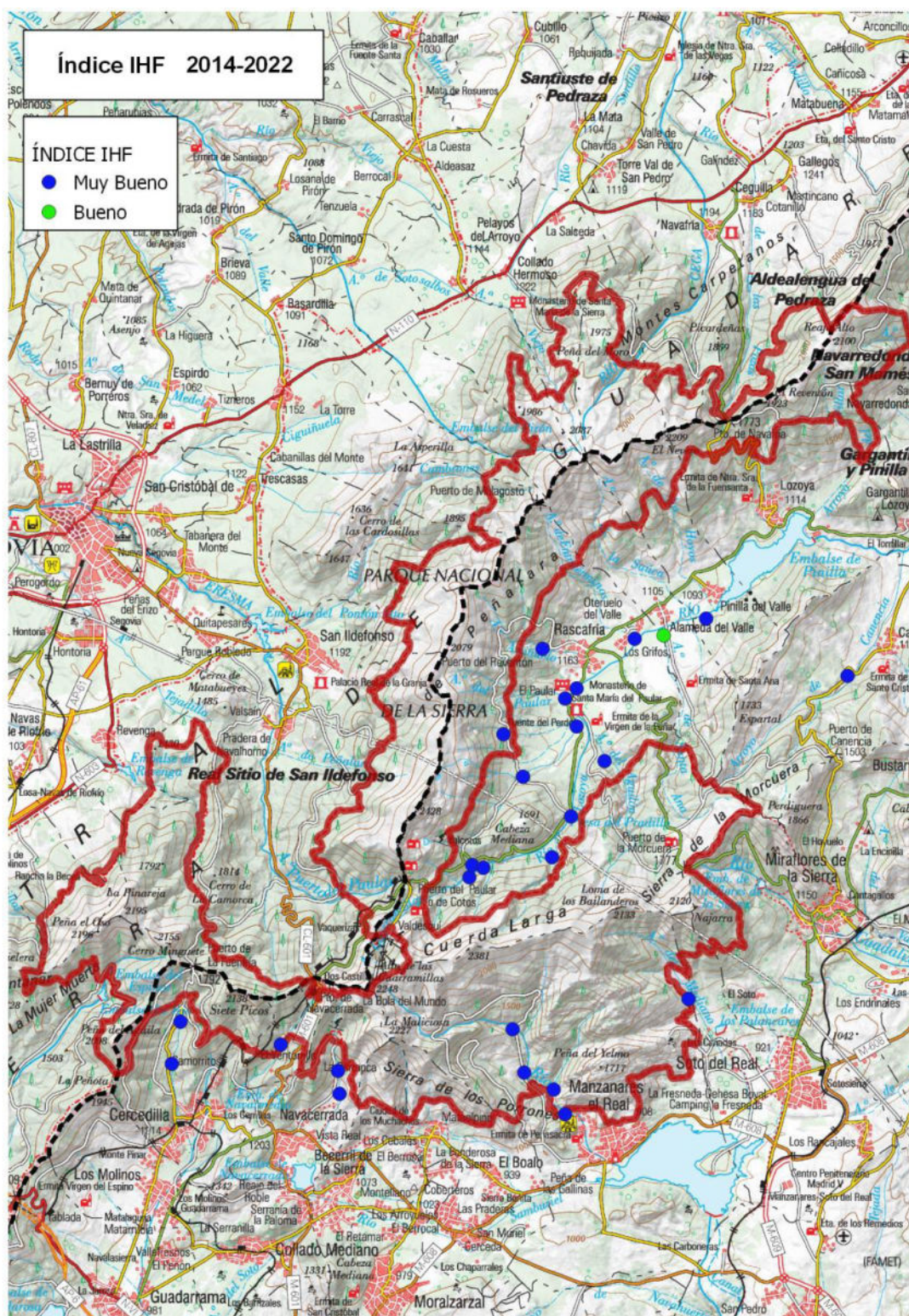


Figura 26. Mapa de la calidad del hábitat fluvial (índice IHF medio) en el periodo 2014-2022.

6.5. Estado físico-químico de los cursos fluviales

Las variables físico-químicas analizadas en el periodo de seguimiento se pueden clasificar en dos tipos. Por un lado, las **generales** evalúan las condiciones térmicas, de oxigenación, mineralización (conductividad eléctrica), de caudal y pH. Por otro lado, las **variables específicas** hacen referencia al estado trófico de las aguas en función de los nutrientes - nitrógeno y fósforo - y principales iones: calcio, magnesio, sílice, alcalinidad y potasio.

Se han evaluado las variables generales en la totalidad de las estaciones de la red de seguimiento (26 estaciones) en el ámbito de la Comunidad de Madrid. Además, en los cursos fluviales principales del río Lozoya (4 estaciones) y Manzanares (3 estaciones), debido a la existencia de importantes zonas de uso público (Las Presillas y Charca Verde respectivamente) se han determinado variables específicas.

6.5.1. Variables generales

En la Tabla 11 se muestran los resultados medios del periodo 2014-2022, para la totalidad de estaciones de muestreo.

Tabla 11. Resultados de las variables físico químicas generales (oxígeno disuelto y saturación, pH, conductividad eléctrica, caudal). Promedio periodo 2014-2022 en la campaña primaveral.

Estación de muestreo	Promedio %O ₂	Promedio Oxig. Dis (mg/l)	Promedio pH	Promedio Cond. Elect. (μS/cm 25 °C)	Promedio Caudal (m ³ /seg)
AGU1215	105,8	10,0	6,9	29,1	0,215
ANG1488	104,0	10,0	6,8	42,9	0,295
ART1265	100,5	10,0	7,2	48,4	0,228
BAR1390	105,0	10,5	6,6	8,7	0,250
CAN1180	102,2	9,4	7,0	66,2	0,090
ENT1114	100,4	9,7	7,1	58,8	0,083
GAR1165	105,5	10,1	7,1	41,2	0,365
GAR1275	103,9	10,2	6,9	17,5	0,181
HOC1385	101,0	9,6	6,8	14,8	0,045
LOZ1090	103,0	9,1	7,2	108,5	1,680
LOZ1142	103,0	9,7	7,0	62,7	1,139
LOZ1267	105,5	10,1	6,9	30,5	0,752
LOZ1452	105,0	10,0	6,7	39,0	0,434
MAJ1090	91,9	8,6	6,9	23,6	0,049
MAN0965	99,5	9,4	7,2	19,7	0,470
MAN1076	100,3	9,3	7,1	15,6	0,491
MAN1210	100,8	9,5	6,9	14,5	0,304
MED1155	100,1	9,4	6,9	20,9	0,174

NAV1436	98,7	9,5	6,9	234,5	0,061
NVC1330	98,0	8,8	7,0	25,4	0,127
NVC1408	97,0	9,2	6,7	18,8	0,124
PEÑ1510	105,0	10,0	6,8	28,0	0,195
SAN1107	105,3	9,7	7,8	125,7	0,089
SMP1185	101,1	10,1	6,9	36,2	0,152
VEN1270	92,7	8,8	7,0	81,7	0,163
VEN1380	99,2	9,5	7,0	35,1	0,064
Promedio	101,4	9,6	7,0	47,0	0,324

6.5.1.1. Oxígeno

La concentración de oxígeno disuelto está condicionada por la temperatura del agua, la presión atmosférica, la turbulencia y el balance entre producción primaria y respiración, siendo este último aspecto más importante en tramos medios y bajos de los ríos. Por ello, aunque se va a comentar la concentración absoluta, se va a hacer hincapié en la saturación de oxígeno al ser más indicativo de las desviaciones respecto al equilibrio.

En el periodo de seguimiento, el valor medio de la saturación de oxígeno se sitúa en el 101,4%, lo que indicaría unas buenas condiciones, muy levemente sobresaturadas, respecto al equilibrio. Los arroyos del Aguilón, Garcisancho, río Lozoya (LOZ1267) y Santa Ana, muestran un promedio de sobresaturación por encima del 105% de saturación de oxígeno. Por el contrario, la estación del arroyo de La Venta (VEN1270) y Majadillas reflejan los valores promedio más bajos de los cursos fluviales seguidos, con 92,7 y 91,9% respectivamente.

En cuanto a la concentración de oxígeno disuelto en el agua, el valor medio para la totalidad de estaciones de muestreo, en el periodo, se sitúa en los 9,6 mg/L O₂. En general, se trata de aguas muy bien oxigenadas, si bien estos valores hay que tomarlos tentativamente, al tratarse de promedio en la campaña primaveral, en donde la temperatura del agua suele ser menor que en la época estival, con lo que se ve favorecida una mayor solubilidad y por tanto una mayor concentración de este gas. En general, muchos cursos fluviales se sitúan en torno a los 10,0 mg/l, siendo máximo en el arroyo del Barondillo (10,6 mg/l). Por el contrario, los arroyos de La Venta (VEN1270) y Navacerrada (NVC1330), expresan los valores de la concentración de este gas más bajos con 8,8 mg/l en ambos casos.

6.5.2. Conductividad

La conductividad eléctrica es un indicador de la concentración de sales disueltas en el agua, directamente relacionada con la naturaleza del sustrato de la cuenca de drenaje, e indicador de otros procesos como la salinización o ciertos tipos de contaminación. Como la solubilidad de las

sales en el agua depende de la temperatura, la conductividad varía con la temperatura del agua (en general, aumenta conforme aumenta la temperatura del agua). Para estandarizar la medición de la conductividad eléctrica se referencia a una temperatura de 25 °C, atribuyéndose así incrementos de conductividad a incrementos de concentración de sales independientemente de la temperatura.

El resultado medio para la totalidad de las estaciones de muestreo es de 47 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 25 °C (Tabla 11), si bien esta variable está muy relacionada en el ámbito de trabajo por el sustrato calizo que aparece en ciertas zonas, como en el valle de El Páular, así como la presencia de vías de comunicación rodada, y que más adelante se detalla. Los valores máximos medios del periodo a un nivel espacial, se han registrado en el arroyo Navalmedio (234,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 25 °C), arroyo de Santa Ana (125,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 25 °C) y estación más baja del Lozoya (108,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 25 °C). En este último caso, al igual que ocurre con el arroyo de Santa Ana, es debido fundamentalmente al sustrato calizo predominante a partir de El Páular. Sin embargo, en el caso del curso fluvial del arroyo de Navalmedio, con nacimiento en el Puerto de Navacerrada, se ha observado una conductividad máxima de 299,5 y mínima de 161,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 25 °C en la campaña primaveral. Esta relativamente elevada conductividad, está relacionada con el aporte de sal y salmuera como fundente en la época invernal en la carretera y el Puerto de Navacerrada. Para comprobar esta hipótesis, en otoño de 2015 se instaló un medidor de conductividad en continuo en este arroyo, y que trataremos a continuación. En este sentido, otro curso fluvial que pudiera ver incrementada la conductividad del agua, es el arroyo de Canencia, con un promedio de 66,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 25 °C, y un máximo registrado de 99,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 25 °C. En este caso, muy por debajo de lo acontecido en el arroyo de Navalmedio o del Regato del Puerto como se le denomina en su tramo más elevado.

Por el contrario, los cursos fluviales con una menor conductividad del agua, son el arroyo del Barondillo (8,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 25 °C) y el alto Manzanares (MAN1210) con 14,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 25 °C.

El agua de los ríos de la Sierra de Guadarrama es de mineralización muy débil, aunque existen ciertos ámbitos y épocas en los que la conductividad se incrementa de leve a moderadamente. Aun así, los valores siguen siendo propios de una baja mineralización. En cuanto a su variabilidad temporal, en verano la conductividad aumenta significativamente. Por otro lado, es más elevada cuanto mayor es la presencia de sustratos calizos que aportan una mayor concentración de sales por disolución.

Medida en continuo de la conductividad: el caso de Navalmedio

En el año 2015 se instaló un medidor de la conductividad eléctrica del agua en el arroyo del Ragato del Puerto, o Navalmedio, con el fin de monitorizar los procesos de salinización que se pudieran estar produciendo como consecuencia de los fundentes invernales de la carretera M-601, ya que la conductividad eléctrica es un indicador de la concentración de sales disueltas en el agua.

En la Figura 27 se puede observar la evolución de la conductividad media mensual en el periodo de octubre de 2015 a febrero de 2023. La conductividad media del periodo es de 311,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 25 °C a partir de la medias mensuales. Teniendo en cuenta que el sustrato silíceo por el que discurre este curso fluvial, la conductividad media de otros arroyos similares es de 28,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 25 °C. Esto corrobora que existe un problema con la salinización del agua en este curso fluvial. No obstante, desde el Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación se dirigió en el año 2017 un TFG denominado “Efectos de los fundentes invernales sobre arroyos de alta montaña en el Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama” (Vázquez, P. & Rubio-Romero, A., 2017) en el que se expuso en evidencia este problema de salinización.

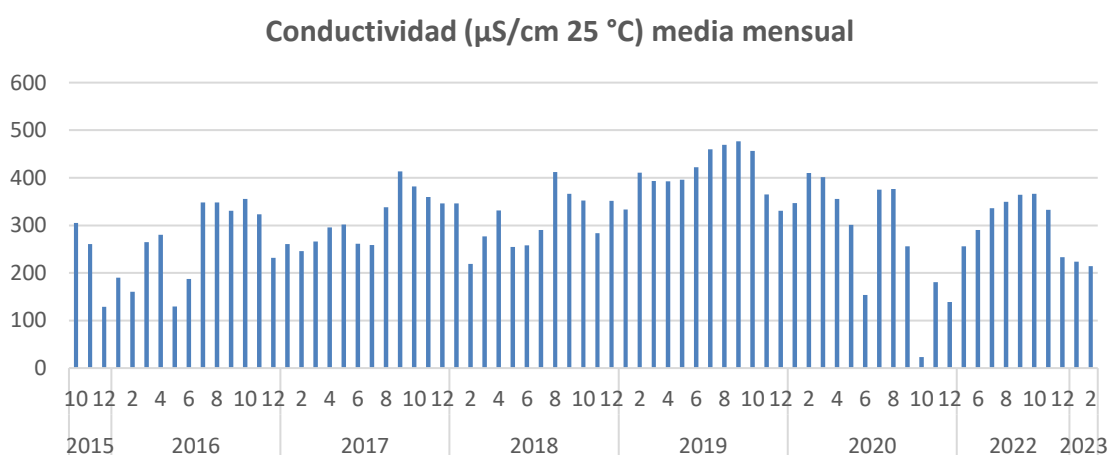


Figura 27. Conductividad eléctrica del agua (media mensual) en el arroyo del Regato del Puerto (Navalmedio) en el periodo octubre de 2015-febrero de 2023 (Sin datos disponibles desde enero de 2021 a abril de 2022).

Como puede observarse en el gráfico, la conductividad elevada no es estacional, sino que es crónica, con oscilaciones temporales debidas al efecto dilución causado por las precipitaciones y/o el deshielo. La conductividad, y por tanto la salinización del agua, evidenciada por una mayor concentración de cloruros (Vázquez, P. & Rubio-Romero, A., 2017) es mayor en la época estival, coincidente con un menor caudal.

A partir de los resultados obtenidos, y al ser la conductividad eléctrica un excelente medidor de la concentración de sales, se puede confirmar que el tratamiento de carreteras con fundentes para vialidad invernal incrementa muy significativamente la salinización del arroyo del Regato del Puerto, así como la del arroyo de Navalmedio en su curso más bajo.

6.5.3. pH

Existe una relación directa entre el pH y el sustrato por el que discurre el agua, al igual que ocurre con la conductividad eléctrica. El promedio para la totalidad de las estaciones de muestreo durante el periodo de seguimiento, muestra un valor de 7,0. Si bien, ha oscilado entre los 6,6 en el arroyo del Barondillo, y 7,8 en el arroyo de Santa Ana. En el caso de cursos fluviales con aguas ligeramente más ácidas (pH por debajo de 7,0), se encuentran los cursos fluviales del Alto Lozoya (Angostura, Peñalara, Barondillo, tramo alto del río Lozoya, Hoyocerrado), así como los de la cuenca del Manzanares (Alto Manzanares, Majadillas, Navacerrada, del Mediano). Otros cursos fluviales por encima de la neutralidad (mayor de 7,0) o muy ligeramente básicos son el Santa Ana, Entretérminos, Garcisancho y tramos bajos del río Lozoya y Manzanares. En general coincidiendo con el sustrato calizo predominante en el cauce y sus inmediaciones de su cuenca de drenaje.

Otros cursos fluviales mantienen en promedio del periodo valores neutros como los cursos fluviales de La Venta, Navacerrada, Lozoya medio, y Canencia.

Como norma general los ríos de la Sierra de Guadarrama mantienen valores de pH ligeramente ácidos (menor de 7) o cercanos a la neutralidad, con una tendencia de incremento espacio-temporal, hacia la época estival y en sentido aguas abajo, que pueden ocasionar valores ligeramente básicos.

6.5.4. Caudal

El caudal es otra variable que condiciona la dinámica de poblaciones del ecosistema fluvial. Los ríos de la Sierra de Guadarrama son de carácter pluvionival, con una influencia del clima mediterráneo, en donde lógicamente en verano el caudal es menor que en primavera, época de deshielo y de mayores precipitaciones. El caudal es una variable muy fluctuante a lo largo del año, y que depende de la meteorología. Por ello, los resultados de caudal aquí expuestos no son representativos en cuanto al caudal medio, máximo, ni mínimo. Sin embargo, la toma de datos de caudal durante la realización del muestreo nos ayuda a relacionarlo con los resultados obtenidos de otras variables, e incluso a poder detectar posibles variaciones no naturales, como detracciones.

El promedio para la totalidad de las estaciones de muestreo durante el periodo de seguimiento, muestra un valor de 324 l/s, en la campaña de primavera. Sin embargo, en cuanto a esta variable existen grandes diferencias dependiendo de la entidad del curso fluvial. En la zona de trabajo, el bajo Lozoya (LOZ1090), muestra el mayor caudal, con un promedio de 1.680 l/s. Así mismo, en este mismo río las estaciones LOZ1142 y LOZ1267, expresan los siguientes mayores caudales. A medida que se asciende el río Lozoya aguas arriba, el caudal se asemeja a otros cursos fluviales, como el Manzanares, que obtiene de promedio del periodo primaveral 470 l/s y 491 l/s en

MAN0965 y MAN1076 respectivamente. Otros cursos fluviales con mayor caudal son el arroyo de Garcisancho (365 l/s) y la Angostura (295 l/s).

Por el contrario, los cursos fluviales con menor caudal, son los de carácter temporal, que no sobrepasan los 100 l/s en promedio del periodo. Estos cursos fluviales son Hoyocerrado (45 l/s), Majadillas (49 l/s), Entretérminos (83 l/seg.) y Santa Ana (89 l/s).

Como conclusión, el caudal circulante a nivel espacial, es muy dependiente de la entidad del curso fluvial o de la superficie de la cuenca de drenaje; y a un nivel temporal, de la meteorología anterior a la toma de los datos (de la época del año) y del manto nival acumulado en el invierno anterior.

6.6. Variables específicas

Las variables específicas se han analizado en los cursos fluviales que tienen cierto grado de presiones, como son los cauces principales de los ríos Lozoya y Manzanares. Así mismo, estos cursos fluviales recogen las aguas circulantes de otros arroyos por lo que es posible detectar ciertas presiones de estos arroyos tributarios. Dichas variables están relacionadas con los nutrientes y la eutrofización del agua (fósforo y formas nitrogenadas), así como con los algunos iones relevantes: calcio, magnesio, alcalinidad, potasio y sílice.

Tabla 12. Resultados medios de las variables relativas a eutrofización (fósforo reactivo soluble, nitrito, nitrato y nitrógeno amoniacal) durante el periodo 2014-2022 en la campaña primaveral.

Estación de muestreo	Promedio PRS ($\mu\text{g/l P-PO}_4^{3-}$)	Promedio NO_2 ($\mu\text{g/l N-NO}_2$)	Promedio NO_3 ($\mu\text{g/l N-NO}_3$)	Promedio NH_3 ($\mu\text{g/l N-NH}_3$)
MAN1210	1,6	1,1	55,4	5,8
MAN1076	1,4	1,1	53,7	9,1
MAN0965	1,4	0,7	62,5	9,9
LOZ1452	2,7	1,5	53,5	17,5
LOZ1267	3,0	1,3	50,5	17,7
LOZ1142	6,8	2,7	56,3	30,0
LOZ1090	10,5	2,9	59,9	36,8
Promedio	3,8	1,6	55,9	17,7

6.6.1. Fósforo reactivo soluble

El fósforo es una variable que indica el grado de eutrofización de las aguas, ya que es limitante en el desarrollo de la vegetación acuática. El aporte de fósforo de origen antrópico puede deberse a actividades agrícolas, ganaderas, urbanas y/o industriales, siendo el fósforo reactivo soluble (PRS) un indicador de dichos impactos. Esta variable mide la concentración principalmente de ortofosfatos, procedentes por ejemplo de fertilizantes, detergentes, aguas residuales, basuras y, en definitiva, de contaminación orgánica.

En el periodo de seguimiento, el promedio para la totalidad de estaciones de muestreo ha sido de $3,8 \mu\text{g/l P-PO}_4^{3-}$. Los resultados observados han oscilado entre los 0 y $19,6 \mu\text{g/l P-PO}_4^{3-}$ por lo que son unos valores bajos acordes con la oligotrofia característica de los ríos de la Sierra de Guadarrama. Si bien es destacable que en el río Lozoya la concentración media es superior a la del Manzanares. Desde el tramo medio del río Lozoya se observa un enriquecimiento de esta variable, si bien, pudiera estar relacionado con la presencia de áreas urbanas y recreativas desde las inmediaciones de El Pautar, notando una tendencia de incremento en sentido aguas abajo. Se puede apreciar como a partir de LOZ1142 se incrementa moderadamente la concentración de PRS, hasta los $6,8 \mu\text{g/l P-PO}_4^{3-}$ de promedio en el periodo, alcanzando aguas abajo, en LOZ1090, la concentración promedio de $10,5 \mu\text{g/l P-PO}_4^{3-}$. El máximo registrado ha sido el año 2019, en la estación LOZ1090, alcanzando los $19,6 \mu\text{g/l P-PO}_4^{3-}$.

En el caso del Manzanares, los valores de ortofosfato son muy bajos, lo que indica que se trata de aguas muy poco productivas u oligotróficas. En este río no se observa una tendencia clara, como en el Lozoya, manteniendo una concentración estable en las tres estaciones muestreadas. También es de mencionar, que el ámbito de muestreos del río Manzanares no incluye ningún núcleo urbano en su recorrido, a diferencia del río Lozoya. El máximo valor del Manzanares se detectó en el año 2014 ($6,2 \mu\text{g/l P-PO}_4^{3-}$) en MAN1076 (aguas abajo de Charca Verde) cuando la actividad del baño estaba permitida.

Según Prat *et al.* (2002), valores inferiores a $30 \mu\text{g/l P-PO}_4^{3-}$ se consideran como aguas no eutróficas, y entre $30-90 \mu\text{g/l P-PO}_4^{3-}$ como aguas con ligeros síntomas de eutrofización.

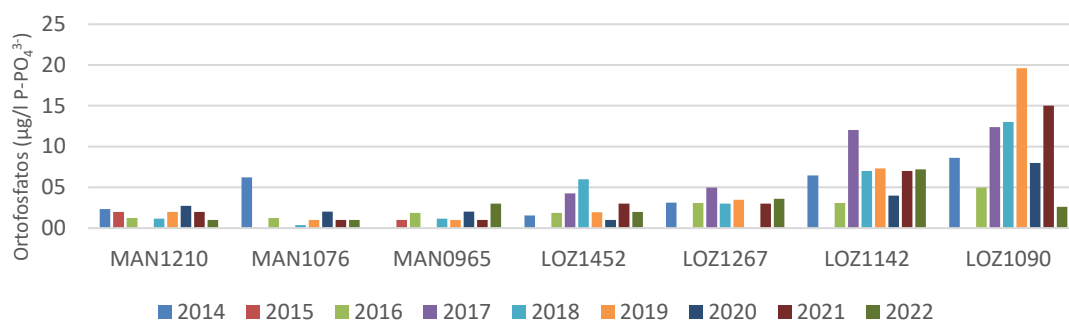


Figura 28. Concentración anual de ortofosfatos ($\mu\text{g/l de P-PO}_4^{3-}$) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.

6.6.2. Compuestos nitrogenados: NO_2 , NO_3 y NH_3

Al igual que ocurre con el fósforo, el nitrógeno puede ser limitante para el desarrollo vegetal y por tanto son nutrientes responsables de la eutrofización del agua. El aporte de formas nitrogenadas, de origen no natural, se asocian a actividades como la agricultura, ganadería y aportes urbanos. A mayor caudal, se incrementa la movilización de nitrato por escorrentía, existiendo una relación positiva caudal-concentración. Existe, además, un aporte atmosférico

por deposición seca y húmeda de nitrógeno (NAPD, 2000). En la Sierra de Guadarrama tiene relativa importancia el nitrógeno depositado junto con la nieve, al liberarse en la época de deshielo. Se han analizado tres variables nitrogenadas: nitratos, nitritos y nitrógeno amoniacal

Tomando los valores medios del periodo para cada estación de muestreo, la concentración de nitrito se mantiene en valores bajos, si bien en el río Lozoya se aprecia una tendencia de incremento de la concentración en sentido aguas abajo, de 1,5 a 2,9 $\mu\text{g/l N-NO}_2$. En el río Manzanares no se aprecia una tendencia clara, con valores medios de 1,1 $\mu\text{g/l N-NO}_2$.

Interanualmente, se puede observar que en el Manzanares no existe tampoco una tendencia temporal. Sin embargo, en el río Lozoya, la estación de muestreo LOZ1090 denota una tendencia clara de incremento de la concentración dentro del periodo de seguimiento. Esta tendencia también se observa en LOZ1142, aunque en unos valores de concentración más leves. Es destacable, que los valores registrados de nitrito durante el periodo fueron en general más elevados en el año 2019.

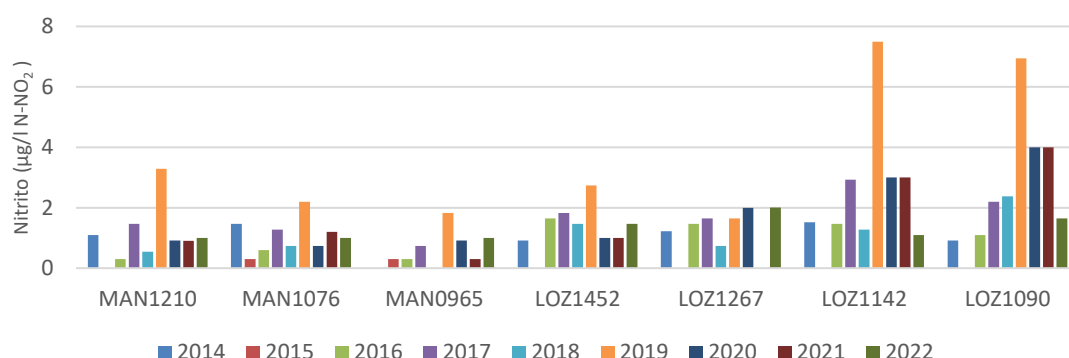


Figura 29. Concentración anual de nitritos ($\mu\text{g/l}$ de N-NO_2) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.

En el caso del nitrato, la concentración se mantiene en valores bajos, con un resultado medio de 55,9 $\mu\text{g/l N-NO}_3$. Tomando los valores medios del periodo para cada estación de muestreo, en el río Manzanares, la concentración de nitrato ha oscilado entre los 14 y 84 $\mu\text{g/l N-NO}_3$. En cuanto el río Lozoya, por lo general, en el tramo elevado, mantiene valores más bajos que el Manzanares, si bien, en el río Lozoya se aprecia una leve tendencia de incremento de la concentración en sentido aguas abajo, aunque es muy fluctuante interanualmente, siendo en algunos años la concentración más elevada, como los años 2018, 2020 y 2022, en ambas cuencas. El valor máximo en el río Lozoya se ha sido registrado en la estación LOZ1090, en el año 2011, con 111 $\mu\text{g/l N-NO}_3$.

Aunque esas fluctuaciones interanuales de la concentración general de nitrato, se observan en la totalidad de las estaciones de muestreo, parece existir una leve tendencia de incremento de nitrato desde el año 2014, hasta la actualidad.

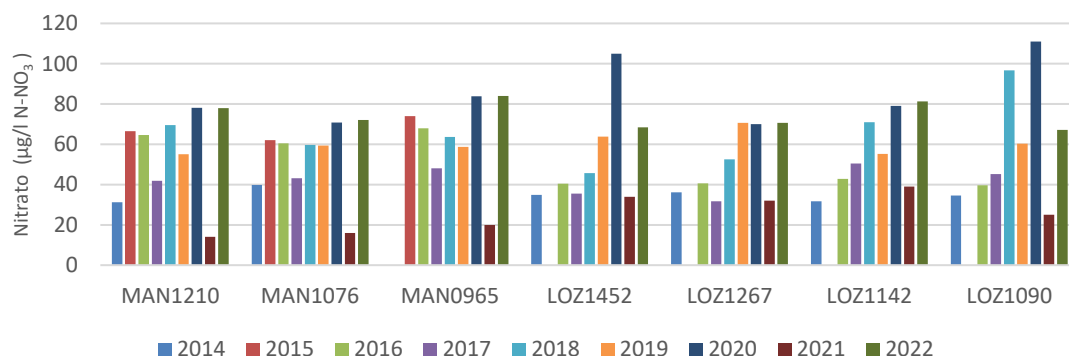


Figura 30. Concentración anual de nitrato ($\mu\text{g/l}$ de N-NO_3) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.

Finalmente, el nitrógeno amoniacal, ha registrado un valor medio de $17,7 \mu\text{g/l}$ N-NH_3 . Si bien, en términos medios se observa una clara tendencia espacial, en ambas cuencas, Manzanares y Lozoya, de incremento en sentido aguas abajo. Así mismo, la concentración del Manzanares, es menor que la del Lozoya, con un rango que ha oscilado entre $0-17,9 \mu\text{g/l}$ N-NH_3 siendo en términos medios del periodo de $5,8$ a $9,9 \mu\text{g/l}$ N-NH_3 . En la cuenca del río Lozoya, esos valores están por encima del Manzanares, con un rango que ha oscilado entre $0-52 \mu\text{g/l}$ N-NH_3 cuyos valores medios del periodo para cada estación de muestreo ha sido de $17,5-36,8 \mu\text{g/l}$ N-NH_3 .

Interanualmente, no se observa una tendencia clara, si bien en los años 2019 y 2021, la concentración de nitrógeno amoniacal, en promedio para la totalidad de estaciones de muestreo, ha sido, por lo general, superior a otros años.

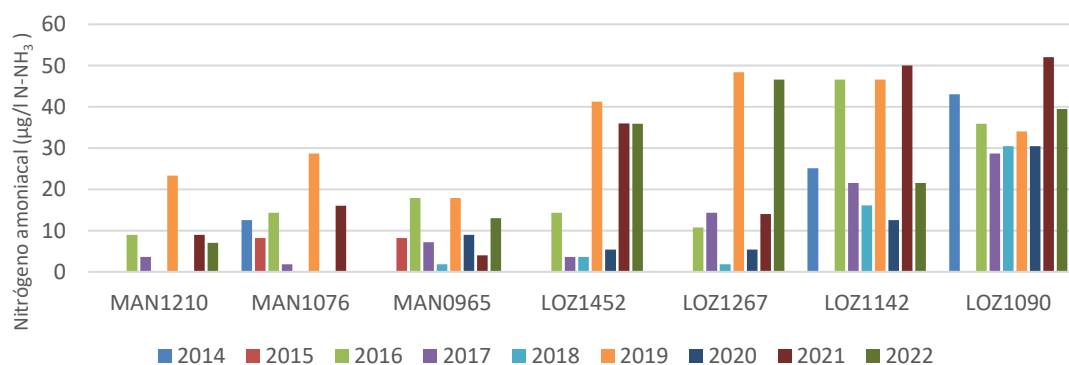


Figura 31. Concentración anual de nitrógeno amoniacal ($\mu\text{g/l}$ de N-NH_3) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.

Los valores registrados no suponen, en ningún caso, un incumplimiento en la legislación para el tipo de aguas salmonícolas, siendo los límites para las diferentes variables de $10 \mu\text{g/l}$ N-NO_2 , 50 mg/l N-NO_3 y 1 mg/l N-NH_3 .

6.7. Iones: Calcio, Magnesio, Sílice, Potasio y Alcalinidad

La concentración de los iones está muy relacionada con el sustrato del área de drenaje, existiendo además una variabilidad espacio-temporal. Aunque los resultados mostrados hacen referencia a la campaña primaveral, se tiene constancia de un enriquecimiento de dichas variables hacia la época estival, como consecuencia de un menor caudal, y por tanto una menor dilución de la concentración.

Tabla 13. Resultados medios del periodo 2014-2022 de la concentración de calcio, magnesio, potasio, sílice y alcalinidad, en las estaciones de los ríos Lozoya y Manzanares.

Estación de muestreo	Promedio Calcio (mg/l)	Promedio Magnesio (mg/l)	Promedio Potasio (mg/l)	Promedio Sílice (mg/l)	Promedio Alcalinidad ($\mu\text{eq/l}$)
MAN1210	0,96	0,31	0,25	7,10	106,8
MAN1076	1,05	0,29	0,30	7,66	121,1
MAN0965	1,01	0,34	0,26	7,78	138,5
LOZ1452	1,03	0,37	0,23	4,82	81,7
LOZ1267	1,08	0,42	0,28	5,22	90,9
LOZ1142	6,49	1,64	0,43	6,88	424,5
LOZ1090	6,12	2,69	0,47	7,89	795,5
Promedio	2,48	0,85	0,32	6,78	240,4

En cuanto al calcio y magnesio (Figura 32 y Figura 33), relacionados con la dureza del agua, se observa en el río Manzanares, así como en el tramo más elevado del río Lozoya, que se tratan de aguas muy blandas, con concentraciones en torno a 1 mg/l de calcio oscilando entre los $0,96$ - $1,08 \text{ mg/l}$ de media en el periodo de seguimiento. En el caso del magnesio oscila entre los $0,23$ - $0,30 \text{ mg/l}$. Sin embargo, en el caso del río Lozoya, a su paso por El Paular, en la que aflora un sustrato calizo, la concentración de estos cationes se incrementa moderadamente. El rango medio del periodo 2014-2022 oscila entre los $6,12$ - $6,49 \text{ mg/l}$ de calcio y $1,64$ - $2,69 \text{ mg/l}$ de magnesio. Es destacable, que, aun así, siguen considerándose aguas blandas, aun incrementando 6 veces los resultados medios respecto a su tramo más elevado. Es destacable que estos resultados hacen referencia a la campaña primaveral, en la que todavía el caudal de

los cursos fluviales en la Sierra de Guadarrama ocasiona una mayor dilución de los iones, por lo que en la época estival la concentración se incrementa moderadamente.

La alcalinidad (Figura 36) es una medida de la capacidad tampón de un agua, siendo el sistema carbónico-carbonatos el responsable en este tipo de aguas más silíceas. En este sentido se observa que el río Manzanares, oscila entre los 106,8-138,5 $\mu\text{eq/l}$, siendo en el tramo alto del río Lozoya aún menos tamponadas, oscilando entre los 81,7-90,9 $\mu\text{eq/l}$. Sin embargo, a medida que en el río Lozoya se desciende aguas abajo, y al igual que para los cationes anteriores, a partir de los afloramientos calizos de El Paular, la alcalinidad se ve incrementa del orden de 5 veces en la estación LOZ1142, incrementándose incluso hasta 10 veces en la estación LOZ1090. Se observa una tendencia espacial muy leve de incremento aguas abajo, en el río Manzanares, siendo muy acusada en el Lozoya, por lo anteriormente expuesto.

El potasio (Figura 34) mantiene una concentración que ha oscilado entre 0,23-0,47 mg/l en el cómputo total de las estaciones de muestreo de los ríos Lozoya y Manzanares. Si bien se aprecia una tendencia únicamente para el Lozoya de incremento de este catión en sentido aguas abajo. En el caso del Manzanares permanece prácticamente estable a lo largo de todo el curso fluvial, con un rango de 0,25-0,30 mg/L.

Finalmente, la sílice (Figura 35) muestra un rango que oscila entre los 4,82-7,89 mg/l, si bien es destacable una mayor concentración de éste en el río Manzanares siempre superior a los 7 mg/l. Esta concentración se debe a una predominancia del sustrato silíceo (gneis en la cuenca del Lozoya y granito en la cuenca del Manzanares) en las cumbres de la Sierra de Guadarrama.

Interanualmente, se puede apreciar en los valores medios anuales, una clara leve tendencia de incremento de la concentración de potasio y alcalinidad, algo menor en el calcio y la sílice, siendo estable en el magnesio.

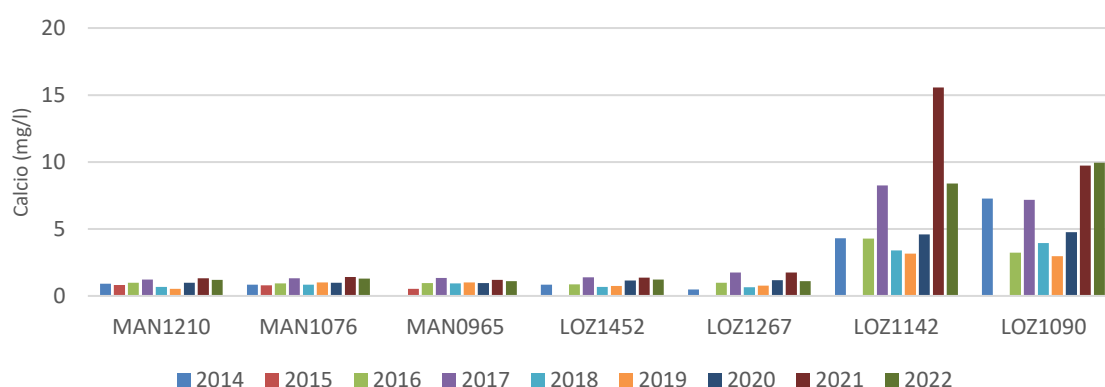


Figura 32. Concentración anual de calcio (mg/l de Ca^{2+}) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.

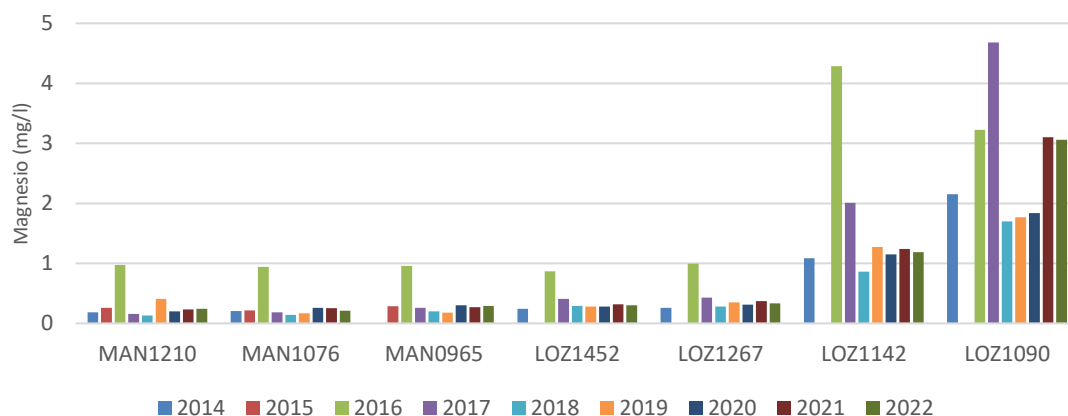


Figura 33. Concentración anual de magnesio (mg/l de Mg^{2+}) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.

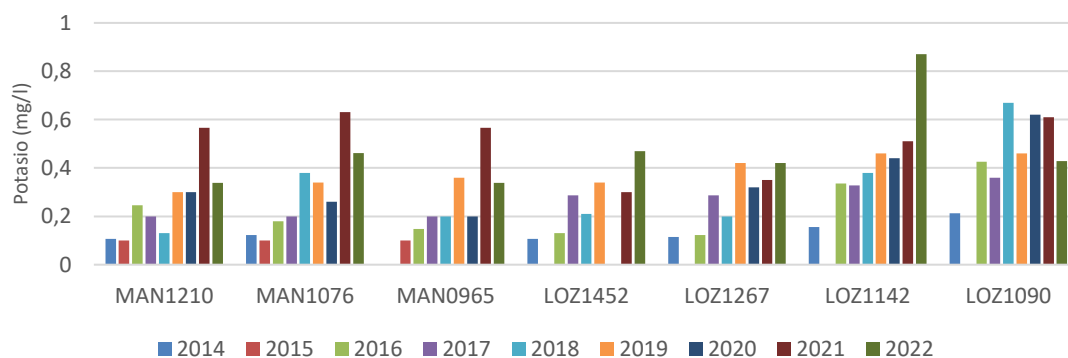


Figura 34. Concentración anual de potasio (mg/l de K^+) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.

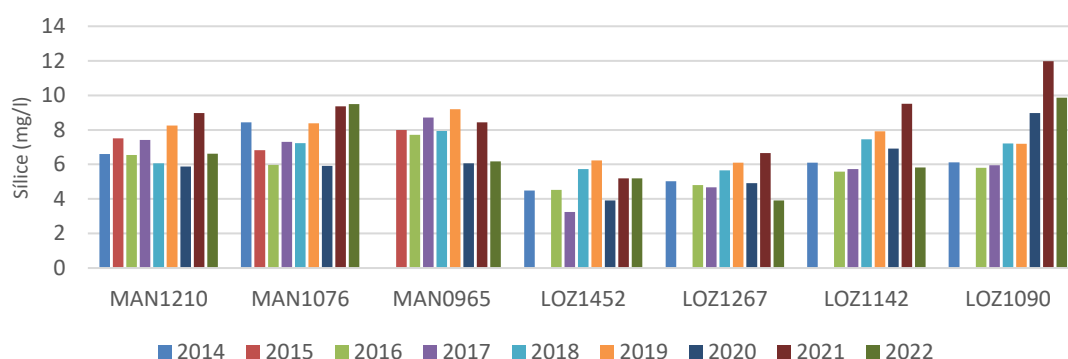


Figura 35. Concentración anual de sílice (mg/l de SiO_2) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.

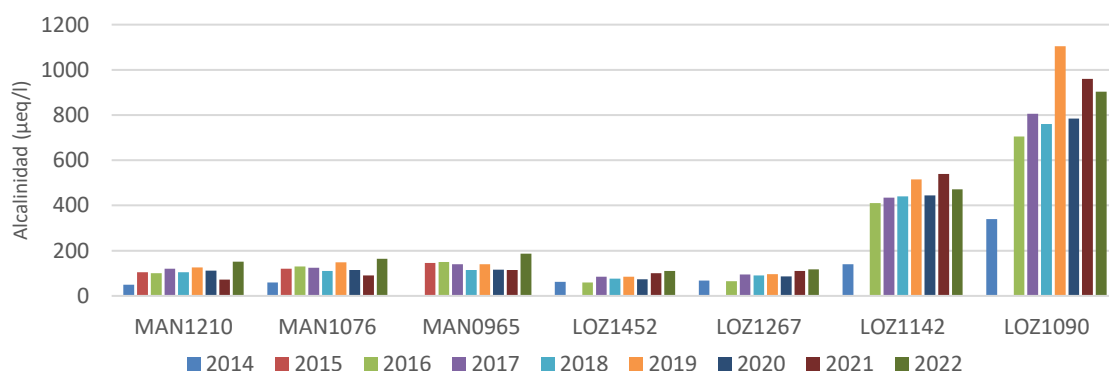


Figura 36. Alcalinidad anual ($\mu\text{eq/l}$) en los ríos Manzanares y Lozoya en la campaña primaveral. Periodo 2014-2022.

6.8. Medida en continuo de la temperatura del agua

La temperatura del agua en los ríos es una variable fundamental que regula en gran medida los procesos biológicos. La red de medida en continuo de la temperatura del agua lleva operativa en el Alto Lozoya mediante registradores automáticos desde el año 2006 en cuatro emplazamientos del río, ampliándose hasta 7 puntos a partir de mediados del año 2020. Así mismo, se pusieron 5 termistores en nuevos emplazamientos de las cuencas del Guadarrama (4 termistores) y Manzanares (1 termistores). Por este motivo, todavía el periodo de medida es relativamente corto, como para poder sacar conclusiones en los nuevos emplazamientos, por lo que no se van a contemplar en el presente informe. En la Tabla 14 se muestra la temperatura media anual en los 4 emplazamientos, en los que se dispone de los datos continuados a lo largo

del año y en un periodo más extenso. Se han omitido los años en los que ha habido algún periodo sin información.

Tabla 14. Temperatura media anual (2007-2021) en los diferentes emplazamientos de los termistores. (Los años con algún mes sin información disponible se ha omitido de la tabla)

Año	LOZ1452	LOZ1267	LOZ1142	LOZ1090
2007	6,84	7,33	8,72	9,43
2008	6,71	7,16	8,38	9,24
2009	7,58			9,91
2010	7,13	7,51	8,54	
2011		7,98	9,25	9,86
2012	7,21	7,49	8,88	9,78
2013	7,07	7,45	8,25	8,59
2014	8,08		9,69	9,83
2015		9,76		10,15
2016	7,55	8,12		9,75
2017	7,54	8,09		10,25
2018	7,09	7,68	8,73	9,25
2019	7,69		9,38	10,05
2020	7,96		9,67	10,16
2021	8,04		9,38	10,03
Promedio periodo	7,42	7,86	8,99	9,73

Como puede observarse en la tabla, las aguas del Lozoya, son frías, con un claro, y lógico incremento de la temperatura en sentido aguas abajo. En el emplazamiento a mayor altitud, LOZ1452, la temperatura media anual ha oscilado entre los 6,71-8,08 °C lo que indica una amplitud térmica interanual del periodo de 1,37 °C en un periodo de observación de 15 años. En base a los resultados, la temperatura del agua del año 2008 ha sido la más fría, hecho corroborado en los cuatro emplazamientos de los termistores. Si bien, en referente a la temperatura media mensual más cálida, es variable en función de la altitud. Por ejemplo, la temperatura media más cálida de la estación LOZ1452, es relativa al año 2014, valor muy cercano al año 2021, con 8,08 °C y 8,04 °C respectivamente. Es destacable en este punto, que los 5 años más cálidos se han registrado en los últimos 7 años, superando los 10 °C en un periodo de 15 años (2007-2021).

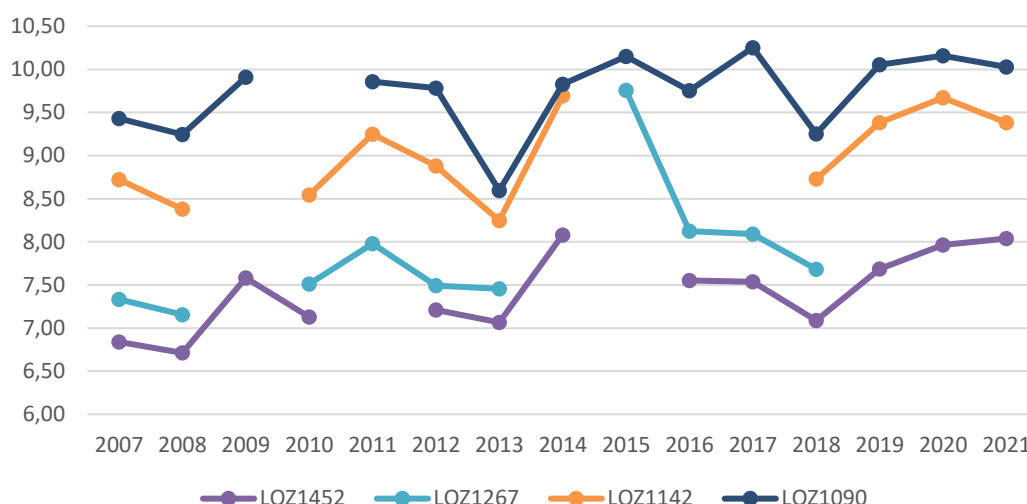


Figura 37. Temperatura media anual del agua en las cuatro estaciones de control del río Lozoya. Periodo: 2007-2021.

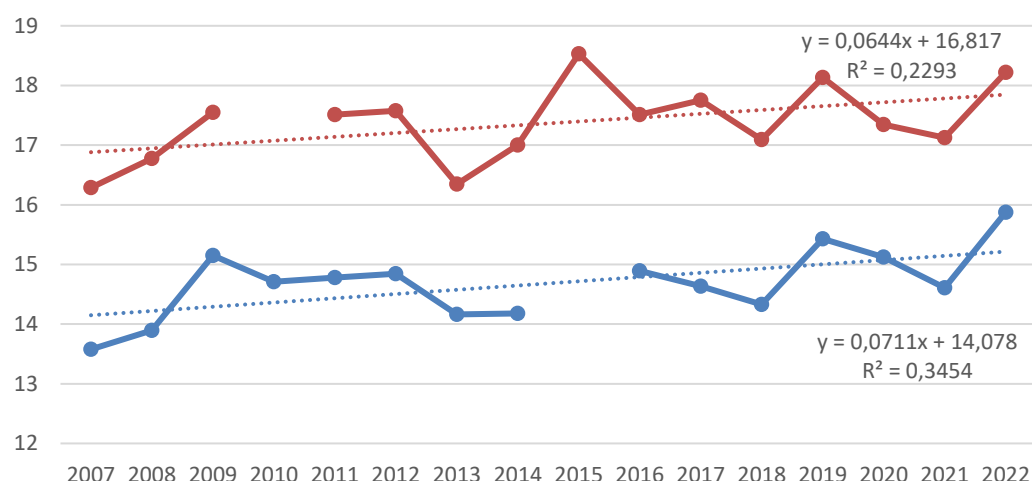


Figura 38. Temperatura media mensual del agua del mes más cálido en los emplazamientos LOZ1452 (línea azul) y LOZ1090 (línea roja), con sus líneas de tendencia. Periodo: 2007-2022.

Sin duda esta serie de datos será más determinante y objetiva cuanto más larga sea la serie de datos, aunque actualmente nos indica una serie de tendencias claras en la temperatura de las aguas de los ríos de la Sierra de Guadarrama. En la Figura 38 se ha representado, de los emplazamientos con la información disponible más completa (LOZ1452 y LOZ1090), la temperatura mensual del mes más cálido, que además coincide con los emplazamientos de mayor y menor cota altitudinal. Resumidamente, en un periodo de 16 años (2007-2022), la temperatura media mensual de los meses más cálidos, se ha podido incrementar en más de 1 °C. Según las ecuaciones de las respectivas rectas, 1,03 °C en LOZ1090 y de 1,14 °C en LOZ1452.

Se ha calculado el gradiente térmico anual en función de las temperaturas medias anuales observadas y la altitud. El gradiente térmico anual medio calculado a partir de la amplitud en las estaciones más y menos elevada, y realizando una regresión lineal, ha sido de 0,62 °C por cada 100 metros de altitud. Sin embargo, este gradiente fue variable en función del año, variando de los 0,72 °C/100 m en el año 2007, a los 0,42 °C/100 m en el año 2013.

Paralelamente, en el río Lozoya se pudo estimar un ascenso altitudinal medio de 136 metros en las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos en el periodo 1978-2008 (Rubio-Romero & Granados, 2008b). A raíz de estas observaciones, y suponiendo un gradiente medio de 0,62 °C, se podría estimar que la temperatura media del río Lozoya en ese periodo se ha incrementado 0,84 °C adicionales en el periodo 1978-2008.

Una de las aplicaciones para la gestión a corto plazo en los ríos de la Sierra de Guadarrama está relacionada con la fenología de las especies. Así, en la gestión de la trucha común en la Sierra de Guadarrama es importante tener en cuenta su doble freza. Es una adaptación de las truchas de alta montaña, que retrasan su freza del invierno a la primavera. Este hecho se ha observado y documentado en el Alto Lozoya (García de Jalón, 1993), observándose hembras con huevos maduros en los meses de noviembre-diciembre y abril-mayo. En términos medios, la trucha común necesita una acumulación de unos 410°C/día para la eclosión de los huevos. Es decir, para una temperatura constante del agua de 10°C la eclosión se realizaría a los 41 días. Hay que señalar que la temperatura medida es la del agua y la temperatura del sedimento puede ser algo superior, por lo que la eclosión puede suceder antes de lo esperado (Acornley, 1999).

Por ejemplo, en el año 2008, el periodo para la eclosión de alevines para la trucha común en la zona de La Angostura, a unos 1450 m.s.n.m. en el Valle del Lozoya, se estimó un periodo de eclosión de 155 días, en torno al 19 de abril de 2019, tomando como referencia la puesta en torno a mediados de noviembre. En el caso del año 2021, este periodo se acortó 27 días, ya que el día estimado de eclosión sería el 24 de marzo del año 2022. En este sentido, con el incremento de la temperatura del agua, visto en la tendencia de las figuras anteriores, se puede estar reduciendo el tiempo de eclosión de esta especie tan característica en la Sierra de Guadarrama.

7. Conclusiones

Durante el periodo de seguimiento (2014-2022), se ha podido constatar que **el 97,6% de los taxones presentes en los cursos fluviales son insectos**, en general, en estado larvario. Los dípteros representan el grupo más numeroso (33,0 %), seguido por los efemerópteros (25,7%) y plecópteros (21,3%). **Respecto al número de taxones** (26,1 taxones de media), los **tricópteros es el orden con mayor diversidad** (27,4% de los taxones presentes), seguido de los dípteros (21,1%), efemerópteros (16,6%) y los plecópteros (13,1%).

En lo referente a **grupos tróficos**, la abundancia relativa media de los fragmentadores ha sido del 24,8 %, seguido por recolectores (20,0%) y raspadores-ramoneadores (14,1%). El grupo trófico menos representado es el de los filtradores (8,9%). Sin embargo, es evidente una variabilidad espacial, dependiente del tipo fluvial, de la altitud o de la disponibilidad de alimento de su ribera adyacente. Así mismo, **se ajustan a la teoría del Río Como Continuo**, dominando en tramos de cabecera los fragmentadores, incrementándose proporcionalmente filtradores y recolectores hacia tramos más bajos, inversamente proporcional a la altitud.

Los **índices de diversidad** indican que se trata de **cursos fluviales diversos, y bien estructurados**. El índice H' presenta un valor medio de 2,36 nits/ind. En este sentido la dominancia de los taxones está equilibrada (28,1%), situándose por debajo del 30% que es la referencia para los ríos de la sierra de Guadarrama. No obstante, a nivel espacial, se ha podido constatar que los cursos fluviales temporales, presentan, por lo general, una menor diversidad y una mayor sobredominancia que los cursos fluviales permanentes. Estos resultados son lógicos al estar los ciclos biológicos muy relacionados con la temporalidad. Por lo general, el Alto Lozoya presenta mayor diversidad que las cuencas del Manzanares o Guadarrama.

La **variable EPT**, en general representados con taxones poco tolerantes a la contaminación y afecciones, el promedio es de 14,6 taxones, volviendo a apreciarse esa **variabilidad espacial**. Ha oscilando de los 22 taxones máximos del arroyo de Peñalara, a los 7,7 taxones de media del arroyo temporal de Santa Ana.

El **índice IBMW**, como referente del estado de conservación y del estado ecológico, de acuerdo al R.D 817/2015, presenta una media de 162,1 puntos, lo que le confiere un valor por encima de los 158 puntos, **clasificado con un estado ecológico Muy Bueno**. El **73,1%** de los cursos fluviales presentan un estado de conservación **Muy Bueno**, un **23,1%** un estado **Bueno**, un **3,8%** un estado **Moderado**, no detectándose cursos fluviales clasificados como Deficiente ni Malo. **La temporalidad vuelve a ser determinante para este índice**. Los cursos fluviales temporales obtienen de promedio 116,0 puntos, mientras que en los permanentes es de 169,9 puntos.

Según la clasificación propuesta por el Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación, basado en el mismo índice IBMWP, el **23,1%** de los cursos fluviales se engloban en la **categoría A**, (ríos sin impactos), la categoría B, (cursos fluviales con indicios de impactos) ha alcanzado el

21,6% de los casos, y la **categoría C** (impactos evidentes) asciende al **35,6%**. El resto se incluirían en la categoría D (estado especialmente alterado). Si bien esta clasificación es más restrictiva.

Otro índice, que va en relación al anterior, es el **IASPT** (6,2 puntos de media), si bien, este índice **sería poco preciso a la hora de evaluar los cursos fluviales del PNSG y ZPP**. Esta observación se basa en la escasa variabilidad del índice en los resultados observados.

Por otro lado, se ha podido identificar, al menos **5 especies de invertebrados catalogados**, además de conocer su distribución y su fenología en los ríos de la sierra de Guadarrama. Estas especies son *Drunella paradinasi*, *Serratella hispánica*, *Brachyptera arcuata*, *Rhyacophila relict*a y *Allogamus laureatus*.

Sin embargo, **se ha constatado una expansión del decápodo *Pacifastacus leniusculus*, catalogado como una especie exótica invasora**. En el año 2006, se observaron los primeros individuos en el cauce del río Lozoya, ampliando su distribución progresivamente hacia tramos bajos del arroyo de Garcisancho, Artiñuelo y Entretérminos. En el año 2019, se confirmó por primera vez la cita de cangrejo señal en el arroyo de Navacerrada, aguas abajo de los embalses en La Barranca. Se han propuesto una serie de medidas de gestión ante esta expansión de cangrejo señal: **plan de seguimiento y control de cangrejo señal y ampliación del conocimiento actual** de las poblaciones **de lamprehuela** en la Comunidad de Madrid, especie con la que se podría estar produciendo una competencia interespecífica.

Otro tipo de variables determinadas han sido las hidromorfológicas. En este sentido, el estado de conservación del bosque de ribera se ha determinado mediante el **índice QBR**. La media del índice QBR en las 26 estaciones de muestreo evaluadas en el periodo 2014-2022 asciende a 75,2 puntos, lo que le sitúa en un **estado de conservación Bueno**. En cuanto a la clasificación, el **15,4%** de las riberas presentan un estado de conservación **Muy Bueno**, el **46,2%** un estado **Bueno**, un **30,8%** un estado **Intermedio**, y sólo el **7,7%** un estado **deficiente**. Interanualmente (2014-2022) **se ha observado una leve tendencia de descenso** de los valores medios del índice QBR durante el periodo.

Se ha observado que **la cobertura de la vegetación de ribera** (57,9%) es el bloque más penalizado en el índice QBR, así como el relativo a la **estructuración de la ribera** (66,0%). Algunas de las afecciones de las riberas, están relacionados con los diversos usos existentes: los usos tradicionales existentes: explotación forestal del pinar en la ZPP, y aprovechamiento ganadero extensivo. Por otro lado, los asociados al uso público, ligado a áreas recreativas. Finalmente, las causas naturales de índole climatológica, geomorfológica e hidrológica

Se han establecido **una serie de medidas con la finalidad de propiciar una regeneración natural de las riberas** en la Sierra de Guadarrama. En las zonas de explotación forestal, se aconseja el **establecimiento de una línea de protección en torno a los cursos fluviales**. En ámbitos de presión ganadera, las plantaciones de ribera deberían realizarse con protectores individuales,

así como establecer **zonas temporales de exclusión ganadera** en los cursos de agua. Las especies ribereñas propias del ámbito de estudio, predominan la saucedá negra: *Salix atrocinerea* (en tramos más altos), *Frangula alnus*, *Sambucus nigra*, *Populus tremula* y en los tramos más bajos *Salix salvifolia*, *Salix sp.* *Populus nigra*, *Prunus padus* y *Fraxinus angustifolia*. Se ha aconsejado priorizar la conservación de relictos eurosiberianos han quedado relegados en los cursos de agua montanos.

Otro índice hidromorfológico, es el índice IHF, o del hábitat fluvial. **El hábitat fluvial** en los ríos y arroyos de la Sierra de Guadarrama presenta **una buena diversidad**, y por tanto heterogeneidad, de acuerdo al índice IHF. El bloque de vegetación acuática, es el más penalizado con un 52,8% respecto a la puntuación máxima de este bloque. Porcentualmente, el **96,2%** de las estaciones de muestreo presentan **una excelente diversidad del hábitat fluvial**. El restante **3,8%** (únicamente la correspondiente al tramo bajo del arroyo Santa Ana) se **encuentra por debajo del valor de referencia**.

En cuanto a las variables físico-químicas, **las aguas de los cursos fluviales de la Sierra de Guadarrama son en general, aguas frías, muy bien oxigenadas** (9,6 mg/L O₂) y **ligeramente sobresaturadas** (101,4%). La conductividad expresa que se trata de **aguas de mineralización muy débil**, (47 µS/cm 25 °C). Se ha observado una relación de la conductividad con el sustrato por el que discurren las aguas, favorecido por la presencia de sustratos calizos (la zona de El Páular). Se ha podido constatar que, en ciertos arroyos, la conductividad se ha visto incrementada por una supuesta salinización, a causa de la presencia de vías de comunicación (M-601). En este caso el arroyo de Navalmedio mantiene una conductividad 6 veces superior a la media observada (234,5 µS/cm 25 °C). Esta conductividad elevada no es estacional, sino que es crónica, con oscilaciones temporales debidas al efecto dilución causado por las precipitaciones y/o el deshielo. La conductividad, y por tanto la salinización del agua, evidenciada por una mayor concentración de cloruros, es mayor en la época estival, coincidente con un menor caudal.

Así mismo, existe una relación directa entre el pH y el sustrato por el que discurre el agua, al igual que ocurre con la conductividad eléctrica. El promedio para la totalidad de las estaciones de muestreo durante el periodo de seguimiento, muestra un valor de 7,0, si bien **en cabecera son ligeramente ácidas**.

En cuanto a las **variables relativas a la eutrofización del agua**, muestran unos **valores propios de aguas oligotróficas**. Los ortofosfatos, han oscilado entre los 0 y 19,6 µg/l P-PO₄³⁻ por lo que son unos valores bajos acordes con la oligotrofia característica de los ríos de la Sierra de Guadarrama. Si bien es destacable que en el río Lozoya la concentración media es superior a la del Manzanares. En cuanto a los nutrientes relativos al nitrógeno, el nitrito se mantiene en valores bajos, (promedio de 3,8 µg/l N-NO₂) si bien en el río Lozoya se aprecia una tendencia de incremento de la concentración en sentido aguas abajo. En el caso del nitrato, la concentración también se mantiene en valores bajos, con un resultado medio de 55,9 µg/l N-NO₃ con

fluctuaciones interanuales, generalizadas, para todas las estaciones de muestreo. El nitrógeno amoniacal, ha registrado un valor medio de 17,7 $\mu\text{g/l}$ N-NH_3 sin tendencias claras.

La **concentración de los iones** está muy relacionada con el sustrato del área de drenaje, existiendo además una variabilidad espacio-temporal. En cuanto a la concentración de calcio y magnesio, relacionados con la dureza del agua, expresa que se trata de **aguas muy blandas** oscilando entre los 0,96-1,08 mg/l de calcio y entre los 0,23-0,30 mg/l del magnesio. Sin embargo, en el caso del río Lozoya, a su paso por El Paular, en la que aflora un sustrato calizo, la concentración de estos cationes se incrementa moderadamente. La alcalinidad media oscila entre los 106,8-138,5 $\mu\text{eq/l}$ en el Manzanares y entre los 81,7-90,9 $\mu\text{eq/l}$ en el tramo alto del río Lozoya. De nuevo, **al igual que la conductividad y los iones anteriores, la alcalinidad se va altamente incrementada en el Lozoya a partir de los afloramientos calizos de El Paular**, del orden de 10 veces en la estación más baja del río Lozoya.

El **potasio** ha oscilado entre 0,23-0,47 mg/l se aprecia **una tendencia para el río Lozoya de incremento** de este catión en sentido aguas abajo. En el caso del **Manzanares permanece prácticamente estable** a lo largo de todo el curso fluvial, con un rango de 0,25-0,30 mg/L.

La **sílice** oscila entre los 4,82-7,89 mg/l, si bien es destacable una mayor concentración de éste en el río Manzanares siempre superior a los 7 mg/l. Esta concentración **se debe a una predominancia del sustrato silíceo** (gneis en la cuenca del Lozoya y granito en la cuenca del Manzanares) en las cumbres de la **Sierra de Guadarrama**.

Interanualmente, se puede apreciar en los valores medios, una clara leve tendencia de incremento de la concentración de potasio y alcalinidad, algo menor en el calcio y la sílice, siendo estable en el magnesio.

La red de medida en continuo de la **temperatura del agua**, (río Lozoya) se ha establecido un gradiente térmico anual medio de 0,62 °C por cada 100 metros de altitud. En este periodo (2007-2022) se ha observado una tendencia al alza, por lo que **se ha podido incrementar la temperatura media anual del agua en 0,84 °C**. Según las ecuaciones de las respectivas rectas, **la temperatura media mensual de los meses más cálidos, se ha podido incrementar en más de 1 °C**. (1,03 °C en LOZ1090 y 1,14 °C en LOZ1452). Una de las aplicaciones para la gestión a corto plazo en los ríos de la Sierra de Guadarrama está relacionada con la fenología de las especies, como por ejemplo en la gestión de la trucha común

8. Bibliografía

- ACORNLEY, R. M. (1999). Water temperatures with in spawning beds in two chalk streams and implications for salmonid egg development. *Hydrological Processes*, 13: 439–446.
- AGENCIA CATALANA DEL AGUA (ACA). 2006. HIDRI: Protocolo para la valoración de la calidad hidromorfológica de los ríos. Agència Catalana de l'Aigua. 160 pág.
- ALBA-TERCEDOR, J., 1990. Sobre el conocimiento de los Ephemerellidae Ibéricos: primera cita de *Ephemerella maculocaudata* Ikononov, 1961 (Insecta, Ephemeroptera). *Eos*, 66(2): 209-214.
- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería, España*: 203-213.
- ALBA-TERCEDOR, J & SÁNCHEZ-ORTEGA, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Helawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.
- ALBA-TERCEDOR, J., JÁIMEZ-CUÉLLAR, P., ÁLVAREZ, M., AVILÉS, J., BONADA, N., CASAS, J., MELLADO, A., ORTEGA, M., PARDO, I., PRAT, N., RIERADEVALL, M., ROBLES, S., SÁINZ-CANTERO, C.E., SÁNCHEZORTEGA, A., SUÁREZ, M.L., TORO, M., VIDAL-ABARCA, M.R., VIVAS, S. y ZAMORA-MUÑOZ, C., 2002. Caracterización del estado ecológico de los ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (Antes BMWP'). *Limnetica*, 21(3-4), 2002: 175-185.
- ANTELO, J.M., FERNÁNDEZ, F., SOLÓRZANO, M.R. y PRADA, D. 1990. Calidad de las aguas del río Anllons. III. Índice biológico de calidad. *Tecnología del Agua*, 6: 57-62.
- AQUEM. 2002. Manual for the application of the AQUEM system. A comprehensive method asses European stream using benthic macroinvertebrates developed for the purpose of the Water Framework Directive. (www.aquem.de)
- ASKEW, R. R. 2004. The Dragonflies of Europe. Second Edition. London.
- BARBOUR, M.T., GERRITSEN, J., SNYDER, B.D., y STRIBLING, J.D., 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: *Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second Edition. EPA 841-B- 99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington D.C.
- BELFIORE, C. 1983. Efemerotteri. Consiglio nazionale de lle ricerche
- BOCM. 2020. Nº 51. DECRETO 18/2020, de 11 de febrero, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama en el ámbito territorial de la Comunidad de Madrid. B.O.C.M. Nº 51 de 29 de febrero de 2020.
- BOCM. 2010. Nº 11. DECRETO 96/2009, de 18 de noviembre, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueba la ordenación de los recursos naturales de la Sierra de Guadarrama en el ámbito territorial de la Comunidad de Madrid. 14 de enero de 2010.

- BOCYL. 2019. DECRETO 16/2019, de 23 de mayo, por el que se aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama en el ámbito territorial de la Comunidad de Castilla y León.
- BOE. 2008. Nº 229. ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica.
- BOE. 2011. Nº 298. 2011. Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras.
- BOE. 2013. Ley 7/2013, de 25 de junio, de declaración del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. <http://www.boe.es/boe/dias/2013/06/26/pdfs/BOE-A-2013-6900.pdf>
- BOE. 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,
- BORJA, A., B. GARCÍA DE BIKUÑA, J.M. BLANCO, A. AGIRRE, E. AIERBE, J. BALD, M.J. BELZUNCE, H. FRAILE, J. FRANCO, O. GANDARIAS, I. GOIKOETXEA, J.M. LEONARDO, L. LONBIDE, M. MOSO, I. MUXIKA, V. PÉREZ, F. SANTORO, O. SOLAUN, E.M. TELLO y V. VALENCIA, 2003. *Red de Vigilancia de las masas de agua superficial de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Tomo1: Metodologías utilizadas*. Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, Gobierno Vasco. 199 p.
- CONESA-GARCÍA, M.A., 1986. *Larvas de Odonatos*. Claves para la identificación de la fauna española. Universidad Complutense, Madrid. 39 pp.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRAFICA DEL EBRO. 2005. Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos. Ministerio de Medio Ambiente.
- CONFEDERACION HIDROGRÁFICA DEL JUCAR. 2004. Seguimiento del plan hidrológico de cuenca del Júcar. Ministerio Medio Ambiente.
- CUMMINS, K. W., 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Ann. Rev. entomol.*, 18: 183-206.
- CUMMINS, K.W. & M.J. KLUG, 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 10: 147-172.
- CUMMINS, K.W., J.R. SEDELL, F.J. SWANSON, G.W. MINSHALL, S.G. FISHER, C.E. CUSHING, R.C. PETERSEN & R.L. VANNOTE, 1982. Organic matter budgets for stream ecosystems: Problems in their evaluation. In: BARNES, J.R. & G.M. MINSHALL (eds.), *Stream ecology*. Plenum Press. 399 pp.
- DOADRIO, I. 1981. Primeros datos sobre la presencia de *Cobitis calderoni* Bacescu, 1961 (Pisces, Cobitidae) en la Península Ibérica. Doñana, *Acta Vertebrata* 8: 291 - 293.
- FERNÁNDEZ, M^a J. & MONTES, C. 1990. Claves para la determinación de macroinvertebrados bentónicos, no marinos, de la Península Ibérica e Islas Baleares. Universidad Autónoma de Madrid.
- FRIDAY, L.E. 1988 A key to the adults of British water beetles, 151.

- GARCÍA DE JALÓN, D. 1979. “Estudio de las comunidades de macroinvertebrados, especialmente del orden Trichoptera, del río Lozoya”. Tesis Doctoral Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica. Madrid.
- GARCÍA DE JALÓN, D. 1982. Los Tricóptera del río Lozoya. *Bol. Asoc. Esp. Entomol.* 5: 41-58.
- GARCÍA DE JALÓN, D. 1993. Estudio de las poblaciones de trucha actuales y potenciales del Alto Lozoya en el Parque Natural “Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara”. UPM. Agencia de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. y GARCÍA DE JALÓN, D. 1983. New ephemereleididae from Spain. *Aquatic insects*:5 (3): 147:156.
- HELAWELL, J. 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publ. 546 pp. London & New York.
- JÁIMEZ-CUÉLLAR, P., VIVAS, S., BONADA, N., ROBLES, S., MELLADO, A., ÁLVAREZ, M., AVILÉS, J., CASAS, J., ORTEGA, M., PARDO, I., PRAT, N., RIERADEVALL, M., SÁINZ-CANTERO, C., SÁNCHEZ-ORTEGA, A., SUÁREZ, M.L., TORO, M., VIDAL-ABARCA, M.R., ZAMORA-MUÑOZ, C. Y ALBA-TERCEDOR, J., (2004). Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica*, 21(3-4), 2002: 187-204.
- KIRJAVAINEN, K. & WESTMAN, K. 1999. K. Natural history and development of the introduced signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in a small, isolated Finnish Lake, from 1969 to 1993. *Aquat. Living Resourc.* 12 (6). 387-401.
- LODGE D.M., KERSHNER M. W., ALOI J.E. & COVICH A. (1994). Effects of an omnivorous crayfish (*Orconectes rusticus*) on a freshwater littoral food web. *Ecology*, 75, 1265-1281.
- LÓPEZ, G. 1995. La guía INCAFO de los árboles y arbustos de la Península Ibérica. Madrid.
- MITECO, 2013a. Protocolo de cálculo del índice IBMWP. https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/IBMWP-2013_24_05_2013_tcm30-175292.pdf (consultado el 22/02/2023)
- MITECO, 2013b. PROTOCOLO DE MUESTREO Y LABORATORIO DE FAUNA BENTÓNICA DE INVERTEBRADOS EN RÍOS VADEABLES. https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/ML-Rv-I-2013_Muestreo%20y%20laboratorio_Fauna%20bent%C3%B3nica%20de%20invertebrados_%20R%C3%ADos%20vadeables_24_05_2013_tcm30-175284.pdf (consultado el 22/02/2023)
- MITECO, 2016. OPTIMIZACIÓN DE LAS REDES DE SEGUIMIENTO DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN EN RÍOS DE ALTA MONTAÑA (RECORAM). OAPN. https://www.miteco.gob.es/es/red-parques-nacionales/programa-investigacion/Conservacion_rios_Recoram.aspx (consultado el 27/02/2023).
- MITECO. 2012. II Seminario de Seguimiento a largo plazo en la Red de Parques Nacionales: Calidad de aguas superficiales continentales y costeras. <https://www.miteco.gob.es/es/ceneam/grupos-de-trabajo-y-seminarios/red-parques-nacionales/seguimiento-parques-nacionales-2012.aspx> (Consultado el 26/2/2023)
- MARGALEF, R., 1984. *Limnología*. Omega. Barcelona.

- MERRIT RW, CUMMINS KW. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Third edition. Kendall-Hunt Publishing Company. Iowa, USA. 1996; 862 p.
- MUNNÉ A., C. SOLÁ, N. PRAT. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37.
- MUÑOZ, I.; PICÓN, A.; SABATER, S. Y ARMENGOL, J. 1998. La calidad del agua del río Ter a partir del uso de índices biológicos. *Tecnología del agua*, 175: 60-66.
- NAPD, 2000. El Nitrógeno en la lluvia nacional. Programa Nacional de Deposición Atmosférica de los EE.UU. <http://nadp.sws.uiuc.edu>.
- NATIONAL RIVERS AUTHORITY, 1995. *River Habitat Survey. Field Methodology Guidance Manual*. National Rivers Authority, Bristol.
- PARDO, I., ÁLVAREZ, M., CASAS, J.J., MORENO, J.L., VIVAS, S., BONADA, N., ALBATERCEDOR, J., JÁIMEZ, P., MOYÁ, G., PRAT, N., ROBLES, S., TORO, M. y VIDAL-ABARCA, M.R., 2004. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21(3-4), 2002: 115- 133.
- PRAT, N.; RIERADEVALL, M.; MUNNÉ, A. & CHACON, G. 1997. La qualitat ecològica de les aigües del Besòs i el Llobregat. Estudis de la qualitat ecològica dels rius. 153 pp. Area Medi Ambient, Diputació de Barcelona.
- PRAT, N.; MUNNÉ, A.; SOLÀ, C., CASANOVAS-BERENGUER, R.; VILA-ESCALÉ, M.; BONADA, N.; JUBANY, J.; MIRALLES, M.; PLANS, M.; y RIERADEVALL, M. 2002a. *La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix i la Tordera. Informe 2000*. Area de Medi Ambient de la Diputació Barcelona. 163 pp.
- PRAT, N., PUNT, T., VILA-ESCALÉ, M. y CASANOVAS-BERENGUER, R. 2002. *Estat Ecològic de les aigües del riu Ripoll*. Informe 2002. Departamento Ecología. Universidad de Barcelona.
- RIVAS-MARTINEZ, S.; FERNANDEZ-GONZALEZ, F.; SANCHEZ-MATA, D.; & PIZARRO, J.M. 1990. *Vegetación de la Sierra del Guadarrama*. Itinera Geobot. 4:3-132 (1990).
- RUBIN J.F. & SVENSSON M. (1993). Predation by the noble crayfish, *Astacus astacus* (L). *Nordic Journal of Freshwater Research*, 68, 100-104.
- RUBIO-ROMERO, A. & GRANADOS, I. 2005. *Estado Ecológico de la cuenca alta del río Lozoya. Diagnóstico 2005*. Centro de Investigación y Gestión del Puente del Perdón. Parque Natural de Peñalara. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 84 Págs.
- RUBIO-ROMERO, A. & GRANADOS, I. 2006. *Estado Ecológico de la cuenca alta del río Lozoya. Informe 2006*. Centro de Investigación y Gestión del Puente del Perdón. Parque Natural de Peñalara. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 85 Págs.
- RUBIO-ROMERO, A. & GRANADOS, I. 2007. *Calidad Ecológica de la Cuenca Alta del río Lozoya. Informe 2007*. Centro de Investigación y Gestión del Puente del Perdón. Parque Natural de Peñalara. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 105 Págs.

- RUBIO-ROMERO, A. & GRANADOS, I. 2008. *Calidad Ecológica de la Cuenca Alta del río Lozoya. Informe 2008*. Centro de Investigación y Gestión del Puente del Perdón. Parque Natural de Peñalara. Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Ordenación del Territorio. 104Págs.
- RUBIO-ROMERO, A. & GRANADOS, I. 2008b. Efectos del Cambio Climático sobre los macroinvertebrados acuáticos del río Lozoya. Congreso Español de Limnología. Huelva. Año 2008.
- RUBIO-ROMERO, A. & GRANADOS, I. 2009. *Calidad Ecológica de la Cuenca Alta del río Lozoya. Informe 2009*. Centro de Investigación y Gestión del Puente del Perdón. Parque Natural de Peñalara. Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Ordenación del Territorio. 108 Págs.
- RUBIO-ROMERO, A. & GRANADOS, I. 2010. *Calidad Ecológica de la Cuenca Alta del río Lozoya. Periodo 2002-2010*. Centro de Investigación y Gestión del Puente del Perdón. Parque Natural de Peñalara. Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Ordenación del Territorio. 112 Págs
- RUBIO-ROMERO, A. & GRANADOS, I. 2011. El Alto Lozoya. Seguimiento ecológico 2002-2011. Centro de Investigación y Gestión del Puente del Perdón. Parque Natural de Peñalara. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 121 Págs.
- RUBIO-ROMERO, A. & GRANADOS, I. 2012. El Alto Lozoya. Seguimiento ecológico 2002-2012. Centro de Investigación y Gestión del Puente del Perdón. Parque Natural de Peñalara. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 113 Págs.
- RUBIO-ROMERO, A. & GRANADOS, I. 2014. Seguimiento ecológico de los cursos fluviales. Vertiente madrileña del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Año 2014. Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación de la Sierra de Guadarrama. Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 96 Págs.
- RUBIO-ROMERO, A. & GRANADOS, I. 2018. Índices biológicos en un espacio protegido de alta montaña (Sierra de Guadarrama). ¿Son realmente de utilidad? Centro de Investigación Seguimiento y Evaluación de la Sierra de Guadarrama. Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Presentación Póster. Congreso Ibérico de Limnología. Coimbra. Julio de 2018.
- SHANNON, C. E. & W. WEAVER 1949. The Mathematical Theory of Communication. The University of Illinois Press, Urbana, IL.
- STENROTH, P. & NYSTRÖM, P. (2003). Exotic crayfish in a brown water stream: effects on juvenile trout, invertebrates and algae. *Freshwater Biology*, 48, 466-475.
- SUÁREZ, M.L., VIDAL-ABARCA, M.R., SÁNCHEZ-MONTOYA, M.M., ALBATERCEDOR, J., ÁLVAREZ, M., AVILÉS, J., BONADA, N., CASAS, J., JÁIMEZCUÉLLAR, P., MUNNÉ, A., PARDO, I., PRAT, N., RIERADEVALL, M., SALINAS, M.J., TORO, M. y VIVAS, S., 2004. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnetica*, 21(3-4), 2002:135-148.

- TACHET, H., RICHOUX, P., BOURNARD, M. y USEGLIO-POLATERA, P. 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, ecologie*. París. CNRS editions. 587 pp.
- TIerno DE FIGUEROA, J.M., SANCHEZ-ORTEGA, A., MEMBIELA IGLESIAS, P. Y LUZON-ORTEGA, J.M. 2003. Plecoptera. En: Fauna Ibérica, Vol. 22. RAMOS, M.A. *et al.* (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 404 pp.
- TORO, M., S. ROBLES, J. AVILÉS, C. NUÑO, S. VIVAS, N. BONADA, N. PRAT, J. ALBATERCEDOR, J. CASAS, C. GUERRERO, P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, J. L. MORENO, G. MOYÁ, G. RAMON, M. L. SUÁREZ, M. R. VIDAL-ABARCA, M. ÁLVAREZ & I. PARDO. 2002. Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica*, 21: 63-75.
- TORRES, A., CONTY, A., RELAÑO, C. 2010. Atlas de macroinvertebrados de la cuenca del Tajo. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Confederación Hidrográfica del Tajo. 285 Págs.
- URRIZALQUI, I., RUBIO, M., AGUIRRE, C., SABATER, S., y TOBAR, J. 2004. "Estudio de determinación de índices bióticos en 81 puntos de los ríos de Navarra. Memoria final Año 2003." Gobierno de Navarra.
- VANNOTE, R.L., G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J.R. SEDELL, & E. GUSHING. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130- 137.
- Vázquez, P. % Rubio-Romero, A. 2017. Efectos de los fundentes invernales sobre arroyos de alta montaña en el Parque Nacional de la Sierra Guadarrama. Trabajo Fin de Grado. Universidad Complutense de Madrid. Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación. 30 págs.
- VIEIRA-LANERO, R. 2000. Las larvas de los tricópteros de Galicia (Insecta: Trichoptera). Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.

ANEXO – Información adicional

Tabla 15. Resultados promedio del índice de Shannon-Wiener en el periodo 2014-2022 (campaña primaveral). Promedio, desviación estándar, máximo y mínimo observado.

Estación de muestreo	Promedio 2014-2022	Desv Estándar	Máx Observado	Mín Observado
AGU1215	2,56	0,28	3,13	2,22
ANG1488	2,59	0,21	3,01	2,34
ART1265	2,64	0,18	2,96	2,43
BAR1390	2,52	0,14	2,69	2,35
CAN1180	2,49	0,31	2,97	2,03
ENT1114	1,86	0,23	2,20	1,46
GAR1165	2,36	0,23	2,67	2,01
GAR1275	2,57	0,19	2,88	2,39
HOC1385	2,29	0,21	2,60	1,93
LOZ1090	2,06	0,13	2,30	1,89
LOZ1142	2,22	0,17	2,45	1,88
LOZ1267	2,45	0,16	2,65	2,20
LOZ1452	2,69	0,20	2,84	2,23
MAJ1090	1,86	0,19	2,11	1,65
MAN0965	1,93	0,19	2,15	1,49
MAN1076	2,37	0,19	2,74	2,04
MAN1210	2,58	0,21	2,89	2,33
MED1155	2,36	0,30	2,87	1,94
NAV1436	2,42	0,28	2,85	2,06
NVC1330	2,25	0,31	2,73	1,79
NVC1408	2,45	0,20	2,78	2,25
PEÑ1510	2,65	0,20	2,88	2,36
SAN1107	1,79	0,23	2,01	1,48
SMP1185	2,55	0,16	2,85	2,36
VEN1270	2,19	0,15	2,38	1,90
VEN1380	2,40	0,20	2,70	2,12
Promedio	2,36	0,32	3,13	1,46

Tabla 16. Resultados promedio del índice de Berger-Parker en el periodo 2014-2022. Promedio, desviación estándar, máximo y mínimo observado en la campaña de primavera.

Estación de muestreo	Promedio índice B	Máx Índice B	Mín Índice B	Desv Estándar
AGU1215	27,8	37,9	13,8	7,1
ANG1488	23,9	28,2	15,1	4,5
ART1265	20,3	25,8	15,3	3,6
BAR1390	24,1	30,7	17,4	4,8
CAN1180	28,0	39,4	18,5	7,8
ENT1114	38,0	59,9	21,4	13,2
GAR1165	27,3	34,3	19,0	4,9
GAR1275	23,3	28,6	13,5	4,7
HOC1385	27,6	46,0	16,0	7,9
LOZ1090	28,7	39,4	24,2	5,4
LOZ1142	29,8	39,2	22,5	5,9
LOZ1267	26,1	32,1	18,5	4,8
LOZ1452	20,9	29,1	15,0	4,2
MAJ1090	42,1	57,7	34,6	8,0
MAN0965	36,2	60,8	24,9	11,8
MAN1076	29,1	33,7	21,4	4,1
MAN1210	24,3	33,3	15,5	7,6
MED1155	29,2	36,3	17,3	6,5
NAV1436	30,0	47,3	22,1	7,7
NVC1330	31,2	51,4	20,2	9,5
NVC1408	27,5	36,3	17,6	7,1
PEÑ1510	20,4	28,4	13,0	4,7
SAN1107	33,3	47,8	27,8	7,8
SMP1185	24,8	31,7	17,7	5,8
VEN1270	31,6	35,4	25,3	3,9
VEN1380	27,9	37,8	21,5	5,8
Promedio	28,1			

Tabla 17. Resultados promedio de la métrica EPT en el periodo 2014-2022. Promedio, desviación estándar, máximo y mínimo observado en la campaña de primavera.

Estación de muestreo	Promedio EPT	Máximo EPT	Mínimo EPT	Desviación Estándar
AGU1215	17,3	19,0	16,0	1,0
ANG1488	17,1	19,0	16,0	1,1
ART1265	17,4	20,0	15,0	1,8
BAR1390	16,3	20,0	14,0	1,8
CAN1180	14,8	16,0	12,0	1,6
ENT1114	10,8	12,0	9,0	1,3
GAR1165	16,8	21,0	15,0	2,2
GAR1275	17,0	21,0	15,0	1,9
HOC1385	14,7	17,0	13,0	1,4
LOZ1090	11,5	13,0	9,0	1,5
LOZ1142	15,1	21,0	13,0	2,5
LOZ1267	16,4	17,0	15,0	0,7
LOZ1452	16,8	19,0	14,0	1,9
MAJ1090	8,0	10,0	5,0	1,7
MAN0965	10,7	12,0	9,0	1,0
MAN1076	13,7	15,0	12,0	1,2
MAN1210	14,8	18,0	11,0	1,9
MED1155	13,9	16,0	12,0	1,3
NAV1436	15,8	18,0	13,0	1,7
NVC1330	14,5	18,0	11,0	2,3
NVC1408	14,6	16,0	12,0	1,5
PEÑ1510	17,1	22,0	13,0	2,8
SAN1107	7,7	10,0	6,0	1,4
SMP1185	16,9	21,0	14,0	2,6
VEN1270	14,0	17,0	12,0	2,3
VEN1380	15,1	20,0	12,0	2,7
Promedio	14,6			

Tabla 18.Resultados del índice IBMWP. Promedio periodo 2014-2022 en la campaña primaveral, así como los valores máximos y mínimos observados, y la desviación estándar.

Estación de muestreo	Promedio IBMWP	Max IBMWP	Min IBMWP	Desv Estándar
AGU1215	193,1	220,0	174,0	13,5
ANG1488	187,8	213,0	175,0	13,8
ART1265	170,4	194,0	145,0	14,8
BAR1390	162,3	183,0	146,0	10,2
CAN1180	175,3	199,0	163,0	11,0
ENT1114	100,9	119,0	86,0	11,5
GAR1165	167,3	191,0	148,0	13,8
GAR1275	171,4	183,0	163,0	8,2
HOC1385	147,9	170,0	132,0	13,5
LOZ1090	121,1	131,0	109,0	8,0
LOZ1142	157,0	195,0	127,0	22,9
LOZ1267	173,8	185,0	157,0	8,2
LOZ1452	185,8	197,0	175,0	8,5
MAJ1090	122,4	137,0	98,0	12,3
MAN0965	147,3	166,0	120,0	17,3
MAN1076	184,2	200,0	169,0	11,0
MAN1210	180,0	192,0	162,0	12,0
MED1155	162,1	173,0	149,0	7,5
NAV1436	178,8	215,0	150,0	22,6
NVC1330	174,0	208,0	136,0	23,2
NVC1408	171,5	181,0	162,0	7,2
PEÑ1510	173,4	192,0	150,0	12,5
SAN1107	81,0	90,0	73,0	7,9
SMP1185	166,4	189,0	149,0	15,2
VEN1270	159,5	190,0	139,0	16,7
VEN1380	174,5	212,0	160,0	16,5
Promedio	162,1			

Tabla 19. Resultados del índice IBMWP (campaña primaveral) en los años 2014-2022, así como el color representativo de las clases de calidad ecológica según el Real Decreto 815/2015. El año 2015, únicamente hace referencia a la campaña estival al no disponer de información de la campaña primaveral.

Estación muestreo	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Promedio periodo
AGU1215	220,0	195,0	193,0	197,0	193,0	182,0	198,0	174,0	188,0	193,1
ANG1488	213,0	170,0	205,0	184,0	185,0	178,0	175,0	177,0	185,0	187,8
ART1265	145,0	151,0	162,0	181,0	168,0	194,0	181,0	166,0	166,0	170,4
BAR1390	146,0	154,0	163,0	162,0	158,0	183,0	162,0	160,0	164,0	162,3
CAN1180	199,0	162,0	175,0	170,0	182,0	163,0	173,0	171,0	169,0	175,3
ENT1114	96,0	119,0	101,0	104,0	114,0	88,0	86,0	99,0	sd	98,3
GAR1165	156,0	192,0	191,0	168,0	156,0	178,0	173,0	168,0	148,0	167,3
GAR1275	177,0	149,0	163,0	173,0	165,0	165,0	183,0	164,0	181,0	171,4
HOC1385	170,0	133,0	165,0	158,0	146,0	132,0	142,0	142,0	143,0	149,8
LOZ1090	131,0	108,0	109,0	129,0	120,0	118,0	115,0	117,0	130,0	121,1
LOZ1142	195,0	134,0	180,0	165,0	158,0	154,0	134,0	143,0	127,0	157,0
LOZ1267	157,0	157,0	172,0	185,0	171,0	173,0	178,0	180,0	174,0	173,8
LOZ1452	189,0	158,0	189,0	197,0	197,0	181,0	179,0	179,0	175,0	185,8
MAJ1090	sd	sd	98,0	119,0	137,0	122,0	123,0	129,0	129,0	122,4
MAN0965	152,0	115,5	120,0	135,0	133,0	158,0	166,0	163,0	166,0	149,1
MAN1076	197,0	159,5	173,0	177,0	178,0	183,0	169,0	194,0	187,0	182,3
MAN1210	192,0	170,5	169,0	190,0	162,0	163,0	190,0	186,0	184,0	179,5
MED1155	sd	153,0	149,0	166,0	163,0	173,0	165,0	162,0	157,0	162,1
NAV1436	215,0	159,0	197,0	191,0	151,0	172,0	185,0	169,0	150,0	178,8
NVC1330	208,0	134,0	198,0	160,0	189,0	169,0	168,0	164,0	136,0	174,0
NVC1408	181,0	176,0	165,0	178,0	171,0	164,0	174,0	177,0	162,0	171,5
PEÑ1510	182,0	167,0	179,0	192,0	170,0	170,0	166,0	178,0	150,0	173,4
SAN1107	73,0	sd	90,0	sd	73,0	sd	76,0	85,0	89,0	81,0
SMP1185	189,0	154,0	158,0	189,0	160,0	153,0	165,0	149,0	168,0	166,4
VEN1270	160,0	139,0	144,0	147,0	139,0	190,0	173,0	165,0	158,0	159,5
VEN1380	212,0	150,0	175,0	179,0	160,0	174,0	163,0	166,0	167,0	174,5
Promedio anual	173,1	153,8	160,9	167,8	157,7	163,2	160,1	158,7	158,1	162,3

Tabla 20. Resultados del índice IASPT. Promedio del periodo 2014-2022 en la campaña primaveral, así como los valores máximos y mínimos observados, y desviación estándar.

Estación de muestreo	Promedio IASPT	Max IASPT	Min IASPT	Desv Estándar
AGU1215	6,3	6,7	5,9	0,2
ANG1488	6,5	6,9	6,0	0,3
ART1265	6,4	6,8	6,1	0,2
BAR1390	6,5	7,0	6,0	0,3
CAN1180	6,0	6,5	5,5	0,3
ENT1114	6,1	6,9	5,5	0,4
GAR1165	6,3	6,8	5,8	0,3
GAR1275	6,5	6,8	6,1	0,3
HOC1385	6,5	6,8	6,2	0,2
LOZ1090	6,0	6,5	5,5	0,4
LOZ1142	6,1	6,7	5,4	0,4
LOZ1267	6,5	7,2	6,0	0,4
LOZ1452	6,5	7,0	6,0	0,3
MAJ1090	5,7	6,1	5,1	0,3
MAN0965	6,3	6,8	5,8	0,3
MAN1076	5,9	6,5	5,5	0,3
MAN1210	6,2	6,6	6,0	0,2
MED1155	6,2	6,8	5,7	0,4
NAV1436	6,1	6,5	5,6	0,3
NVC1330	6,1	6,8	5,7	0,3
NVC1408	6,0	6,6	5,6	0,3
PEÑ1510	6,6	6,8	6,1	0,2
SAN1107	5,9	6,5	5,3	0,4
SMP1185	6,4	6,9	5,7	0,4
VEN1270	6,1	6,6	5,6	0,4
VEN1380	6,5	7,2	5,8	0,4
Promedio	6,2			