

Seguimiento ecológico de los cursos fluviales.

Vertiente madrileña del Parque Nacional Sierra de Guadarrama.

Año 2015



Tabla de contenidos

1. Introducción	7
1.1. Antecedentes	7
1.2. Justificación del trabajo. Marco jurídico.	9
1.3. Equipo de trabajo	10
2. Objetivos	11
3. Ámbito de trabajo	12
3.1. Estaciones de muestreo	12
3.1.1. Selección de las estaciones de muestreo	12
3.1.2. Designación de las estaciones de muestreo	12
4. Metodología	15
4.1. Macroinvertebrados acuáticos	15
4.1.1. Determinación en laboratorio	16
4.1.2. Índices IBMWP e IASPT	16
4.1.3. Grupos tróficos	17
4.1.4. Índices de diversidad	19
4.1.5. Métrica EPT	20
4.2. Estado de conservación de las riberas	20
4.3. Hábitat fluvial	21
4.4. Variables físico-químicas	23
4.4.1. Medida en continuo de la temperatura	24
5. Resultados	26
5.1. Variables biológicas: macroinvertebrados acuáticos.	26
5.1.1. Estructura, composición y diversidad	27
5.1.1.1. Estructura y composición taxonómica	27
5.1.1.2. Grupos tróficos	30
5.1.1.3. Índices de diversidad	33
5.1.1.4. Métrica EPT	36
5.1.2. Calidad biológica y ecológica de los sistemas fluviales	38
5.1.2.1. Índice IBMWP	38
5.1.2.2. Índice IASPT	43
5.1.3. Especies fluviales protegidas en el Catálogo Regional	44
5.2. El cangrejo señal en el Alto Lozoya	50
5.3. Variables hidromorfológicas	53
5.3.1. Estado de conservación de las riberas del PNSG y la ZPP	53



5.3.2. Principales causas de degradación. Medidas de restauración	58
5.4. El Hábitat Fluvial en la Sierra de Guadarrama	59
5.5. Calidad físico-química del agua	64
5.5.1. Variables generales	64
5.5.1.1. Oxígeno	64
5.5.1.2. Conductividad	65
5.5.1.3. pH	67
5.5.1.4. Caudal	68
5.5.2. Variables específicas	69
5.5.2.1. Fósforo reactivo soluble	69
5.5.3. Formas nitrogenadas: NO ₂ , NO ₃ y NH ₃	70
5.5.4. Iones y sales: Calcio, Magnesio, Sílice, Potasio y Alcalinidad	72
5.6. Medida en continuo de la temperatura	74
6. Conclusiones	77
6.1. Indicadores biológicos	77
6.2. Vegetación de ribera	79
6.3. Hábitat fluvial	80
6.4. Variables Físico-Químicas	80
7. Bibliografía	83



Figuras

Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo en el PNSG y ZPP	14
Figura 2. Localización de termistores acuáticos en el Alto Lozoya	25
Figura 3. Porcentaje medio acumulado de diferentes clases taxonómicas en el año 2015.	27
Figura 4. Porcentaje relativo en el año 2015 de los órdenes del grupo de los insectos para cada estación de muestreo.	28
Figura 5. Proporción de la riqueza de taxones para los diferentes órdenes de insectos durante el año 2015, y para cada estación de muestreo.	29
Figura 6. Número de taxones en promedio anual por cada estación de muestreo y cuenca hidrográfica en los años 2014 y 2015.	30
Figura 7. Proporción de los grupos tróficos en el año 2015 para cada estación de muestreo. S.D.D.: sin datos disponibles.	31
Figura 8. Comparativa interanual (2014-2015) de la proporción acumulada de grupos tróficos en los cursos fluviales de la Sierra de Guadarrama. S.D.D.: sin datos disponibles	32
Figura 9. Proporción de los grupos tróficos en los ríos Lozoya y Manzanares en el año 2015. S.D.D.: sin datos disponibles	33
Figura 10. Resultados del índice de <i>Berger-Parker</i> (B) en promedio anual durante 2014-2015 en los cursos fluviales del PNSG y ZPP.	35
Figura 11. Resultados del índice de <i>Shannon-Wiener</i> (H') en promedio anual de nits/ind de los años 2014 y 2015 en los cursos fluviales del PNSG y ZPP.	36
Figura 12. Promedio anual de la métrica EPT en el periodo 2014-2015 en las diferentes estaciones de muestreo.....	38
Figura 13. Representación cartográfica del índice IBMWP en el año 2015.....	40
Figura 14. Representación gráfica en promedio anual de los resultados del índice IBMWP en los años 2014 y 2015.	42
Figura 15. Representación gráfica acumulada de las clases de calidad ecológica en el año 2015 por tipo fluvial.	43
Figura 16. Representación gráfica del promedio anual del índice IASPT en los años 2014 y 2015.....	44
Figura 17. Distribución de <i>Allogamus laureatus</i> en el periodo 2014-2015	47
Figura 18. Distribución de <i>Brachyptera arcuata</i> en el periodo 2014-2015	47
Figura 19. Distribución de <i>Serratella hispanica</i> en el periodo 2014-2015.....	48
Figura 20. Distribución de <i>Drunella paradinasi</i> en el periodo 2014-2015.....	48
Figura 21. Distribución de <i>Rhyacophila relictata</i> en el periodo 2014-2015.....	49
Figura 22. Distribución de <i>Coenagrion mercuriale</i>	49
Figura 23. Distribución de cangrejo señal (<i>Pacifastacus leniusculus</i>) en el año 2015.	51
Figura 24. Porcentaje de las clases de calidad del índice QBR durante el año 2015 en los cursos fluviales de la Sierra de Guadarrama.....	55
Figura 25. Resultados del índice QBR en los años 2014-2015 en las diferentes estaciones de muestreo.....	55
Figura 26. Representación cartográfica del índice QBR en el año 2015.....	56
Figura 27. Evolución interanual (2014-2015) en promedio anual del índice IHF en los cursos fluviales del PNSG y ZPP.....	61



Figura 28. Representación cartográfica de la calidad del hábitat fluvial en el año 2015.....	63
Figura 29. Evolución del porcentaje de saturación de oxígeno en promedio anual durante los años 2014-2015.	65
Figura 30. Conductividad eléctrica del agua (S/cm 25°C) en promedio anual en el periodo 2014-2015.....	66
Figura 31. Valores de pH en promedio anual en el periodo 2014-2015.	67
Figura 32. Promedio anual de caudal (m ³ /s) de los cursos fluviales del PNSG y ZPP en los años 2014-2015.	68
Figura 33. Promedio anual de Fósforo Reactivo Soluble (PRS- µg/l P-PO ₄ ³⁻) en los ríos Lozoya y Manzanares. Periodo 2014-2015.	70
Figura 34. Promedio anual de la concentración de nitritos (µg/l de N-NO ₂) en el periodo 2014-2015.....	71
Figura 35. Promedio anual de la concentración de nitratos (µg/l de N-NO ₃) en el periodo 2014-2015.....	71
Figura 36. Promedio anual de la concentración de nitrógeno amoniacal (µg/l de N-NH ₃) en el periodo 2014-2015.....	71
Figura 37. Promedio anual de la concentración de calcio (mg/l de Ca ²⁺), potasio (mg/l de K), magnesio (mg/l de Mg ²⁺), alcalinidad (µEq/l) y sílice (mg/l SiO ₂) en el periodo 2014-2015.	73
Figura 38. Temperatura media mensual del agua en las cuatro estaciones de control del río Lozoya. <i>Periodo: abril de 2006 –septiembre de 2015.</i>	74
Figura 39. Temperatura media anual a lo largo de los años hidrológicos, en cada ubicación de los dispositivos de temperatura.....	76



Fotografías

Foto 1. Larvas acuáticas de quironómidos. Escala 3 mm.	28
Foto 2. Bivalvo del género <i>Pisidium</i> . Escala 3 mm.....	28
Foto 3. <i>Allogamus laureatus</i>	47
Foto 4. <i>Brachyptera arcuata</i>	47
Foto 5. <i>Serratella hispanica</i>	48
Foto 6. <i>Drunella paradinasi</i>	48
Foto 7. <i>Rhyacophila relictta</i>	49
Foto 8. Lamprehuela	52
Foto 9. La Charca Verde en el río Manzanares, punto con un elevado uso recreativo en la época estival.....	57
Foto 10. Ribera con calidad excelente, ribera natural. Tramo medio del arroyo Navacerrada en La Barranca. Predominancia de <i>Frangula alnus</i>	57
Foto 11. Arroyo de Santa Ana, en las inmediaciones de la confluencia con el río Lozoya. Índice QBR de menor puntuación en el ámbito de trabajo. Aunque con calidad intermedia, cerca del nivel malo o alteración fuerte.....	57
Foto 12. Briófitos asociados generalmente a corrientes rápidas	62
Foto 13. Limos en la estación MAN1076, aguas abajo de Charca Verde.	62
Foto 14. <i>Ranunculus</i> sp., común en tramos medios y bajos de arroyos y ríos de mayor entidad.	62
Foto 15. Bloom algal en la estación MAN1076, debajo de Charca Verde.	62



Tablas

Tabla 1. Estaciones de muestreo en el año 2015, así como la zonificación.....	13
Tabla 2. Valor de las condiciones de referencia y, entre paréntesis, límites de cambio de clase de acuerdo a la planificación hidrológica (BOE, 2008). A partir de estos se calculan los límites de calidad del índice IBMWP. Se muestran también los correspondientes estados ecológicos y colores representativos.....	17
Tabla 3. Clases de calidad del índice QBR, intervalos y colores representativos.....	21
Tabla 4. Valor de las condiciones de referencia y, entre paréntesis, límite de cambio de clase de acuerdo a la planificación hidrológica (BOE, 2008). Límites de cambio propuestos en REFCOND (Stroffek, 2001). A partir de estas dos fuentes se han asignado los límites de calidad del índice IHF para la Sierra de Guadarrama. Se muestran también los correspondientes estados de calidad de hábitat y colores representativos.	22
Tabla 5. Variables físico-químicas analizadas: unidades, métodos de determinación y lugar de medida o análisis de las diferentes variables.	23
Tabla 6. Localización de los termistores acuáticos, coordenadas, altitud (m.s.n.m.) y término municipal.....	24
Tabla 7. Resultados de los índices de dominancia o de Berger-Parker (B) y de diversidad de Shannon-Wiener (H') durante el año 2015 en los cursos fluviales del PNSG.....	34
Tabla 8. Valores de la métrica EPT en cada estación en el año 2015. S.D.: Sin datos.....	37
Tabla 9. Resultados de los índices biológicos IBMWP, IASPT y número de taxones en el año 2015. En cuanto al índice IBMWP, se muestra el color representativo de su estado ecológico.....	39
Tabla 10. Especies de invertebrados fluviales protegidos en el Catalogo Regional de la Comunidad de Madrid. (S.A.H.: Sensible a la alteración de su hábitat)	45
Tabla 11. Estaciones de muestreo, resultados del índice QBR, los niveles de calidad y color representativo del estado de conservación en el año 2015.....	54
Tabla 12. Estaciones de muestreo, resultados por cada bloque que se compone el índice IHF, puntuación final y color representativo de la calidad del Hábitat Fluvial en el año 2015.	60
Tabla 13. Temperatura media anual, por años hidrológicos (de octubre a septiembre del siguiente año) en las estaciones de muestreo.....	75



1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

De los sistemas naturales de la ley 30/2014, el Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama (en adelante PNSG) incorpora nueve. De ellos, dos están ligados al medio acuático: los cursos de agua y bosques de ribera, y humedales y lagunas de alta montaña. 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 los usos y actividades compatibles e incompatibles, de aplicabilidad en los documentos de planificación, y presiones y grado de intensidad a los que están sometidos. Las presiones que llevan asociados los ecosistemas fluviales son los usos ganaderos, forestales (en la Zona Periférica), y fundamentalmente los derivados del uso público, ya sean recreativos, educativos o deportivos. Habría que incluir además los derivados del Cambio Global. 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 del Parque Nacional, mediante parámetros e indicadores, tal y como establece la ley 7/2013 de declaración del Parque Nacional.

Uno de los principios de los Parques Nacionales 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 Parque Natural de Peñalara hace ya más de dos décadas en los humedales de Peñalara (por ejemplo, la gestión en la Laguna Grande de Peñalara) y en los cursos fluviales del Alto Lozoya. En cuanto a ríos, el anterior Centro de Investigación y Gestión Puente del Perdón (actual Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación de la Sierra de Guadarrama, en adelante CISE), ha venido realizando una evaluación de la calidad ecológica de los cursos fluviales desde el año 2002, mediante la implantación de una herramienta de gestión: la Red de Seguimiento de la Calidad Ecológica del Alto Lozoya (RESCEAL). La aplicación de esta red permitió obtener una visión integrada de lo que ocurre tanto en el ecosistema fluvial, como en los adyacentes, y a una escala espacial muy detallada. Es por ello que desde el CISE se ha extrapolado el seguimiento a los cursos fluviales más importantes del ámbito del Parque Nacional y Zona Periférica de Protección (ZPP).

En este sentido, la nueva visión de la calidad del agua queda definida en la Directiva Marco del Agua, que establece las pautas e indicadores para la valoración del estado ecológico de los cursos



fluviales. 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. En general, 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.

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. En este sentido destaca la aplicación del índice IBMWP (Alba-Tercedor *et al.*, 2002). Este método se basa 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 (MAGRAMA, 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 Ministerio de Medio Ambiente (MAGRAMA, 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.

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 (MAGRAMA, 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.



1.2. Justificación del trabajo. Marco jurídico.

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 cuanto a la Zona Periférica de Protección, es de aplicación la normativa existente reguladora: los PORN de Madrid y Castilla y León, así como los PRUG de los espacios protegidos (Parque Natural de Peñalara y Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares) hasta la aprobación definitiva del PRUG del Parque Nacional.

Otro contenido de la Ley de declaración del Parque Nacional, es la redacción del PRUG. Además de establecer los plazos y pautas generales, es necesaria una clasificación de las actividades como incompatibles, compatibles y las necesarias para la gestión. Este trabajo pretende informar y conocer el grado de intensidad de dichas actividades, así como los usos territoriales presentes en el Parque Nacional, en cuanto al sistema natural cursos de agua y bosques de ribera.

El PRUG del Parque Natural de Peñalara, vigente hasta la aprobación del PRUG del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama (BOE, 2013), establece las directrices sobre las líneas de investigación, definiéndose en los artículos 58 y 59 la limnología o estudio de las aguas continentales como línea prioritaria. En este sentido, se fomentan los estudios orientados al aumento del conocimiento científico básico en cuanto a la estructura y funcionamiento de los ecosistemas del ámbito del PRUG. Uno de los ecosistemas más característicos y a su vez vulnerables en cuanto a su fragilidad, son los ecosistemas acuáticos debido a su carácter oligotrófico.

En el mismo documento, se le atribuyen a la administración ambiental competente, las capacidades en el seguimiento limnológico de la calidad de las aguas de la laguna Grande de Peñalara y del resto de los medios acuáticos que se consideren desde el punto de vista limnológico. Se establece el control de la evolución de los parámetros básicos limnológicos con una periodicidad adecuada, con el fin de valorar la calidad ambiental y la respuesta del medio acuático a las medidas o actuaciones efectuadas en el propio medio y en su cuenca. Los principales aspectos que destacan son los análisis físico-químicos de las aguas, el empleo de las comunidades biológicas de plancton y bentos como bioindicadores, y estudio sobre la biodiversidad en los ecosistemas acuáticos del Parque Natural y de la Zona Periférica de Protección.

En cuanto al PORN de la Sierra de Guadarrama en la Comunidad de Madrid, 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”. Este cometido se ha extrapolado desde el Parque Natural de Peñalara, a través del CISE, al Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama.

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 (MAGRAMA, 2016b). En ciertos Parques Nacionales de montaña: Picos de Europa, Sierra Nevada, Aigüestortes, y actualmente en la Sierra de Guadarrama (como muestra el presente trabajo), 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, favorecida por la presencia del embalse del Pradillo que actúa como barrera en la hibridación de linajes. Existen además muchas especies protegidas ligadas a los ríos, como son la nutria, rana patilarga, lamprehuela y mirlo acuático, entre otras.

Además, es importante 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 suponen 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.

1.3. Equipo de trabajo

El trabajo se ha desarrollado por parte del personal técnico del Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación de la Sierra de Guadarrama. El investigador principal ha sido Ángel Rubio Romero con la colaboración de Ignacio Granados.



2. 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 Parque Nacional y 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 7/2013 de declaración del Parque Nacional y la ley 30/2014 de Parques Nacionales.
- Establecer un diagnóstico general del estado de conservación de las riberas y del hábitat fluvial de la red hidrográfica del Parque Nacional y ZPP.
- Analizar, valorar y caracterizar las principales variables físico-químicas de la red fluvial del Parque Nacional 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 Parque Nacional.
- 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.
- Determinar las posibles estaciones de referencia para su inclusión en el Plan de Seguimiento del Parque Nacional.
- Identificar y definir las actividades y usos necesarios, compatibles e incompatibles del Parque Nacional, en cuanto a ecosistemas fluviales, como base para el PRUG del Parque Nacional.
- 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.

3. 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 (ZPP). 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 Parque Nacional, como áreas recreativas, así como las zonas sensibles por ganado, o por usos forestales en la ZPP.

3.1. Estaciones de muestreo

3.1.1. Selección de las estaciones de muestreo

Durante la campaña de 2015 se han seleccionado 33 estaciones de muestreo, 27 de ellas ubicadas en al ámbito de la Comunidad de Madrid y 6 en la Comunidad de Castilla y León. La selección se realizó siguiendo las necesidades de gestión y conservación, mediante una coordinación previa entre los técnicos de ambas comunidades autónomas. No obstante, debido a estrés hídrico estival las estaciones del arroyo de Majadillas, arroyo de Santa Ana y tramo bajo del arroyo de Navalmedio no pudieron ser muestreadas. 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

3.1.2. 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 año 2015. En la Figura 1 se muestra la localización de estas estaciones.

Tabla 1. Estaciones de muestreo en el año 2015, así como la zonificación.

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	NAV1200		x
25	Madrid	Guadarrama	Navalmedio	NAV1436	x	
26	Madrid	Manzanares	Navacerrada	NVC1330		x
27	Madrid	Manzanares	Navacerrada	NVC1408		x
28	Castilla y León	Acebeda	Acebeda	ACE1213	x	
29	Castilla y León	Eresma	Eresma	ERE1326		x
30	Castilla y León	Eresma	Cambrones	CAM1116		x
31	Castilla y León	Pirón	Pirón	PIR1354		x
32	Castilla y León	Cega	Cega	CEG1298		x
33	Castilla y León	Moros	Moros	MOR1474	x	

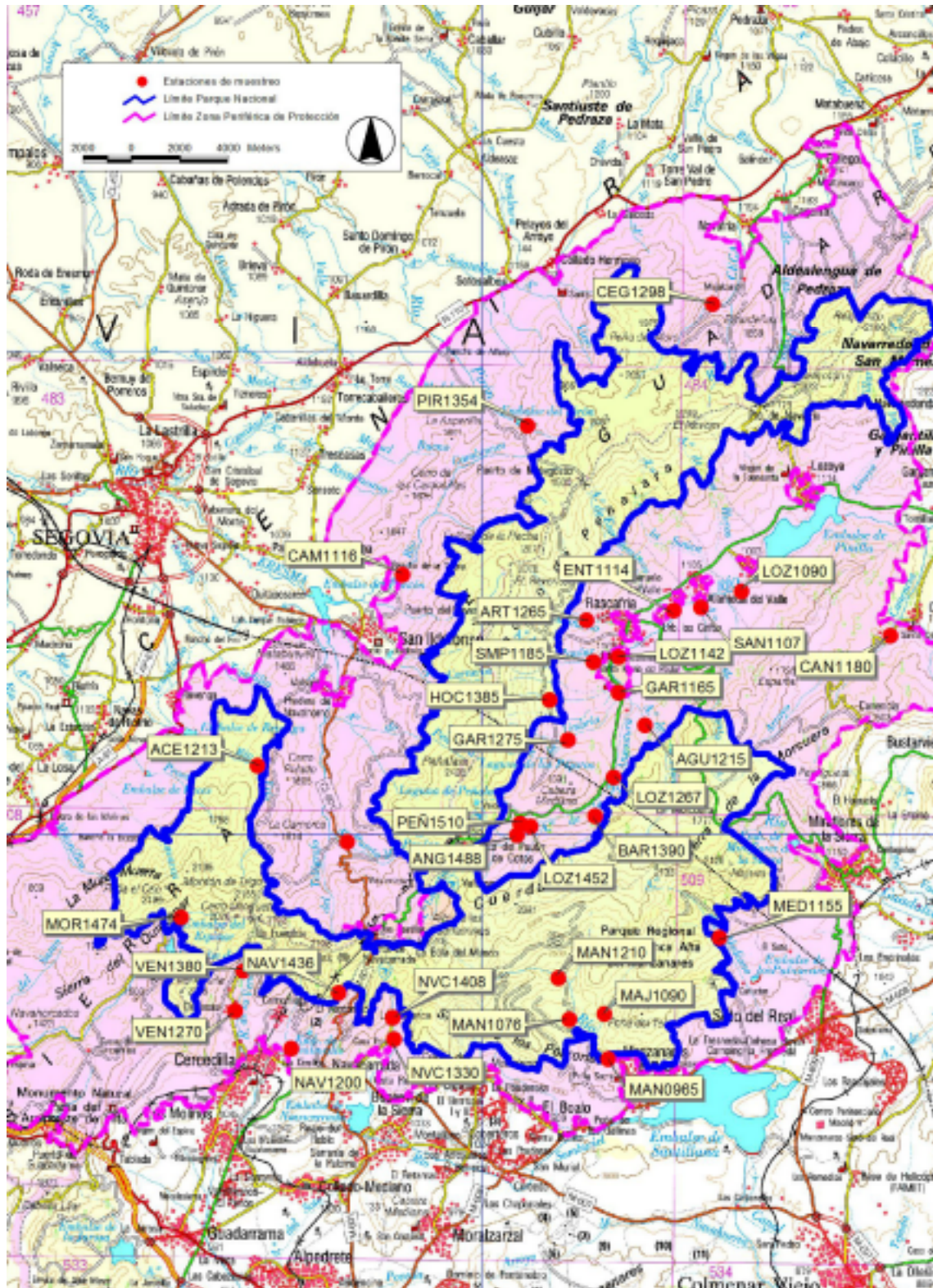


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo en el PNSG y ZPP



4. METODOLOGÍA

La metodología aplicada se ha basado en varios documentos de referencia. El protocolo del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MAGRAMA, 2013a, 2013b), como referencia para la valoración de la calidad biológica y ecológica empleando bioindicadores de invertebrados bentónicos. El protocolo PRECE: protocolo rápido para la evaluación de la calidad ecológica en ríos (Jáimez-Cuéllar *et al.* 2004). En este documento se detalla la metodología relativa a indicadores biológicos de macroinvertebrados acuáticos (índice IBMWP e IASPT), calidad hidromorfológica: ribereña (índice QBR) y del hábitat fluvial (índice IHF), así como la toma de muestras físico-químicas. El otro documento, hace referencia a la instrucción de planificación hidrológica, estableciendo los niveles y baremos de los índices IBMWP, QBR, IHF y variables físico-químicas generales, de acuerdo al ecotipo fluvial de referencia (BOE, 2008). En el caso de la Sierra de Guadarrama, el ecotipo fluvial es **ríos de montaña mediterránea silíceo**. El diseño de la Red se ha realizado con el fin de valorar el estado de conservación de los ecosistemas fluviales, y adyacentes, en función de los usos del territorio. De esta manera se dispone de una herramienta para poder llevar a cabo de una manera objetiva una gestión acertada de los recursos naturales.

La metodología citada puede consultarse más detalladamente en las publicaciones originales o en los informes técnicos anuales realizados por parte del Centro de Investigación y Gestión del Parque Natural de Peñalara en relación a la calidad biológica y ecológica del río Lozoya (Rubio-Romero & Granados, 2003, 2005 y 2006).

4.1. Macroinvertebrados acuáticos

Los macroinvertebrados acuáticos, además de constituir poblaciones numerosas y diversas, se comportan como excelentes bioindicadores. En los últimos años, en base a la Directiva Marco del Agua, se ha estandarizado la metodología relativa a estas poblaciones, empleándose en todos los estudios de caracterización y seguimiento de la calidad del agua.

Además, los macroinvertebrados fluviales mantienen funciones ecológicas importantes. Son la dieta principal para multitud de especies, tanto piscícolas como terrestres, reciclan la materia orgánica, y regulan poblaciones tanto de productores primarios como secundarios. A causa del clima mediterráneo predominante, muchas de las especies presentes en la Península Ibérica, son endemismos, lo que les confiere una particularidad exclusiva, y por ello se incluyen en catálogos de especies protegidas.

El índice de referencia aplicado en el presente trabajo ha sido el índice IBMWP de acuerdo a los protocolos siguientes (MAGRAMA, 2013a; Alba-Tercedor *et al.*, 2005). Aunque también se han



determinado otras variables relacionadas con su estructura y diversidad, tales como grupos tróficos, EPT, o índices de diversidad. Para la recolección de ejemplares de macroinvertebrados, se ha empleado una red de mano de 30 x 25 cm tipo *kicker* con tamaño de luz de malla de 350 μm . 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*. Por tanto, el esfuerzo de muestreo será proporcional al porcentaje de hábitats presentes. Una vez extraída la muestra se fija con alcohol al 70% para su posterior determinación en laboratorio.

El material empleado en la aplicación del índice IBMWP ha sido cartografía y ortofoto digital actualizada en formato vectorial de SIG, cinta métrica, vadeador, red de bentos de 350 μm , lupa estereoscópica binocular *Leica L2* para determinación de individuos, bateas blancas para la observación de los macroinvertebrados, botes duquesa de 1.000 c.c., viales de plástico, tamices de diferente luz de maya, pinzas y alcohol etílico al 70% para conservación de las muestras.

4.1.1. Determinación en laboratorio

Una vez fijada la muestra, se deposita la muestra en tamices (5mm, 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.

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.






4.1.2. 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. Los niveles de calidad en función del índice IBMWP se muestran en la Tabla 2, de acuerdo



a las clases de calidad establecidas por la orden de planificación hidrológica (BOE, 2008) y Directiva Marco del Agua 2000/60/CEE. El valor de referencia en el ámbito de la Sierra de Guadarrama para el tipo ríos de montaña mediterránea silíceas es de 180 puntos (BOE, 2008).

Tabla 2. Valor de las condiciones de referencia y, entre paréntesis, límites de cambio de clase de acuerdo a la planificación hidrológica (BOE, 2008). A partir de estos se calculan los límites de calidad del índice IBMWP. Se muestran también los correspondientes estados ecológicos y colores representativos.

ESTADO ECOLÓGICO	CALIDAD	BOE 2008	IBMWP	COLOR	
Muy Bueno	Buena. Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible.	180 (0,78)	>140	Azul	
Bueno	Aceptable. Son evidentes algunos efectos de perturbación	180 (0,59)	106-140	Verde	
Moderado	Dudosa. Aguas contaminadas.	180 (0,39)	71-105	Amarillo	
Deficiente	Crítica. Aguas muy contaminadas.	180 (0,20)	37-70	Naranja	
Malo	Muy crítica. Aguas fuertemente contaminadas.	180 (<0,20)	0-36	Rojo	

Para consultar con más detalle la metodología, se sugiere la siguiente bibliografía: Alba-Tercedor *et al.* (1996, 1988, 2002), proyecto Guadalmed (Jáimez-Cuellar *et al.*, 2004), proyecto europeo de macroinvertebrados (AQUEM, 2002) así como los protocolos de muestreo y análisis editados por el Ministerio de Medio Ambiente (Alba-Tercedor *et al.*, 2005; MAGRAMA, 2013a, 2013b) y la orden de planificación hidrológica de España (BOE, 2008).

Como la ponderación media del valor de los taxones presentes, se ha hallado el índice IASPT. También se le denomina valor medio por taxon, siendo 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.

4.1.3. Grupos tróficos

Los grupos tróficos hacen referencia al tipo de alimentación que poseen. Es un indicador del buen funcionamiento del ecosistema tal y como expone *la teoría del río como un continuo* (Vannote *et al.*, 1980). Los resultados nos han permitido caracterizar los grupos funcionales del ecosistema fluvial, a pesar de que en ocasiones es complicado asignar un grupo trófico a 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).



La bibliografía examinada para asignar a cada taxon un grupo funcional ha sido Torres *et al.* (2010), Cummins (1973), Cummins *et al.* (1979, 1982), Tachet *et al.* (2000), Merrit *et al.* (1996) y Margalef (1984), diferenciándose 6 grupos tróficos.

- **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 50 μm) y materia orgánica disuelta. Existen a su vez dos tipos, activos y pasivos.
- **Parásitos**. Organismo que vive a expensas del otro.

La **teoría del río como continuo** (Vannote *et al.*, 1980) 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.

De acuerdo a esta teoría, en condiciones normales sin alteraciones, en el tramo alto del río dominarían los fragmentadores, con un escaso número de recolectores. Es debido a la presencia mayoritaria de materia orgánica particulada gruesa (MOPG). A medida que los ríos se establecen en tramos medios, los grupos funcionales dominantes van sucediéndose. Empiezan a aparecer filtradores y recolectores, y los fragmentadores van disminuyendo su proporción. La producción autotrófica va sustituyendo a la heterotrófica, dominando la MO fina y disuelta.





Fuente: Atlas de macroinvertebrados de la cuenca del Tajo (Torres *et al.*, 2010)

4.1.4. Índices de diversidad

El *índice de Shannon-Wiener o de Shannon (H')*, mide la diversidad o equidad del ecosistema medido en nits/individuo. Es una expresión de la estructura de la comunidad, y es resultado de las diferentes interrelaciones entre los elementos de la misma. Hay que destacar que, al ser una simplificación de la realidad, hace muchas veces que su interpretación sea confusa. 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. Este índice de diversidad valora las proporciones de cada taxon, ya que se puede obtener un mismo resultado con diferente número de taxones. Por tanto es una medida de la estructuración, equilibrio y equidad del ecosistema, además de la diversidad. Los resultados de H' oscilan entre 0 (sólo 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, en base a la experiencia del seguimiento, valores por debajo de 2,0 nits/ind indicarían una baja diversidad.

El *índice de Berger-Parker (B)* 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. Por debajo del 30% de dominancia, pueden considerarse valores normales.

4.1.5. Métrica EPT

El número total de taxones de efemerópteros, plecópteros y tricópteros, es el resultado final de la variable 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). Estos tres órdenes se caracterizan por una baja tolerancia a la contaminación, por lo que a mayor valor del EPT significa un menor impacto en el curso fluvial.

Al no existir unas condiciones preestablecidas para esta variable, se han aplicado como valores de referencia tanto la relación de pérdida de taxones EPT estacionalmente (primavera - verano), como el valor EPT medio para las estaciones de muestreo de la Sierra de Guadarrama. Aunque es dependiente de la época, un valor orientativo en los ríos de la Sierra de Guadarrama oscilaría entre los 11 taxones en verano y los 16 en primavera.

4.2. 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). Asimismo, en los informes anuales del seguimiento de la RESCEAL se puede consultar la metodología con mayor detalle (Rubio-Romero & Granados, 2005 y 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 3.

Las estaciones de muestreo en las que se ha evaluado el QBR en el ámbito del Parque Nacional y ZPP en el año 2015 se muestran en la Tabla 1 y la Figura 1.



Tabla 3. 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).

El criterio prioritario 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). 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). 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 atrocenicentas, zarzales y saucedas salvifolias, tomándose por tanto como referencia de la vegetación potencial del ámbito de trabajo.

4.3. 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 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).

Es recomendable consultar 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). La finalidad es evaluar de una manera más o menos rápida y sencilla los principales aspectos físicos del curso fluvial.



Resumidamente, el IHF se compone de siete bloques independientes. Cada bloque otorga un peso determinado en la puntuación final, oscilando entre 10 y 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). La instrucción de planificación hidrológica (IPH) del año 2008 (BOE, 2008) establece las condiciones de referencia para cada ecotipo fluvial. 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 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.

La IPH define únicamente el valor entre los niveles muy bueno/ bueno de los cinco existentes. Por ello, se ha tomado el criterio según el baremo del proyecto REFCOND (Stroffek, 2001), tomando los 66 puntos como el corte entre la clase I y II, y de ahí sucesivamente se han calculado los diferentes rangos de calidad del hábitat fluvial. En la Tabla 4 se muestran los límites de las clases de calidad, de acuerdo a la planificación hidrológica y proyecto REFCOND, adaptándose a lo establecido en la Directiva Marco del Agua.

Tabla 4. Valor de las condiciones de referencia y, entre paréntesis, límite de cambio de clase de acuerdo a la planificación hidrológica (BOE, 2008). Límites de cambio propuestos en REFCOND (Stroffek, 2001). A partir de estas dos fuentes se han asignado los límites de calidad del índice IHF para la Sierra de Guadarrama. Se muestran también los correspondientes estados de calidad de hábitat y colores representativos.

CALIDAD HÁBITAT FLUVIAL	BOE 2008	REFCOND	IHF	COLOR	
Hábitat Fluvial Muy bueno. No Alterado	72 (0,92)	0,83-1	≥ 66	Azul	●
Hábitat Fluvial Bueno. Ligera Alteración.	-	0,62-0,82	49-65	Verde	●
Hábitat Fluvial Moderado. Alteración importante	-	0,41-0,61	33-48	Amarillo	●
Hábitat Fluvial Deficiente. Graves Alteraciones.	-	0,20-0,40	16-32	Naranja	●
Hábitat Fluvial Malo. Alteración Total.	-	<0,20	≤15	Rojo	●

4.4. Variables físico-químicas

Las variables físico-químicas determinadas se dividen 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 - y principales iones: calcio, magnesio, sílice, alcalinidad y potasio.

En los cursos principales del Lozoya y Manzanares, debido a la existencia de importantes zonas de uso público (Las Presillas y Charca Verde-La Pedriza respectivamente) se han determinado variables específicas.

Para la medida de las variables generales: pH, conductividad, oxígeno disuelto, saturación y temperatura, se ha empleado una sonda multiparamétrica SmartTROLL, de In Situ. 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 5.

Tabla 5. Variables físico-químicas analizadas: 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

Para las variables específicas determinadas en laboratorio, la muestra de agua es filtrada mediante equipo de filtración tipo Swinnex con filtros de microfibras 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, se guardan 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 mediante espectrofotometría se han realizado con un espectrofotómetro HACH modelo DRELL 2500 Odyssey.

4.4.1. Medida en continuo de la temperatura

El actual calentamiento global ocasionará una 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. 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. Los procesos biológicos de los cursos fluviales, están influenciados principalmente por la temperatura del agua.

En el año 2006 se 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 la mantiene y valida el Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación del Parque Nacional, por lo que lleva un registro de datos de casi 10 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 $\pm 0,02$ °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 HOB0 (U22 WaterTemp Pro V2 Logger). Los datos son extraídos *in situ* mediante un ordenador portátil con una periodicidad aproximadamente bimensual, siempre y cuando las condiciones lo permitan. Las coordenadas de la localización de los termistores, así como la altitud se muestran a continuación (Tabla 6) y su ubicación se muestra la Figura 2.

Tabla 6. Localización de los termistores acuáticos, coordenadas, altitud (m.s.n.m.) y término municipal.

Código	Cuenca	Coordenadas		Altitud (m.s.n.m.)	Municipio
LOZ1452	Lozoya	422060	4520319	1452	Rascafría
LOZ1267	Lozoya	425445	4522314	1267	Rascafría
LOZ1142	Lozoya	425657	4527327	1142	Rascafría
LOZ1090	Lozoya	430740	4530050	1090	Pinilla del Valle



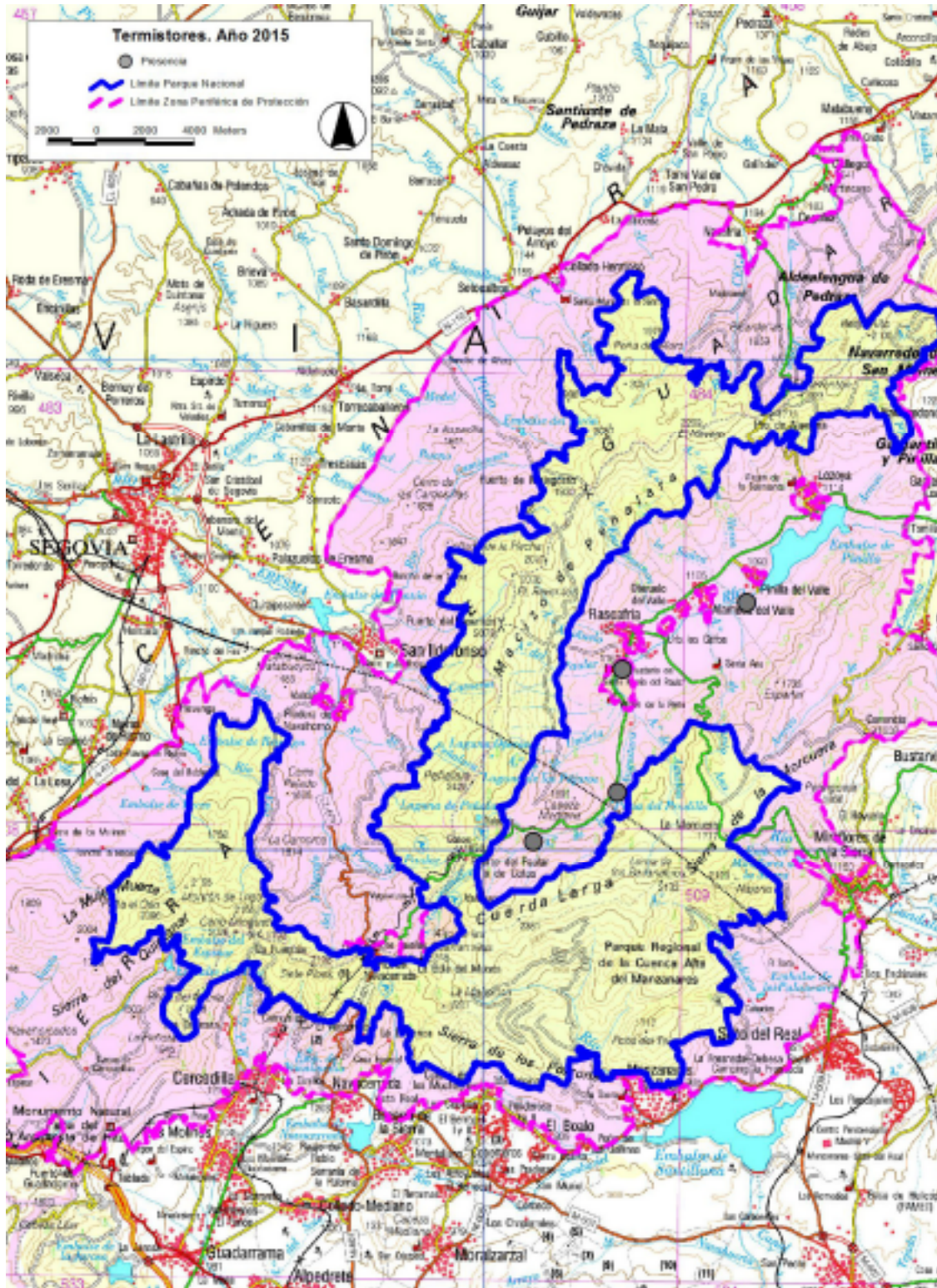


Figura 2. Localización de termistores acuáticos en el Alto Lozoya



5. RESULTADOS

La información reflejada en el presente informe se refiere a muestreos realizados en la campaña estival durante el año 2015, por lo que la variabilidad intra-anual no ha sido analizada. Al comparar interanualmente, la media anual de 2014 calculada a partir de dos campañas de muestreos (primavera y verano) es más precisa que la de una única campaña de muestreo (verano en 2015). Es más, según la experiencia de los trabajos realizados en los cursos fluviales de la Sierra de Guadarrama, la diversidad es mayor en primavera, y la intensidad de impactos es mayor en verano, por lo que diferencias en las medias interanuales (2014 y 2015) pueden estar sesgadas ante esta diferencia en la frecuencia de muestreos entre estos dos años.

En este sentido, de las 27 estaciones de muestreo en la vertiente madrileña, tres de ellas (NAV1200, SAN1107 y MAJ1090) se encontraban secas en la campaña estival, por lo que en 2015 sólo hay 24 estaciones de muestreo evaluadas. Sin embargo, en los gráficos de comparativa interanual sí se han incluido dichas estaciones de muestreo.

En cuanto a la estación de muestreo del arroyo del Mediano, en la cuenca del Manzanares, en el año 2014 se muestreó en un punto muy influenciado por el embalse de Los Palancares, por lo que a partir del año 2015 se ha cambiado su localización aguas arriba, denominándose MED1155, en vez de MED0930. Esta estación de muestreo presenta unas condiciones más adecuadas y representativas del entorno inmediato que la estación MED0930.

5.1. Variables biológicas: macroinvertebrados acuáticos.

Como se ha detallado en los apartados anteriores, las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos son consideradas como excelentes bioindicadores de la calidad del agua y, por ello, de las condiciones ecológicas del ecosistema fluvial.

Aunque la normativa ambiental hace referencia a índices específicos de calidad del agua, se han analizado otra serie de variables biológicas que nos informan sobre el estado general del ecosistema. Además de los índices biológicos, estos análisis incluyen grupos tróficos e índices de diversidad, pudiendo así diferenciar objetivamente las posibles incompatibilidades y presiones asociadas. Asimismo, se genera una importante información sobre la distribución de especies fluviales catalogadas.



5.1.1. Estructura, composición y diversidad

5.1.1.1. Estructura y composición taxonómica

El grupo mejor representado es el de los insectos, que ha supuesto en el año 2015 el 97,2% de los macroinvertebrados en el global de las estaciones muestreadas. A continuación, los ácaros acuáticos suponen un 1,37% del total, seguido de los moluscos bivalvos con el 0,43%. En este último caso se debe al género *Pisidium* sp.

A nivel local existen diferencias espaciales. Por ejemplo, en la estación MAN1076, aguas abajo de Charca Verde, los hidracáridos representaron el 3,9% de los individuos presentes y un 2,7% los hirudíneos erpobdélidos. La estación del arroyo de Canencia, CAN1180, también ha reflejado una mayor proporción de bivalvos a favor de *Pisidium* sp. En otras estaciones como la del río Lozoya, LOZ1142, se ha detectado una proporción del 2,7% de crustáceos, en concreto la especie invasora *Pacifastacus leniusculus*, o cangrejo señal. En cuanto a las estaciones ENT1114 y GAR1275, el 100% de los individuos eran del grupo insectos.

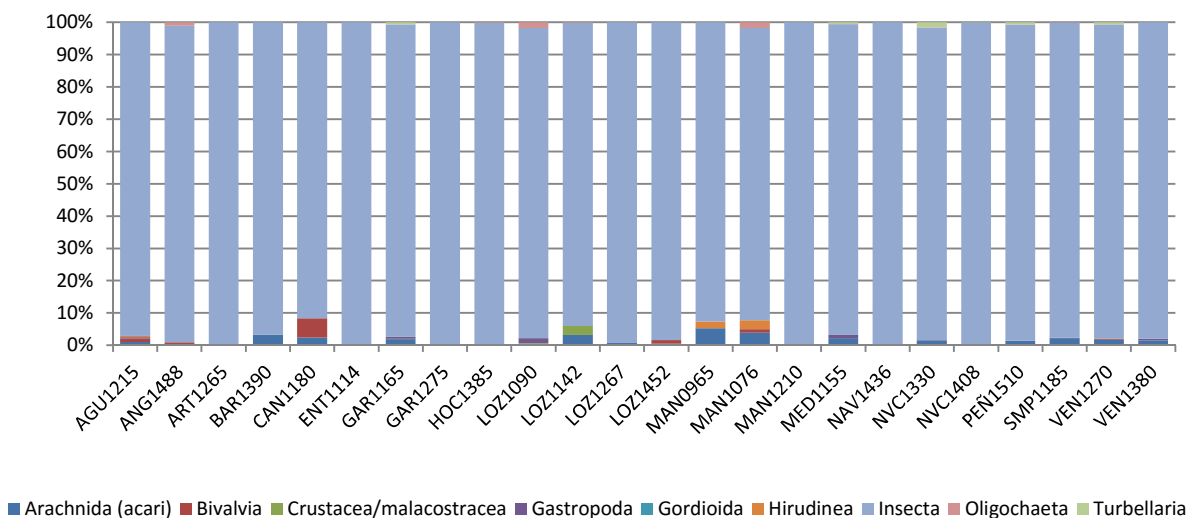


Figura 3. Porcentaje medio acumulado de diferentes clases taxonómicas en el año 2015.

Tomando los valores únicamente para los órdenes de insectos presentes en el año 2015, se observa que los dípteros es el grupo más numeroso en términos de porcentaje relativo para el conjunto de las estaciones de muestreo, con una media del 30,4%. La estación MAN1076, con un 66,6% es la que mantiene una mayor proporción del orden de los dípteros. Le siguen la estación ENT1114, con un 65,3% y MAN0965 y VEN1270 con 54,9% y 54,6%. En todos los casos los dípteros



dominantes pertenecen a la familia de los quironómidos. Por el contrario, el peso de los dípteros ha sido mínimo en la estación PEÑ1510 con un 11,0%.

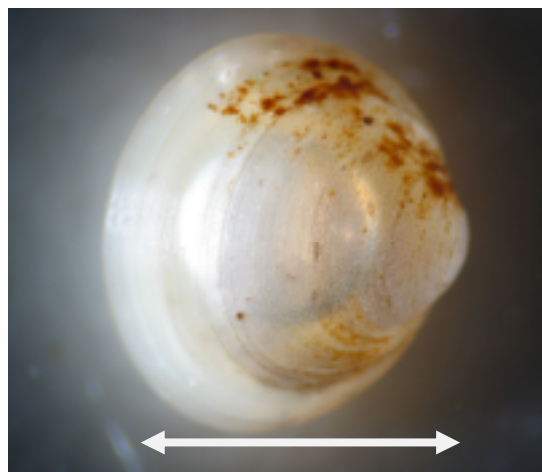


Foto 1. Larvas acuáticas de quironómidos. Escala 3 mm. Foto 2. Bivalvo del género *Pisidium*. Escala 3 mm

El siguiente orden más abundante ha sido el de los efemerópteros, con un 22,6%. En este caso la familia de los baétidos, con el género *Baetis* sp., es el más abundante. Posteriormente, plecópteros (19,1%) y tricópteros (17,5%) componen los órdenes mayoritarios.

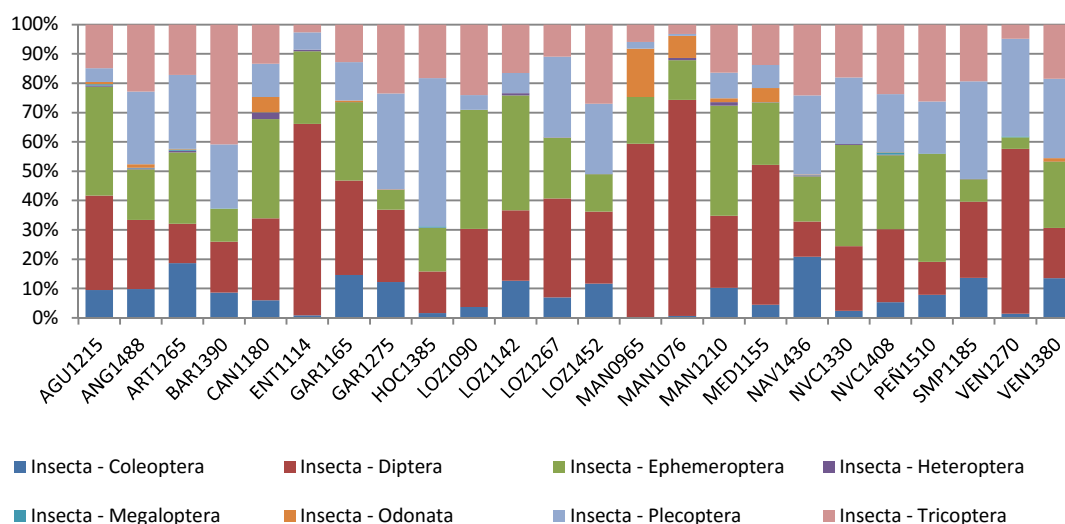


Figura 4. Porcentaje relativo en el año 2015 de los órdenes del grupo de los insectos para cada estación de muestreo.

Si tomamos como referencia la riqueza de taxones para cada orden y estación de muestreo, los tricópteros suponen el orden con un mayor número de taxones, el 22,7% del total. Los dípteros quedan relegados al segundo orden más numeroso con el 22,3%. Hay que puntualizar que los resultados hacen referencia a la campaña estival, sesgando la riqueza de taxones hacia los dípteros, en perjuicio de los tricópteros con un ciclo biológico de vuelo mayoritariamente primaveral-estival. Seguidamente, los efemerópteros junto a los coleópteros son los siguientes órdenes más diversos con un 15,9%. No obstante, probablemente los dípteros sea el grupo más diverso, en especial la familia de los quironómidos, por lo que a nivel específico podría tratarse del grupo con mayor biodiversidad de la Sierra de Guadarrama, ya que a efectos del trabajo se ha determinado a nivel familiar y no de género o especie.

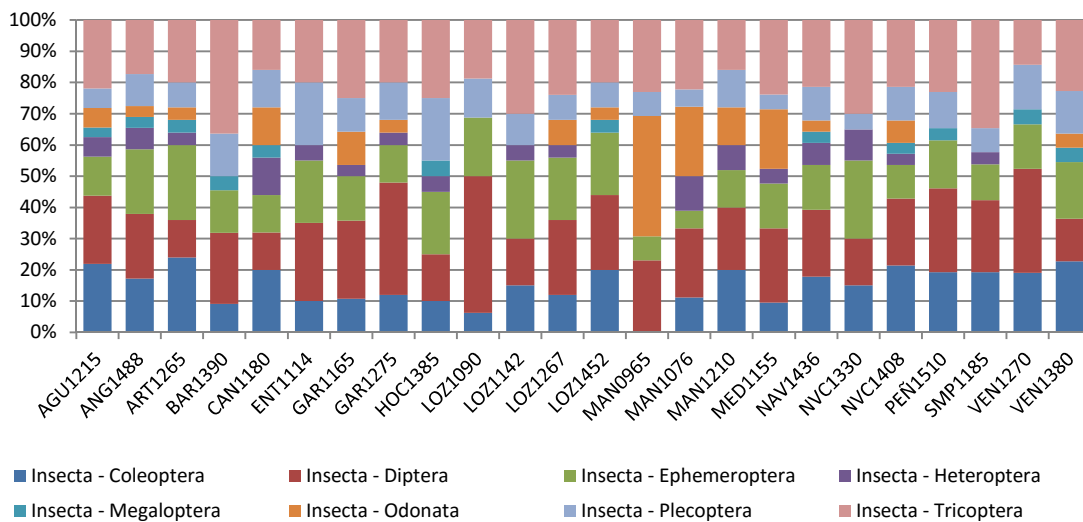


Figura 5. Proporción de la riqueza de taxones para los diferentes órdenes de insectos durante el año 2015, y para cada estación de muestreo.

Los arroyos Aguilón y Garcisancho, pertenecientes a la cuenca del Lozoya, son los que mantienen una mayor riqueza de taxones, con 36 y 32 taxones respectivamente. Por el contrario, los cursos fluviales con una menor riqueza de taxones se localizan en el tramo del Lozoya en Pinilla (LOZ1090) con 19 taxones, y el tramo bajo del Manzanares, a la altura de El Tranco (MAN0965) con tan sólo 15 taxones. El promedio de taxones para la totalidad de las estaciones de muestreo en cursos fluviales permanentes en el año 2015 asciende a 26,0 taxones. Comparando estos resultados con el año 2014 para estos cursos fluviales permanentes y en la misma época de muestreo (en verano), se aprecia un descenso de casi 3 taxones respecto a 2014 (28,8 taxones).

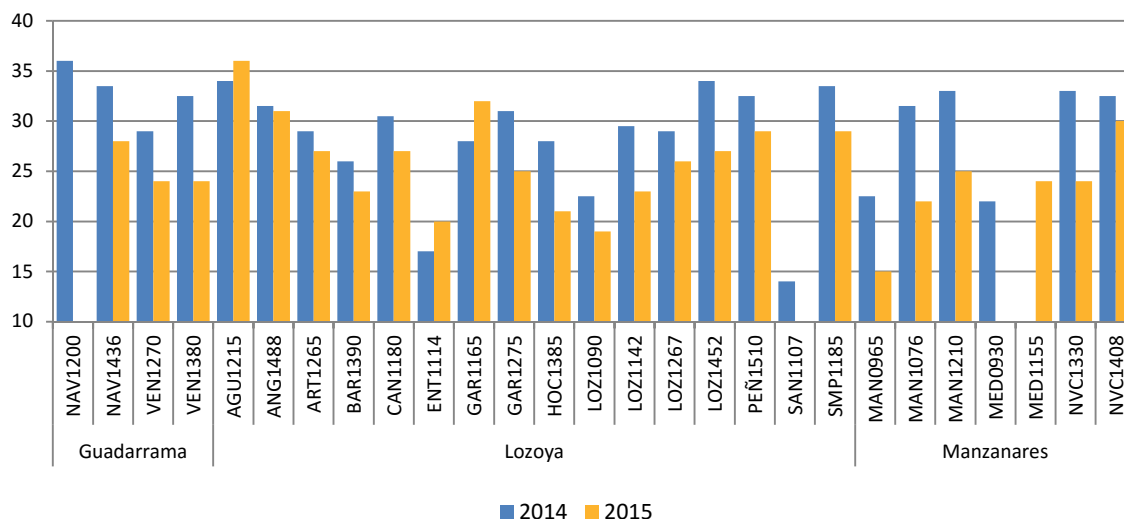


Figura 6. Número de taxones en promedio anual por cada estación de muestreo y cuenca hidrográfica en los años 2014 y 2015.

5.1.1.2. Grupos tróficos

La disponibilidad de alimento en los ríos y arroyos condiciona las poblaciones biológicas de los consumidores. Es por ello que la presencia de taxones que comparten un mismo tipo de alimentación nos va a informar del estado del medio. Los recursos alimentarios en los ecosistemas fluviales varían en función del tipo de río, ribera, época y múltiples variables ambientales; De esta manera condiciona las comunidades biológicas que habitan, y adaptándose por tanto a dicha disponibilidad de alimento. En el caso de la Sierra de Guadarrama, predomina un aporte de energía heterotrófico, debido al aporte de materia orgánica al sistema. Este aporte se obtiene fundamentalmente del bosque ripario, aunque 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.

Los resultados de este apartado están referidos a porcentajes relativos de la presencia y abundancia de taxones que tienen un mismo tipo de alimentación. No hace, por tanto, 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 año 2015 el grupo trófico dominante ha sido el de los fragmentadores con el 26,9% del total de abundancia relativa acumulada, seguido por los recolectores con un 18,3%. El 13,8% corresponde a los raspadores-ramoneadores. Sin embargo, hay una evidente variabilidad espacial.



Por ejemplo, los fragmentadores oscilan entre el 58,6% de la estación HOC1385 al 1,3% en MAN1076. En el primer caso el plecóptero *Leuctra* sp., es el taxón dominante en aquella estación de muestreo con un 45,9% del total de individuos. Además, los recolectores también reflejan esa variabilidad, oscilando entre el 36,5% en MAN1210 y el 1,6% en LOZ1085. El taxón recolector más relevante en MAN1210 ha sido un efemeróptero de la familia Leptophlebiidae con un 26% del total de individuos. En cuanto a raspadores, la estación LOZ1142, es la que registró en verano una mayor proporción con un 30,1% dominado por el heptagénido *Ecdyonurus* sp. Para un mismo curso fluvial, lo normal es que la proporción de fragmentadores, sea más abundante en cotas más elevadas, ya que son los que se encargan de fragmentar la MOG. Por el contrario, los recolectores incrementan su proporción en sentido aguas abajo.

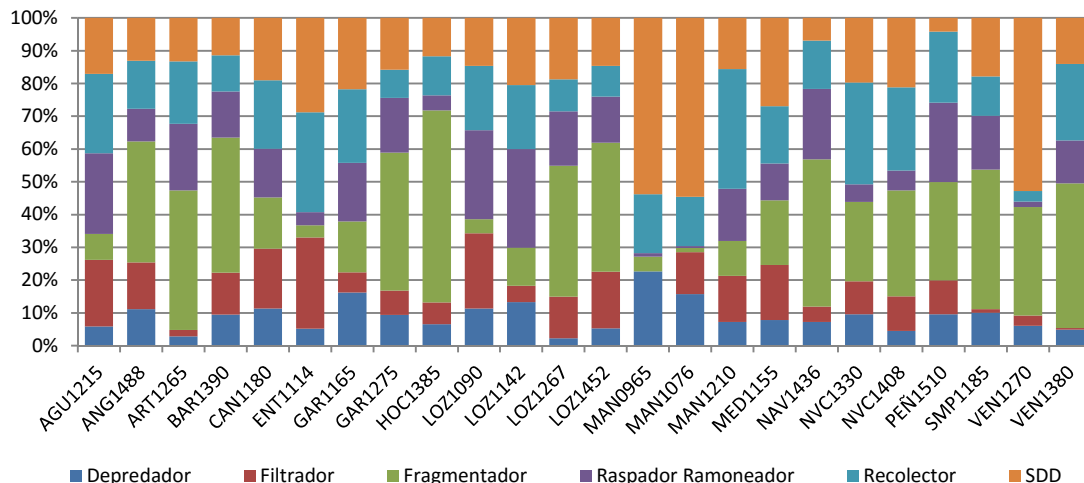


Figura 7. Proporción de los grupos tróficos en el año 2015 para cada estación de muestreo. S.D.D.: sin datos disponibles.

Interanualmente, los resultados del año 2015 son similares a los observados en la campaña estival del año 2014, donde la proporción de los grupos de fragmentadores, recolectores y raspadores fue del 27,2%, 17,9% y 18,8% respectivamente. El grupo que más se ha desviado respecto al año anterior ha sido el de los raspadores, registrando un 5 % menos (13,8%).

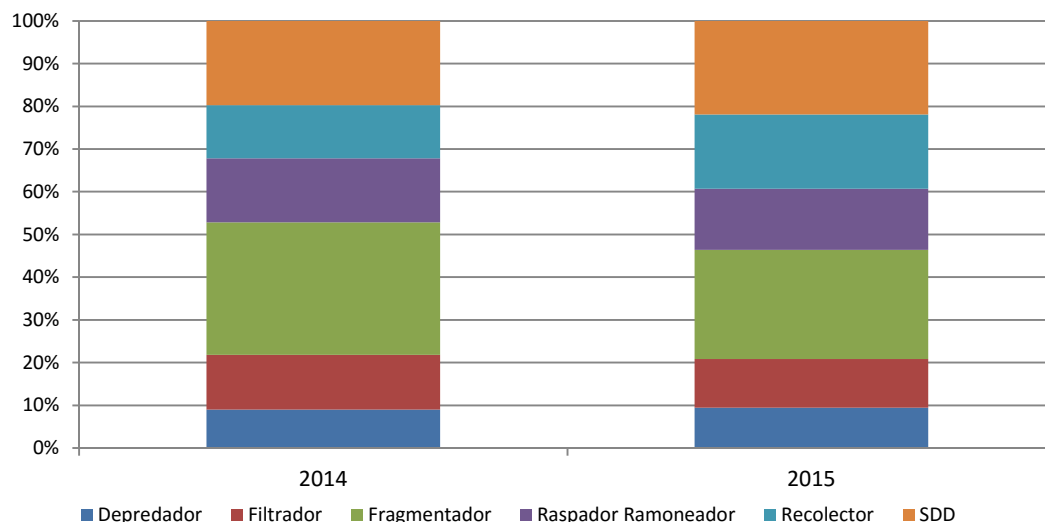


Figura 8. Comparativa interanual (2014-2015) de la proporción acumulada de grupos tróficos en los cursos fluviales de la Sierra de Guadarrama. S.D.D.: sin datos disponibles

En los cursos fluviales que se ha muestreado en dos o más tramos se puede observar más detalladamente la variabilidad de los grupos tróficos en un gradiente altitudinal. Estos ríos son el Lozoya y Manzanares. En el caso del río Lozoya, con cuatro estaciones de muestreo, se observa una tendencia clara de descenso en la proporción de fragmentadores e incremento de raspadores y recolectores aguas abajo. En el caso de filtradores, se observa una tendencia de incremento aguas abajo, aunque permanece estable a partir de la estación LOZ1142. El Alto Lozoya, por tanto, es un curso fluvial que se ajustaría a lo establecido en la teoría del Río Como Continuo.

En el caso del río Manzanares no existe una tendencia clara, e incluso sería contraria a lo esperable, principalmente a causa de un incremento desproporcionado de la familia de los quironómidos, más evidente en MAN1076 aguas abajo de Charca Verde. Esta familia, al disponer de multitud de especies diferentes y muy complejas en su determinación específica, es difícil asignarle uno u otro grupo trófico. Por ello se ha considerado a efectos de grupos tróficos como sin datos disponibles (SDD).

Otros cursos fluviales, aunque de menor entidad que los anteriores, en la que se dispone de información en dos estaciones de muestreo en el año 2015 son los arroyos de La Venta, Navacerrada y Garcisancho. En estos casos los fragmentadores disminuyen aguas abajo, incrementándose los recolectores en este mismo sentido. Los raspadores-ramoneadores no reflejan esa variabilidad observada en los cursos fluviales de mayor entidad, pudiendo estar más relacionado con el tipo de orden del curso fluvial.

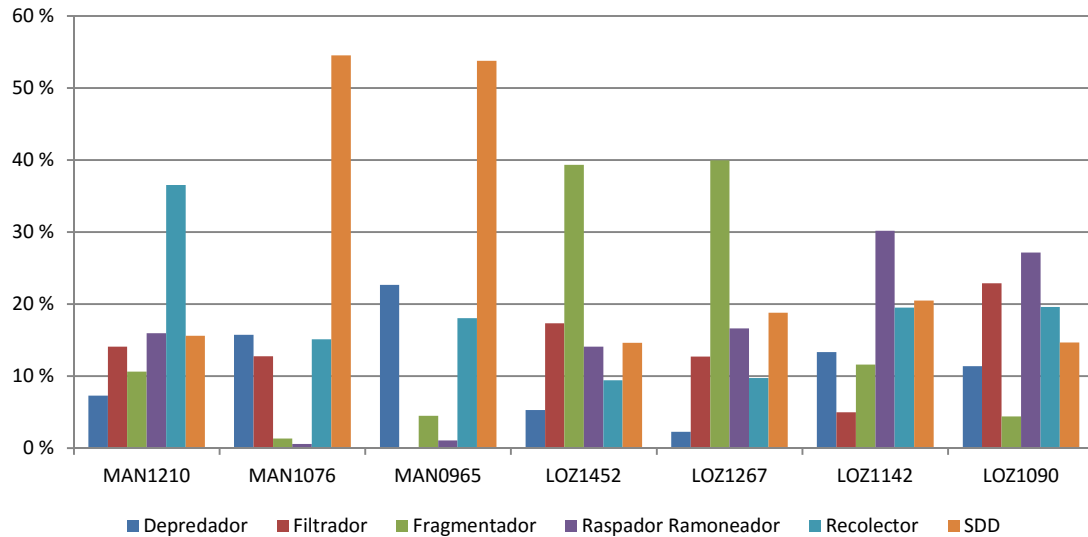


Figura 9. Proporción de los grupos tróficos en los ríos Lozoya y Manzanares en el año 2015. S.D.D.: sin datos disponibles

En general, los resultados del año 2015 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. Sin embargo, no se ha observado tendencia clara en cuanto a grupos tróficos en el río Manzanares, cuando en el año 2014 sí se observó. Como causa probable está la destacable superpoblación en la época estival de los dípteros quironómidos a partir de la zona de baño de Charca Verde.

5.1.1.3. Índices de diversidad

La dominancia y biodiversidad del ecosistema fluvial se ha valorado mediante índices de diversidad. Los más estandarizados son los índices de *Berger-Parker* (B) y de *Shannon* (H'). Los resultados de los respectivos índices en el año 2015 se muestran en la Tabla 7. La dominancia o índice de Berger (B) en término medio se ha situado en el 27,9%, si bien existe una marcada variabilidad espacial. En el año 2015 ha oscilado entre el 54,5% y 15,2% en las estaciones MAN1076 y PEÑ1510 respectivamente. Otras estaciones de muestreo, MAN0965 y VEN1270, también reflejan un elevado índice B, con un 53,8 y 52,8% respectivamente. En todos los casos el taxón dominante ha sido la familia de los quironómidos, generalmente conocidos como mosquitos no picadores. Esta familia se compone por lo general de especies de pequeño tamaño, de ahí su gran peso porcentual. No obstante, lo más llamativo es la elevada proporción de éstos



díptero en ciertas estaciones de muestreo, generalmente ligado a ciertas perturbaciones como el incremento de materia orgánica en el medio.

Por el contrario, los cursos fluviales con menor dominancia de un taxón concreto según el índice B serían los arroyos de Peñalara, Aguilón, Angostura, Barondillo y Canencia, siempre por debajo del 20%.

Tabla 7. Resultados de los índices de dominancia o de Berger-Parker (B) y de diversidad de Shannon-Wiener (H') durante el año 2015 en los cursos fluviales del PNSG.

Estación	Diversidad Berger-Parker	Diversidad Shannon-Wiener
AGU1215	17,0 %	2,60
ANG1488	19,0 %	2,69
ART1265	24,8 %	2,37
BAR1390	19,0 %	2,58
CAN1180	19,1 %	2,64
ENT1114	28,8 %	1,93
GAR1165	21,8 %	2,65
GAR1275	31,5 %	2,36
HOC1385	46,0 %	1,93
LOZ1090	22,0 %	2,19
LOZ1142	20,5 %	2,54
LOZ1267	26,8 %	2,30
LOZ1452	23,0 %	2,45
MAJ1090	SECO	SECO
MAN0965	53,8 %	1,69
MAN1076	54,5 %	1,73
MAN1210	26,9 %	2,45
MED1155	27,0 %	2,39
NAV1200	SECO	SECO
NAV1436	24,6 %	2,55
NVC1330	21,9 %	2,24
NVC1408	21,1 %	2,39
PEÑ1510	15,2 %	2,64
SAN1107	SECO	SECO
SMP1185	28,4 %	2,45
VEN1270	52,8 %	1,59
VEN1380	24,5 %	2,33

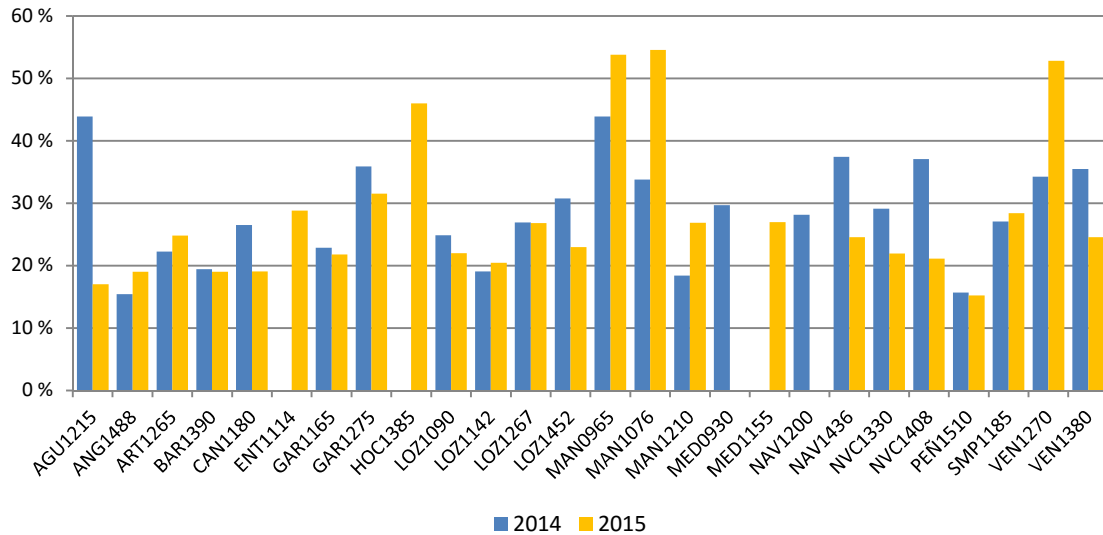


Figura 10. Resultados del índice de *Berger-Parker* (B) en promedio anual durante 2014-2015 en los cursos fluviales del PNSG y ZPP.

En cuanto al índice H' nos informa sobre el estado de conservación del ecosistema fluvial, midiendo su diversidad en *nits/ind*. Dicho índice es función de la riqueza de especies y la abundancia de ésta, denominándose también como índice de equitatividad.

En el año 2015, el índice H' ha sido máximo en el arroyo de Garcisancho con 2,65 *nits/ind*, seguido por los arroyos de Canencia y Peñalara. Por el contrario, la diversidad mínima se ha registrado en el arroyo de La Venta (VEN1270) y río Manzanares (MAN0965) con 1,58 y 1,69 *nits/ind* respectivamente.

Es destacable una tendencia de descenso de la diversidad en los ríos Lozoya y Manzanares en sentido aguas abajo. En el caso del Lozoya la tendencia es leve y progresiva, incluso la diversidad se incrementa en LOZ1142, para descender de nuevo en LOZ1090. En el caso del río Manzanares, se observa una tendencia similar, aunque con una pendiente más acentuada. A partir de MAN1076 se observa un descenso moderado del índice de diversidad H' , estando muy relacionado con la sobredominancia de los quironómidos. El descenso respecto a su estación de muestreo contigua (MAN1210) es de un 30%. Este descenso se mantiene en la estación MAN0965, siendo mínima en este tramo del Manzanares con 1,69 *nits/ind*.

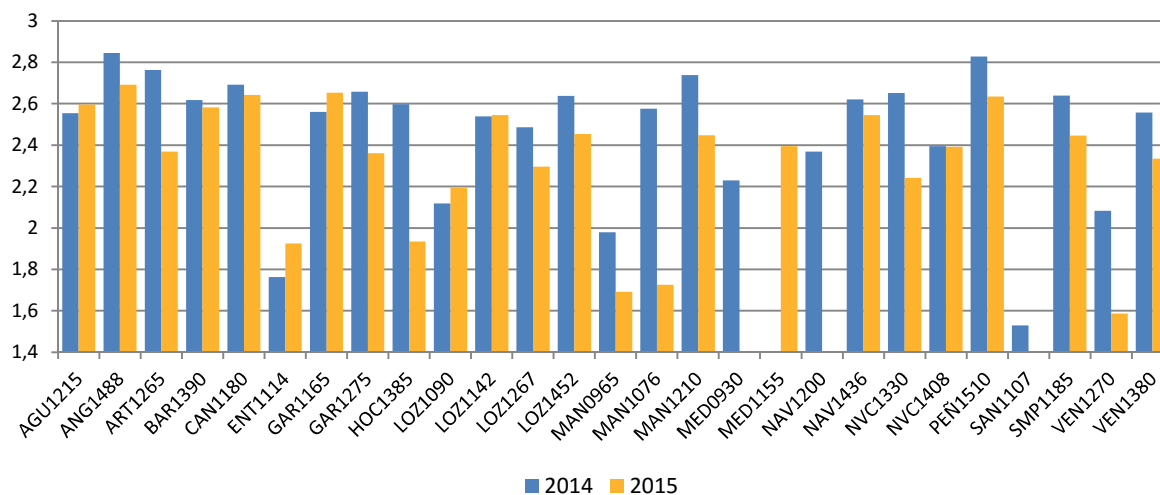


Figura 11. Resultados del índice de *Shannon-Wiener* (H') en promedio anual de nits/ind de los años 2014 y 2015 en los cursos fluviales del PNSG y ZPP.

La diversidad media de los cursos fluviales de la Sierra de Guadarrama en el año 2015, se sitúa en torno a los 2,32 nits/ind, siendo este un valor orientativo como indicador del buen estado general de los ríos del PNSG. En el año 2014 el promedio anual fue de 2,50 nits/ind, aunque como se ha señalado este descenso puede estar relacionado con haber realizado sólo la campaña estival en 2015.

5.1.1.4. Métrica EPT

La variable EPT (suma de los taxones de efemerópteros, plecópteros y tricópteros) es indicadora de las condiciones de calidad del agua, al tratarse de grupos que generalmente necesitan buenas condiciones de calidad del agua.

La media de EPT en el año 2015 ha sido de 11,5 taxones, aunque existe una marcada variabilidad espacial. Hay que destacar que los resultados del año 2015 hacen referencia a la campaña estival, en general con menor taxones de EPT que la campaña primaveral. La estación del arroyo de Garcisancho, GAR1165, ha registrado el máximo de EPT con 15 taxones. Los cursos fluviales del Barondillo, Angostura y Santa María también registran un elevado EPT, con 14 taxones en estas estaciones. Por el contrario, las estaciones de muestreo con una menor representación de taxones de EPT se localizan en el río Manzanares, en MAN0965 y MAN1210, con 5 y 6 taxones respectivamente. Seguidamente, el tramo bajo del Lozoya, LOZ1090, y el arroyo de la Venta en su tramo más bajo (VEN1270), mantienen un EPT de 8 y 9 taxones respectivamente. Estos resultados están correlacionados directamente con los resultados obtenidos por los índices biológicos expuestos en apartados anteriores.



Tabla 8. Valores de la métrica EPT en cada estación en el año 2015. S.D.: Sin datos

Estación	Ephemeroptera	Plecoptera	Tricoptera	EPT
AGU1215	4	2	7	13
ANG1488	6	3	5	14
ART1265	6	2	5	13
BAR1390	3	3	8	14
CAN1180	3	3	4	10
ENT1114	4	4	4	12
GAR1165	4	3	8	15
GAR1275	3	3	5	11
HOC1385	4	4	5	13
LOZ1090	3	2	3	8
LOZ1142	5	2	6	13
LOZ1267	5	2	6	13
LOZ1452	5	2	5	12
MAJ1090	SD	SD	SD	SD
MAN0965	1	1	3	5
MAN1076	1	1	4	6
MAN1210	3	3	4	10
MED1155	3	1	6	10
NAV1200	SD	SD	SD	SD
NAV1436	4	3	6	13
NVC1330	5	1	6	12
NVC1408	3	3	6	12
PEÑ1510	4	3	6	13
SAN1107	SD	SD	SD	SD
SMP1185	3	2	9	14
VEN1270	3	3	3	9
VEN1380	4	3	5	12

Interanualmente, se ha observado un descenso generalizado en el promedio anual en el año 2015 respecto el año anterior, que fue de 14,1 taxones. No obstante, si comparamos los resultados sólo de la campaña estival, se registró una media de 12,3 taxones, levemente superior a lo observado en 2015 (11,5 taxones). Ya se ha observado en años anteriores que en primavera se aprecia una mayor diversidad de taxones de EPT, llegando a ser un 24% superior que en la época estival (Rubio-Romero & Granados, 2014). Este incremento es normal en el ámbito de estudio, ya que muchas especies tienen en su ciclo de vida una fase de vuelo primaveral, además de una colonización en la época estival por taxones más oportunistas, como son heterópteros y coleópteros, entre otros.

Los arroyos de Peñalara, La Umbría, La Venta, y el río Lozoya (LOZ1452) son los que han supuesto una mayor pérdida interanual en promedio anual, del orden de los 6-7 taxones en todos los casos. En cuanto a los que mantienen un promedio anual similar se encuentran los arroyos de Entretérminos, Angostura, Navacerrada, Barondillo y LOZ1267, en ambos casos con una variación de 0 a 1 taxones interanualmente.

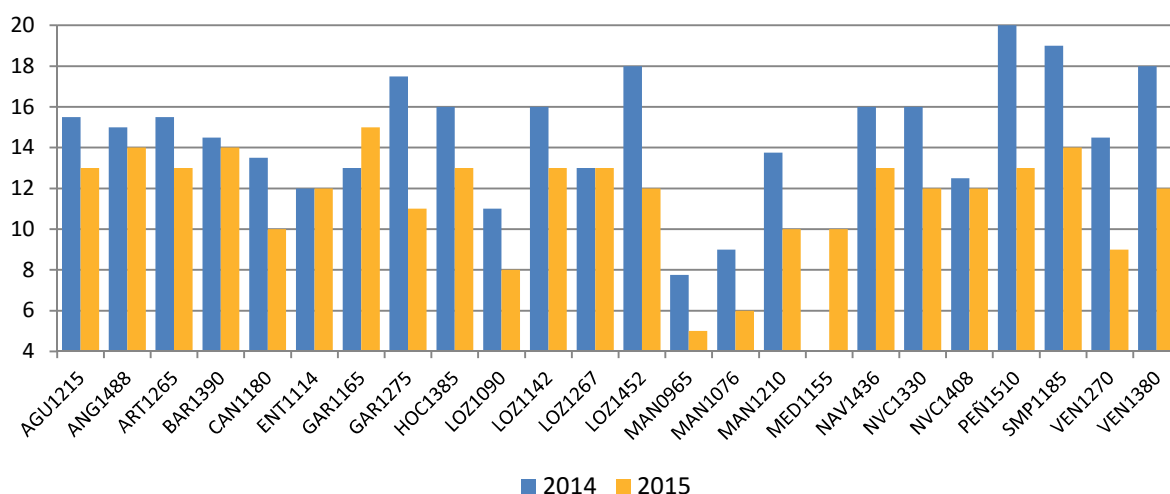


Figura 12. Promedio anual de la métrica EPT en el periodo 2014-2015 en las diferentes estaciones de muestreo.

5.1.2. Calidad biológica y ecológica de los sistemas fluviales

5.1.2.1. Índice IBMWP

Los resultados en el año 2015 de los índices biológicos, IBMWP e IASPT, se muestran en la Tabla 9. Se incluye el número de taxones que computan en dichos índices, así como el número total de taxones. El resultado de los índices hace referencia al muestreo de la campaña estival, ya que es la única campaña realizada en el año 2015. Por ello, ciertos arroyos temporales (Majadillas, Navalmedio y Santa Ana), y máxime con las escasas precipitaciones de primavera y verano del presente año, se encontraban secos incluso antes de su fecha habitual de estiaje. La cartografía de resultados del índice se muestra en la Figura 13.



Tabla 9. Resultados de los índices biológicos IBMWP, IASPT y número de taxones en el año 2015. En cuanto al índice IBMWP, se muestra el color representativo de su estado ecológico.

Estación de muestreo	IBMWP	IASPT	Taxa IASPT	Taxa Total
AGU1215	195	5,9	33	36
ANG1488	170	5,9	29	31
ART1265	151	6,0	25	27
BAR1390	154	6,7	23	23
CAN1180	162	6,0	27	27
ENT1114	119	6,3	19	20
GAR1165	192	6,4	31	32
GAR1275	149	6,5	23	25
HOC1385	133	6,3	21	21
LOZ1090	108	6,0	19	19
LOZ1142	134	6,4	22	23
LOZ1267	157	6,3	25	26
LOZ1452	158	6,3	25	27
MAJ1090	SECO	SECO	SECO	SECO
MAN0965	98	6,5	15	15
MAN1076	119	5,7	21	22
MAN1210	157	6,3	25	25
MED1155	153	6,4	24	24
NAV1200	SECO	SECO	SECO	SECO
NAV1436	159	6,1	26	28
NVC1330	134	5,8	23	24
NVC1408	176	6,1	29	30
PEÑ1510	167	6,0	28	29
SAN1107	SECO	SECO	SECO	SECO
SMP1185	154	5,9	26	29
VEN1270	139	5,8	24	24
VEN1380	150	6,3	24	24

Los índices biológicos de los cursos fluviales evaluados en el ámbito del PNSG y ZPP durante el año 2015 indican en general un buen estado de conservación, aunque con alguna excepción. El máximo valor del índice IBMWP se ha registrado en el arroyo Aguilón (AGU1215) con 195 puntos, al que habría que añadir otros cursos fluviales como el de Garcisancho, Navacerrada y Angostura, con valores muy elevados del índice en 2015.

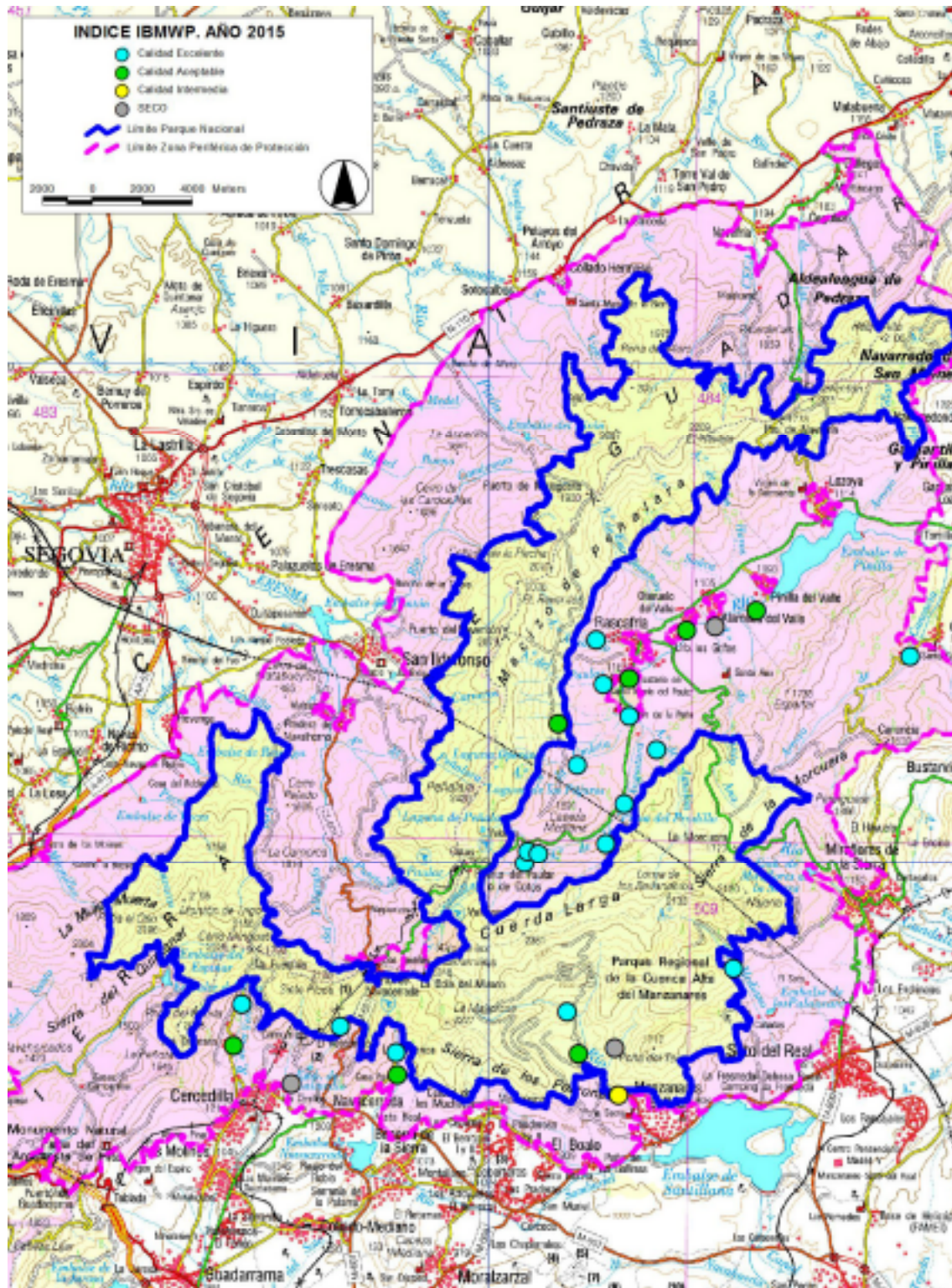


Figura 13. Representación cartográfica del índice IBMWP en el año 2015



Por el contrario, los resultados más bajos del índice IBMWP y, por tanto, con una menor calidad ecológica, se han detectado en las estaciones de muestreo de tramos bajos de los ríos Lozoya (LOZ1090) y Manzanares (MAN0965) con 108 y 98 puntos respectivamente. Aunque la diferencia de una estación a otra es de 10 puntos, en el caso de **MAN0965** el nivel de calidad del **estado ecológico es intermedio**, y en LOZ1090 un estado bueno, aunque a tan sólo 2 puntos del nivel inferior.

Respecto a los sistemas temporales, Entretérminos y Hoyo Cerrado, los únicos evaluados en el año 2015, muestran un estado ecológico bueno con 119 y 133 puntos del índice IBMWP respectivamente. Son resultados bastantes esperables y aceptables teniendo en cuenta la temporalidad de estos cursos fluviales tan particulares.

El valor medio del índice IBMWP en el año 2015 ha sido de 149,5 puntos, lo que sitúa estos ríos en términos generales en un nivel de calidad excelente. A pesar de ello, se ha observado un descenso del índice respecto al año 2014, que fue en el promedio anual de 164,7, lo que equivale a un 9,2% menos en el presente año. Hay que destacar que en 2014 se realizaron dos campañas anuales, primavera y verano, propiciando una mayor calidad ese año frente a 2015 en el que únicamente se realizó la campaña estival. La mayor calidad biológica en primavera, estimada en torno un 20% superior, se ha constatado con anterioridad en los ríos de la Sierra de Guadarrama (Rubio-Romero & Granados, 2014). Por ello, la media estival del índice IBMWP se aproxima bastante en los dos años, reduciéndose sólo un 4,5%, de 158,7 a 151,6 puntos.

Interanualmente se ha observado un descenso generalizado de la calidad biológica en la mayoría de las estaciones de muestreo, a excepción de las localizadas en los arroyos de Entretérminos, Garcisancho, Navacerrada, Barondillo y Aguilón, en las que se aprecia un incremento del índice. Las estaciones en las que se ha observado un mayor descenso del índice, VEN1380 y NVC1330, reducen en más de 40 puntos el índice IBMWP, situando a estos dos arroyos en un nivel de calidad inferior al observado en el año 2014. Además, es destacable en el año 2015 que la estación LOZ1142 refleja un descenso de la calidad biológica del agua y, por ello, de su estado ecológico, pasando del estado excelente a bueno, situándose también en un nivel de calidad inferior que en 2014. Aunque los resultados no son del todo alarmantes, hay que recordar que esta zona puede estar influenciada por la zona de baño de Las Presillas.

En el año 2014 se observó un grupo de estaciones de muestreo que redujeron su calidad intra-anual, hipotéticamente, en base a **varias presiones**. Por un lado se observó en ciertos cursos fluviales un descenso de la calidad supuestamente a causa de la **ganadería**, aunque con baja intensidad. Por otro lado, una presión asociada al **uso público** en áreas recreativas, ligadas a zonas de baño, y con mayor intensidad que la ganadería. Un tercer impacto sería el ocasionado por la influencia **de grandes presas y presencia de EDARs** (Rubio-Romero & Granados, 2014). Este último caso, correspondió a la estación LOZ1085, evaluada en 2014 y que, dadas las



características poco naturales de este tramo del Lozoya, en el año 2015 y sucesivos no se considerará dentro del Plan de Seguimiento del Parque Nacional.

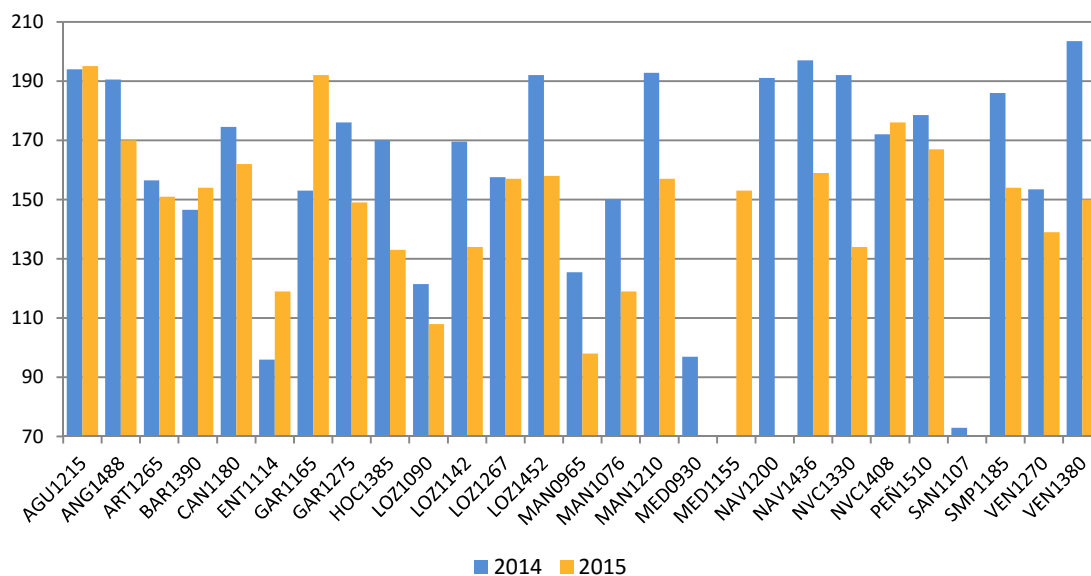


Figura 14. Representación gráfica en promedio anual de los resultados del índice IBMWP en los años 2014 y 2015.

Tomando como referencia las clases de calidad ecológica en función del IBMWP de acuerdo a la IPH (BOE, 2008) para los ríos de montaña silíceo de la Sierra de Guadarrama, se observa que el 59,3% de las estaciones de muestreo se encuentran con un estado ecológico excelente. El 25,9% poseen un estado ecológico bueno, si bien hay que tener en cuenta que el 7,4% de este porcentaje se debe a arroyos temporales que suelen tener una valoración menor. Dentro de esta categoría de temporales, el 11,1% de arroyos se encontraban secos en las fechas de muestreo, por lo que no se pudo valorar el índice IBMWP. Finalmente, un 3,6% presenta un estado ecológico moderado, que coincide con el tramo más bajo del Manzanares, MAN0965.

En el caso de los cursos fluviales con una menor calidad ecológica, además de los temporales, se localizan en tramos más bajos de los ríos Lozoya y Manzanares, este último con un estado ecológico moderado. Es muy probablemente que el descenso en un nivel de su calidad ecológica esté influenciado por las zonas de baño presentes en estos dos grandes ríos. Asimismo, los tramos bajos de los arroyos de La Venta y Navacerrada también han notado un descenso en su estado ecológico, aunque con un estado ecológico bueno.

Si tomamos en consideración únicamente los **sistemas permanentes**, para los que la IPH determina los baremos de calidad, obviando los temporales, **el 72,7% de los cursos de agua**



permanentes mantienen un estado ecológico excelente. El 22,7% mantiene un estado ecológico bueno, o desviado ligeramente de sus condiciones óptimas de referencia, y un 4,3% un estado ecológico moderado o desviado claramente del óptimo de referencia. Estos datos suponen un ligero descenso interanual del número de tramos valorados con una calidad excelente, ya que en 2014 el 81,8% mostró un estado ecológico excelente, un 9,1 % más que en el año 2015.

Clases de calidad Ecológica 2015

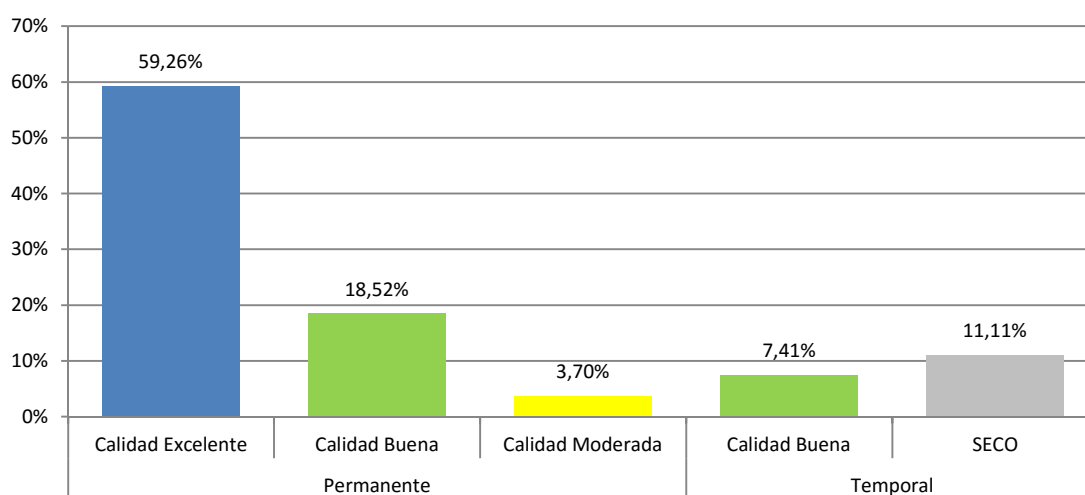


Figura 15. Representación gráfica acumulada de las clases de calidad ecológica en el año 2015 por tipo fluvial.

5.1.2.2. 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 del índice se pueden ver en la Tabla 9.

La media del índice IASPT en el año 2015 ha sido de 6,2 puntos, lo que indica una buena calidad media de los taxones presentes. Es un valor levemente superior al observado en el año 2014 que fue de 6,0. En la mayoría de las estaciones de muestreo el resultado se aproxima al valor medio, aunque con excepciones. El máximo valor IASPT se ha registrado en la estación del arroyo del



Barondillo, con 6,7 puntos. Otros cursos fluviales con un IASPT elevado son el Garcisancho, Umbría, Mediano, alto Lozoya y el río Manzanares, a excepción de MAN1076 que muestra el valor más bajo del IASPT con 5,7, un 8% menor que la media. Otros cursos fluviales que también muestran un valor menor que la media, son los tramos bajos de los arroyos de La Venta y Navacerrada con 5,8 puntos en ambos casos.

Estos resultados se ajustan bien a los observados para los índices biológicos y de diversidad analizados anteriormente.

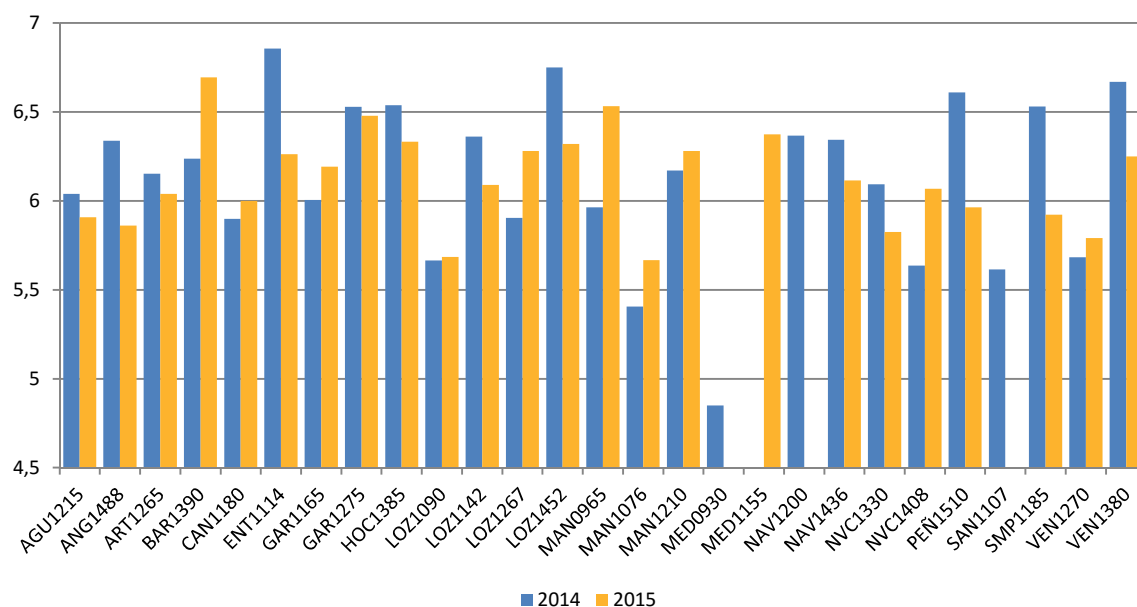


Figura 16. Representación gráfica del promedio anual del índice IASPT en los años 2014 y 2015.

5.1.3. 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 Zona Periférica. 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 acuáticos de la Sierra de Guadarrama, existe la posibilidad de albergar la presencia de al menos 8 especies catalogadas (Tabla 10). En el caso del plec6ptero *Leuctra madritensis* es necesaria la fase adulta para una correcta identificaci6n. Por ello, aunque en el 6rea se han identificado estados larvarios acu6ticos del g6nero anterior y aunque existe la posibilidad que en algunos casos se trate de este taxon catalogado, no se sabe con certeza.

Tabla 10. Especies de invertebrados fluviales protegidos en el Cat6logo Regional de la Comunidad de Madrid. (S.A.H.: Sensible a la alteraci6n de su h6bitat)

Orden	Especie	Categoría
Ephemeroptera	<i>Serratella hispanica</i>	S.A.H.
Ephemeroptera	<i>Drunella paradinasi</i>	S.A.H.
Odonata	<i>Coenagrion mercuriale</i>	S.A.H.
Plecoptera	<i>Leuctra madritensis</i>	S.A.H.
Plecoptera	<i>Brachyptera arcuata</i>	S.A.H.
Plecoptera	<i>Marthamea vitripennis</i>	S.A.H.
Trichoptera	<i>Rhyacophila relictata</i>	S.A.H.
Trichoptera	<i>Allogamus laureatus</i>	S.A.H.

En el a6o 2015 6nicamente se han localizado cuatro especies catalogadas, a diferencia del a6o 2014 en el que se observaron 5 especies. Esto es debido a que los muestreos se realizaron s6lo en la campaa estival, a diferencia de 2014 que se realizaron en primavera y verano. Adem6s, por esta misma raz6n en 2015 las localizaciones de especies catalogadas han sido mucho menores que en 2014. Por ejemplo, *Serratella hispanica*, con ciclo de vuelo primaveral, en 2014 se detect6 en la mitad de las estaciones de muestreadas (48,1%). Este a6o s6lo se ha observado en el 12% de las estaciones muestreadas, es decir, en las que se muestrearon en 6pocas m6s tempranas, como los arroyos temporales tard6os y r6o Manzanares.

Por ello, en los mapas de distribuci6n del presente informe se han tenido en cuenta los resultados acumulados para los a6os 2014-2015. Hay que destacar que **por primera vez se ha detectado la presencia del odonato *Coenagrion mercuriale*** en las inmediaciones de arroyo Mediano, en Los Palancares a 1023 m.s.n.m. (Salvador Vilari6o, 2015). Este hallazgo es importante para la Comunidad de Madrid y la Sierra de Guadarrama, ya que adem6s de en el Cat6logo Regional, est6 incluido en el Cat6logo Nacional de Especies Silvestres en R6gimen de Protecci6n Especial.

En el caso del tric6ptero *Allogamus laureatus* (Figura 17), de vuelo estival, pero con mayor presencia en el medio acu6tico en primavera, tambi6n se ha observado en el mes de agosto en el 6mbito de los arroyos de La Venta y Santa Mar6a de El Paular. En el a6o 2015 se ha detectado adem6s en el arroyo de Entret6rminos y r6o Manzanares (MAN1210). En cuanto al 6mbito espacial, se ha observado en las tres cuencas madrile6as del Parque Nacional: Guadarrama,

Lozoya y Manzanares, entre las cotas 1076-1510 m.s.n.m. Se trata de una especie que está presente aproximadamente en el 33% de las estaciones muestreadas.

El plecóptero *Brachyptera arcuata* (Figura 18) 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 del arroyo de La Venta en la del Guadarrama, todas ellas en el año 2014. En el año 2015 no se ha confirmado su presencia, a causa de haber realizado sólo la campaña estival. Se ha localizado en el 22% de los cursos fluviales muestreados entre las cotas de 1114 a 1510 m.s.n.m.

El efemeróptero endémico *Serratella hispanica* (Figura 19) es la especie catalogada más cosmopolita del ámbito de la Sierra de Guadarrama, presente en más del 55,5% de los tramos muestreados en los años-2014-15, entre las cotas 1090-1510 m.s.n.m. Está 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.

Otro efemeróptero endémico que puebla las aguas de la Sierra de Guadarrama, es *Drunella paradinasi* (Figura 20). Es una especie poco abundante, que se ha observado puntualmente en el Alto Lozoya en años anteriores. Sin embargo, en el año 2014 únicamente se observó en la cuenca del Manzanares - arroyo Mediano y río Manzanares -, entre las cotas 970-1210 m.s.n.m. En el año 2015 no se ha podido constatar su presencia.

El tricóptero riacofílido, *Rhyacophila relict*a es la especie menos 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 3,7% de las estaciones muestreadas.

Los cursos fluviales con mayor riqueza de especies catalogadas se localizan en la cuenca del Lozoya: arroyos de Peñalara y de Hoyo Cerrado, así como en el río Manzanares, MAN1210. Se han determinado tres especies en estas estaciones. En un 29,6% de las estaciones de muestreo se ha observado presencia de dos especies catalogadas, en un 37,0% de las estaciones sólo una especie y un 22,2% ninguna especie catalogada.



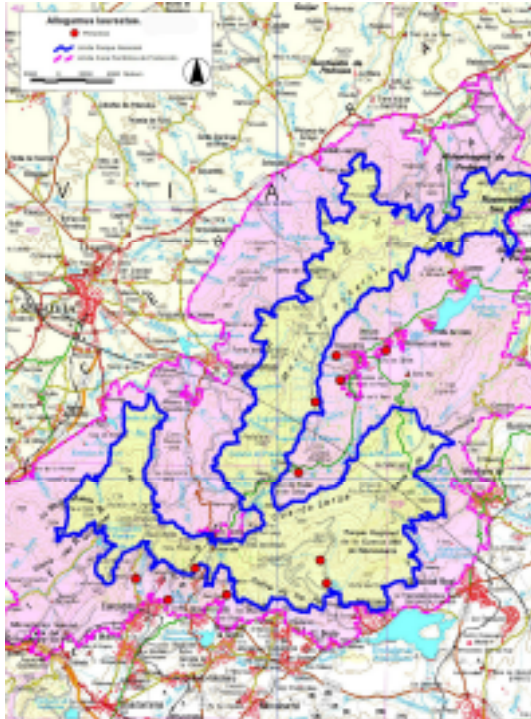


Figura 17. Distribución de *Allogamus laureatus* en el periodo 2014-2015



Foto 3. *Allogamus laureatus*

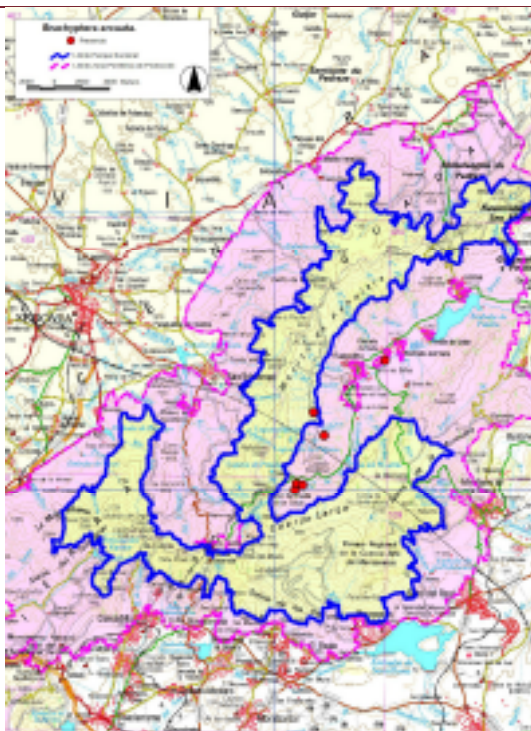


Figura 18. Distribución de *Brachyptera arcuata* en el periodo 2014-2015



Foto 4. *Brachyptera arcuata*

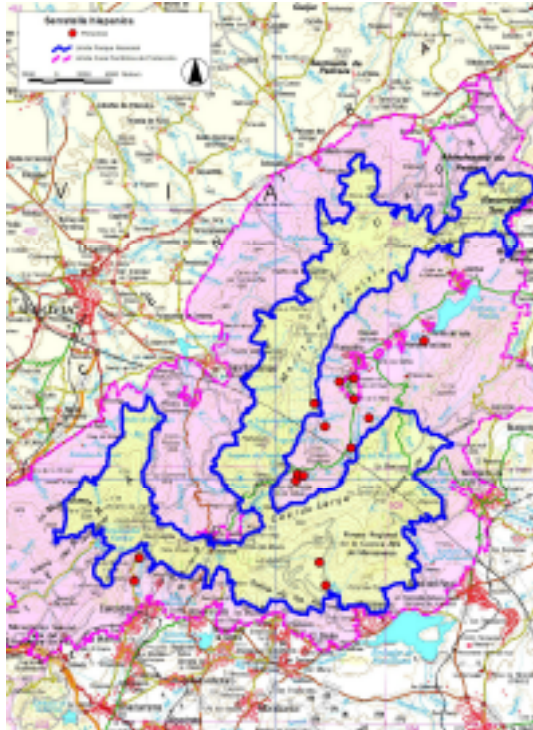


Figura 19. Distribución de *Serratella hispanica* en el periodo 2014-2015



Foto 5. *Serratella hispanica*

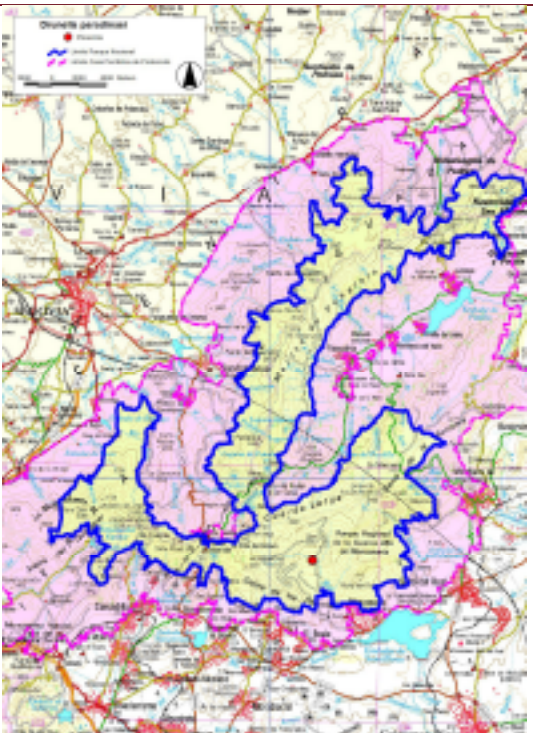


Figura 20. Distribución de *Drunella paradinasi* en el periodo 2014-2015



Foto 6. *Drunella paradinasi*



Figura 21. Distribución de *Rhyacophila relictata* en el periodo 2014-2015



Foto 7. *Rhyacophila relictata*

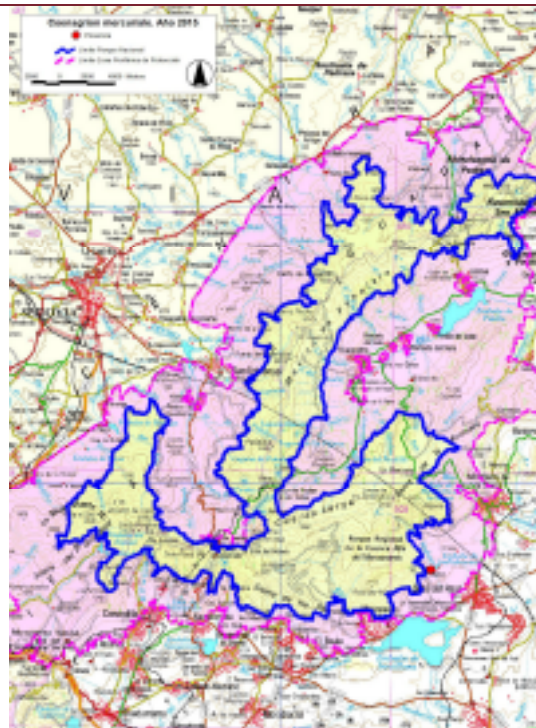


Figura 22. Distribución de *Coenagrion mercuriale*



5.2. 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.

Durante los muestreos del año 2015, se ha observado 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 y sus tributarios. Estos contactos ya fueron registrados en el año 2014, lo que confirma su establecimiento en este tramo. En cuanto a su origen, se puede tratar de introducciones y posterior colonización natural.

Un requerimiento fisiológico del cangrejo señal es el carbonato cálcico disuelto en el agua. 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 de 2015 se ha registrado hasta 8 mg/l de Ca, aunque en términos medios es bastante inferior. Durante el año 2014, época de mayor dilución correspondiente con la primavera, la estación LOZ1142 alcanzó los 4,3 mg/l de Ca.

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 que uno de los efectos más graves es la depredación de los huevos y los juveniles de trucha por parte de cangrejos adultos (Rubin & Svensson, 1993).



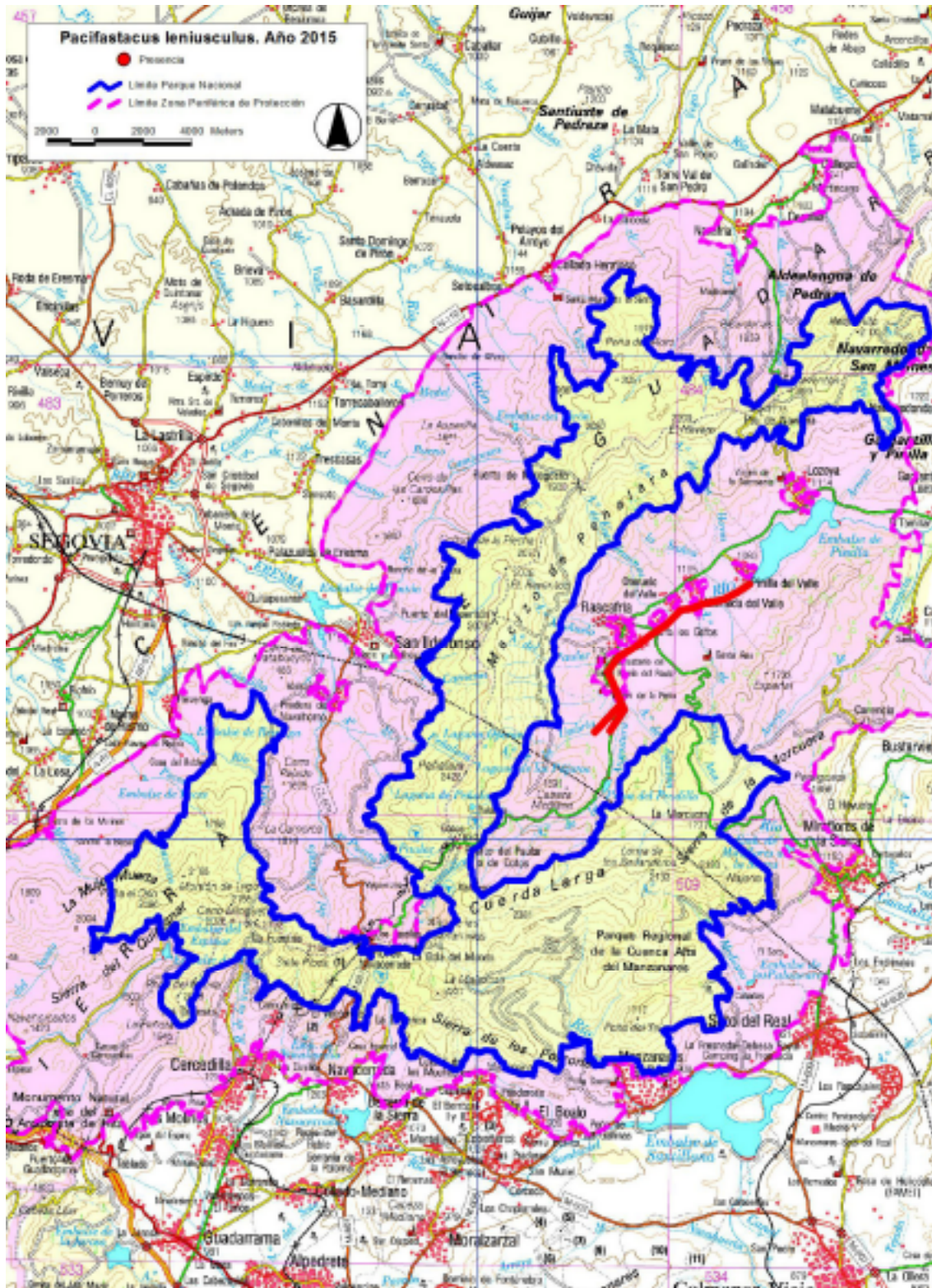


Figura 23. Distribución de cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus*) en el año 2015.



Una afección de la introducción, en este territorio, podría estar relacionado con la lamprehuela (*Cobitis calderoni*), especie catalogada en peligro de extinción por la Comunidad de Madrid. La lamprehuela es un cobítido de carácter bentónico, 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. Las poblaciones más estables se localizan en la cuenca del Duero, ya que las del Ebro están en una gravísima regresión.



Foto 8. Lamprehuela

Se puede estar produciendo una competencia interespecífica que puede alterar las poblaciones, de esta especie. En otros lugares ha desaparecido en pocos años poniendo en evidencia la grave regresión de sus poblaciones. En otros lugares se han aprobado 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 proliferación mediante un plan de seguimiento y control del cangrejo señal en el río Lozoya. Es conveniente realizar muestreos detallados para el conocimiento exacto de la distribución actual en el Valle del Lozoya, así como una estimación de su densidad. Además, es aconsejable abordar un trabajo para el conocimiento actual de las poblaciones de lamprehuela en la Comunidad de Madrid.

5.3. Variables hidromorfológicas

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

El bosque de ribera es parte inseparable del 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 Instrucción de Planificación Hidrológica. A fin de correlacionar posibles dependencias, se ha aplicado en las mismas estaciones de muestreo que los indicadores biológicos.

Aunque la IPH establece para la tipología de ríos de montaña silíceo un valor de referencia para el índice QBR de 87,5 puntos, con un margen del 89% 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 desde la IPH, y al ser más estricto en los niveles de corte nos ayuda a diferenciar los tramos de la ribera con algún tipo de deficiencia. La metodología aplicada se ha detallado en el apartado correspondiente.

La **media del índice QBR** en las 24 estaciones de muestreo evaluadas en el año 2015, ha sido de **76,0 puntos**, lo que le sitúa en un **estado de conservación bueno**. Sin embargo, el límite para el nivel intermedio (inicio de alteración fuerte) es de 70 puntos, lo que señala una relativa cercanía a la clase inferior. Evaluando los resultados en 2015 por cuencas, la del Guadarrama presenta una media de 73,3 puntos, la del Lozoya 76,6, y la del Manzanares 75,8 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 4 estaciones de la cuenca del río Guadarrama. En cuanto a los cursos fluviales mejor valorados, con una ribera muy bien conservada, se localizan en el medio Lozoya (LOZ1090) y arroyo de Navacerrada (NAV1330). En ambos casos el estado de conservación es muy bueno. Por el contrario, las riberas que presentan una mayor degradación son las del arroyo de Garcisancho en su tramo bajo (GAR1165), cerca del nivel de conservación de alteración muy fuerte. La ribera del río Manzanares en MAN1076, aguas abajo de Charca Verde, con 60 puntos, también muestra una moderada degradación. Otros arroyos como el de Santa María, Navalmedio, Aguilón, Manzanares en las inmediaciones de El Tranco, y el de Canencia, muestran una alteración importante en sus riberas. En todos los casos se localizan en los tramos más bajos de los respectivos cursos fluviales, en un nivel de calidad intermedio.



Tabla 11. Estaciones de muestreo, resultados del índice QBR, los niveles de calidad y color representativo del estado de conservación en el año 2015.

Código Estación	Curso Fluvial	Cuenca	Fecha	QBR	Calidad
AGU1215	Aguilón	Lozoya	06/08/2015	65	Calidad Intermedia
ANG1488	Angostura	Lozoya	19/08/2015	80	Calidad Buena
ART1265	Artiñuelo	Lozoya	06/08/2015	80	Calidad Buena
BAR1390	Barondillo	Lozoya	19/08/2015	75	Calidad Buena
CAN1180	Canencia	Lozoya	13/08/2015	65	Calidad Intermedia
ENT1114	Entretérminos	Lozoya	26/05/2015	75	Calidad Buena
GAR1165	Garcisancho	Lozoya	06/08/2015	55	Calidad Intermedia
GAR1275	Umbría	Lozoya	06/08/2015	80	Calidad Buena
HOC1385	Hoyo Cerrado	Lozoya	29/06/2015	85	Calidad Buena
LOZ1090	Lozoya	Lozoya	13/08/2015	100	Calidad Muy Buena
LOZ1142	Lozoya	Lozoya	06/08/2015	80	Calidad Buena
LOZ1267	Lozoya	Lozoya	19/08/2015	80	Calidad Buena
LOZ1452	Lozoya	Lozoya	19/08/2015	80	Calidad Buena
MAJ10	La Majadilla	Manzanares	10/08/2015	SD	SD
MAN0965	Manzanares	Manzanares	10/08/2015	65	Calidad Intermedia
MAN1076	Manzanares	Manzanares	10/08/2015	60	Calidad Intermedia
MAN1210	Manzanares	Manzanares	10/08/2015	80	Calidad Buena
MED0930	Del Mediano	Manzanares	10/08/2015	90	Calidad Buena
NAV1200	Navalmedio	Guadarrama	10/08/2015	SD	SD
NAV1436	Navalmedio	Guadarrama	20/08/2015	65	Calidad Intermedia
NVC1330	Navacerrada	Manzanares	20/08/2015	95	Calidad Muy Buena
NVC1408	Navacerrada	Manzanares	20/08/2015	65	Calidad Intermedia
PEÑ1510	Peñalara	Lozoya	20/08/2015	85	Calidad Buena
SAN1107	Santa Ana	Lozoya	19/08/2015	SD	SD
SMP1185	Santa María de El Paular	Lozoya	26/05/2015	65	Calidad Intermedia
VEN1270	Venta	Guadarrama	13/08/2015	70	Calidad Intermedia
VEN1380	Venta	Guadarrama	20/08/2015	85	Calidad Buena

En el año 2015 el 7,4% de las riberas evaluadas presentan un muy buen estado de conservación y el 48,1% un buen estado, por lo que se puede considerar que **un 55,5% de las riberas están bien conservadas**. Un 33,3% de las riberas tienen un estado intermedio, o inicio de alteración importante. En el 11,1% no se evaluó el estado de conservación al encontrarse secos durante la campaña de muestreos.



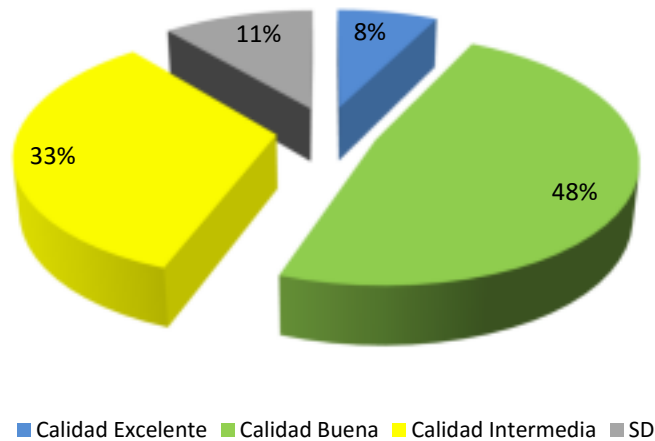


Figura 24. Porcentaje de las clases de calidad del índice QBR durante el año 2015 en los cursos fluviales de la Sierra de Guadarrama.

Interanualmente se ha observado un leve descenso del índice QBR, de los 80,2 puntos en 2014 a los 76,0 puntos en el año 2015. Es un resultado que puede ser atribuido al cambio en las estaciones de muestreo, como el caso de arroyo Mediano, e incluso a la valoración del índice QBR en diferentes épocas del año, ya que en 2014 se valoró en la campaña primaveral y en 2015 en la campaña estival. Lo que se observa es que ciertas estaciones de muestreo como NAV1436, GAR1275, GAR1165 y SMP1185 denotan una menor puntuación del índice en torno a 20 puntos. Otros arroyos como el de La Venta, Angostura y Lozoya (LOZ1452), muestran una mayor puntuación del índice de aproximadamente 10 puntos.

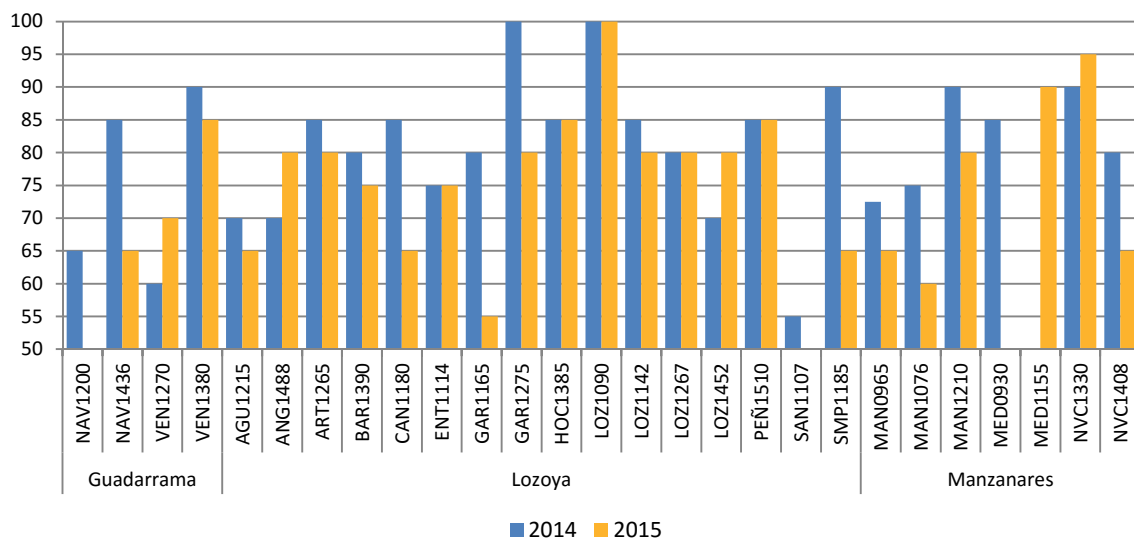


Figura 25. Resultados del índice QBR en los años 2014-2015 en las diferentes estaciones de muestreo.



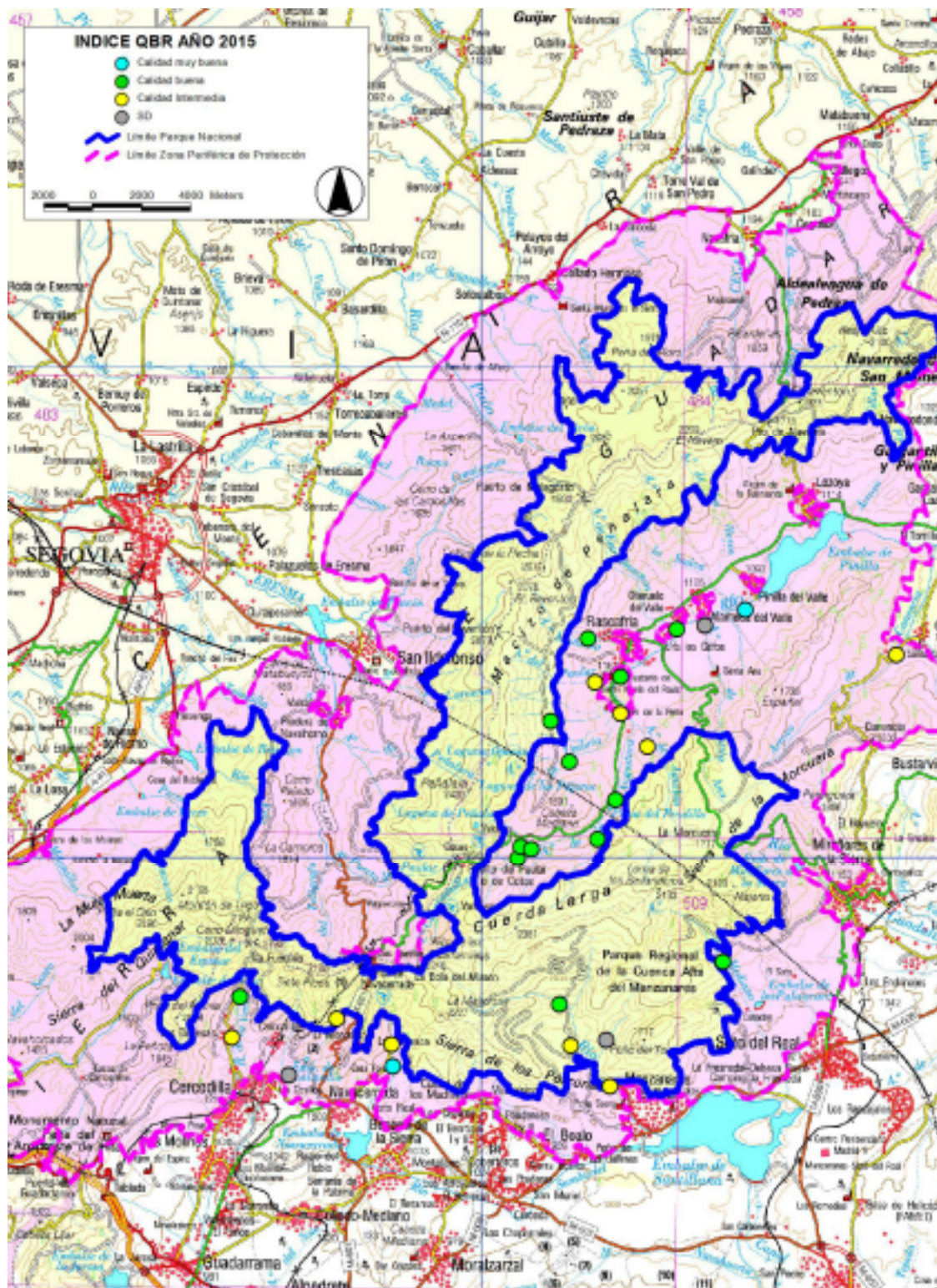


Figura 26. Representación cartográfica del índice QBR en el año 2015





Foto 9. La Charca Verde en el río Manzanares, punto con un elevado uso recreativo en la época estival.



Foto 10. Ribera con calidad excelente, ribera natural. Tramo medio del arroyo Navacerrada en La Barranca. Predominancia de *Frangula alnus*.



Foto 11. Arroyo de Santa Ana, en las inmediaciones de la confluencia con el río Lozoya. Índice QBR de menor puntuación en el ámbito de trabajo. Aunque con calidad intermedia, cerca del nivel malo o alteración fuerte.



Analizando los cursos fluviales que disponen de varias estaciones de muestreo a lo largo de su trayecto, se observa en el río Lozoya un mejor estado de conservación de las riberas en sentido aguas abajo, manteniendo en el año 2105 la máxima puntuación del índice QBR en la estación LOZ1090. Estos resultados son similares a los observados en los últimos años en la cuenca del Lozoya.

Sin embargo, en el caso del río Manzanares la tendencia es contraria. Es su tramo más elevado, el estado de conservación es mayor que en sus tramos más bajos. Ya se ha mencionado la elevada presión recreativa que se ejerce sobre las riberas del Manzanares en todo el ámbito de La Pedriza, sobre todo en la época estival. El estado de conservación predominante en las riberas del Manzanares es el intermedio, o alteración importante. Particularmente, el río Manzanares incorpora especies arbóreas alóctonas, lo que computa negativamente en el índice, y por ello, en la valoración del estado de conservación.

Estos resultados sobre tendencias hay que tomarlos con cautela, ya que se refieren a un tramo del río de 100 metros que, aunque son representativos de la zona, puede haber bastante variabilidad entre una estación de muestreo y la siguiente. De esta manera, se pueden intercalar tramos mejor y peor conservados. Por ello está previsto ir intercalando estaciones de muestreo en cuanto a los índices hidromorfológicos al ser más perdurables en el tiempo, con el fin de ir obteniendo una cartografía detallada del estado de conservación ribereña en todo el ámbito de trabajo.

5.3.2. Principales causas de degradación. Medidas de restauración

De los 4 bloques que componen el índice QBR, la estructuración de la ribera con 14,0 puntos de media es la que ha notado una mayor pérdida de valoración, con el 44% sobre el máximo posible. Seguidamente el grado de cubierta, con 16,5 puntos de media, equivale a una pérdida del óptimo de referencia del 34%. Por el contrario, el bloque mejor valorado es el de naturalidad del canal fluvial, con un 23,1 de media, lo que equivale a una pérdida de la naturalidad de tan sólo el 7,5%. Finalmente, el bloque relativo a la calidad de la cobertura o diversidad mantiene una media de 22,5 puntos, perdiendo un 10% del óptimo de referencia.

Se ha intentado agrupar los diversos usos existentes en el ámbito de la Sierra de Guadarrama 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.

Algunas medidas de actuación, con el fin de mejorar las riberas en la Sierra de Guadarrama, 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 espinosa* 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.

5.4. 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. 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 margen del 92% respecto a ese valor (BOE, 2008). Por tanto, el cambio de clase del índice IHF para los niveles muy bueno - bueno se ha establecido en 66 puntos. La IPH no establece los valores de cambio en las restantes clases de calidad. Por tanto, el criterio seguido para el cambio de clase, ha sido para el primer nivel (muy bueno-bueno) el fijado en la planificación hidrológica, y en los siguientes el criterio de acuerdo a la metodología descrita en el apartado 4.3 (Rubio-Romero & Granados; 2008; 2009; 2010; 2014).

Al igual que para el índice QBR, se ha caracterizado el hábitat fluvial en 24 estaciones de muestreo de las 27 que conforman la red de Seguimiento. El índice IHF se ha valorado en la campaña estival, complementariamente a los muestreos biológicos y físico-químicos. En la Figura 28 se ha representado cartográficamente los resultados del índice IHF.



Tabla 12. Estaciones de muestreo, resultados por cada bloque que se compone el índice IHF, puntuación final y color representativo de la calidad del Hábitat Fluvial en el año 2015.

Estación	Bloque 1	Bloque 2	Bloque 3	Bloque 4	Bloque 5	Bloque 6	Bloque 7	IHF
AGU1215	10	10	14	8	3	6	15	66
ANG1488	10	10	14	8	5	6	15	68
ART1265	10	10	11	8	10	6	15	70
BAR1390	10	10	14	8	10	6	10	68
CAN1180	10	8	14	8	5	6	15	66
ENT1114	10	10	14	8	10	4	15	71
GAR1165	10	10	11	8	5	6	15	65
GAR1275	10	10	14	8	10	6	10	68
HOC1385	10	10	11	8	10	8	10	67
LOZ1090	10	10	17	10	3	6	20	76
LOZ1142	10	10	14	10	10	6	20	80
LOZ1267	10	10	14	10	5	6	20	75
LOZ1452	10	10	14	10	5	4	15	68
MAJ1090	SECO	SECO	SECO	SECO	SECO	SECO	SECO	SECO
MAN0965	10	10	17	10	3	6	10	66
MAN1076	5	10	17	8	5	6	10	61
MAN1210	10	10	14	10	5	6	15	70
MED1155	10	10	17	8	5	6	15	71
NAV1200	SECO	SECO	SECO	SECO	SECO	SECO	SECO	SECO
NAV1436	10	10	17	8	5	6	15	71
NVC1330	10	10	12	6	10	4	4	56
NVC1408	10	10	14	8	5	6	10	63
PEÑ1510	10	10	14	10	5	6	15	70
SAN1107	SECO	SECO	SECO	SECO	SECO	SECO	SECO	SECO
SMP1185	10	10	14	8	10	6	10	68
VEN1270	5	10	12	10	5	6	15	63
VEN1380	10	10	17	8	5	6	20	76

El hábitat fluvial en los ríos y arroyos de la Sierra de Guadarrama presenta una buena diversidad, y por tanto heterogeneidad. La media del índice IHF en el año 2015 ha sido de 68,5 puntos, aunque con diferencias entre los cursos de agua. El río Lozoya es el que presenta una mayor diversidad del hábitat fluvial, destacando la estación LOZ1142 con 80 puntos a causa de una buena cobertura y diversidad de vegetación acuática. Seguidamente, las estaciones LOZ1090 y LOZ1267 muestran una muy buena diversidad del hábitat fluvial, con 76 y 75 puntos. El arroyo de La Venta en su tramo más elevado, también refleja un buen valor del IHF, aunque a una escala bastante menor que el Lozoya al tratarse de un arroyo muy poco caudaloso.



Otros cursos fluviales muestran una desviación leve de las condiciones óptimas de referencia. Es el caso del arroyo Navacerrada, en La Barranca, el tramo bajo del arroyo de La Venta, y el Manzanares, aguas abajo de Charca Verde. La valoración más baja del IHF se corresponde con la estación NVC1330, con tan sólo 57 puntos. La causa de tan baja valoración es la escasísima vegetación acuática en este tramo. Hay que destacar, además, la estación del río Manzanares MAN1076, que presentaba una elevada concentración de materiales finos (limos) que colmatan en más del 30% el cauce, lo que penaliza el IHF al disminuir la disponibilidad del hábitat fluvial.

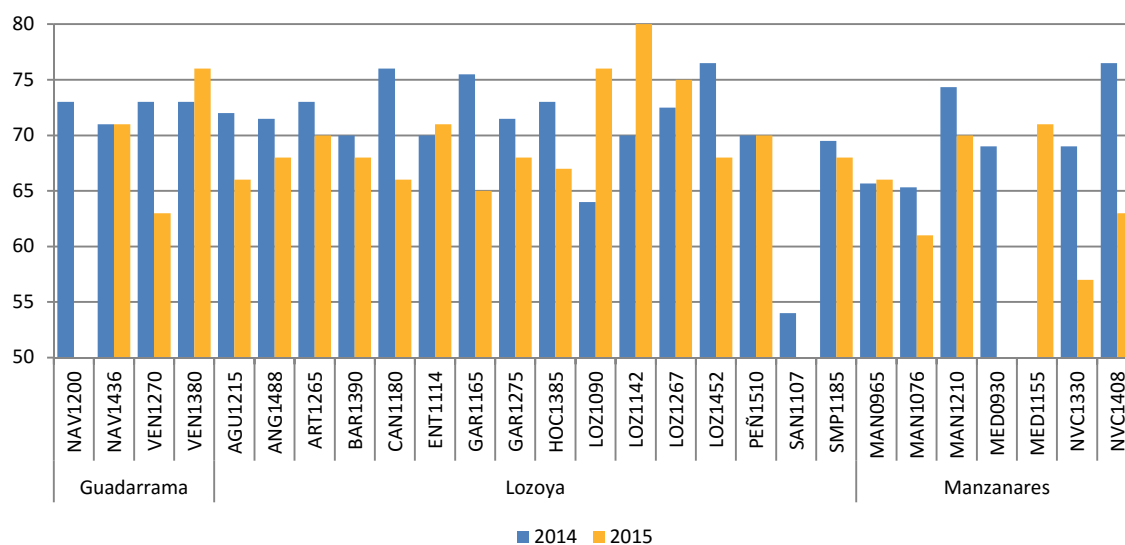


Figura 27. Evolución interanual (2014-2015) en promedio anual del índice IHF en los cursos fluviales del PNSG y ZPP.

Interanualmente, la media del índice ha descendido muy levemente respecto a 2014 en el que fue de 70,8 puntos. No obstante, en 2014 la media se corresponde a dos campañas anuales, y en 2015 sólo a la campaña estival. El 70,4 % de las estaciones de muestreo presentan una excelente diversidad del hábitat fluvial. Un 18,5% tienen una leve desviación de las condiciones óptimas de referencia, y un 11,1% se encontraban secos y no se computó el índice. Estos resultados son similares a los registrados en la campaña estival del año 2014, y son muy razonables dada la mediterraneidad de los ríos de la Sierra de Guadarrama.

Con la finalidad de estudiar las deficiencias del hábitat fluvial, se ha calculado la media de cada uno de los 7 bloques del IHF en todas las 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 53,5% de media. 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, 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 acumulada del 41,6% respecto al óptimo. En la misma línea se encuentra el bloque de porcentaje de sombra en el cauce, con una pérdida acumulada del 35,8%. En términos generales del índice IHF, estos dos bloques no son tan relevantes como el bloque de vegetación acuática, ya que sólo computan un 10% de la puntuación total del índice. Por el contrario, el bloque que mantiene una mayor calidad en cuanto al índice IHF es el de frecuencia de rápidos que pierde sólo un 0,8% del óptimo de referencia. En cuanto al bloque de inclusión-sedimentación, se ha observado una pérdida respecto al óptimo de referencia del 5%. 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 a tramos más bajos.



Foto 12. Briófitos asociados generalmente a corrientes rápidas



Foto 13. Limos en la estación MAN1076, aguas abajo de Charca Verde.



Foto 14. *Ranunculus* sp., común en tramos medios y bajos de arroyos y ríos de mayor entidad.

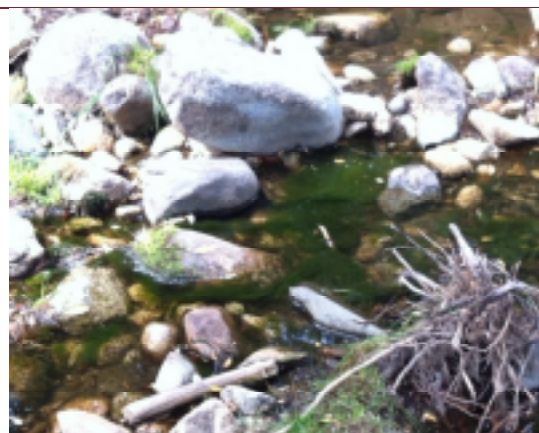


Foto 15. Bloom algal en la estación MAN1076, debajo de Charca Verde.



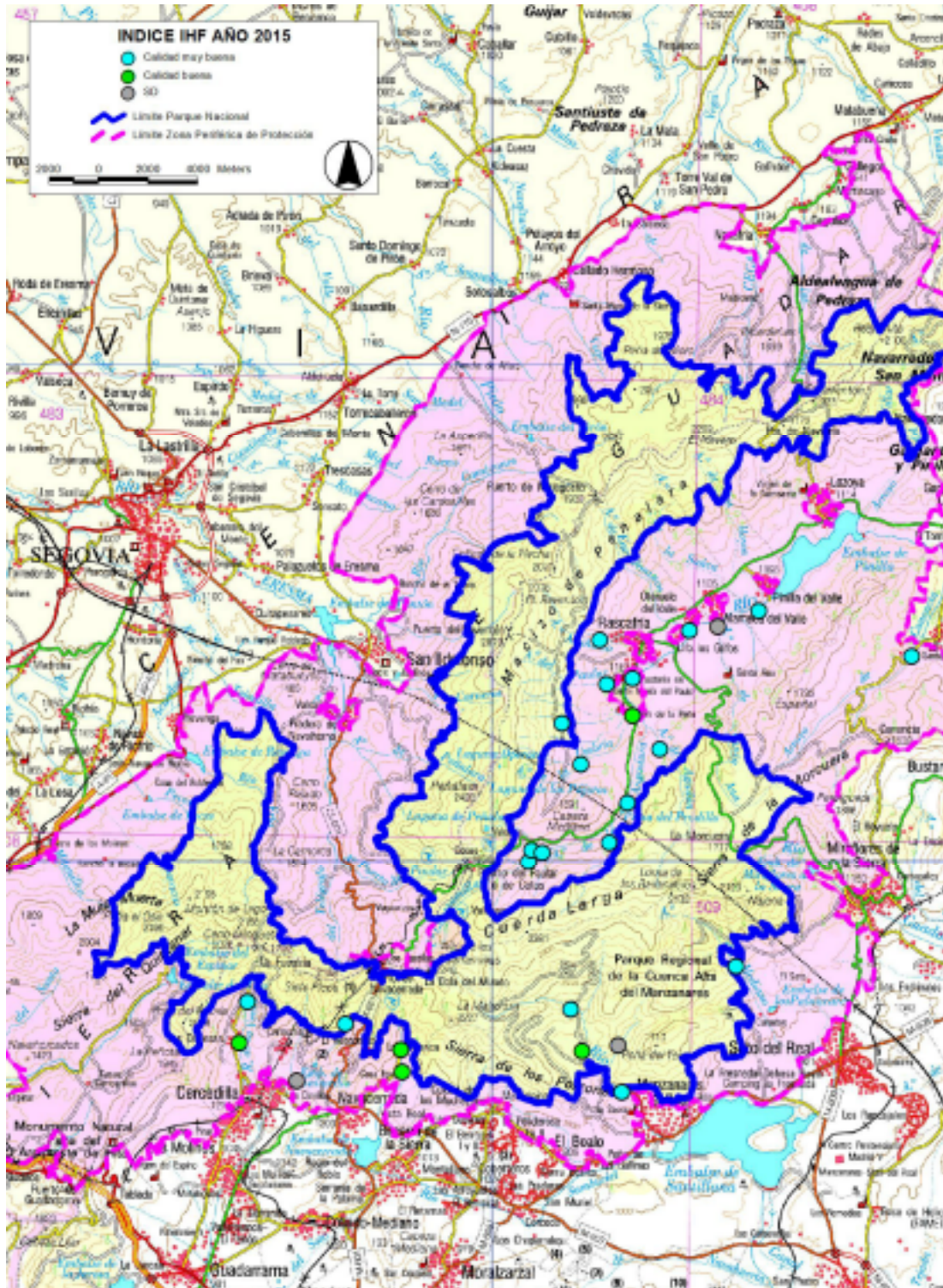


Figura 28. Representación cartográfica de la calidad del hábitat fluvial en el año 2015.



5.5. Calidad físico-química del agua

Las variables físico-químicas analizadas en 2015 se dividen 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.

En el año 2015 se han evaluado la totalidad de variables generales en la red de seguimiento de 33 estaciones del Parque Nacional, si bien a continuación se incluyen las relativas al ámbito de la Comunidad de Madrid, que asciende a 27 estaciones. Existe además otro punto de control, aguas abajo del embalse de Pinilla, que no está incluido en la red de Seguimiento del Parque Nacional, aunque se realiza un seguimiento ecológico similar a las demás estaciones de muestreo.

Además, en los cursos 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.

En el año 2015 los análisis y mediciones se han realizado en la campaña estival, época en la que los ríos son más susceptibles a cualquier tipo de presiones. En el año 2014 se realizó dos campañas: primavera y verano. Como en los siguientes apartados se va a comentar en valores de promedio anual, hay que tener en cuenta ese posible sesgo en las comparativas interanuales.

5.5.1. Variables generales

5.5.1.1. 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 año 2015 la saturación de oxígeno se sitúa en 100,5% de media, lo que indica un estado de equilibrio con la atmósfera. La estación del Lozoya LOZ1090 presentó una saturación del 117,6%, mientras que las estaciones GAR1165 y MAN1076 también muestran una leve sobresaturación, aunque de menor intensidad que la anterior. En estos casos se ha observado un crecimiento de las poblaciones algales en la época estival lo que estaría relacionado con una mayor producción primaria. Por el contrario, en la estación LOZ1142 lo que se aprecia es un ligero déficit de oxígeno, con un 89,1%. Esta última estación de muestreo se localiza aguas abajo del área recreativa Las



Presillas. En este mismo punto se ha observado un leve descenso de los índices biológicos, aunque de poca intensidad. Se puede estar produciendo un cierto consumo de oxígeno por la respiración de materia orgánica, incrementada por el área recreativa. Otro arroyo que muestra en todo su recorrido una menor saturación del oxígeno es el de La Venta, con valores por debajo del equilibrio (89,8% en la estación VEN1380). Los demás cursos fluviales se sitúan entre 96 y 108% de saturación, por lo que están prácticamente en equilibrio.

Si comparamos los resultados con los del año 2014, en términos de promedio anual (Figura 29) se observa una mayor saturación de oxígeno, en el año 2014 respecto a 2015. Sin duda es causa de la diferencia en la intensidad de muestreos en uno y otro año, explicado con anterioridad. Sin embargo, comparando sólo las campañas estivales se ajusta más a lo esperable, aunque se aprecia un leve descenso en término medio de un 4,0% aproximadamente.

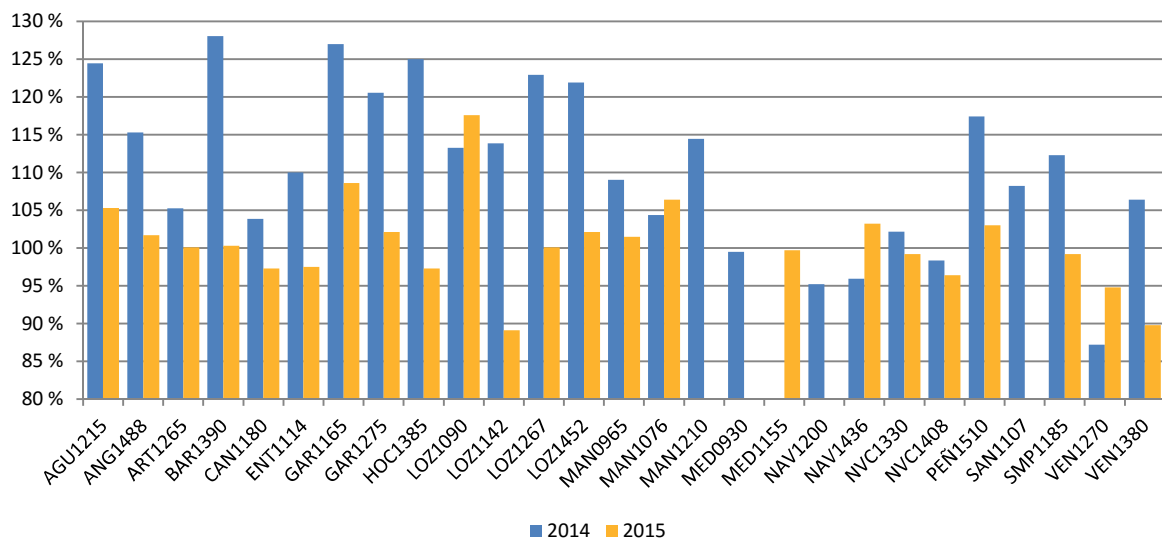


Figura 29. Evolución del porcentaje de saturación de oxígeno en promedio anual durante los años 2014-2015.

5.5.1.2. 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.



La evolución interanual de la conductividad en los años 2014-2015 para las diferentes estaciones y campañas de muestreo se muestra en la siguiente figura.

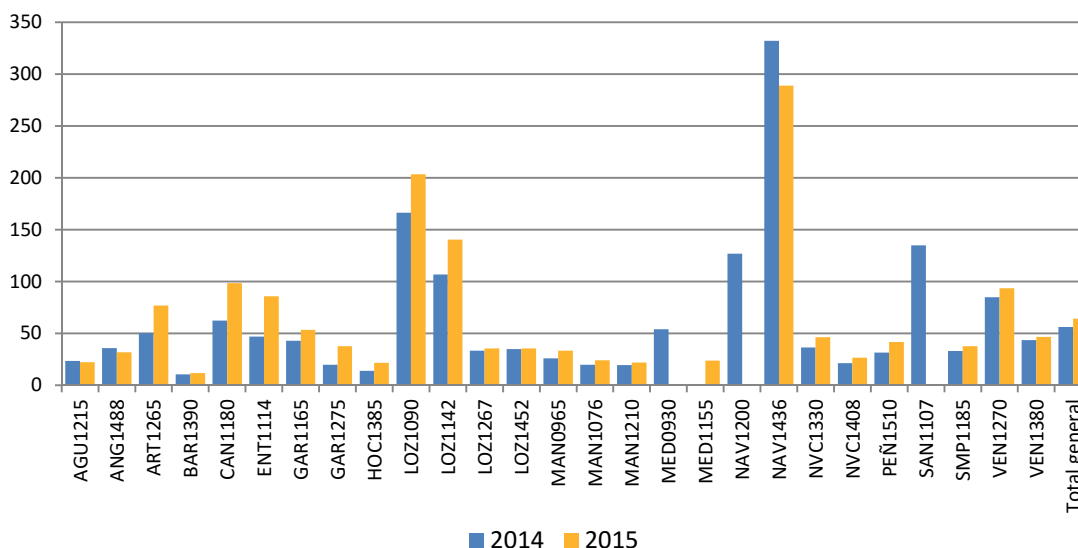


Figura 30. Conductividad eléctrica del agua (S/cm 25°C) en promedio anual en el periodo 2014-2015.

El agua de los ríos de la Sierra de Guadarrama es de mineralización débil, aunque existen ciertos ámbitos y épocas en los que la conductividad se incrementa. 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. El promedio anual en el año 2015 ha sido de 64,2 S/cm 25°C, si bien hay que destacar que la media hace referencia sólo a la campaña de muestreo estival.

En el año 2015, el valor más bajo de conductividad se ha observado en el arroyo del Barondillo, con 11,7 S/cm 25°C. Por el contrario, se pueden apreciar en 2015, al igual que en 2014, dos cursos fluviales con una conductividad mayor de lo normal. Por un lado, el arroyo Navalmedio, o del Regato del Puerto, con 289 S/cm 25°C, muy superior a la media de la Sierra de Guadarrama. Por otro lado el tramo del río Lozoya, a partir de El Paular y hasta el embalse de Pinilla. 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 Paular. En este ámbito la conductividad estival alcanza los 204 S/cm 25°C en la estación LOZ1090. En el caso del curso fluvial del arroyo de Navalmedio, con nacimiento en el Puerto de Navacerrada, se ha observado una conductividad de 389 S/cm 25°C en la época estival durante el año 2014. Esta relativamente elevada conductividad podría estar 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 ha instalado un medidor de conductividad en continuo en este arroyo.



5.5.1.3. 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. La Figura 31 muestra los resultados de pH en el año 2015 y su comparativa con el año 2014 en los cursos fluviales de la Sierra de Guadarrama.

Durante el año 2015, el promedio anual ha sido de 7,4, algo superior al promedio del año 2014 que fue de 6,7. Ya se ha comentado para otras variables que la posible diferencia interanual puede deberse a la distinta época de muestreo, propiciando aparentemente un incremento de pH en el año 2015 al realizar una única campaña de muestreo.

Los valores más elevados de pH coinciden con los cursos fluviales que discurren por zonas calizas: el medio Lozoya, y arroyos de Garcisancho y Santa Ana. A nivel temporal, no se observaron diferencias significativas entre los valores de pH en el año 2014, si bien en primavera la media global estacional fue de 6,63, incrementándose ligeramente en verano hasta 6,81 unidades de pH.

Los valores de pH más elevados en 2015 han sido de 8,34 en el Garcisancho y de 8,21 en la estación LOZ1090 del río Lozoya. Por el contrario, el más bajo se ha registrado en los arroyos Navacerrada y de La Venta con 6,79 y 6,85 respectivamente.

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.

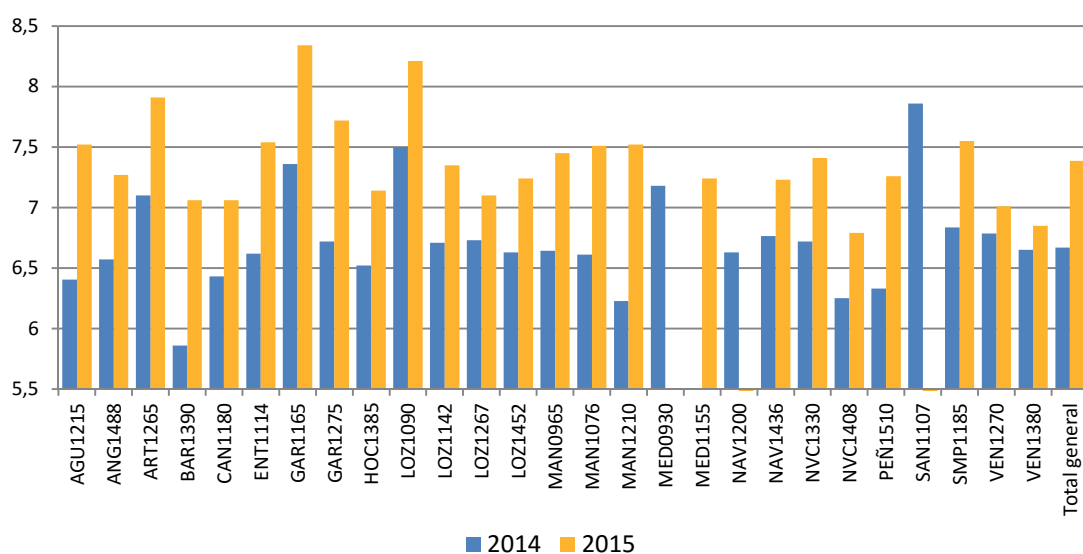


Figura 31. Valores de pH en promedio anual en el periodo 2014-2015.



5.5.1.4. 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 dato 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.

Durante la campaña estival de 2015 el máximo caudal observado se registró en LOZ1090, la estación de muestreo más baja del Lozoya, con 137 l/s. Se trata de un valor lógico comparado al tener una mayor cuenca de drenaje que los restantes. El promedio estival de caudal en 2015 fue de 37 l/s, mientras que en la misma época en 2014 fue de 45 l/s. Es destacable que el caudal de los ríos y arroyos en el año 2015 han sido muy bajos, fruto de las bajas precipitaciones en primavera y verano, sumado a las anormales temperaturas tan elevadas en este mismo periodo. Por ello, en ciertos cursos permanentes, como el arroyo de Canencia, únicamente se registró 1 l/s, y tan sólo 2 l/s en el arroyo de La Venta. Hay que mencionar que en la Figura 32 el promedio del año 2014 está calculado a partir de las campañas de primavera y verano, por lo que es razonable encontrar mayor caudal en 2014 que en 2015.

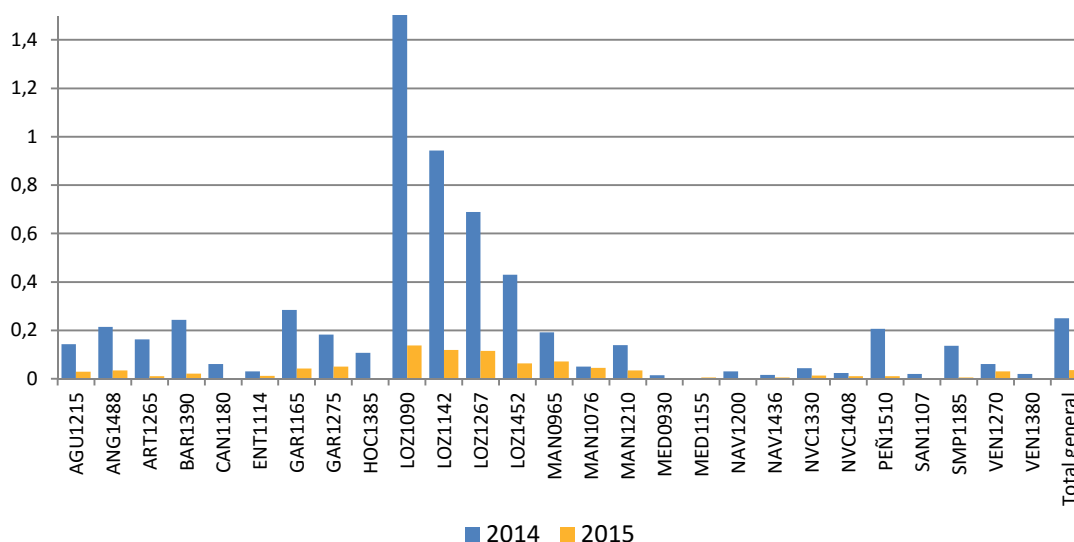


Figura 32. Promedio anual de caudal (m³/s) de los cursos fluviales del PNSG y ZPP en los años 2014-2015.



5.5.2. Variables específicas

Este grupo de variables se ha analizado en los cursos fluviales que tienen cierto grado de presiones, como son los ríos Lozoya y Manzanares. Las variables están relacionadas con los nutrientes y la eutrofización del agua (fósforo y formas nitrogenadas), así como con los iones relevantes: calcio, magnesio, alcalinidad, potasio y sílice.

5.5.2.1. Fósforo reactivo soluble

El fósforo es una variable indicadora de la eutrofización de las aguas, ya que es factor 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 año 2015, los resultados observados han oscilado entre los 3 y 33 $\mu\text{g/l P-PO}_4^{3-}$. En el río Manzanares se observan unos valores bajos acordes con la oligotrofia característica de los ríos de la Sierra de Guadarrama. Se observa un incremento muy leve en MAN1076, aguas abajo de Charca Verde, de 3 a 5 $\mu\text{g/l P-PO}_4^{3-}$. En cuanto al río Lozoya, se puede apreciar como a partir de LOZ1142 se incrementa moderadamente la concentración de PRS, hasta los 33 $\mu\text{g/l P-PO}_4^{3-}$. Aguas abajo, en LOZ1090, la concentración se modera hasta los 16 $\mu\text{g/l P-PO}_4^{3-}$. Estos resultados son similares a los observados en el año 2014. Se puede estar produciendo un enriquecimiento de nutrientes en el río Lozoya a causa del área recreativa de Las Presillas.

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. Es por ello que el río Lozoya en la época estival presenta leves síntomas de eutrofización en su tramo medio. No obstante, es destacable que según la legislación nacional los límites establecidos para el tipo de aguas salmonícolas es de 0,2 mg/l, siendo por tanto los valores observados del orden de 6 veces menor.



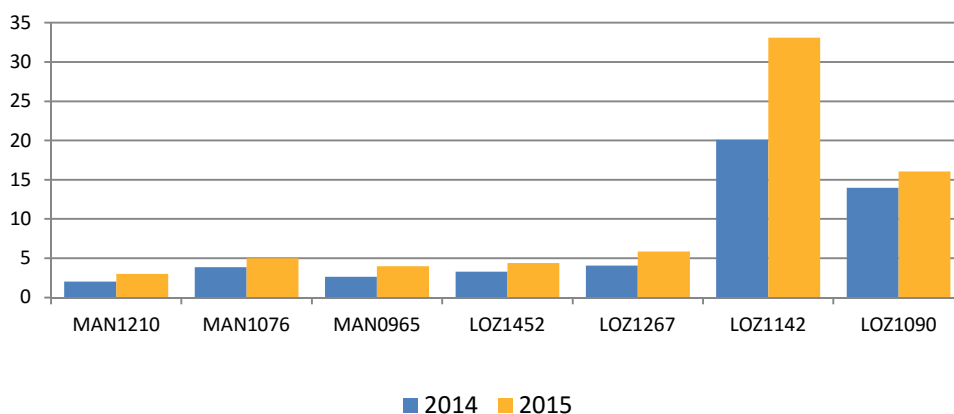


Figura 33. Promedio anual de Fósforo Reactivo Soluble (PRS- $\mu\text{g/l P-PO}_4^{3-}$) en los ríos Lozoya y Manzanares. Periodo 2014-2015.

5.5.3. Formas nitrogenadas: 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 los 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 (e.g. 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 formas nitrogenadas: nitratos, nitritos y nitrógeno amoniacal. Respecto al año 2014, en 2015 se ha observado un incremento generalizado de la concentración de nitrito de una manera leve, y de nitrógeno amoniacal. En este último caso, en el río Manzanares se ha observado un incremento moderado de esta variable en todas las estaciones de muestreo. A partir de MAN1076, por debajo de Charca Verde, el incremento ha sido muy acusado, del orden de 7 veces superior al observado en el año 2014, situándose en agosto en $73 \mu\text{g/l N-NH}_3$. Aguas abajo, en MAN0965, se observa un descenso de la concentración, si bien sigue siendo 3,5 veces superior al año 2014 ($50 \mu\text{g/l N-NH}_3$). Es lógico pensar que puede tratarse de una consecuencia directa de la actividad del baño en ese ámbito. En cuanto al río Lozoya, también se nota un incremento como consecuencia de este uso, aunque más leve. La estación LOZ1142, aguas abajo de Las Presillas, es la que soporta una mayor concentración con $47 \mu\text{g/l N-NH}_3$. Sin duda, las áreas recreativas ligadas al medio acuático influyen negativamente en la calidad del agua.

En cuanto al nitrito, ha oscilado entre 1,8 y $4,4 \mu\text{g/l N-NO}_2$. En este caso la estación de muestreo LOZ1142 es la que registra la mayor concentración, siendo mínima en la estación MAN0965.



En el caso del nitrato, en el año 2015 los resultados son similares al año 2014, a excepción de la estación LOZ1090 donde se duplica. Aun así, los valores son muy bajos de acuerdo a lo esperable, por lo general con una tendencia de incremento aguas abajo en el río Lozoya. La concentración de nitratos oscila entre los 11 y 65 $\mu\text{g/l}$ N-NO₃.

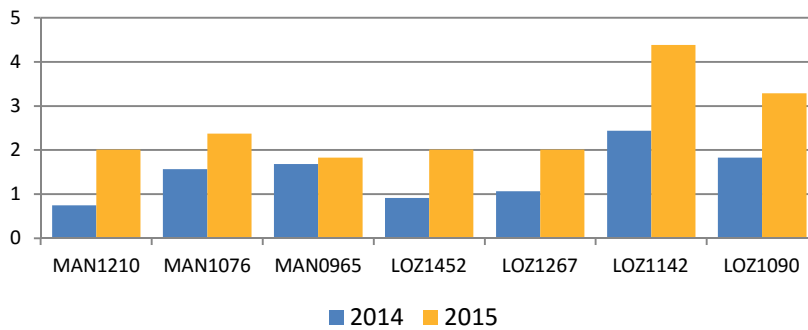


Figura 34. Promedio anual de la concentración de nitritos ($\mu\text{g/l}$ de N-NO₂) en el periodo 2014-2015.

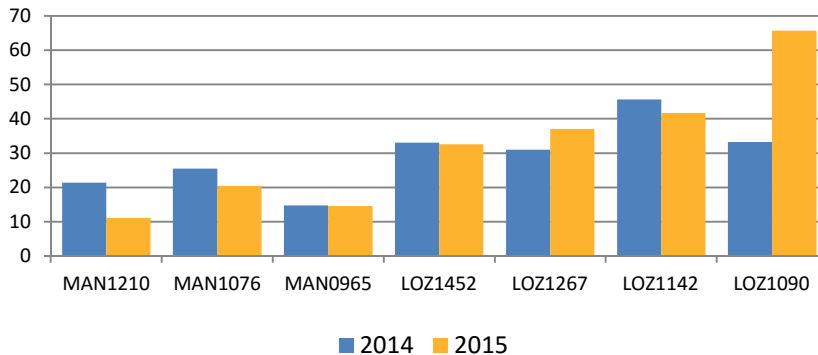


Figura 35. Promedio anual de la concentración de nitratos ($\mu\text{g/l}$ de N-NO₃) en el periodo 2014-2015.

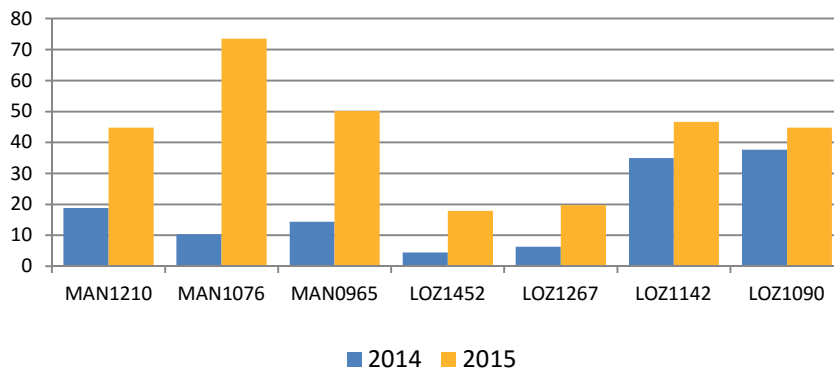


Figura 36. Promedio anual de la concentración de nitrógeno amoniacal ($\mu\text{g/l}$ de N-NH₃) en el periodo 2014-2015.



De todas formas, los valores determinados no suponen, en ningún caso, un incumplimiento en la legislación para el tipo de aguas salmonícolas. Los límites para las diferentes variables son los 10 $\mu\text{g/l}$ N-NO₂, 50 mg/l N-NO₃ y 1 mg/l N-NH₃.

5.5.4. Iones y sales: Calcio, Magnesio, Sílice, Potasio y Alcalinidad

Respecto a los iones y sales, muy relacionados con el sustrato del área de drenaje, existe una tendencia a nivel espacio-temporal. Por un lado, se observa un incremento en la concentración de calcio, alcalinidad, magnesio y sílice hacia la época estival. Y por otro lado se observa un enriquecimiento de éstos en sentido aguas abajo.

Se ha observado que el calcio, magnesio, potasio y alcalinidad, están estrechamente relacionadas. En el río Manzanares y en el tramo alto del Lozoya presentan unos valores similares, que oscilan entre los 0,5 y los 1,6 mg/l Ca²⁺. La alcalinidad se sitúa entre los 110-170 $\mu\text{Eq/l}$, el potasio entre 0,10-0,23 mg/l K y el magnesio entre 0,22-0,48 mg/l Mg²⁺. Se trata de valores muy característicos de aguas oligotróficas de montaña silíceas. En el caso del Lozoya, a partir de aproximadamente 1150 m.s.n.m., con la predominancia de sustrato calizo en el Valle de El Paular, se aprecia un aumento de estas variables. Los valores en la estación LOZ1090 se sitúan en los 4,9 mg/l Mg²⁺, 10,1 mg/l Ca²⁺ y 1910 $\mu\text{Eq/l}$.

La sílice no muestra ninguna tendencia espacial. Sin embargo, en 2014 se apreció un leve incremento estacional. Los valores en el ámbito de estos dos ríos se sitúan en 5,4 mg/l SiO₂ en primavera a los 8,7 mg/l SiO₂ en verano.

Interanualmente no se aprecian diferencias importantes, si bien en 2015 el promedio anual en todas las variables es algo superior que en 2014. Ya se ha mencionado anteriormente que los valores de 2015 se deben a la campaña estival, época de mayor concentración de estas sales, frente a las dos campañas (primavera y verano) realizadas en 2014.



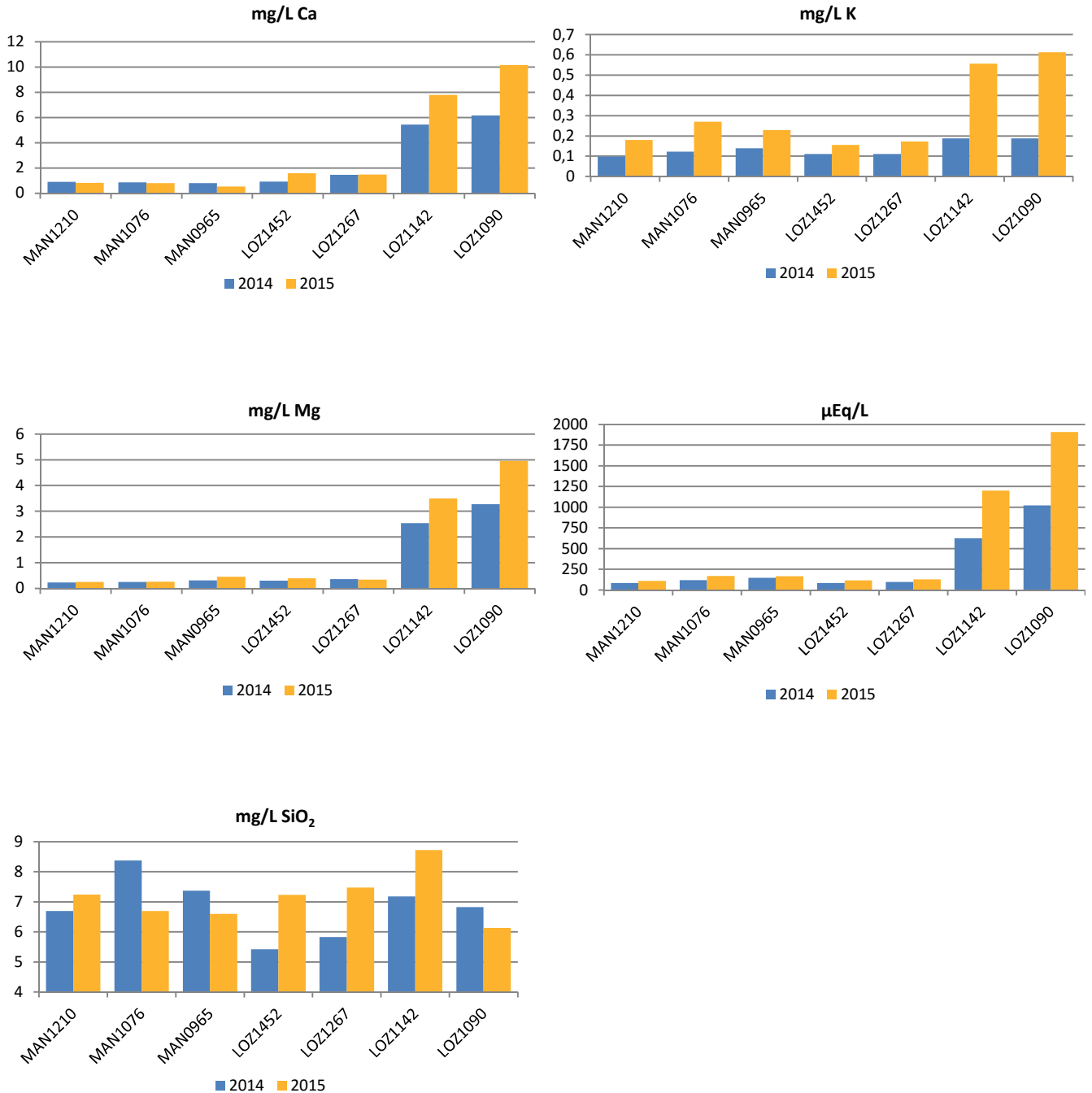


Figura 37. Promedio anual de la concentración de calcio (mg/l de Ca²⁺), potasio (mg/l de K), magnesio (mg/l de Mg²⁺), alcalinidad (µEq/l) y sílice (mg/l SiO₂) en el periodo 2014-2015.

5.6. Medida en continuo de la temperatura

La temperatura del agua en los ríos es una variable clave 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. Es una apuesta por el conocimiento de esta variable en los sistemas fluviales, su evolución intra e interanual y de la influencia del Cambio Global en los ríos de la Sierra de Guadarrama. En la Figura 38 se muestra la temperatura media mensual del periodo 2006-2015 para los cuatro termistores del río Lozoya. En la Tabla 13 se muestran los valores de temperatura media anual para cada estación de muestreo, de los años hidrológicos 2006-2007 hasta el año 2014-2015.

Existen ciertos periodos en los que los datos disponibles de alguna estación, por diferentes causas, no están disponibles. Sin embargo, se ha reconstruido una serie completa de temperatura para los casi 10 años de registro de datos. Para los periodos con series de datos incompletas se han calculado las regresiones con las estaciones colindantes. El ajuste de regresión se ha realizado a partir de la temperatura media diaria. El mejor ajuste ha sido la regresión simple, que para las 12 ecuaciones calculadas ha presentado un coeficiente de determinación R^2 entre 0,980 y 0,996.

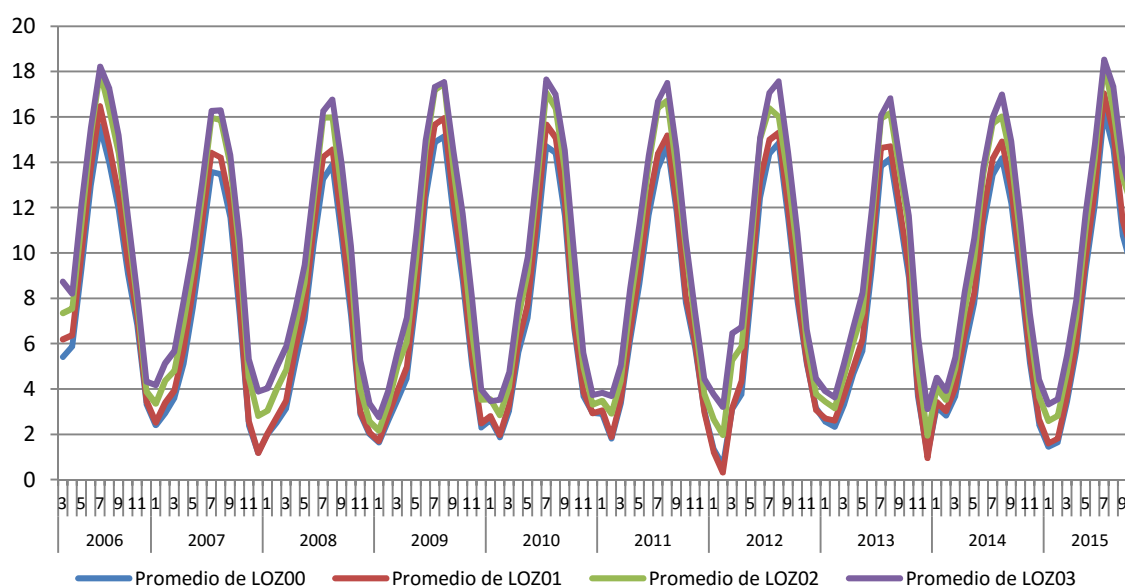


Figura 38. Temperatura media mensual del agua en las cuatro estaciones de control del río Lozoya. *Periodo: abril de 2006 –septiembre de 2015.*



Durante el año 2014-2015, se han registrado los mayores valores de temperatura media del agua de la serie histórica. Como ejemplo, en la estación LOZ1090 se ha registrado 10,02 °C de media anual, cuando la mayor temperatura media anual observada hasta entonces fue en el año hidrológico 2011-2012 con 9,82 °C. La media del periodo en la estación LOZ1090 se sitúa en los 9,6 °C, por lo que en el año hidrológico 2014-2015 ha sido 0,4 °C superior. También existen diferencias con la altitud. Mientras que en las estaciones a mayor cota altitudinal la temperatura anual más fría fue en 2007-2008, en las estaciones a menor cota altitudinal fue el año 2012-2013. Es decir, la diferencia entre la estación a más altitud y la de menos fue de 2,72°C y 2,08°C en 2007-2008 y 2012-2013 respectivamente.

Tabla 13. Temperatura media anual, por años hidrológicos (de octubre a septiembre del siguiente año) en las estaciones de muestreo.

Año	LOZ1452	LOZ1267	LOZ1142	LOZ1090
Media 06/07	7,54	8,06	9,19	9,80
Media 07/08	6,60	7,05	8,48	9,32
Media 08/09	7,25	7,68	8,81	9,51
Media 09/10	7,37	7,83	8,99	9,70
Media 10/11	7,39	7,71	8,88	9,59
Media 11/12	7,26	7,55	8,98	9,82
Media 12/13	7,00	7,37	8,48	9,08
Media 13/14	7,37	7,79	8,96	9,66
Media 14/15	7,68	8,11	9,32	10,02

En cuanto a la amplitud térmica interanual, se ha observado una variabilidad en función de la altitud. A una menor altitud menor amplitud térmica interanual, y a mayor altitud la amplitud interanual es más acusada.

Se ha calculado el gradiente térmico anual en función de las temperaturas medias observadas y la altitud. En el año 2014-2015 se ha obtenido un descenso de 0,60 °C por cada incremento de 100 metros de altitud, coincidente con la media de los últimos 9 años registrados. En este periodo el mayor gradiente observado fue de 0,73°C/100 m en el año hidrológico 2007-08. Por su parte, el año 2012-13 fue el de menor gradiente térmico, de 0,50°C/100 m. Curiosamente en este año se debió a una menor temperatura del agua en las cotas más bajas, manteniéndose en los tramos más elevados.

Aunque la serie de datos de 9 años, es aún pequeña como para detectar tendencias significativas en cuanto al Cambio Global, se observa en todas las estaciones de control de temperatura del agua un incremento. No obstante, dependiendo de la estación la intensidad es diferente. En la ubicada a menor altitud (LOZ1090) en 9 años el incremento es de 0,18 °C mientras que en la estación ubicada a mayor cota altitudinal (LOZ1452), es de 0,33°C, casi el doble que en la cota 1090 metros.



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 $0,60^{\circ}\text{C}$, se podría estimar que la temperatura media del río Lozoya en ese periodo se ha incrementado $0,81^{\circ}\text{C}$.

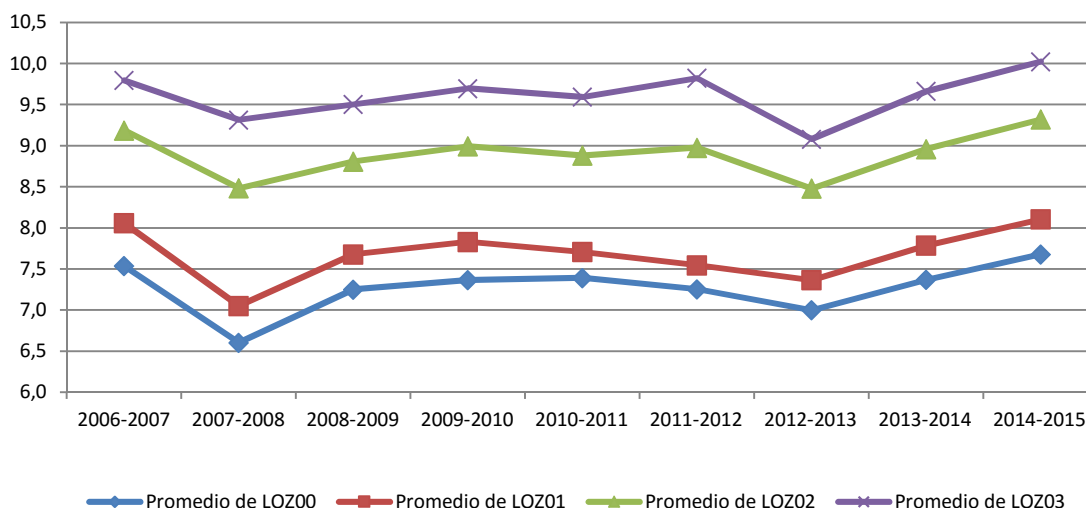


Figura 39. Temperatura media anual a lo largo de los años hidrológicos, en cada ubicación de los dispositivos de temperatura.

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 $410^{\circ}\text{C}/\text{día}$ 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 de la lámina de agua y la temperatura del sedimento puede ser algo superior, por lo que la eclosión puede suceder antes de lo esperado (Acornley, 1999). A largo plazo será imprescindible en observatorio de Cambio Global

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 130 días, siempre y cuando la puesta se realice a mediados de noviembre. En este mismo punto, para una puesta primaveral, en torno a mediados del mes de mayo, el tiempo de eclosión se reduce a 50 días, es decir, 80 días menos. Por el contrario, a una altitud de 1090 m.s.n.m., el tiempo de eclosión de la freza de noviembre sería de unos 90 días, 40 días menos.



6. CONCLUSIONES

6.1. Indicadores biológicos

- En el año 2015 el 97,2% de los invertebrados de los ecosistemas fluviales en el ámbito de la Sierra de Guadarrama, pertenecieron al grupo de los insectos. Dentro de este grupo, dos órdenes suponen más de la mitad de individuos: dípteros (30,4%) y efemerópteros (22,6%). En cuanto a número de taxones, los tricópteros (22,7%), seguido de dípteros (22,3%) y efemerópteros y coleópteros con un 15,9% en ambos casos, fueron dominantes.
- La riqueza de taxones fue máxima en los arroyos de El Aguilón (36 taxones) y Garcisancho (32 taxones). La riqueza de taxones fue mínima en el tramo del Lozoya (LOZ1090, 19 taxones) y el tramo bajo del Manzanares (MAN0965, 15 taxones). El promedio anual ha sido de 26 taxones en el año 2015, tres menos que para el año 2014.
- Durante el año 2015, el grupo trófico predominante en los ecosistemas fluviales de la Sierra de Guadarrama ha sido el de los fragmentadores (26,9%), seguido de los recolectores (18,3%). Los raspadores-ramoneadores han sido el 13,8%. Es un resultado muy similar a lo observado en el año 2014. Los resultados se ajustan generalmente a la teoría del Río Continuo (Vannote, 1980), indicador de buen funcionamiento del río. No obstante, en el caso del río Manzanares no existe una tendencia clara, e incluso sería contraria a lo esperable debido a un incremento desproporcionado de la familia de los quironómidos.
- La media del índice de diversidad de Berger-Parker fue del 27,9%, oscilando entre el 54,5% y 15,2%. Las estaciones en el Manzanares (MAN1076, 54,5%) y en el arroyo de La Venta (VEN12780, 53,8%) son las que presentan un mayor índice, indicando una sobredominancia. En ambos casos se debió a la familia de dípteros quironómidos.
- La media del índice de diversidad de Shannon-Wiener ha sido de 2,32 nits/ind, siendo este un valor indicador del buen estado general de los ríos del PNSG. La diversidad fue máxima en el arroyo de Garcisancho (2,65 nits/ind) y mínima en el arroyo de La Venta (1,58 nits/ind). Tanto en el río Lozoya como en el Manzanares se observa una tendencia de descenso de la diversidad aguas abajo.
- La métrica EPT fue máxima en el arroyo de Garcisancho (GAR1165), con 15 taxones. Los arroyos Barondillo, Angostura y Santa María también registran un elevado EPT. Por el contrario, las estaciones de muestreo con una menor EPT se localizan en el río Manzanares, en MAN0965 y MAN1210 con 5 y 6 taxones respectivamente. La media EPT en el año 2015 ha sido de 11,5 taxones.
- El valor medio del índice biológico IBMWP en el año 2015 ha sido de 149,5 puntos, un 9,2% menor que el año 2014. El máximo valor del índice IBMWP se ha registrado en el



arroyo Aguilón (AGU1215) con 195 puntos, al que habría que añadir otros cursos fluviales como el de Garcisancho, Navacerrada y Angostura, con valores muy elevados del índice. Por el contrario, las estaciones de muestreo de tramos bajos de los ríos Lozoya (LOZ1090) y Manzanares (MAN0965) con 108 y 98 puntos respectivamente, representan las estaciones con una menor calidad biológica.

- El 59,3% de las estaciones de muestreo se encuentran con un estado ecológico excelente. El 25,9% poseen un estado ecológico bueno, mientras que un 3,6% presenta un estado ecológico moderado (tramo bajo del Manzanares). El 11,1% de arroyos se encontraban secos en las fechas de muestreo, por lo que no se pudo valorar el índice IBMWP.
- Excluyendo los sistemas temporales, **el 72,7% de los cursos permanentes mantienen un estado ecológico excelente**. El 22,7% mantiene un estado ecológico bueno, o desviado ligeramente de sus condiciones óptimas de referencia, y un 4,3% un estado ecológico moderado o desviado claramente del óptimo de referencia (MAN0965). Se ha observado un descenso del 9,1%, en la calidad ecológica excelente en 2015 respecto a 2014.
- La media del índice IASPT en el año 2015 ha sido de 6,2 puntos, algo superior al año 2014, lo que indica una buena calidad media de los taxones presentes. El máximo valor IASPT se ha registrado en la estación del arroyo del Barondillo, con 6,7 puntos. Otros cursos fluviales con un IASPT elevado son el Garcisancho, Umbría, Mediano, alto Lozoya y el río Manzanares, a excepción de MAN1076 que muestra el valor más bajo del IASPT con 5,7, un 8% menor que la media.
- En el año 2015 se ha observado la presencia de tres especies fluviales invertebradas catalogadas en la Sierra de Guadarrama: *Serratella hispanica*, *Allogamus laureatus*, y *Coenagrion mercuriale*. Durante el periodo 2014-2015 el listado asciende a seis especies, añadiendo *Rhyacophila relictata*, *Drunella paradinasi* y *Brachyptera arcuata*.
- **Es importante el hallazgo de una población del odonato *Coenagrion mercuriale*** en las inmediaciones de arroyo Mediano (Los Palancares). Este taxón está incluido además de en el Catálogo Regional, en el Catálogo Nacional de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial.
- En el año 2015 se ha confirmado la presencia de cangrejo señal en el río Lozoya hasta una cota altitudinal aproximada de 1150 m.s.n.m., confirmándose la colonización de los primeros tributarios del Lozoya, el arroyo de Garcisancho. Desde el primer contacto en el año 2006, ha colonizado exitosamente las aguas del medio Lozoya. Se recomiendan dos medidas: potenciar el conocimiento del tamaño poblacional de las poblaciones de cangrejo señal, al incluirse en el catálogo de especies exóticas invasoras; y un estudio de distribución de actual de la lamprehuela, catalogada regionalmente como en peligro, ya que comparten mismo nicho ecológico en los ríos Lozoya y Manzanares.



6.2. Vegetación de ribera

- El 55,5% de las riberas evaluadas durante el año 2015, tienen un buen o muy buen estado de conservación. Un 33,3% un estado intermedio o inicio de alteración importante. Un 11,1% de las estaciones no se evaluaron. No se han observado resultados con una calidad deficiente o pésima. El valor medio del QBR para 2015 ha sido 76,0 puntos.
- Al igual que en el año 2014, la estructura de la cubierta de la ribera, en primer lugar, y el grado de cobertura de la ribera son los bloques con mayor penalización en las riberas de la Sierra de Guadarrama. Por el contrario, el grado de naturalidad del canal fluvial es el bloque que mejor valoración presenta.
- Las riberas de los cursos fluviales mejor valoradas, con una ribera muy bien conservada, se localizan en el medio Lozoya y arroyo de Navacerrada. Por el contrario, las riberas que presentan una mayor degradación son las del arroyo de Garcisancho en su tramo bajo y el río Manzanares en MAN1076, aguas abajo de Charca Verde. Otros arroyos como el de Santa María, Navalmedio, Aguilón, Manzanares en las inmediaciones de El Tranco, y el de Canencia, muestran una alteración importante en sus riberas.
- En las riberas de la Sierra de Guadarrama las especies dominantes son: *Salix atrocinerea* (dominante en las cotas más elevadas), *Salix salviifolia*, *Salix* sp., *Frangula alnus*, *Populus tremula*, *Populus nigra*, *Fraxinus angustifolia* y *Sambucus nigra*; y en cuanto a arbustivas: *Rubus* sp., *Rosa* sp., *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa* y *Lonicera* sp. Aunque las especies relictas eurosiberianas *Betula pendula* y *B. alba*, *Corylus avellana* y *Prunus* sp., no son especies estrictamente riparias en la Sierra de Guadarrama, han quedado relegados a los cursos de agua montanos y debería priorizarse su conservación.
- Las principales causas de degradación de las riberas están relacionadas con 1) los usos tradicionales existentes: explotación forestal del pinar y aprovechamiento ganadero extensivo; 2) uso público en áreas recreativas (río Manzanares en la Pedriza); y 3) causas naturales de índole climatológica, geomorfológica e hidrológica.
- Algunas medidas de actuación que se recomiendan son: 1) que en la gestión forestal se contemple el establecimiento de una línea de protección en torno a los cursos fluviales; 2) protectores individuales en las plantaciones de ribera con presión ganadera; 3) establecimiento de zonas temporales de exclusión ganadera en los cursos de agua, con la finalidad de la regeneración natural de las riberas; 4) en las replantaciones actuar con material genético autóctono, con las especies afines descritas anteriormente.

6.3. Hábitat fluvial

- El hábitat fluvial en los ríos y arroyos de la Sierra de Guadarrama presenta una buena diversidad, y por tanto heterogeneidad. Un 70,4 % de las estaciones de muestreo presentan una excelente diversidad del hábitat fluvial. Un 18,5% tiene una leve desviación de las condiciones óptimas de referencia, y un 11,1% se encontraban secos y no se computó el índice. La media del índice IHF en el año 2015 ha sido de 68,5 puntos, algo menor que en 2014, probablemente por haberse realizado una única campaña.
- El río Lozoya es el que presenta una mayor calidad del hábitat fluvial. Por el contrario, el arroyo Navacerrada en La Barranca, el tramo bajo del arroyo de La Venta, y el Manzanares, aguas abajo de Charca Verde, muestran una desviación leve de las condiciones óptimas de referencia.
- De los bloques que se compone el IHF, el relativo a vegetación acuática es el más penalizado, con casi el 53,5% respecto al máximo. El siguiente bloque que más se ve penalizado es el de elementos de heterogeneidad, con una pérdida acumulada del 41,6% respecto al óptimo. Por el contrario, el grado de inclusión de sustrato por sedimentos más finos, y la ausencia-presencia de rápidos, son los bloques mejor valorados por el índice.

6.4. Variables Físico-Químicas

- En cuanto a las **variables generales**, la conductividad del agua y el pH son dependientes del sustrato por el que discurren las aguas. La conductividad indica que son aguas con débil mineralización, y marcada variabilidad temporal, aumentando significativamente en verano. En el año 2015, la **conductividad** media en el ámbito de la Sierra de Guadarrama ha sido de 64,2 S/cm 25°C. El arroyo de Navalmedio es el curso fluvial con una mayor conductividad del agua (288,9 S/cm 25°C), pudiendo estar directamente relacionado con la salinización por vialidad invernal. El **pH** oscila entre los 6,8-8,3 con un valor medio 7,4. La **concentración de oxígeno** disuelto indica que son aguas bien oxigenadas (entre 7,91-9,73 mg/l O₂), en equilibrio con la presión atmosférica (saturación media del 100,5%). Se aprecia un ligero déficit de oxígeno (89,1%) en LOZ1142, y arroyo de La Venta (VEN1380).
- Las **variables específicas**, se han determinado en los ríos Manzanares y Lozoya en la época estival. El **fósforo reactivo soluble (PRS)**, indicador de la eutrofización del agua, ha oscilado entre los 3 y 33 µg/l P-PO₄³⁻. En el río Lozoya, a partir del área recreativa Las Presillas, se podría estar produciendo una ligera eutrofización en la época estival. Estos resultados son similares a los del año 2014.
- Se han analizado tres **formas nitrogenadas: nitratos, nitritos y nitrógeno amoniacal**. Respecto al año 2014, en 2015 se ha observado un incremento generalizado de la



concentración de nitrito de una manera leve, y de nitrógeno amoniacal. En este último caso, en el río Manzanares se ha observado un incremento moderado de esta variable en todas las estaciones de muestreo. Por debajo de Charca Verde (MAN1076), el incremento ha sido del orden de 7 veces superior al observado en el año 2014, situándose en agosto en 73 $\mu\text{g/l}$ N-NH₃. Aguas abajo, en MAN0965, se observa un descenso de la concentración, si bien sigue siendo 3,5 veces superior al año 2014 (50 $\mu\text{g/l}$ N-NH₃). Es lógico pensar que puede tratarse de una consecuencia directa de la actividad del baño en ese ámbito. En cuanto al río Lozoya, también se nota un incremento como consecuencia de este uso, aunque más leve. La estación LOZ1142, aguas abajo de Las Presillas es la que soporta una mayor concentración (47 $\mu\text{g/l}$ N-NH₃). Sin duda, las áreas recreativas ligadas al medio acuático influyen negativamente en la calidad del agua. El nitrito ha oscilado entre 1,8 y 4,4 $\mu\text{g/l}$ N-NO₂. En el caso del nitrato en 2015 (entre 11 y 65 $\mu\text{g/l}$ N-NO₃), los resultados son similares al año 2014 y muy bajos de acuerdo a lo esperable.

- En cuanto a los **iones y sales**, muy relacionados con el sustrato del área de drenaje, existe una tendencia a nivel espacio-temporal. Por un lado, se observa un incremento en la concentración de calcio, alcalinidad, magnesio y sílice hacia la época estival. Y por otro lado se observa un enriquecimiento de éstos en sentido aguas abajo. Se ha observado que el calcio, magnesio, potasio y alcalinidad, están estrechamente relacionadas. El río Manzanares, así como el tramo alto del Lozoya, presentan unos valores similares, que oscilan entre los 0,5 y los 1,6 mg/l Ca²⁺. La alcalinidad se sitúa entre los 110-170 en $\mu\text{Eq/l}$, el potasio entre 0,10-0,23 mg/l K⁺ y el magnesio entre 0,22-0,48 mg/l Mg²⁺. Se trata de valores muy propios de aguas oligotróficas de montaña silíceas. En el caso del Lozoya, a partir de unos 1150 m.s.n.m. aproximadamente, con la predominancia de sustrato calizo en el Valle de El Paular, se aprecia un enriquecimiento de estas variables. Los valores en la estación LOZ1090, se sitúan en los 4,9 mg/l Mg²⁺, 10,1 mg/l Ca²⁺ y 1910 $\mu\text{Eq/l}$. La sílice ha oscilado en el año 2015 entre 5,9 y 8,7 mg/l SiO₂.
- Interanualmente no se aprecian diferencias importantes, si bien en 2015 el promedio anual en todas las variables es algo superior que en 2014. Ya se ha mencionado anteriormente que los valores de 2015 se deben a la campaña estival, época de mayor concentración de estas sales, frente a las dos campañas (primavera y verano) realizadas en 2014.
- La red de medida en continuo de la temperatura del agua del río Lozoya, dispone de datos de nueve años hidrológicos completos. Se ha observado un gradiente de temperatura a partir de datos medios anuales de 0,60°C por cada 100 metros de altitud en el año 2015, gradiente idéntico que la media del periodo. De la serie, el año 2014-15 fue el de mayor temperatura y, por el contrario, el año 2007-2008 el de menor temperatura. A nivel espacial, se ha observado una amplitud térmica intra anual

diferente en función de la cota altitudinal. Es destacable una dependencia de la temperatura ambiental. Desde el punto de vista del Cambio Global, se observa una tendencia de incremento de temperatura, aunque de pendiente variable en función de la cota altitudinal. La temperatura media anual en 2015 para LOZ1452 ha sido de 7,68°C, y de 10,02 °C para LOZ1090.

- Se ha estimado, en función del gradiente térmico medio del periodo y del ascenso altitudinal medio de las poblaciones de macroinvertebrados constatado en 2008, un incremento de la temperatura del agua del río Lozoya, en el periodo 1978-2008, de 0,81°C.



7. 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. 2006. HIDRI: Protocolo para la valoración de la calidad hidromorfológica de los ríos. Agència Catalana de l'Aigua. 160 págs.
- ALBA-TERCEDOR, J., 1990. Sobre el conocimiento de los Ephemerelellidae 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.
- ALBA-TERCEDOR, J., PARDO, I., PRAT, N., PUJANTE, A. 2005. Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolo de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos. Ministerio de Medio Ambiente. Confederación Hidrográfica del Ebro. 59 págs.
- 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. Efemeroterri. Consiglio nazionale de lle ricerche
- BOCM. 2003. Nº 135. Acuerdo de 22 de mayo de 2003, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueba definitivamente el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara. B.O.C.M. Nº 123 de 9 de junio de 2003.

- 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.
- 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>
- 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.
- CASADO, C., MONTES, D., GARCÍA DE JALÓN, D. & SORIANO, O. 1990. Contribución al estudio faunístico del bentos fluvial del río Lozoya (Sierra de Guadarrama, España). *Limnetica*6: 87-100.
- CANAL DE ISABEL II. 2011. www.cyii.es/cyii.es/web/gestion_agua/embalses.html
- 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 o fan 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.
- MAGRAMA, 2013a. Protocolo de cálculo del índice IBMWP. http://www.magrama.gob.es/es/agua/publicaciones/IBMWP-2013_24_05_2013_tcm7-177549.pdf
- MAGRAMA, 2013b. PROTOCOLO DE MUESTREO Y LABORATORIO DE FAUNA BENTÓNICA DE INVERTEBRADOS EN RÍOS VADEABLES. http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/ML-Rv-I-2013_Muestreo_y_laboratorio_Fauna_bent%C3%B3nica_de_invertebrados__R%C3%ADos_vadeables_24_05_2013_tcm7-177541.pdf (consultado el 13/01/2014)
- MAGRAMA, 2014b. Anteproyecto de Ley de Parques Nacionales. <http://www.magrama.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/participacion-publica/ley-parques-nacionales.aspx> (consultado el 13/01/2014)
- MAGRAMA, 2016. OPTIMIZACIÓN DE LAS REDES DE SEGUIMIENTO DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN EN RÍOS DE ALTA MONTAÑA (RECORAM). OAPN. http://www.magrama.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/programa-investigacion/Conservacion_rios_Recoram.aspx. (consultado el 26/02/2016).
- MAGRAMA, 2016b. II Seminario de Seguimiento a largo plazo en la Red de Parques Nacionales: Calidad de aguas superficiales continentales y costeras. <http://www.magrama.gob.es/es/ceneam/grupos-de-trabajo-y-seminarios/red-parques-nacionales/seguiminto-parques-nacionales-2012.aspx> (Consultado el 26/2/2016)
- 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.
- MONZON, A., CASADO, C. & GARCÍA DE JALÓN, D. 1991. Organización funcional de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de un sistema fluvial de montaña (Sistema Central, río Manzanares, España). *Limnetica*, 7 97-112 (1991)
- 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., ALBA-TERCEDOR, 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. 2002. Aplicación de índices bióticos rápidos para la evaluación de la calidad ecológica en la cuenca del río Lozoya (Madrid). Trabajo fin de carrera. Universidad SEK Segovia. Febrero de 2002.
- RUBIO-ROMERO, A. & GRANADOS, I. 2003. *Calidad biológica de las aguas en la cuenca alta del río Lozoya. Informe 2002-2003*. Centro de Investigación y Gestión del Puente del Perdón. Parque Natural de Peñalara. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 53 Págs.
- 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.
- SALVADOR VILARIÑO, V. 2015. *Estudio de la situación poblacional de los odonatos en el Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales.
- 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.
- STROFFEK, S. (2001). Determination of Reference Conditions and Class Boundaries in monitoring and assessing of surface water ecological status in France. REFCOND workshop, Uppsala (Sweden).
- 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.
 - VIEIRA-LANERO, R. 2000. Las larvas de los tricópteros de Galicia (Insecta: Trichoptera). Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.

