

OPTIMIZACIÓN DE LAS REDES DE SEGUIMIENTO DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN EN RÍOS DE ALTA MONTAÑA

JOSÉ BARQUÍN¹, FRANCISCO J. PEÑAS¹, MARIO ÁLVAREZ-CABRIA¹,
TAMARA RODRÍGUEZ-CASTILLO¹, ALEXIA M. GONZÁLEZ¹, EDURNE ESTÉVEZ¹,
MARÍA LEZCANO¹, FELIPE FERNÁNDEZ¹, JORGE ROJO¹, ANDRÉS GARCÍA¹
Y CÉSAR ÁLVAREZ¹

RESUMEN

Pese a su gran valor ecológico y de conservación, los ecosistemas fluviales de muchos de los Parques Nacionales (PN) de Montaña en España y en otros lugares del mundo carecen de una red de seguimiento del estado de conservación de sus procesos, hábitats y especies. La legislación actual en tema de calidad de aguas (i.e. DMA) tampoco cubre plenamente las necesidades de evaluación del estado de conservación en estas zonas de montaña. Esto dificulta en gran medida la evaluación de las medidas de gestión empleadas para garantizar la conservación de hábitats y especies de interés o amenazados.

Estudios recientes demuestran que los ecosistemas fluviales de alta montaña pueden tener una gran sensibilidad a los cambios ambientales naturales, lo cual dificulta en gran medida la evaluación de los efectos de presiones antrópicas o la recuperación después de una acción de restauración mediante sistemas de métricas biológicas comúnmente utilizadas. Estas razones motivaron el lanzamiento del proyecto RECORAM, 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. Para lograr este objetivo, el presente estudio ha generado una importante cantidad de información hidrológica, geomorfológica, hidráulica y biológica, obtenida a partir de campañas de campo, de la instalación de diferente instrumental de medida, de estudios previos y del modelado de ciertos procesos y características del ecosistema fluvial. Toda esta información descansa sobre una Red Fluvial Sintética que provee el marco espacial sobre el que organizar e integrar los resultados de los distintos modelos y estudios realizados.

Las principales conclusiones del trabajo apuntan a la necesidad de introducir un cambio de filosofía en la monitorización del estado de conservación de los ecosistemas fluviales. En este sentido, el diseño

¹ 1 Instituto de Hidráulica Ambiental «IH Cantabria», Universidad de Cantabria, C/ Isabel Torres nº 15, Parque Científico y Tecnológico de Cantabria, 39011, Santander, Cantabria. TLF: +34 942 20 16 16. FAX: +34 942 26 63 61
José Barquín: barquinj@unican.es, Francisco J. Peñas: penasfj@unican.es, Mario Álvarez-Cabria: mario.alvarez@unican.es,
Tamara Rodríguez-Castillo: tamara.rodriguez@unican.es, Alexia M. González: alexiamaria.gonzalez@unican.es,
Edurne Estévez: edurne.estevez@unican.es, María Lezcano: maria.lezcano@unican.es, Felipe Fernández: felipe.fer-
crezc@unican.es

Control-Impacto permitiría una evaluación más precisa incorporando la variabilidad natural de este tipo de ecosistemas. El diagnóstico debería descansar sobre un conjunto de métricas estructurales y funcionales con un diseño espacial optimizado que permita dar cuenta del seguimiento de los principales impactos que se encuentran en la zona de interés. Es de gran importancia la construcción de series de datos multianuales que nos permita ganar conciencia del grado de variabilidad de estos ecosistemas en el medio-largo plazo. De este modo, se podrían enunciar medidas de gestión que garanticen la conservación de hábitats y especies y el uso de los recursos existentes de un modo más efectivo.

Palabras clave: Redes de seguimiento, Ecosistema fluvial, Bioindicadores, Indicadores funcionales, Ecohidrología, Metabolismo fluvial

SUMMARY

Despite their high ecological and conservation value, river ecosystems in many of the Mountain National Parks (NP) in Spain and elsewhere in the world do not have a network to monitor the conservation status of the processes, habitats and species. Current legislation on water quality issues (i.e. WFD) does not fully cover the needs to assess the state of conservation in these mountain areas, seriously hampering the assessment of management measures employed to ensure the conservation of habitats and wild threatened species.

Recent studies show that the biological communities in high mountainous rivers are very sensitive to environmental changes. This fact makes it very difficult to assess the effects of anthropogenic pressures or to evaluate a restoration project in which biological metrics have been used. Due to all this, the RECORAM project was put into place. Its main objective is to optimize the monitoring networks to evaluate the conservation status of mountainous river ecosystems. To do this, a detailed study of the relations existing between hydrological variability, physical characteristics of the habitat, the water characteristics, and the spatial-temporal variability of the biological communities, which are usually used in the monitoring programmes, was undertaken. To achieve this objective, this study has generated a significant amount of hydrological, geomorphological, hydraulic and biological information obtained from field campaigns, installation of different measuring equipment, previous studies and the modelling of certain processes and characteristics of the river ecosystem. All of this information rests on a Synthetic River Network that provides the spatial framework on which to organize and integrate the results of the different models and studies.

The main findings of the study point out the need for a change in the philosophy about how the monitoring of the river ecosystem conservation status is performed. In this sense, the Control-Impact design would allow a more accurate assessment incorporating the natural variability of these ecosystems. The diagnosis should rest on a set of structural and functional metrics with an optimized spatial design to address the monitoring of key impacts located in the area of interest. It is very important to build multi-year series of biophysical data that allows us to gain awareness of the degree of variability of these ecosystems in the medium to long term. Thus, management actions could be articulated to ensure the use of existing resources more effectively, which will help the conservation of threatened habitats and species.

Key words: Monitoring networks, Fluvial ecosystem, Bioindicators, Functional indicators, Ecohydrology, Fluvial metabolism

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de agua dulce son pequeños cuando comparamos el área que ocupan con los ecosistemas marinos o terrestres, sin embargo, cuando se corrige por el área son relativamente ricos en especies (HAMILTON & MCMILLAN, 2004). Dentro de los ecosistemas de agua dulce, los ecosistemas fluviales proveen de recursos naturales (por ejemplo peces y agua limpia) y de servicios ecológicos y culturales (p.e. transporte, energía, irrigación, asimilación de residuos) básicos para las sociedades humanas (NAIMAN *et al.*, 2002). A comienzo de siglo, las grandes presas suponían el 20% de la generación de energía del planeta y la agricultura de regadío suponía el 40% de la producción de comida del planeta (GLEICK, 1998). Este uso de los recursos naturales fluviales se ha traducido en la pérdida de más del 40% de su biodiversidad a escala global, lo cual puede llegar incluso a comprometer su funcionamiento natural (NAIMAN *et al.*, 2002). De hecho, la falta de agua y la pérdida de servicios de los ecosistemas fluviales puede alcanzar al 40% de la población mundial hacia el año 2050, según el actual escenario de cambio climático (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005), en el que se considera que los patrones de lluvia y temperatura cambiarán extremadamente (LAKE *et al.*, 2000; COBELAS *et al.*, 2005).

Un gran porcentaje de la biodiversidad de los ecosistemas de agua dulce se encuentra en arroyos y ríos de orden bajo (1, 2 and 3; STRAHLER, 1957), en las partes altas de los valles de diferentes cordilleras y cadenas montañosas las cuales suelen presentar un mejor estado de conservación que su contraparte de zonas bajas o zonas llanas (GUISAN *et al.*, 2007). De hecho, mucha de la biodiversidad de estos ecosistemas fluviales de alta montaña proviene de las diferentes condiciones hidrológicas que encontramos en estos ríos, algunos alimentados por agua de escorrentía, otros alimentados por aguas de manantial y en la interacción de estos ecosistemas con numerosas charcas, lagos o incluso rezumaderos de agua en las numerosas paredes escarpadas de las zonas montañosas (COLLIER & SMITH, 2006). Los organismos acuáticos que encontramos en

estos ecosistemas están adaptados a condiciones ambientales peculiares tales como concentraciones de nutrientes o temperaturas bajas, lo que ocasiona que esta biota sea mucho más sensible a cualquier cambio producido en las condiciones ambientales (WOODWARD *et al.*, 2010), tales como los que se producen por diferentes prácticas de usos del suelo o cambio climático.

Los usos del suelo en zonas montañosas del mundo están dominados por coberturas de bosques, matorrales y herbáceas (BARTHOLOME & BELWARD, 2004), siendo este mosaico el resultado de la interacción entre las actividades humanas tradicionales y los gradientes ambientales naturales. Las actividades humanas tradicionales son normalmente prácticas no intensivas que han contribuido a desarrollar una riqueza en forma de mosaico de hábitats en el que la biodiversidad se ha mantenido o incluso incrementado (VAN DER KNAAP & VAN LEEUWEN, 1995). Sin embargo, el nuevo desarrollo económico está introduciendo cambios considerables en los ecosistemas de montaña en la forma de sobre-pastoreo, fuego, la directa transformación de los usos del suelo a plantaciones forestales o zonas agrícolas y a través de proyectos de desarrollo como son la construcción de presas, minicentrales eléctricas, carreteras, pistas o la creación de infraestructuras para el turismo y urbanización (GUISAN *et al.*, 2007). Estos cambios en los usos del suelo en las zonas de montaña se relaciona con cambios ambientales severos en los ecosistemas fluviales, como son la pérdida y el deterioro en la cantidad y calidad del agua, respectivamente, y la alteración del hábitat fluvial o los pasos migratorios, lo cual amenaza críticamente a la biodiversidad de los ecosistemas fluviales de montaña. Estas amenazas se han traducido en un esfuerzo para preservar la integridad de los ecosistemas de montaña, así, existen hoy en día 9345 áreas protegidas en zonas montañosas a lo largo de todo el mundo, las cuales cubren un total de 1735828 km² dentro de las seis categorías de protección que recoge la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (HAMILTON & MCMILLAN, 2004), mientras que 190 Reservas de la Biosfera y 57 zonas del «World Heritage» incluyen también ecosistemas de montaña (GUISAN *et al.*, 2007).

Sin embargo, una de las mayores debilidades en la protección de los ecosistemas de montaña es la generalizada falta de datos básicos y de programas de seguimiento que podrían formar la base de un proceso de gestión adaptativa que garantice la conservación de especies y hábitats (BUNN *et al.*, 2010; KING *et al.*, 2010). Aunque hoy en día existe legislación específica como la Directiva Marco del Agua en Europa (DMA; EC, 2000) o el «Clean Water Act» en EE.UU. (CWA; US-GOVERNMENT, 1977) que garantizan la gestión adecuada de los recursos acuáticos en un marco más ecológico, la propia naturaleza de los cursos fluviales de alta montaña con poca superficie de cuenca y áreas remotas excluye estos ecosistemas de muchos de los programas de monitoreo regionales o estatales. Este es el caso de muchos de los cursos fluviales situados en los Parques Nacionales (PN) y en otros Espacios Naturales Protegidos (ENPs) en España. Por ejemplo, pese al gran valor ecológico de los ríos del PN de los Picos de Europa, la discriminación planteada por la DMA en cuanto al tamaño mínimo de la superficie de la cuenca de drenaje (10 a 100 Km²), excluye zonas sensibles de las cuencas pertenecientes al PN de los Picos de Europa, ya que, al ser en su mayoría ríos de alta montaña, presentan dimensiones inferiores a esa superficie de cuenca. Estos ríos de orden 1 pueden suponer hasta un 60% de longitud de las redes hidrográficas (STRAHLER, 1957), los cuales quedan fuera de las tipologías oficiales propuestas para la aplicación de la DMA y, por tanto, de los sistemas de diagnóstico del estado ecológico y del enunciado de condiciones de referencia (borrador del plan hidrológico de cuenca de la Confederación Hidrográfica del Cantábrico). Del mismo modo, la falta de criterios específicos para incluir ríos alimentados por surgencias, los cuales pueden tener una entidad importante en la propia surgencia comparable a ríos con una superficie de cuenca considerable, (> 10 km²; BARQUÍN & DEATH, 2009) hace que estos cursos fluviales queden también fuera de este sistema de monitorización.

Se conoce desde hace tiempo que los ecosistemas fluviales del Parque Nacional de Picos de Europa (en adelante PN de Picos), en concreto, ya sean alimentados por aguas de escorrentía o por aguas

subterráneas, tienen una creciente presión antrópica con claros efectos sobre el medio fluvial y sus comunidades biológicas (p.e. RODRÍGUEZ *et al.*, 1994). Finalmente, recientes estudios realizados en el PN de Picos de Europa demuestran que las comunidades biológicas de los ecosistemas fluviales de alta montaña pueden tener una gran sensibilidad a los cambios ambientales naturales (BARQUILLA, 2009). Esta gran variabilidad natural en las comunidades biológicas dificulta el reconocimiento de los efectos de presiones antrópicas mediante sistemas de métricas biológicas tradicionales (ÁLVAREZ-CABRIA *et al.*, 2010), ya que una gran variabilidad natural incrementa la probabilidad de cometer errores de tipo I (no identificar un impacto cuando existe) o tipo II (identificar un impacto cuando no existe; DOWNES *et al.*, 2002). Por tanto, se hace necesario investigar en profundidad la interacción entre los factores ambientales más importantes del ecosistema fluvial (hidrológicos, geomorfológicos y calidad del agua) y las comunidades biológicas utilizadas comúnmente en los programas de monitoreo del estado ecológico en zonas de alta montaña. El estudio de estas interacciones permitirá proponer sistemas de seguimiento más robustos y precisos (ROSENBERG & RESH, 1993; LOEB & SPACIE, 1994; DOWNES *et al.*, 2002).

Con todos estos antecedentes el proyecto titulado: «Optimización de las redes de seguimiento del estado de conservación en ríos de alta montaña» (en adelante, proyecto RECORAM), se plantea los siguientes objetivos: (1) desarrollo de marco espacial apropiado para la planificación del seguimiento de los ecosistemas fluviales (i.e. Redes fluviales sintéticas), (2) generación de datos hidrológicos para todos los tramos de la red fluvial que permitan establecer relaciones biofísicas clave, (3) determinación de los factores clave en la variabilidad espacio-temporal de las características físicas de los hábitats fluviales, (4) determinación de los factores clave en la variabilidad espacio-temporal de las comunidades de invertebrados y peces, (5) determinación del efecto de los vertidos orgánicos en las comunidades de invertebrados y peces en ríos con diferentes regímenes hidrológicos, (6) elaboración de la red de seguimiento del estado de conservación de los ecosistemas fluviales en el PPNN de los

Proyectos de investigación en parques nacionales: 2010-2013

Picos de Europa y creación de herramientas para la gestión y consulta de la información de los ecosistemas fluviales en el PPNN de los Picos de Europa a tiempo cuasi-real.

En el presente estudio nos basaremos exclusivamente en la determinación de la parte del estado de conservación concerniente a la evaluación de la integridad del ecosistema fluvial como recipiente de numerosas especies y hábitats de interés para los objetivos de conservación del PN de Picos. Se ha escogido el PN de Picos como ENP piloto, por el conocimiento y cercanía que el presente equipo de investigación tiene del parque, pero los resultados del presente proyecto de investigación podrían ser extensibles a otros PN y ENPs de montaña de la Península u otros países.

MATERIAL Y MÉTODOS

Desarrollo del marco espacial

Se ha desarrollado una Red Fluvial Sintética (RFS) que incluye la mayor parte de los cursos de agua superficial del Parque Nacional de Picos de Europa, abarcando tanto ríos permanentes como intermitentes. La RFS ha constituido el marco espacial sobre el que se ha integrado toda la información física y ecológica recopilada y obtenida a lo largo del proyecto y además, se ha utilizado para identificar tramos de río en los que las características hidrológicas y morfológicas eran similares y mantenidas por los mismos procesos. Para cumplir este objetivo se ha utilizado el software NetMap (e.g. BENDA *et al.*, 2011). La RFS creada contiene más de 17000 tramos con longitudes comprendidas entre los 100 y 1000 metros. NetMap permite, además, dotar a cada segmento de información proveniente de diferentes fuentes de datos. Se ha incluido información climática, topográfica, geológica y usos del suelo.

Caracterización y clasificación de hábitats fluviales

La elevada variabilidad topográfica asociada a los cursos fluviales del PN de Picos ha requerido

la realización de un muestreo exhaustivo para dar cuenta de las singularidades asociadas al hábitat físico de estos ríos. Se ha caracterizado el hábitat fluvial en más de 60 tramos de la red fluvial del PN y cuencas colindantes. Esta información se ha combinado con otros puntos muestreados previamente por el equipo investigador generando una base de datos con más de 70 puntos de muestreo. El hábitat fluvial se ha caracterizado mediante el método River Habitat Survey (RHS; ENVIRONMENT AGENCY, 2003). Adicionalmente se ha realizado un inventario de cauces permanentes e intermitentes contando con 116 tramos en los que se ha caracterizado en menor detalle la conformación del hábitat en condiciones de estiaje.

Monitorización de la dinámica hidrológica-hidráulica

En primer lugar, se ha realizado una clasificación de la RFS de acuerdo a sus características hidrológicas. Para esto se ha seguido una metodología análoga a la presentada en el apartado anterior pero con datos hidrológicos en vez de hábitat físico (véase PEÑAS, 2014). En este caso la información de partida ha sido las series hidrológicas en régimen natural medidas en estaciones de aforo incluidas en la red oficial, de las que se ha extraído una serie de índices hidrológicos que hacen referencia a la magnitud, duración, estacionalidad, frecuencia y tasas de cambio de diferentes eventos de caudal. Estos índices fueron modelados tanto individualmente como combinados en índices sintéticos (obtenidos tras un análisis de componentes principales) a toda la red fluvial. Se consideró que la clasificación óptima estaba compuesta por 7 niveles de clasificación, predominado en el PN de Picos los ríos de las clases 2 y 6 (Figura 1).

Para poder contar con información hidrológica a nivel mensual y diario en cualquier punto del PN de Picos se ha desarrollado un modelo hidrológico que cubre los límites del PN de Picos y las cuencas colindantes. Para realizar esta tarea se ha utilizado el modelo SWAT (Soil Water Assessment Tool), un modelo semidistribuido de simu-



Figura 1. Localización de los 14 tramos fluviales y manantiales que conforman la red de muestreo del presente estudio en el PN de Picos (dentro de la silueta) y cuencas aledañas (A=Afección; C= Control).

Figure 1. Localization of the 14 river reaches and spring brooks that conform the monitoring network of the present study in the Picos de Europa National Park (within the silhouette) and neighbor catchments (A=Affected; C= Control).

lación continua que ha permitido generar series de caudal diario para todos los puntos objetivo de la RFS. SWAT dispone, además, de un módulo relativo a los procesos de enrutamiento y depósito de sedimentos y nutrientes. La calibración y validación del modelo se realizó partiendo de las series de caudal medido en la estaciones de aforo disponibles al inicio del proyecto. Tras la calibración se realizó la modelación para obtener los hidrogramas de caudal a nivel mensual y los volúmenes de sedimentos asociados a ese hidrograma.

Por otro lado, la monitorización de la dinámica hidráulica de tramos fluviales se ha realizado mediante un sistema mixto. En primer lugar, se ha efectuado la instalación de un sistema de captura de video digital el cual está siendo utilizado actualmente como una estación de investigación para desarrollar los algoritmos necesarios para desarrollar un sistema de monitorización semi-automático. En segundo lugar se ha diseñado un sistema de estaciones de aforo automáticas que rinden datos a tiempo cuasi-real (tiempo de refresco: 2h) combinado con modelos hidráulicos

de detalle. Las estaciones de aforo nos permiten conocer las condiciones hidrológicas en los tramos seleccionados, mientras que los modelos nos permiten determinar cómo han variado las condiciones hidráulicas de esos tramos en función del caudal registrado. Este sistema se ha desarrollado en 4 tramos fluviales: Río Bulnes (A.2.2), Río Deva (A.4.1), Río Duje en Tielve (A.2.1) y Río Sella (C.1), cuya situación y características serán descritas más adelante (ver sección «Establecimiento de la red de muestreo»).

En primer lugar, en cada uno de estos tramos se ha instalado una estación de aforo automática. La estación de aforo se basa en un transmisor de Nivel de Presión y temperatura de Alta Precisión «Keller Series 36XW» que se coloca en el fondo del cauce. El transmisor del cauce se conecta a un transmisor de datos remoto autónomo y Data Logger GSM-2 enterrado fuera del cauce, que envía los datos de nivel y temperatura recopilados vía e-mail y SMS. Seguidamente, el desarrollo y validación de los modelos hidráulicos se ha llevado a cabo mediante: (1) la caracterización del cauce seco utilizando un Laser Scanner Faro Focus3D (2) la caracterización topográfica e hidráulica del cauce húmedo mediante velocímetro FlowTracker-ADV, (3) la generación de modelos digitales del terreno de alta precisión a partir de los datos obtenidos y (4) el modelado hidráulico de detalle y ajuste de las curvas de gasto. Estas curvas de gasto permiten calcular con fiabilidad el caudal a partir de los datos de presión que envían los sensores de presión.

En segundo lugar, partiendo de la combinación de las series de caudales registrados en los tramos de estudio y los modelos hidráulicos de cada tramo, se ha analizado la variabilidad hidráulica durante el periodo de estudio. En cada tramo se han obtenido curvas de duración de caudales (CDC) estacionales utilizando los datos de caudal recogidos en las estaciones de aforo instaladas. La CDC indica el porcentaje del tiempo durante el cual caudales de magnitudes determinadas han sido igualados o excedidos. Posteriormente, se han seleccionado una serie de situaciones de caudal (porcentajes de excedencia) correspondientes a condiciones hidrológicas medias, de crecida y de caudales de estiaje. Estos

caudales han sido introducidos como condición de partida en el modelo hidráulico lo que nos ha permitido analizar la variabilidad de las condiciones hidráulicas en el tramo a lo largo del periodo de estudio en función del tipo de flujo (subterráneo/escorrentía) que alimenta principalmente el tramo fluvial considerado.

Establecimiento de la red de muestreo para la evaluación del efecto de vertidos orgánicos y escorrentía difusa

Para el desarrollo de la red de muestreo se ha aplicado un diseño control-impacto en contraposición al sistema oficial de la condición de referencia (sensu DMA), el cual se ha comprobado que no rendía resultados lógicos en la red fluvial del PN de Picos (BARQUILLA, 2009). Este sistema se ha diseñado seleccionando una o dos estaciones control por cada uno de los tramos afectados. Para evaluar la afección que puede generar el incremento de la carga orgánica, se han seleccionado 4 tramos fluviales afectados por los siguientes vertidos urbanos o ganaderos: (1) EDARes de Valdeón (Río Cares) (2) EDAR de Tielve (Río Duje), (3) vertido procedente de la localidad de Bulnes (Río Bulnes) y (4) un vertido de origen ganadero (Río Ponga). Para evaluar la afección que puede generar la entrada difusa de sedimentos se han seleccionado 2 subcuencas que generan elevadas escorrentías: (1) cuenca en la parte alta del Duje y (2) la cuenca que forma el Río Arenal. El proyecto RECORAM también tiene como objetivo mejorar los sistemas de monitoreo sobre los manantiales. En este caso se ha seleccionado el manantial de Fuente Dé como manantial afectado por vertidos puntuales orgánicos (procedentes de las instalaciones del teleférico, del Parador Nacional y de un Hostal). Así mismo, se ha seleccionado un manantial afluente del Río Ponga en su cuenca alta para evaluar el efecto de la pérdida de bosque de ribera en el tramo. Una vez localizadas las zonas afectadas, se ha identificado al menos un tramo control con condiciones ambientales similares a los tramos afectados (Tabla 1 y Figura 1). Para realizar esta tarea se han utilizado las clasificaciones y datos provenientes de la RFS desarrollada anteriormente, atendiendo principalmente a: (1) el área

Caso	Caso estudio	Punto	Río
T1	Control 1 EDAR Valdeón Difusa Arenal Afección Ganadera	C1 A1.1 A1.2 A1.3	Sella Cares Arena Pongal
T3	Control 2 EDAR Tielve Vertido Bulnes	C2 A.2.1 A.2.2	Casaño Duje Bulnes
T3	Control 3 Control 4 Difusa Duje	C.3.1 C.3.2 A.3.1	Salvorón Seco Duje
T4	Control 5 Vertido Fuente Dé Afección Bosque Riber	C4 A.4.1 A.4.2	Farfada Deva M. Ponga

Tabla 1. Listado de los tramos fluviales afectados analizados y sus correspondientes controles. Se indican también los nombres de los ríos donde se localizan estos tramos fluviales.

Table 1. List of the analyzed affected river reaches and their corresponding controls. River names where the river reaches are located are also given.

de cuenca, (2) el orden del tramo, (3) la cobertura de bosque en las ribera, (4) el bosque en la cuenca vertiente, (5) la insolación y (6) las características hidrológicas y (7) el hábitat físico. De acuerdo a estas características se han seleccionado tramos fluviales que actúan como controles de varias afecciones, lo que ha permitido sacar el máximo rendimiento a la red de muestreo (i.e. uno de los pasos de la optimización).

Evaluación del estado de conservación mediante indicadores estructurales

El estado de conservación de los ecosistemas fluviales se ha evaluado en RECORAM utilizando indicadores estructurales y funcionales. Entre los indicadores estructurales, en el proyecto RECORAM se incluyeron comunidades de macroinvertebrados bentónicos, peces, características fisicoquímicas del agua y biomasa del perifiton. Sin embargo, en el presente trabajo sólo se muestran los resultados obtenidos con las comunidades de invertebrados bentónicos fluviales y comunidades de peces.

Estos indicadores se han caracterizado en verano y otoño de 2012 y otoño de 2013. En el caso de las comunidades de invertebrados y peces también se disponían de datos en primavera y verano re-

cogidos en 3 años diferentes (2006-2008) en el marco de otros proyectos realizados en el PN de Picos de Europa. La comunidad de invertebrados presente en cada uno de los tramos fluviales seleccionados se caracterizó con una muestra compuesta por tres sub-muestras tomadas en 3 pozas y en 3 rápidos con una red surber. Todos los invertebrados se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible, generalmente género y especie. Seguidamente se calcularon las métricas oficiales siguiendo el método establecido en la DMA para evaluar el estado ecológico.

Los muestreos piscícolas se llevaron a cabo mediante pesca eléctrica. Cada muestreo se llevó a cabo sobre una superficie mínima que fuera representativa del tramo del río, aplicando un diseño de capturas sucesivas sin devolución. Cada individuo fue identificado a nivel de especie, pesado (gr) y medido (mm). Se ha utilizado el método de Carle & Strub (1978) para las estimas de densidades poblacionales.

Evaluación del estado de conservación mediante indicadores funcionales

Los indicadores funcionales utilizados en el presente trabajo han sido: la descomposición de materia orgánica, biomasa resultante del crecimiento

Proyectos de investigación en parques nacionales: 2010-2013

del perifiton en sustratos artificiales y el metabolismo ecosistémico.

La descomposición de materia orgánica se ha analizado mediante depresores linguales (hechos de madera de Chopo), incubados en 3 rápidos y 3 pozas en cada tramo fluvial considerado. Se realizaron dos campañas, en otoño de 2012 y verano 2013. Sin embargo, debido a la reducida tasa de descomposición obtenida en 2012 como consecuencia de un periodo de incubación insuficiente se ha considerado únicamente los resultados de 2013. Para analizar la descomposición, se obtuvo el peso seco libre de ceniza (PSLC) tras la incubación que se comparó con el PSLC de depresores linguales control para obtener el porcentaje de materia orgánica remanente.

Del mismo modo, en el análisis del desarrollo del perifiton sobre sustratos artificiales se emplearon baldosas de cerámica sin esmaltar con unas dimensiones de 10x10x1 cm que se incubaron en los mismos mesohábitats utilizados para determinar la descomposición de materia orgánica. Se realizaron dos campañas en otoño de 2012 y verano de 2013 en la que las baldosas se incubaron entre 26 y 39 días. El desarrollo del perifiton se caracterizó mediante la cuantificación de clorofila *a* y el carbono epilítico utilizando las metodologías estándar.

La estimación del metabolismo ecosistémico se realizó utilizando dos aproximaciones diferentes: el consumo y producción de oxígeno por el sustrato bentónico en cámaras cerradas y el método de cauce abierto en el que se mide los cambios de oxígeno disuelto diarios en el tramo. El estudio del metabolismo mediante cámaras se llevó a cabo durante el mes de otoño de los años 2012 y 2013. Para ello, se utilizaron cámaras de metacrilato aisladas de la atmósfera. Aleatoriamente, de cada rápido del tramo fluvial se seleccionaron entre 8 y 10 piedras. La mitad se introdujo en cámaras transparentes que permiten estimar la producción de oxígeno mientras la otra mitad en cámaras opacas, que impiden la entrada de luz, para la estimación del consumo de oxígeno.

Finalmente, la estima del metabolismo fluvial mediante el método de cauce abierto con una es-

tación se llevó a cabo durante el mes de otoño de 2013. Para ello se instaló una sonda que medía la concentración de oxígeno disuelto durante 48-72 horas. Esto permitió medir en continuo las variaciones diarias en la concentración de oxígeno. El coeficiente de reaeración, se calculó según MELCHING & FLORES (1999). El balance neto del metabolismo diario (NDM) se calculó como la diferencia entre la productividad primaria bruta (GPP) menos la respiración del sistema en 24 horas (CR24). En esta respiración se incluye tanto la energía disipada por los organismos heterótrofos como por los autótrofos. Del cociente GPP y CR24 se generó el ratio P/R (producción/respiración) que informa del carácter autótrófico/heterotrófico del ecosistema.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización y Clasificación de Hábitats

A partir de todos los puntos caracterizados se ha realizado una clasificación del hábitat físico. Las 10 variables utilizadas en esta clasificación hacían referencia a la secuencia de mesohábitats, la dominancia de tamaños de sustratos, la dominancia de tipos de flujo y las dimensiones del cauce. Las 10 variables se modelaron para la RFS partiendo de una serie de variables predictoras utilizando Random Forest. Posteriormente, todos los tramos fluviales de la red se clasificaron mediante un cluster UPGMA. Se seleccionó como una clasificación óptima la constituida por 7 clases (Figura 2).

Monitorización de la dinámica hidrológica-hidráulica

La evaluación de las series modeladas en las estaciones de aforo X1268 (Río Cares-Deva en Panes), X1265 (Río Deva antes de la confluencia con el río Buyón), X1296 (Río Ponga en Sobrefoz) y X1264 (Río Buyón antes de la confluencia con el río Deva) mediante el criterio de eficiencia de Nash-Sutcliffe (E) muestra que estas series presentan un grado de ajuste bueno o excelente ($E > 0,6$), dependiendo de la estación de aforo, para caudales medios men-

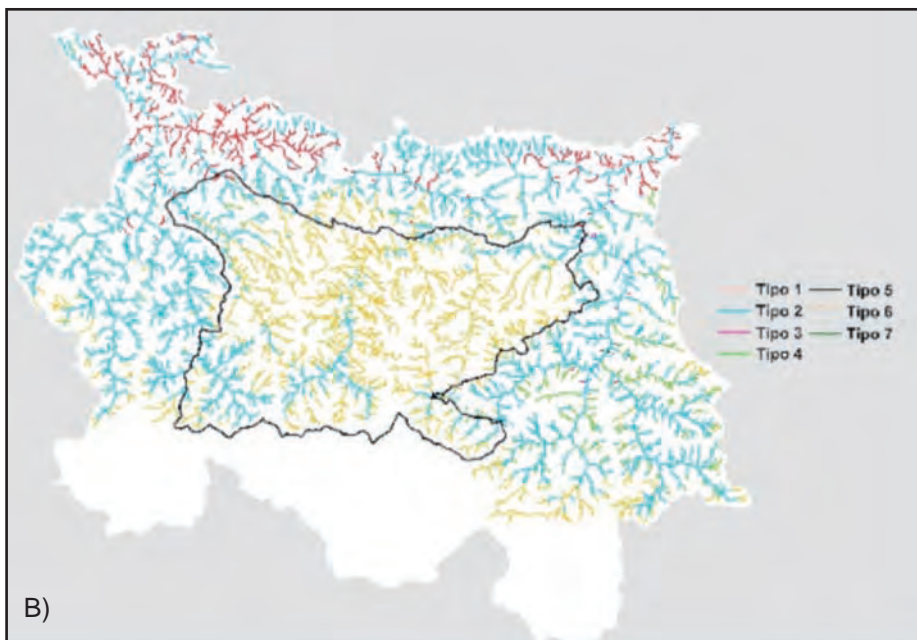
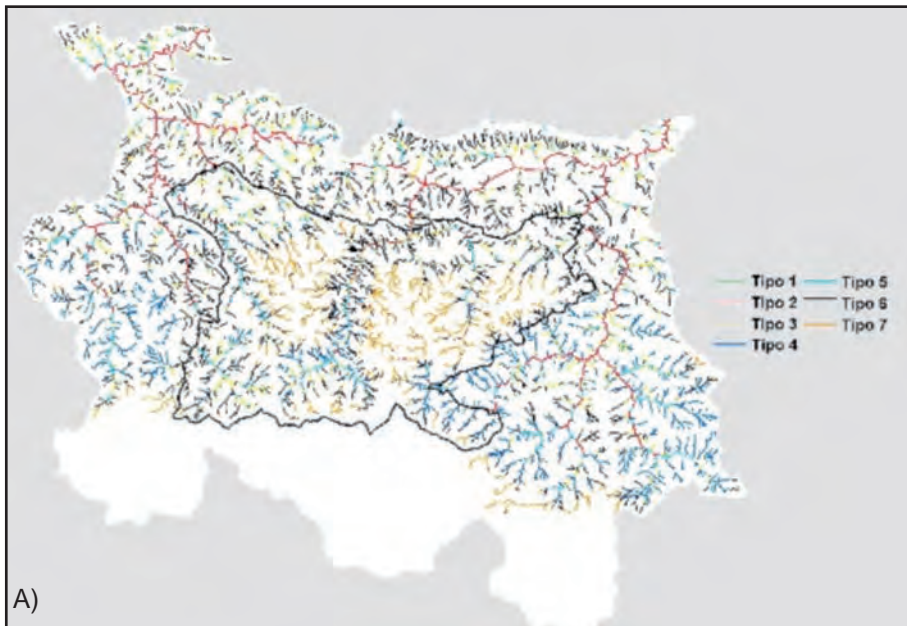


Figura 2. Mapa de la de clasificación del hábitat físico (A) y mapa de la de clasificación hidrológica con 7 clases para la red fluvial del Parque Nacional de Picos de Europa (dentro de la silueta) y cuencas aledañas.

Figure 2. A) Map showing the physical habitat classification (A) and the hydrological classification at level 7 (B) for the Picos de Europa National Park (within the silhouette) and adjacent catchments.

Proyectos de investigación en parques nacionales: 2010-2013

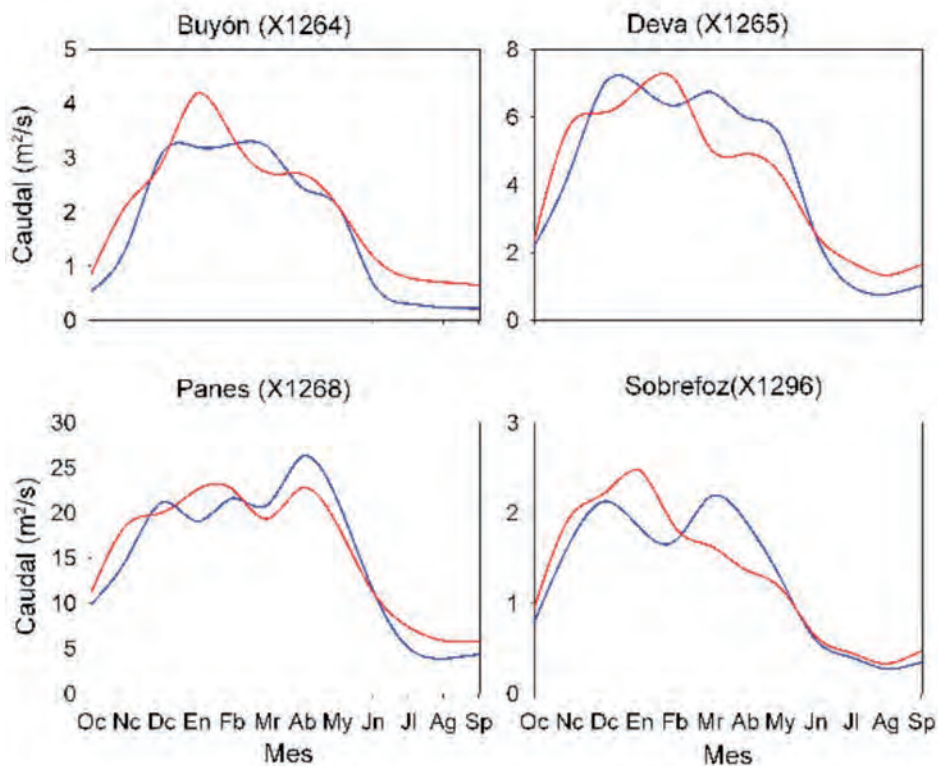


Figura 3. Distribución de caudales mensuales observados (línea azul) y simulados con SWAT (línea roja) en las 4 estaciones de aforo.
Figure 3. Observed (blue line) and SWAT simulated (red line) monthly flow distribution in the four gauges.

suales (Figura 3). Sin embargo, este ajuste no es tan bueno para caudales diarios ($E < 0,5$) debido a la necesidad de caracterizar mejor los procesos de nevada-deshielo y evapotranspiración.

Por otro lado, los patrones de temperatura y caudal obtenidos de los sensores instalados en el PN de Picos son completamente diferentes en un río alimentado mayoritariamente por aguas subterráneas (río Deva en el manantial de Fuente Dé) que en un río con un mayor aporte en forma de escorrentía (río Bulnes en Puente Poncebos; Figura 4). Además, la información recogida ha permitido registrar durante la curva de recesión del estiaje ciclos diarios de variación del nivel del agua que pueden suponer en torno al 10-20% del caudal circulante (Figura 5). Estos están siendo analizados en profundidad para poder estable-

cer la importancia relativa que juegan el deshielo y la evapotranspiración en estos patrones de variación y las posibles implicaciones ecológicas que tienen en los ecosistemas fluviales.

En cuanto a la variabilidad del hábitat físico se ha encontrado que la laminación del caudal debido a un mayor aporte de agua subterránea reduce la variabilidad temporal del hábitat físico, mientras que en los ríos con un mayor componente de agua de escorrentía se produce un aumento en la frecuencia de aparición de un mayor estrés hidráulico (Figura 6). Por otro lado, la conformación física del cauce condiciona la existencia de zonas de refugios en épocas de crecida (Figura 6), es decir, para 2 ríos con un régimen de caudales similares la estructura física del cauce puede jugar un papel muy importante en la re-

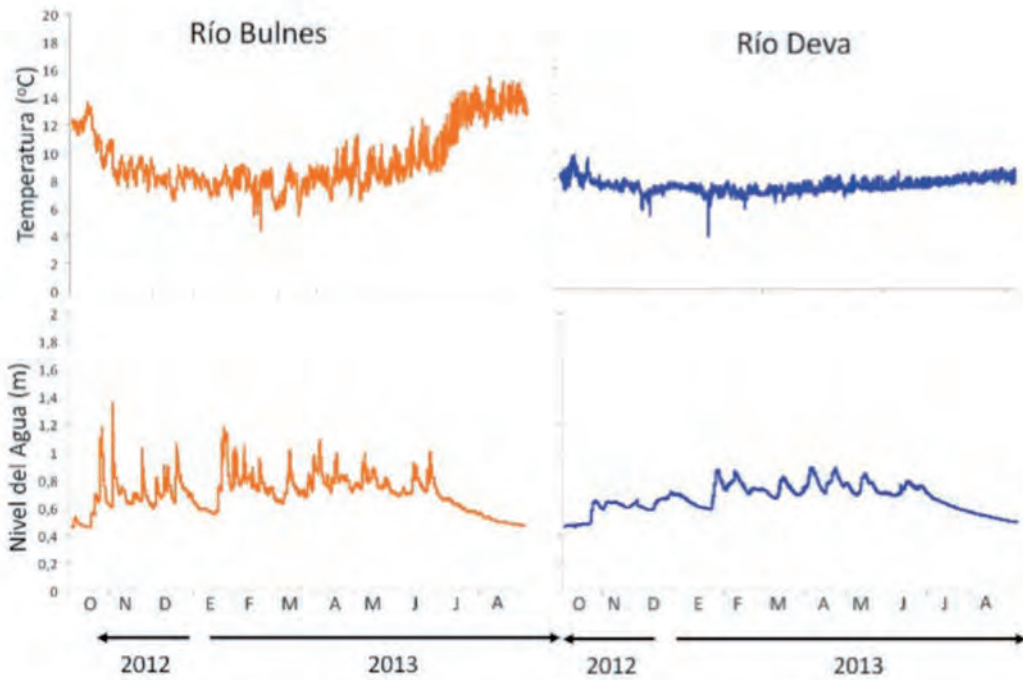


Figura 4. Series de temperatura y nivel de agua medidas en el Río Bulnes (mayor importancia del agua de escorrentía) y en el río Deva (principalmente alimentado por aguas subterráneas).

Figure 4. Temperature and water level series in Bulnes (larger runoff-fed component) and Deva (mainly spring-fed) headwaters.

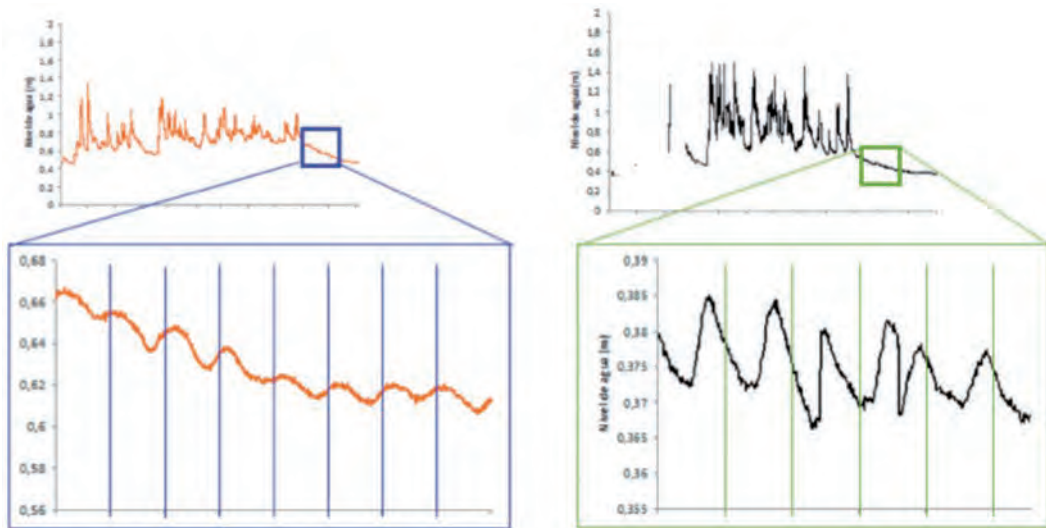


Figura 5. Oscilaciones diarias en el nivel de agua de 2 ríos del Parque Nacional de Picos de Europa (panel izquierdo: Río Bulnes, panel derecho: Río Duje).

Figure 5. Daily water level oscillations in two rivers from the Picos de Europa National Park (left panel: Río Bulnes, right panel: Río Duje).

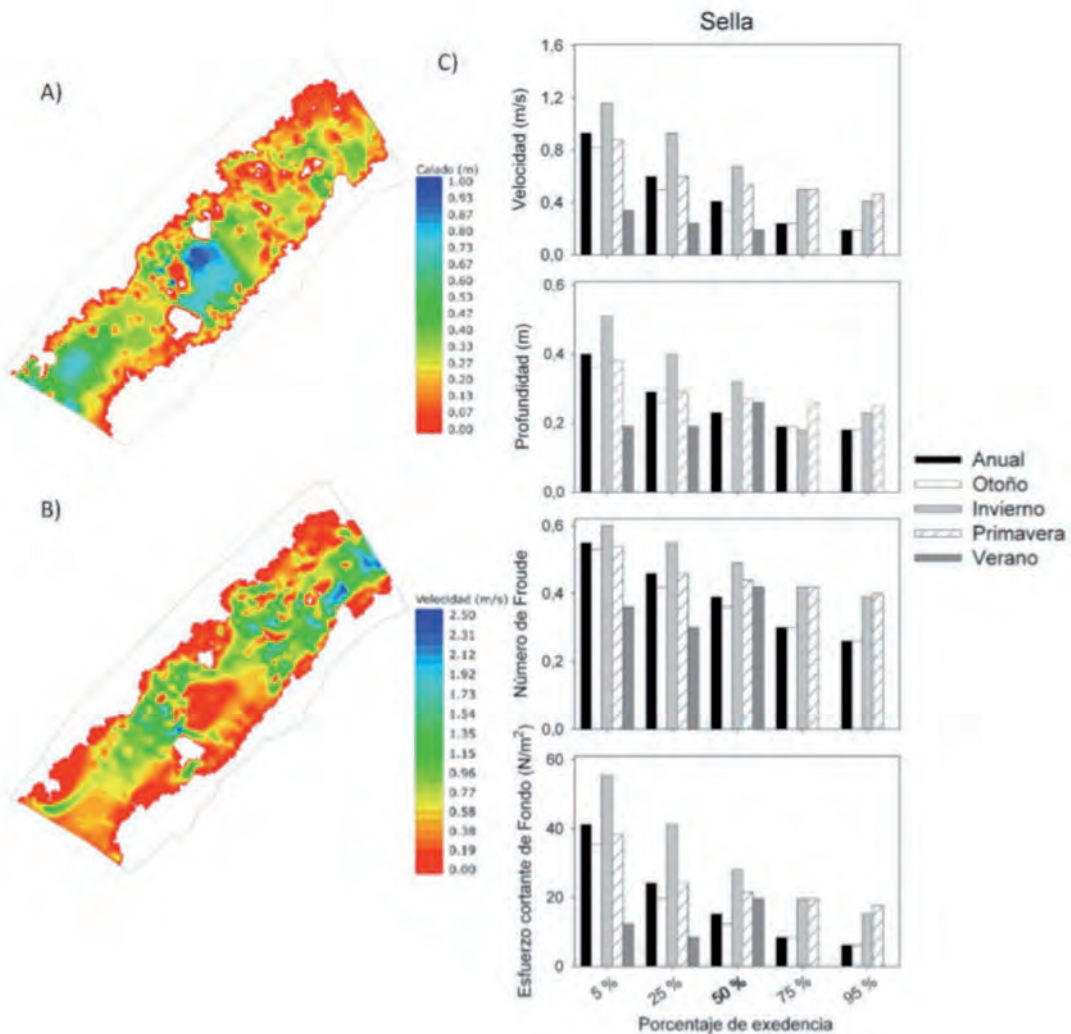


Figura 6. Mapa de calado (A) y velocidad (B) correspondientes a un caudal de excedencia de 50 % de invierno. Se muestran también los valores de velocidad, calado, número de Froude y ECF promedios para el tramo fluvial modelado en el río Sella (C).

Figure 6. Depth (A) and velocity (B) maps corresponding to a winter flow exceeding value of 50%. Velocity, depth, Froude number and shear stress calculated for different seasons and annual flow exceeding values are also shown in the Sella modelled river reach (C).

sistencia y resiliencia de las comunidades biológicas a las crecidas y/o sequías.

Evaluación del estado de conservación mediante indicadores bióticos estructurales

La aplicación del método oficial establecido en la DMA para evaluar el estado ecológico con las co-

munidades de invertebrados bentónicos puso en evidencia que la mayor parte de los tramos presentan una condición buena o muy buena, exceptuando alguno de los muestreos realizados en los tramos afectado por la EDAR de Valdeón y por la EDAR de Tielve (Tabla 2). Estos resultados indican que los tramos estudiados presentan un impacto nulo o muy bajo de acuerdo a las comunidades de invertebrados. Lo cual dista mucho

Caso	Punto	Estado Ecológico Verano 2012	Estado Ecológico Otoño 2012	Estado Ecológico Verano 2013
T1	C1	Bueno	Bueno	Bueno
	A1.1	Moderado	Bueno	Moderado
	A1.2	Muy Bueno	Muy Bueno	Muy Bueno
	A1.3	Muy Bueno	Muy Bueno	Muy Bueno
T2	C2	Muy Bueno	Muy Bueno	Muy Bueno
	A.2.1	Moderado	Moderado	Bueno
	A.2.2	Muy Bueno	Muy Bueno	Muy Bueno
T3	C.3.1	Muy Bueno	Muy Bueno	Muy Bueno
	C.3.2	Muy Bueno	Muy Bueno	Muy Bueno
	A.3.1	Bueno	Bueno	Bueno
T4	C4	Muy Bueno	Muy Bueno	Bueno
	A.4.1	Muy Bueno	Muy Bueno	Muy Bueno
	A.4.2	Muy Bueno	Muy Bueno	Muy Bueno

Tabla 2. Resultados de la evaluación del estado ecológico basado las comunidades de invertebrados utilizando el método oficial de la DMA.

Table 2. Results showing the ecological status evaluation using the official metrics based on river benthic invertebrate communities.

de la realidad de estos tramos fluviales. Sin embargo, si comparamos los valores del Índice Multimétrico (IM) entre cada punto afectado y control específicamente, se han observado modificaciones claras de la comunidad (Figura 7). Es decir, esta comparación control-impacto discretiza con mayor fiabilidad el impacto generado

por las afecciones analizadas. Sin embargo, las relaciones control-impacto no han resultado homogéneas en todos los casos, sino que dependen del tipo de afección, el tramo y tipo de río, así como de la época y el año de muestreo. En este sentido, dentro de los casos 2 y 3, se ha observado una disminución del Índice multimétrico (IM) en

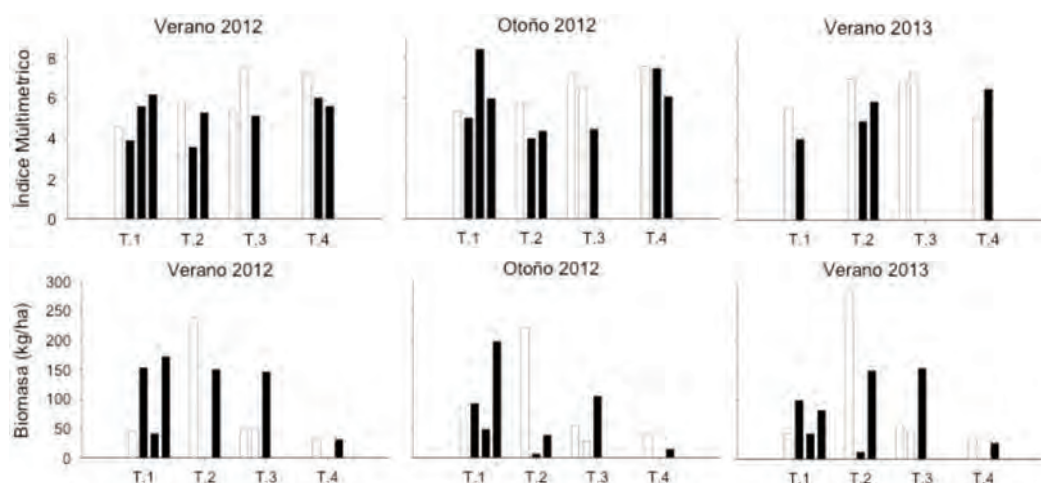


Figura 7. Comparación de los resultados del Índice multimétrico de invertebrados bentónicos (panel superior) y de la biomasa de *Salmo trutta* (panel inferior) entre los puntos control y afectados en diferentes épocas de muestreo en el PN de Picos.

Figure 7. Comparison of benthic invertebrate multimetric index (upper panel) and *Salmo trutta* biomass (lower panel) between impact and control sites for different sampling occasions within the Picos de Europa National Park.

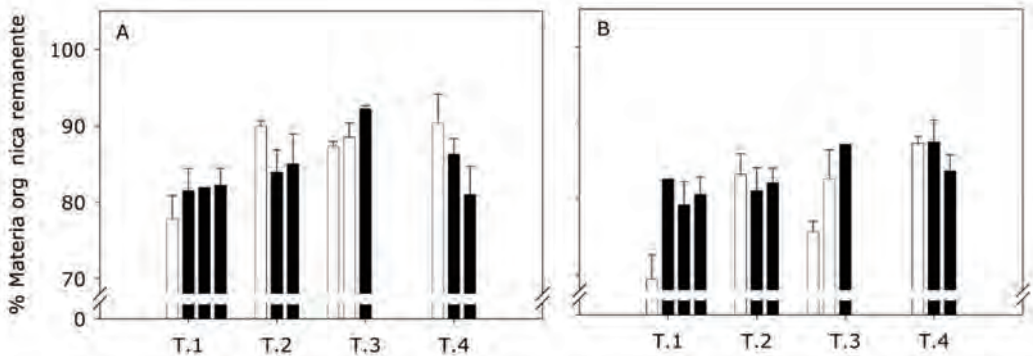


Figura 8. Porcentaje de materia orgánica remanente en los depesores linguales incubados en pozas (A) y rápidos (B) en el verano de 2013.

Figure 8. Remnant organic matter percentage on wooden sticks incubated in pools (A) and rapids (B) in the summer of 2013.

la mayor parte de las estaciones afectas y en todas las campañas analizadas.

Salvo alguna excepción, la única especie piscícola capturada fue *Salmo trutta*. Dependiendo del caso de estudio, se han encontrado respuestas e impactos contrapuestos y, en algunos puntos de los casos T1 (A.1.2) y T4 (A.4.2), destaca la ausencia de un impacto remarcable. En el caso T1 (puntos A.1.1 y A.1.3) y en T3 (Punto A.3.1) se ha observado un aumento de la biomasa respecto a los controles. Por el otro lado, en el caso T2 (Puntos A.2.1 y A.2.2) y T4 (A.4.1) se ha producido una reducción de la biomasa (Figura 7). Es especialmente relevante el caso de Tielve (A.2.1) en las que la biomasa fue prácticamente nula en todos los muestreos. En el punto situado en el manantial del río Deva (A.4.1) tampoco se capturó ningún individuo en ninguna de las campañas, pero este resultado probablemente derive de la imposibilidad de remonte de la especie por barreras naturales. En este sentido, hay que tener en cuenta que los peces presentan una movilidad elevada, lo que complica el análisis de una afección de este tipo (vertidos orgánicos) mediante estos organismos.

Evaluación del estado de conservación mediante indicadores funcionales

La descomposición de materia orgánica es superior en los controles respecto a los impactos en los

casos 1 y 3. Por el contrario, los casos 2 y 4 presentan una mayor descomposición en los tramos impactados siendo ésta más acentuada en Tielve y en el Manantial Ponga, respectivamente (Figura 8). Este resultado evidencia que la naturaleza de los vertidos puede tener un papel importante a la hora de activar/inhibir el procesado de la materia orgánica por los organismos descomponedores. Por ejemplo, la gran cantidad de sedimento fino y la falta de materia orgánica en el río Duje (caso 3) hace que este río presente unas tasas de descomposición más bajas que sus controles (ríos naturales muy forestados), mientras que en el caso de los aportes de vertidos orgánicos en el caso 2 y 4 aumentan las tasas de descomposición.

En el caso del crecimiento del perifiton a continuación se presentan los resultados en función de 2 variables: concentración de clorofila *a* y concentración de carbono epilítico. Los tramos impactados en los casos de estudio 1 y 3 presentaron una mayor concentración de clorofila *a* que los controles (Figura 9). En el caso de estudio 2, no se hallaron diferencias tan marcadas. Finalmente, en el caso 4 la concentración de clorofila *a* es mayor respecto al control mientras que en Deva es menor, lo que podría ser explicado por la limitación en la entrada de luz debido a la cobertura arbórea (Figura 9). En cuanto al carbono epilítico, en los casos 1 y 4 se observó una gran variabilidad entre campañas. En el caso de estudio 2, el contenido de carbono en ambos impac-

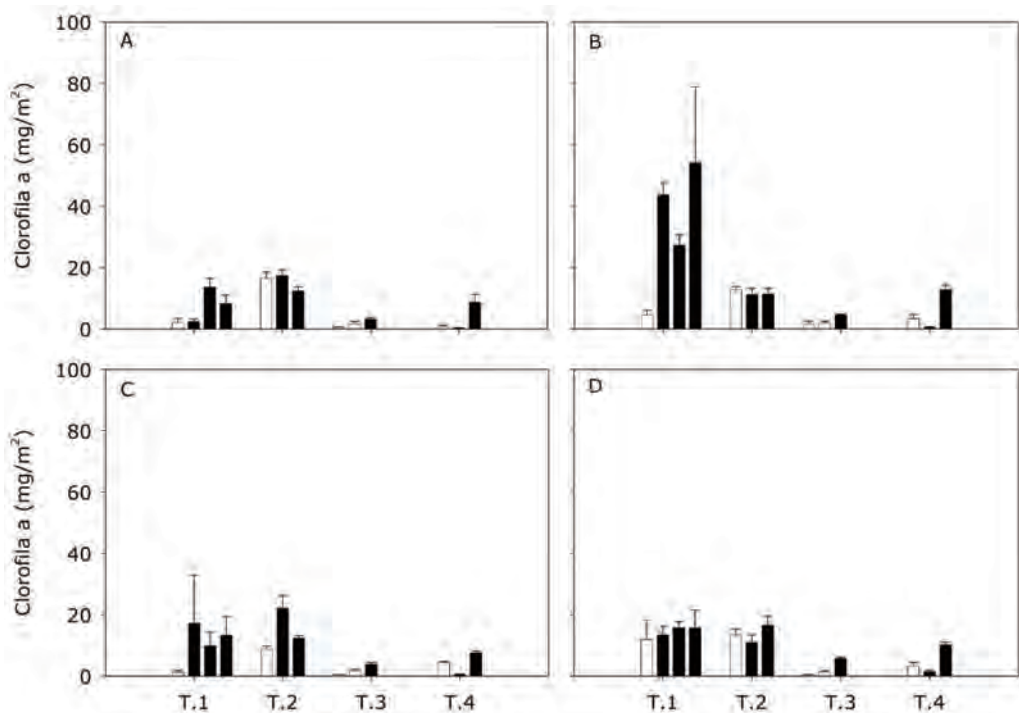


Figura 9. Acumulación de clorofila a en baldosas en los cuatro casos de estudio en los años 2012 (A y B) y 2013 (C y D) en pozas (A y C) y rápidos (B y D).

Figure 9. Chlorophyll a accumulation on clay tiles on the four studied cases in 2012 (A and B) and 2013 (C and D) on pools (A and C) and rapids (B and D).

tos es superior al control, mientras que en el caso de estudio 3 se observa una notable diferencia entre controles (Figura 10).

La producción de oxígeno por unidad de superficie estimada mediante cámaras fue siempre superior en tramos impactados respecto a los tramos control para todos los casos de estudio, a excepción del Manantial Deva, que presentó, no sólo valores inferiores al control correspondiente, sino un consumo de oxígeno. Los tramos impactados también presentaron un mayor consumo de oxígeno por unidad de superficie respecto a los controles (Figura 11). En cuanto al metabolismo fluvial estimado mediante el método de cauce abierto, en el caso de estudio 1 el tramo impactado (A.1.1; Cares en Valdeón) presenta tanto una producción primaria bruta como una respiración superior al tramo control. Esto se traduce en un ratio producción-respiración más elevado.

En el caso de estudio 2 (A.2.1; río Duje en Tielve) la mayor producción primaria bruta y un mantenimiento de la respiración del ecosistema genera un cambio en el metabolismo neto diario. Esto implica un mayor carácter autotrófico del tramo impactado. En el caso 3, la producción primaria bruta y la respiración del ecosistema son muy superiores en A.3.1, dado que en el control no hay prácticamente producción, y es un tramo netamente heterotrófico. Por lo tanto, en este caso, el tramo impactado se caracteriza por una mayor autotrofia que el tramo control. Por el contrario, los manantiales no presentan diferencias para ninguno de los parámetros analizados (Figura 12). Finalmente, analizando en conjunto todos los tramos de estudio y ambas campañas la relación consumo -producción de oxígeno por unidad de superficie es lineal y muy similar entre controles e impactos (pendientes paralelas; Figura 13). Sin embargo, los tramos impactados tiendan a pre-

sentar un mayor consumo de oxígeno por unidad de producción, lo cual es lógico dado que la mayor parte de los tramos impactados estudiados recibe un vertido que aumenta notablemente la materia orgánica en descomposición.

Análisis del control de la variabilidad hidrológica en la valoración del estado de conservación

Una de las principales hipótesis que plantaba el proyecto RECORAM era que la variabilidad temporal natural de las condiciones ambientales (p.e. hidrología) podría tener una importante influencia en el funcionamiento del ecosistema y, por tanto, jugar un papel clave en la variabilidad natural de las métricas utilizadas en la evaluación del estado ecológico. El desarrollo del proyecto

ha permitido analizar esta variabilidad, tanto en los tramos más naturales como en aquellos afectados por vertidos de diferente origen. El desarrollo de hidrogramas naturales mediante el modelo SWAT, nos ha permitido conocer con exactitud y en cualquier punto de la red fluvial del PN de Picos, las condiciones hidrológicas durante los muestreos y durante la época previa a estos. Además, el análisis de estas series nos permite identificar si el año en el que se llevó a cabo el muestreo ha sido seco, normal o húmedo o ha presentado épocas concretas con episodios de crecida o sequía excepcionales (Figura 14).

La disposición de esta información hidrológica, junto con información sobre los indicadores estructurales y funcionales recogidos durante este proyecto y estudios previos realizados en el PN de Picos nos permite analizar como los ecosistemas

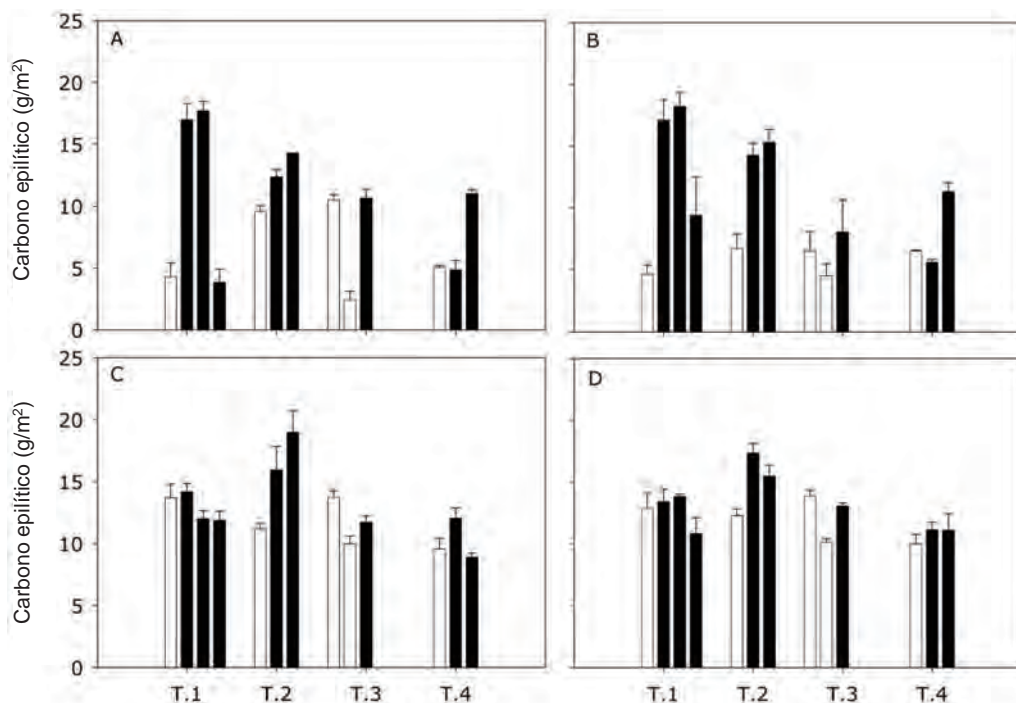


Figura 10. Acumulación de carbono epilítico en baldosas en los cuatro casos de estudio en los años 2012 (A y B) y 2013 (C y D) en pozas (A y C) y rápidos (B y D).

Figure 10. Epilithic carbon accumulated on clay tiles on the four studied cases in 2012 (A and B) and 2013 (C and D) on pools (A and C) and rapids (B and D).

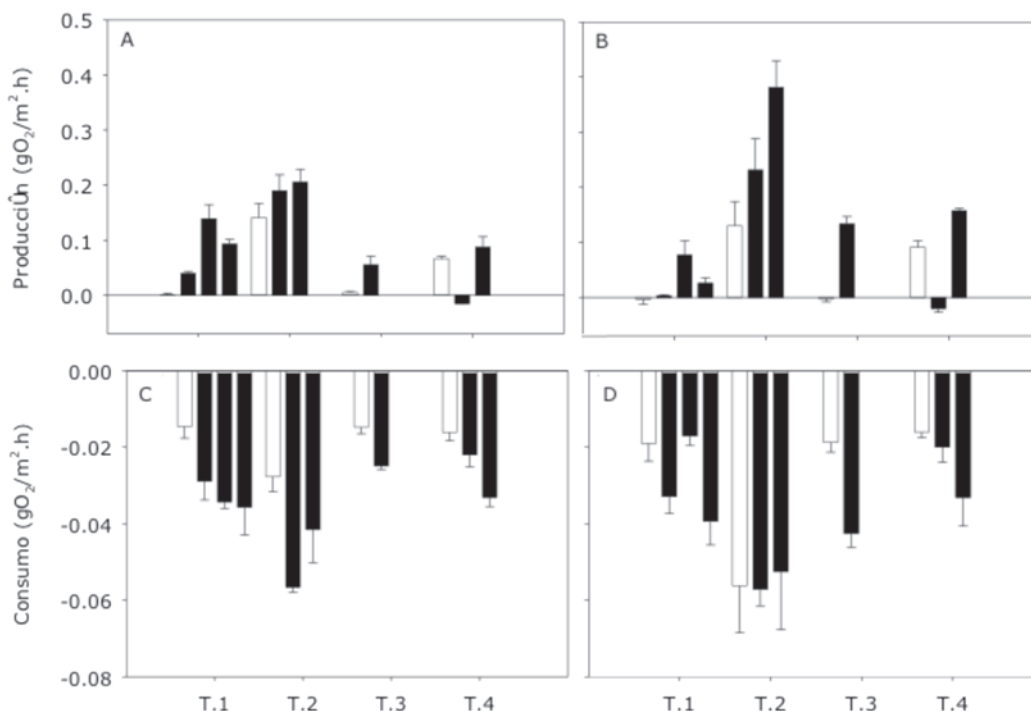


Figura 11. Producción (A y B) y Consumo (C y D) de oxígeno en las cámaras de metabolismo en los años 2012 (A y C) y 2013 (B y D).
Figure 11. Oxygen production (A and B) and consumption (C and D) on metabolism chambers in 2012 (A and C) and 2013 (B and D).

fluviales de alta montaña responden a estos eventos. Por ejemplo, se ha visto que las comunidades de invertebrados, para las que se tiene series de datos más largas, responden siguiendo diferentes patrones de acuerdo a tres factores principales (Figura 15): (1) el grado de afección del vertido en el tramo fluvial (prístino/leve/grave), (2) la época de muestreo (primavera/verano) y (3) el tipo del año hidrológico (húmedo/medio/ seco). Así, los tramos fluviales que no presentan afecciones, presentan valores más altos de los índices multimétricos en años secos o normales y tienden a aumentar siempre hacia el otoño. Por el contrario, los tramos fluviales que reciben algún vertido leve pierden calidad hacia el otoño, ya que se disminuye el efecto de dilución durante el final del estiaje y disminuyen notablemente en años más húmedos. Finalmente, los tramos afectados por vertidos severos (p.e. Río Duje en Tielve) disminuyen en calidad en gran medida hacia el otoño en años hidrológicos secos o normales y aumentan en calidad en los

años hidrológicos húmedos, al contrario que el resto (Figura 15).

Optimización de la red de seguimiento del estado de conservación en los ecosistemas fluviales del PN de Picos y creación de herramientas digitales

El resultado final del proyecto RECORAM es la propuesta de una red de seguimiento del estado de conservación de los ecosistemas fluviales del PN de Picos de Europa que incorpore los principales resultados de investigación del proyecto. El proyecto se ha centrado en el estudio de los impactos causados por vertidos orgánicos puntuales, falta de bosque de ribera y problemas asociados con la escorrentía y no ha analizado otras presiones importantes como son las alteraciones debido a los diferentes aprovechamientos hidroeléctricos. Sin embargo una red de seguimiento del estado de

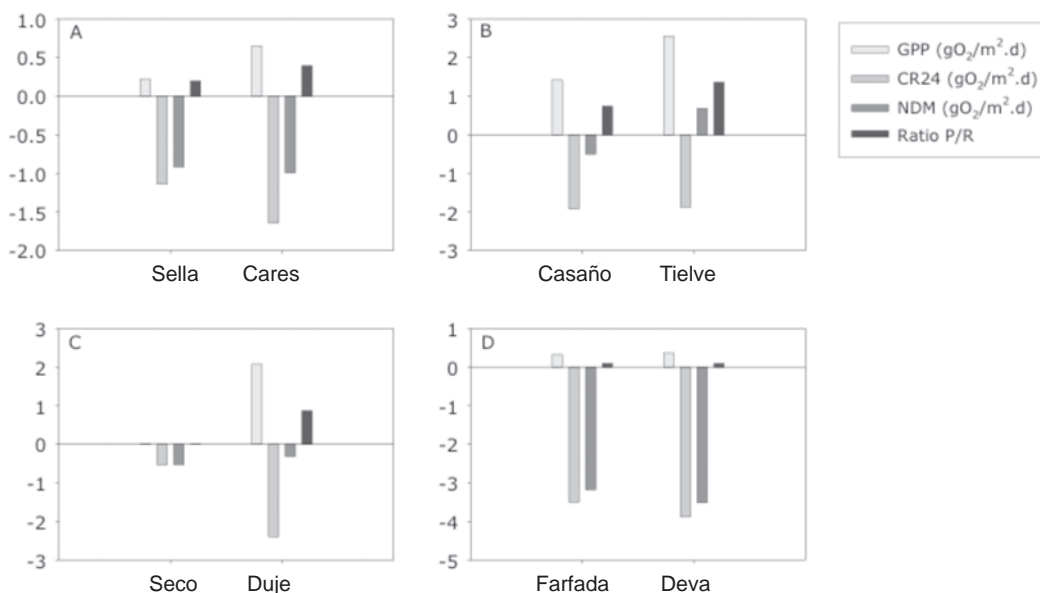


Figura 12. Metabolismo fluvial calculado mediante el método de cauce abierto en los casos de estudio: caso 1 (A), caso 2 (B), caso 3 (C) y caso 4 (D) en el año 2013.

Figure 12. Fluvial metabolism calculated following the open channel method in the different case studies: case 1 (A), case 2 (B), case 3 (C) and case 4 (D) in 2013.

conservación de estos ríos debería incorporar también estos impactos.

La red que se propone se basa en un sistema Control-Impacto en vez de un sistema de condición de referencia (método DMA), ya que el segundo ha demostrado tener una clara dependencia con el tipo de año hidrológico. La propuesta de esta red se ha realizado en base a un proceso de optimización en el que el primer paso es proponer una serie de puntos de seguimiento de impactos que puedan aglutinar los efectos de varias presiones. La propuesta de estos puntos es clave ya que permite ahorrar en intensidad espacial de muestreo e integra los efectos de grupos de presiones con una localización cercana en la red fluvial. Una vez se ha realizado este paso es necesario encontrar controles para estos puntos que sirvan de contraste. Los resultados del proceso de optimización han resultado en 15 puntos de seguimiento que integran 27 impactos por vertidos puntuales, difusos y alteraciones hidrológicas (Figura 16 A). De estos puntos, 7 integran varios vertidos, 4 integran la afección de más de

una presa y otros cuatro integran efectos múltiples de presa más vertidos. Estos puntos de seguimiento se pueden agrupar a su vez en 7 clases atendiendo al área de cuenca, clase hidrológica y de hábitats, porcentaje de bosque en la cuenca y otras variables ambientales clave y, por tanto, se han buscado tramos control para cada una de estas clases. Se han encontrado 2 tramos controles para 3 de las clases y tan sólo 1 tramo control para las otras 3 clases. Una de las clases (cauce principal del río Cares y del Dobra) quedan sin control, aunque podría utilizarse uno de los controles de los otros grupos por su similitud (p.e. río Casaño). En total este proceso rinde 9 controles utilizando el máximo posible o 6 utilizando 1 por cada clase (Figura 16 B). Utilizando, por tanto, una red de 21 puntos (6+15), similar esfuerzo que en estudios previos realizados en el PN de Picos, se podría realizar un muestreo de metabolismo, peces e invertebrados anual siguiendo una metodología control/impacto por un valor cercano a los 15.000€ o utilizando todas las métricas de este estudio por 23.700€. Del mismo modo, se han seleccionado puntos de con-

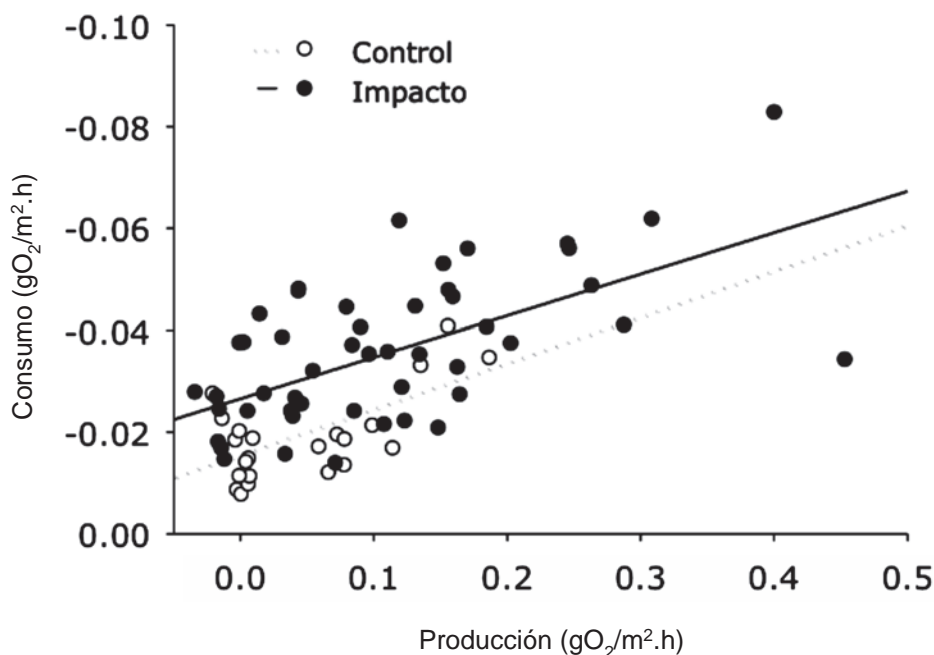


Figura 13. Relación entre la producción y el consumo de oxígeno estimado mediante las cámaras de metabolismo en los años 2012 y 2013.

Figure 13. Relationship between oxygen production and consumption estimated with metabolism chambers in the years 2012 and 2013.

rol para poder estimar el grado de alteración hidrológica mediante instalación de aforos similares a los instalados en el proyecto RECORAM. La red actual cubriría 4 de los 6 puntos de control necesarios, siendo necesario instalar 2 nuevos (Figura 16C). La instalación de un aforo nuevo tiene un coste de 3000€, mientras que la manutención anual es de 400€ por estación y año.

El proceso de optimización debería realizarse también en función de la variabilidad de las métricas utilizadas en la evaluación del estado de conservación, de modo que se pueda calcular el nivel de confianza al que se quiere trabajar. Sin embargo, estos gastos deberían tomarse como gastos mínimos ya que aumentar el nivel de confianza en las medidas encarecería enormemente las horas de personal, lo cual supone ya un gasto de entre el 60% y 80% de métricas funcionales y estructurales y del mantenimiento de los aforos.

Conclusiones y aplicaciones a la gestión

Las principales conclusiones que se pueden desprender de los resultados del presente estudio son:

1. La clasificación hidrológica y de hábitats de la red fluvial sintética utilizando modelos estadísticos permite disgregar la variabilidad espacial natural de estos ecosistemas de modo que puedan encontrarse tramos fluviales ambientalmente similares.
2. El sistema de seguimiento en ecosistemas con una dinámica temporal muy marcada debería realizarse con un sistema control-impacto que permita evaluar el impacto en función de los cambios anuales que se produzcan naturalmente en las localizaciones control, de esa manera se imbrica en la evaluación del estado de conserva-

Proyectos de investigación en parques nacionales: 2010-2013

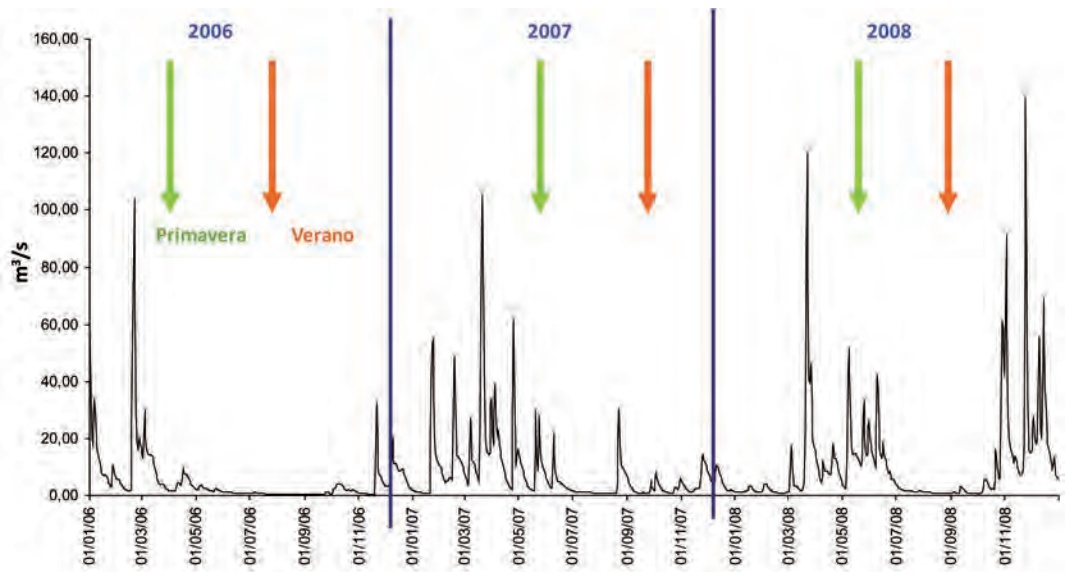


Figura 14. Hidrograma generado mediante el modelo SWAT en un punto de estudio anterior al proyecto RECORAM. Se muestran los años correspondientes y las fechas exactas en las que se llevaron a cabo los muestreos en el PN de Picos durante los años 2006, 2007 y 2008.

Figure 14. Hydrograph generated using SWAT in a studied reach previous to the RECORAM Project. Arrows show benthic invertebrate sampling dates in the Picos de Europa National Park in 2006, 2007 y 2008.

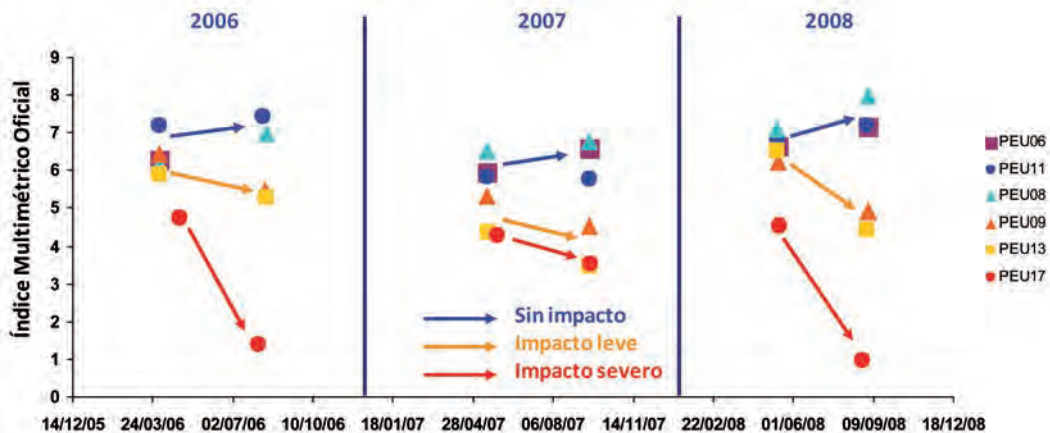


Figura 15. Resultados del índice multimétrico basado en comunidades de invertebrados bentónicos muestreadas en 6 estaciones en primavera y verano de 2006-2007 en estudios previos al proyecto RECORAM. Datos cedidos por el PN Picos de Europa.

Figure 15. Multimetric index results based on benthic invertebrate communities sampled in 6 studied river reaches in spring and summer 2006-2007 previous to the RECORAM project. Data provided by the Picos de Europa National Park.

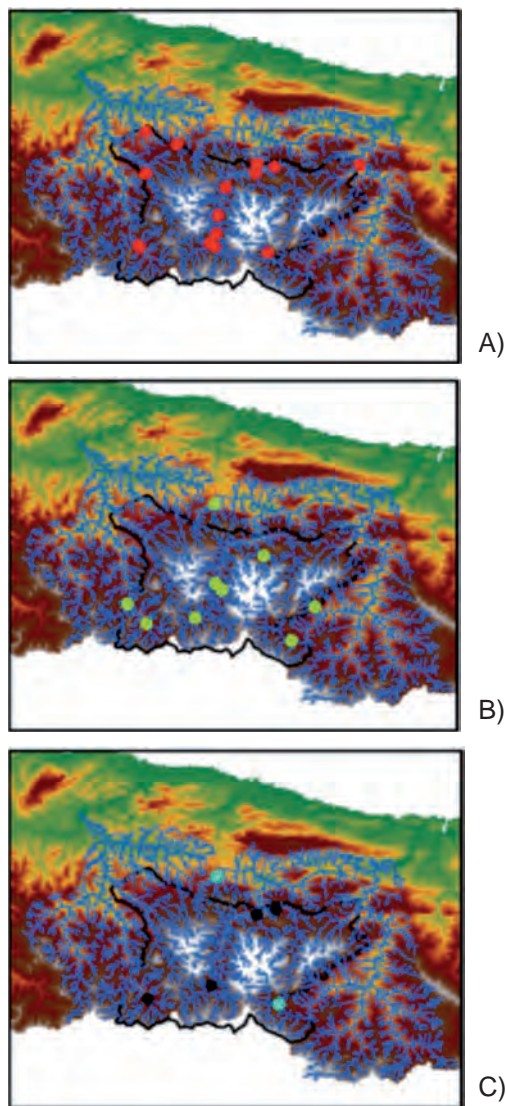


Figura 16. Imágenes que muestran la ubicación de los puntos de seguimiento de los principales impactos que existen en los ríos del PPNN de Picos de Europa (A), de la propuesta de tramos control (B) y aforos nuevos (azul) y existentes (negro) necesarios para el seguimiento de la alteración hidrológica (C). Estos resultados se han obtenido tras el proceso de optimización de la red de seguimiento del estado de conservación de los ecosistemas fluviales del PN de Picos.

Figure 16. Images showing the location of river reaches for (A) the monitoring of the main impacts on the rivers of the Picos de Europa National Park, (B) the proposal of control reaches and (C) new (blue) and existing (black) gauges needed for the monitoring of the hydrological alteration. These results have been obtained after the optimization process for the evaluation of the fluvial ecosystem conservation status from the Europe Peaks National Park.

ción la variación natural y no se contrasta contra una situación «estática». Es la única manera de poder atribuirle a cada presión el efecto que genera en el medio biofísico.

3. La mejor estrategia para evaluar el estado de conservación es la utilización de variables estructurales y funcionales del ecosistema. Ambos tipos de variables se complementan, siendo más costosas las estructurales. Sin embargo, la emisión de un diagnóstico en el que no se lleguen a elucidar las relaciones causa-efecto entre el impacto y el efecto pueden suponer un gasto mayor en la gestión que el del propio muestreo, ya que pueden desencadenar medidas de gestión mal orientadas con efectos contrapuestos a las medidas de conservación.

4. La principal fuente de agua (surgencia frente a escorrentía) que alimenta un cauce fluvial marca notablemente la variabilidad temporal en las características hidráulicas, mientras que la conformación hidráulica permite la existencia de refugios en épocas de caudales extremos (crecidas o sequías).

5. El tipo de año hidrológico (seco, húmedo, medio) condiciona la respuesta de las comunidades de macroinvertebrados a los vertidos orgánicos. Esta respuesta es, además, modelada en función del grado de afección de la presión. Es importante por ello que la evaluación del estado de conservación descansa en un diseño que permita disponer de series temporales que precisen el resultado del diagnóstico.

6. La optimización de una red de seguimiento permite concentrar esfuerzos en zonas determinadas del paisaje donde la información generada va a rendir mejores resultados para la gestión. Del mismo modo, permite invertir en certidumbre e información de calidad con utilidad en el medio y largo plazo. Este estudio demuestra que un diseño control-impacto no tiene por qué generar mayores gastos que un diseño basado en la condición de referencia, siempre y cuando se optimice el número de controles en función de los impactos a monitorizar.

En función de estas conclusiones y de los resultados obtenidos consideramos que hay una serie de acciones que son interesantes desde el punto de vista de los gestores del PN de Picos y de otros PN de Montaña de la Península:

1. El PN de Picos debería mantener una red de seguimiento del estado de conservación de los ecosistemas fluviales en la que se incorpora la metodología control-impacto frente a la condición de referencia. Los muestreos deberían cubrir al menos 21 tramos fluviales que reflejan la mayor problemática de gestión de estos ecosistemas en el PN. Además, es preferible mantener un muestreo sostenido en el tiempo que un gran esfuerzo espacial o intra-anual, ya que el nivel de replicación debería establecerse a nivel anual y utilizar los distintos años como replicas para la evaluación del estado de conservación. Al cabo de 5 años de datos, podríamos comenzar a saber cómo de severos son los impactos en los tramos de la red afectados con un alto nivel de confianza. Esto es de especial relevancia con los impactos generados por la alteración del régimen hidrológico en diferentes puntos de la red del PN.

2. El uso de un diseño control-impacto para la evaluación del estado de conservación debe complementarse con la evaluación del estado ecológico realizada por las administraciones encargadas de la calidad del agua (i.e., seguimiento de vigilancia de la DMA: cubre grandes escalas espaciales y utiliza la condición de referencia). Sin embargo, la evaluación del estado de conservación propuesta en este estudio permitiría realizar un diagnóstico de mayor detalle (relacionado con el seguimiento operativo de la DMA: cubre presiones-impactos concretos) para enunciar acciones de gestión/restauración más eficaces y dirigidas a problemas concretos. Es decir, el sistema propuesto es complementario y no contrapuesto al sistema de vigilancia de la DMA y se contempla en la misma Directiva como seguimiento operativo.

3. El mantenimiento de las redes de seguimiento automáticas (p.e. caudal y temperatura) pueden generar un sistema de alerta temprana para diferentes riesgos ambientales y son básicas para entender el funcionamiento hidrológico de las cuencas, especialmente si se incorporasen sondas

de concentración de oxígeno. En este sentido, la gestión de los usos del suelo de la cuenca tiene un gran efecto en la señal que llega a estas estaciones y puede ser también utilizada en futuras aplicaciones para evaluar el impacto que está teniendo el cambio climático en el balance hídrico de las cuencas del PN de Picos, por ejemplo en los procesos de fusión de nieve o de evapotranspiración.

4. Consideramos necesario la implantación de un régimen natural de caudales para la red fluvial del PN, que permita mantener el pleno funcionamiento de los ecosistemas fluviales del mismo. Hay que hacer hincapié en mejorar notablemente el estado de conservación de muchos de los manantiales del PN de Picos de Europa, los cuales se encuentran en su gran mayoría en un mal estado de conservación. Los principales problemas son las mangueras de agua metidas directamente en las surgencias, el acceso directo del ganado a la zona de la surgencia o la alteración física del hábitat. Estos aspectos son de especial relevancia en este tipo de hábitats, dado que mucha de la fauna y flora de estas surgencias kársticas (crenobiontes) son muy sensibles a alteraciones leves del hábitat y, probablemente, muchas especies han sido ya completamente perdidas del PN.

5. Es necesario mencionar también la dificultad de encontrar controles para determinados tramos fluviales dentro de la propia red fluvial del PN de Picos de Europa. Esto pone de manifiesto la necesidad de contar con otras zonas que puedan servir de control para la evaluación de impactos dentro del PN. Por ejemplo, el uso de otras figuras de conservación como la RN2000 o las reservas fluviales de la DMA debería fortalecerse incluso a petición del PN para poder contar con zonas control en otras zonas del territorio más o menos cercano pero con condiciones biofísicas similares.

AGRADECIMIENTOS

Nos gustaría agradecer al Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y al Organismo Autónomo de Parques Nacionales por financiar el proyecto RECORAM (Ref: 132/2010).

BARQUÍN, J. Y COLS.

«Optimización de las redes de seguimiento»

Además, José Barquín mantuvo un contrato de investigación Ramón Y Cajal durante parte del desarrollo del Proyecto (Ref: RYC-2011-08313) del Ministerio de Economía y Competitividad. Nos

gustaría también agradecer a la Confederación Hidrográfica del Cantábrico y al Parque Nacional de Picos de Europa por la cesión de datos para la realización del presente estudio.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ÁLVAREZ-CABRIA, M., BARQUÍN, J. & JUANES, J.A. 2010. Spatial and seasonal variability of macroinvertebrate metrics: Do macroinvertebrate communities track river health? *Ecological Indicators*, 10: 370-379.
- BARQUILLA, M. 2009. Respuesta de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos a los factores naturales y antrópicos en los ríos del Parque Nacional Picos de Europa. Tesina de Master. Universidad de Cantabria, Santander. 80 pp.
- BARQUÍN, J. & DEATH, R.G. 2009. Physico-chemical differences in karst springs of Cantabria, northern Spain: Do invertebrate communities correspond?. DOI 10.1007/s10452-008-9170-2. *Aquatic Ecology*, 43: 445-455.
- BARTHOLOME, E.M. & BELWARD, A.S. 2004. GLC2000, a new approach to global land cover mapping from earth observation data. *International Journal of Remote Sensing*.
- BENDA, L., MILLER, D. & BARQUÍN, J. 2011. Creating a catchment scale perspective for river restoration. *Hydrology and Earth Systems Sciences*, 15: 2995-3015.
- BUNN, S.E., ABAL, E.G., SMITH, M.J., CHOY, S.C., FELLOWS, C.S., HARCH, B.D., KENNARD, M.J. & SHELDON, F. 2010. Integration of science and monitoring of river ecosystem health to guide investments in catchment protection and rehabilitation. *Freshwater Biology*, 55 (Suppl. 1): 223-240.
- COBELAS, M.A., CATALÁN, J. & GARCÍA DE JALÓN, D. 2005. Impactos sobre los ecosistemas acuáticos continentales. In: *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático* 113-146. Ministerio de Medio Ambiente de España, Madrid.
- COLLIER, K.J. & SMITH, B.J. 2006. Distinctive invertebrate assemblages in rockface seepages enhance lotic biodiversity in northern New Zealand. *Biodiversity and Conservation*, 15: 3591-3616.
- DOWNES, B.J., BARMUTA, L., FAIRWEATHER, P.G., FAITH, D.P., KEOUGH, M.J., LAKE, P.S. MAPSTONE, B.D. & QUINN, J.M. 2002. *Monitoring Ecological Impacts: Concepts and practice in flowing waters*. Cambridge University Press. Cambridge. 434 pp.
- EC. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23rd October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, *Official Journal of the European Communities L 327/1*, Brussels: European Commission.
- ENVIRONMENT AGENCY. 2003. *River Habitat Survey in Britain and Ireland. Field survey guidance manual*. Bristol, UK. 68 pp.
- GLEICK, P.H. 1998. *The World's Water*. Island Press. Washington D.C., USA. 307 pp.
- GUISAN, A., SPEHN, E. & KÖRNER, C. 2007. Georeferenced biological databases: A tool for understanding mountain biodiversity. *Mountain Research and Development*, 27(1): 80-81.
- HAMILTON, L. & MCMILLAN, L. 2004. *Guidelines for planning and managing mountain protected areas*. IUCN World Commission on Protected Areas. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 83 pp.
- KING, A. J., WARD, K.A., O'CONNOR, P., GREEN, D., TONKIN, Z. & MAHONEY, J. 2010. Adaptive management of an environmental watering event to enhance native fish spawning and recruitment. *Freshwater Biology*, 55: 17-31.
- LAKE, P. S., PALMER, M.A., BIRO, P., COLE, J., COVICH, A.P., DAHM, C., GIBERT, J., GOEDKOP, W., MARTENS, K. & VERHOEVEN, J. 2000. Global change and the biodiversity of freshwater ecosystems: impacts on linkages between above-sediment and sediment biota. *Bioscience*, 50(12).

Proyectos de investigación en parques nacionales: 2010-2013

- LOEB, S. L. & SPACIE, A. 1994. Biological monitoring of aquatic systems. Lewis Publishers. London. 381 pp pp.
- MELCHING, C. S. & FLORES, H.E. 1999. Reaeration equations derived from U.S. geological survey database. *Journal of Environmental Engineering*, 125(5): 407-414.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press. Washington, DC. pp.
- NAIMAN, R. J., BUNN, S.E., NILSSON, C., PETTS, G.E., PINAY, G. & THOMPSON, L.C. 2002. Legitimizing fluvial ecosystems as users of water: An overview. *Environmental Management*, 30(4): 455-467.
- PEÑAS, F.J. 2014. *Classification of the natural flow regime and prediction of hydroecological characteristics in the northern third of the Iberian Peninsula*. University of Cantabria, Santander. pp.
- RODRÍGUEZ, P., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M. & BÉCARES, E. 1994. Caracterización de las comunidades de macroinvertebrados de la cuenca alta del río Cares (NO España). *Limnetica*, 10(1): 93-100.
- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hill. New York. 488 pp.
- STRAHLER, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysicists Union*, 38: 913-920.
- US-GOVERNMENT. 1977. *Federal Water Pollution Control Act (As Amended Through Public Law 107-303, November 27, 2002)*.
- VAN DER KNAAP, W.O. & VAN LEEUWEN, J.F.N. 1995. Holocene vegetation succession and degradation as responses to climatic change and human activity in the Serra da Estrela, Portugal. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 89: 153-211.
- WOODWARD, G., PERKINS, D.M. & BROWN, L.E. 2010. Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 365: 2093.2106.

