



Universidad
Zaragoza

Trabajo Fin de Grado

Ciencias Ambientales

CCAA

Evaluación del efecto del barranquismo en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos del río Mascún, perteneciente al Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara

Evaluation of the effect of canyoning on benthic macroinvertebrates of the Mascún river, from the Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara

Autor

Melisa Gimeno Lobera

Director

Rocío López Flores

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR

2020

ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN.....	6
1.1.	OBJETIVOS	9
2.	AREA DE ESTUDIO	10
2.2.	PARQUE NATURAL DE LA SIERRA Y LOS CAÑONES DE GUARA.....	10
2.3.	EL RÍO MASCÚN, AFLUENTE DEL ALCANADRE	13
2.3.1.	Descripción general de la cuenca del río Alcanadre	13
2.3.2.	Descripción de la cuenca del río Mascún	14
3.	METODOLOGÍA	17
3.1.	PROTOCOLO DE MUESTREO PERIFITON.	17
3.1.1.	Equipos de muestreo	17
3.1.2.	Procedimiento de muestreo	18
3.2.	ANÁLISIS DE MUESTRAS DE PERIFITON EN EL LABORATORIO.	18
3.2.1.	Equipos necesarios en el laboratorio	18
3.2.2.	Procedimiento de laboratorio	18
3.3.	PROTOCOLO DE MUESTREO PARA MACROINVERTEBRADOS.....	19
3.3.1.	Equipo necesario para el muestro (CHE, 2007):.....	19
3.3.2.	Captura y conservación.....	19
3.4.	ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS DE MACROINVERTEBRADOS EN EL LABORATORIO 20	
3.4.1.	Material para la limpieza de muestras y la identificación de individuos (CHE, 2007).	20
3.4.2.	Limpieza y clasificación de las muestras.....	21
3.5.	INDICES BIOLÓGICOS	22
3.5.1.	Índices relacionados con el estado ecológico de la masa de agua: IBMWP, IASPT 22	
3.5.2.	Índice EPT / EPT + OCH.....	23
3.5.3.	Índices relacionados con la diversidad taxonómica	23
3.6.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO	24
4.	RESULTADOS	26
4.1.	SEGUIMIENTO DE LA BIOMASA DE PERIFITON DURANTE LA TEMPORADA DE BARRANCOS 2018 EN EL RÍO MASCÚN.	26

4.2. SEGUIMIENTO DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS Y EL ESTADO ECOLÓGICO DEL RÍO MASCÚN DURANTE LA TEMPORADA DE BARRANCOS DE 2018.	29
4.2.1. Descripción de la composición de la comunidad de macroinvertebrados	29
4.2.2. Efecto de la temporada de barranquismo en el estado ecológico del río Mascún mediante el índice de macroinvertebrados IBMWP.....	32
4.2.3. Comparación de los resultados obtenidos para los diferentes índices biológicos	33
4.2.4. Similitud de la estructura de la comunidad al inicio y al final de la temporada de barranquismo.....	38
4.2.5. Variación de la composición y los rasgos biológicos de la comunidad a lo largo de la temporada de barrancos.....	40
5. DISCUSIÓN	45
5.1. IMPACTO DEL BARRANQUISMO EN LA COBERTURA DE PERIFITON	45
5.2. IMPACTO DEL BARRANQUISMO EN LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS Y EN EL ESTADO ECOLÓGICA DEL RÍO.....	46
5.3. CAPACIDAD DE RECUPERACIÓN DE LAS COMUNIDADES BENTONICAS EN EXPERIMENTOS CONTROLADOS	48
5.4. DINÁMICA Y DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN EL RÍO MASCÚN	49
6. CONCLUSIONES.....	51
7. BIBLIOGRAFÍA.....	52
8. ANEXOS.....	55

RESUMEN

El aumento en la búsqueda de actividades de ocio al aire libre, tan necesario para el desarrollo de las zonas rurales, puede conllevar graves consecuencias que ponen en peligro estos ambientes y a las comunidades que habitan en ellos. Actividades como el barranquismo, sobre todo al pisar el sustrato en donde se encuentra el perifiton y donde habitan las comunidades de macroinvertebrados, puede tener efectos negativos en el estado ecológico del agua. Por lo tanto, el objetivo de este estudio ha sido evaluar el efecto que tiene el descenso de barrancos en las comunidades bentónicas del Mascún, un barranco situado en el Parque Nacional de la Sierra y los Cañones de Guara. Para ello, se llevó a cabo la determinación de diversos índices de diversidad y calidad ecológica, así como el análisis de la estructura de la comunidad, antes y después de la temporada. El impacto producido por el pisoteo de los barranquistas fue claro, produciendo un descenso en la riqueza de familias del 17,6%, en el caso más extremo. Así mismo, la calidad ecológica del río disminuyó en las regiones afectadas por este deporte, dejando clara la necesidad de compaginar el desarrollo de este tipo de actividades tan necesarias para estas zonas rurales con la conservación de los ecosistemas naturales.

Palabras clave: Barranquismo, deportes de aventura, indicador biológico, calidad ecológica, macroinvertebrados bentónicos, perifiton, espacios protegidos.

ABSTRACT

The increase in the search for outdoor activities, so necessary for the rural areas, can have serious consequences for the nature conservation and for the communities that inhabit there. Activities such as canyoning, especially when they entail stepping on the substrate, where the periphyton is found and where the macroinvertebrate communities live, can have negative effects in the ecological state of the water. The main objective of this study was to evaluate the effect of canyoning in the benthic communities of Mascún, located in Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara. The determination of several indices of diversity and ecological quality was carried out, as well as the analysis of the community structure and their biological traits, before and after the sport season.

The impact produced by the trampling of the canyoners was clearly observed, producing a decrease in family's richness of 17.6%, in the most extreme case. The ecological quality of the river also decreased in the perturbed areas. Results reinforced the need of combine the development of this type of leisure activities so necessary for these rural areas with the conservation of natural ecosystems.

Keywords: Canyoning, adventure sports, biological indicator, ecological quality, benthic macroinvertebrates, peripheral, protected spaces

1. INTRODUCCIÓN

En cuanto a volumen de agua se refiere, los ríos solo albergan una ínfima parte de toda el agua contenida en la Tierra si los comparamos con otros compartimentos hidrológicos como océanos, glaciares o lagos. A pesar de la aparente modestia de los caudales que transportan, los ríos tienen una enorme importancia por conectar las cuencas terrestres con la atmósfera y con el mar, funcionando como los auténticos riñones de la Tierra. De esta forma, además de agua, transportan sales, sedimentos y organismos, sin olvidar que las complejas reacciones químicas y biológicas que se producen en los cauces fluviales son responsables en parte de las características químicas del agua retenida en los grandes reservorios, como lagos y océanos (Elosegi y Sabater, 2009).

Su papel no solo es crucial para entender el ciclo hidrológico, sino que son elementos fundamentales en el ciclo de formación de rocas, la orogenia y la denudación de los continentes. En este contexto, es interesante destacar que los ríos suelen perdurar más que los lagos, ya que éstos tienden a colmatarse de sedimentos y desaparecer (Elosegi y Sabater, 2009).

La biodiversidad y la heterogeneidad características de estos hábitats dependerán de un modo directo de la conectividad entre cauce, llanura de inundación y lecho del río (López-Flores, Michavila y Cuchí, 2014). Cabe destacar que las dimensiones de los cauces son muy variadas, abarcando varios ordenes de magnitud, este hecho, unido a la larga pervivencia y a la estructura dendrítica de los ríos explica que los ríos y sus márgenes alberguen buena parte de la biodiversidad del mundo, así como algunas de las zonas de mayor productividad biológica (Elosegi y Sabater, 2009).

Una perturbación se produce cuando las potenciales fuerzas perjudiciales se aplican a espacios habitados por una población, comunidad o ecosistema. Las fuerzas pueden ser tales que los organismos se extingan o se desplacen, que sus recursos como espacio vital y alimentos se agoten y que la estructura del hábitat se degrade o destruya (Lake, 2000). Así mismo, también podría definirse como cualquier evento que interrumpe el ecosistema, la comunidad, o la estructura de la población, y que cambia la disponibilidad de recursos, sustratos o entorno físico (Turner y Dale, 1998). Por tanto, no hay que entender únicamente el termino de perturbación como fenómeno negativo, ya que en muchas ocasiones un régimen medio de perturbaciones naturales posibilita la entrada de nuevas especies y genera ambientes más diversos.

Como se ha mencionado anteriormente, las perturbaciones naturales son necesarias, concretando para el caso de los ríos, ayudan a mantener el equilibrio necesario para el funcionamiento de estos ecosistemas. Sucede al contrario con las interacciones antrópicas, como por ejemplo la regulación de ríos mediante infraestructuras hidráulicas que provocan una alteración en el régimen natural de caudales y produce un aumento de las zonas lénticas frente a las lólicas (López-Flores, Michavila y Cuchí, 2014). Sin olvidar otros efectos negativos derivados de distintas actividades, como la urbanización o la agricultura, que producen alteración del hábitat físico, cambios en las comunidades biológicas, disminución de biodiversidad,

eutrofización, pérdida de resiliencia del sistema fluvial, pérdida de la capacidad de autodepuración del río, invasión de especies exóticas, etc. (González y García, 2007). Así como los efectos que la contaminación y el cambio climático producirán en la biodiversidad y en los ciclos biogeoquímicos de los ecosistemas acuáticos continentales (Cobelas, Catalán, y Jalón, 2005).

Los deportes de aventura, realizados de forma estacional, concentran su influencia en un corto e intenso periodo de tiempo. No se trata de una perturbación continuada durante todo el periodo del año, pero las presiones ejercidas sobre estos ambientes en unos pocos meses son elevadas. En concreto, alguno de los efectos producidos por el barranquismo en los medios acuáticos son: modificaciones en la composición del sustrato causadas por el pisoteo, alteraciones en el transporte de materia fina, y gruesa, alteraciones en las comunidades de macroinvertebrados, de algas epilíticas y de macrófitos (Benayas et al., 1996). En muchas ocasiones, los entornos en los que se practica este tipo de deportes presenta un alto grado de fragilidad y elevado valor ambiental, por lo que en los nuevos destinos turísticos consolidados en torno a estas prácticas se plantea la necesidad de compaginar la protección de la naturaleza con el desarrollo socioeconómico (Lacosta Aragües, 2002).

El Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara (PNG) es un parque natural de la provincia de Huesca, situado en la parte central de las Sierras Exteriores Pirenaicas. El sustrato calcáreo de dicho conjunto, los torrentes y barrancos por los que discurre en dirección N-S la red fluvial y los intensos procesos kársticos, han dado lugar a un paisaje interesante y muy singular. Este espacio accidentado y de gran belleza constituye, desde el punto de vista de los deportes de aventura, un soporte funcional privilegiado para la práctica de ciertas actividades como el senderismo, la escalada y, sobre todo, el barranquismo (Lacosta Aragües, 2002). La presencia de numerosos cañones de diferente tamaño, caudal, exigencia física y condiciones técnicas han ocasionado que el barranquismo haya tenido un desarrollo espectacular y masivo en Guara (Melendo, 2008).

Este crecimiento continuo de la afluencia turística en el interior del Parque, y la constatación de ciertos efectos negativos sobre el medio llevo a realizar un diagnóstico de la situación y a establecer medidas para controlarla. El Decreto 133/1996, de 11 de julio, del Gobierno de Aragón, para regular la práctica del barranquismo en el citado Parque y, posteriormente, el Decreto 164/1997, de 23 de septiembre, del Gobierno de Aragón, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (P.O.R.N.) del Parque de la Sierra y los Cañones de Guara, han acotado los usos turísticos y deportivos permitidos en el interior del Parque (circulación con vehículos a motor, estacionamiento de vehículos, acampada, descenso de barrancos, senderismo, excursiones ecuestres, bicicleta de montaña y vuelo con y sin motor), así como las normas a que debe atenderse su práctica. En el caso del barranquismo consisten en: limitar el acceso a determinados barrancos para garantizar el normal desarrollo de los ciclos vitales de las especies más amenazadas, fijar un número máximo de personas por grupo de barranquistas en función del barranco que estén realizando, establecer una frecuencia mínima de entrada a los barrancos de diez minutos entre cada grupo con el

fin de evitar aglomeraciones e indicar el equipamiento mínimo imprescindible para realizar la actividad deportiva de forma segura.

El Decreto 204 /2014, de 2 de diciembre, del Gobierno de Aragón, por el que aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión (P.R.U.G.) del Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara, tiene por objetivos contribuir a la conservación genética, realizar un seguimiento ecológico, promover la difusión de los valores históricos y culturales y limitar y prohibir ciertas actividades, sin olvidar promover la coordinación administrativa y utilizando el propio plan como el principal instrumento básico de planificación de la gestión del Parque Natural. Concretamente, en el anexo IV, hay dos actuaciones en el programa de seguimiento ecológico que tienen relación con el barranquismo: 11) crear una comisión conjunta, con participación de la FAM, asociaciones conservacionistas (FCQ, SEO y otras), empresariales y administraciones competentes en turismo, para identificar la problemática de la escalada y el barranquismo, con el fin de articular la orden que se dicte al respecto; 12) estudiar el impacto ambiental del barranquismo en los ecosistemas riparios y especialmente las afecciones a las poblaciones faunísticas del río como peces, macroinvertebrados, y algunos mamíferos como nutria común (*Lutra lutra*).

En general hay poca información acerca de cómo influyen las actividades deportivas en la calidad y el estado ecológico de las aguas de un río. En concreto, en el PNG, han sido recientes los estudios dedicados a evaluar los efectos del barranquismo. Anteriormente a este TFG se han realizado tres estudios en tres ríos en los cuales se practica barranquismo pertenecientes a dicho Parque.

Los tres coinciden en la existencia de una relación entre la alteración producida por el pisoteo de los barranquistas y el descenso en riqueza y abundancia de las comunidades bentónicas. En los tres estudios se realizaron experimentos controlados en los que se pudo observar claramente esta relación, además de estimar el tiempo que la comunidad tarda en recuperar tras una perturbación como esta (Pérez Pascual, 2018; Sasot Escorihuela, 2018; y Sierra Gros, 2013). Sin embargo, Pérez Pascual (2018) determinó que, en la Peonera, al tratarse de un cauce ancho, el impacto podría considerarse menor y las comunidades estar adaptadas a dicha alteración y recuperar rápidamente las regiones perturbadas.

Según Sierra Gros (2013) en el Formiga la comunidad de macroinvertebrados recupera su composición después de una perturbación continua de una semana en un periodo de 15 días, recuperándose a partir de los 30. Por el contrario, en el experimento realizado por Sasot Escorihuela (2018) la estructura de la comunidad tardó en recuperarse 60 días. Reice (1985) demostró de forma experimental que el pisoteo tiene un efecto perjudicial a corto plazo, sin embargo, en el estudio de Hardiman y Burgin (2011) se observó que, aunque la composición de la comunidad había visto afectada su recuperación fue rápida. Lake et al. (2000) concluye que los de una perturbación en la biota y su posterior respuesta están medidas por la disponibilidad de una variedad de refugios, así como de la disponibilidad de recursos de estos.

1.1.OBJETIVOS

En general, el objetivo de este TFG es determinar el efecto que producen actividades deportivas como el barranquismo en las comunidades de macroinvertebrados presentes, dicho impacto será establecido mediante índices bióticos y de diversidad, los cuales mostrarán el estado ecológico de las aguas y la diversidad taxonómica y funcional de las comunidades de macroinvertebrados del río Mascún. Para completar este objetivo se llevarán a cabo los siguientes objetivos específicos.

- Determinar el estado ecológico del río Mascún en el tramo a estudiar, antes y después de la temporada de barranquismo mediante los índices IBMWP (Alba-Tercedor *et al.* 2002) e IASPT, así como comparar las zonas afectadas y no afectadas por la actividad.
- Evaluar el impacto generado en la biomasa de perifiton del mismo tramo de río, ocasionado por el pisoteo de las personas que realizan la actividad, comparando la cobertura antes y después de la temporada de barranquismo.
- Analizar la estructura de las comunidades de macroinvertebrados mediante la riqueza taxonómica e índices de diversidad, equitatividad y dominancia.

2. AREA DE ESTUDIO

2.2. PARQUE NATURAL DE LA SIERRA Y LOS CAÑONES DE GUARA

La Sierra de Guara forma el núcleo más importante de las sierras exteriores altoaragonesas, también conocidas como Prepirineo. Separan las depresiones intrapirenaicas de la provincia de Huesca de las llanuras de la depresión del Ebro (Cuchí et al., 2010). Su máxima altitud es el Tozal (2077 m). La Sierra es el centro de una región de impresionantes bellezas naturales, enorme riqueza medioambiental y patrimonio histórico, artístico y cultural, lo que justificó la declaración de Parque por Ley 4/1990 de 27 de Septiembre. Abarca 47.450 ha, más 33.775 de Zona Periférica de Protección, lo que le convierte en el espacio natural protegido más extenso de Aragón (Melendo, 2008). Guara también alberga un importante patrimonio cultural e histórico, en 1998, la UNESCO declaró Patrimonio de la Humanidad al conjunto de abrigos con pinturas rupestres del cañón del Vero. Este territorio se transformó en Parque Cultural en 2001 por decreto del Gobierno de Aragón (Cuchí et al., 2010).

La altura mínima es de 430 m y la máxima de 2077, por lo que las diferencias altitudinales generan distintos ambientes bioclimáticos. Las alineaciones montañosas más importantes se extienden en sentido E-O por lo que hay amplias zonas con orientación meridional con características cálidas de precipitaciones medias y vegetación dominante de tipo mediterráneo. Las zonas orientadas al N son más frescas y húmedas y en ellas domina la vegetación eurosiberiana. De hecho, la divisoria entre ambas vertientes hace de límite entre las provincias biogeográficas eurosiberiana (al N) y mediterránea (al S), por lo que hay una gran variedad de ambientes naturales (Melendo, 2008).

Esta gran variedad de ambiente tiene como resultado una riqueza y abundancia de especies de flora que es difícil de sintetizar. En las formaciones arbóreas de las orientaciones N y NE destacan el pino silvestre (*Pinus silvestris*), acompañados por hayas (*Fagus sylvatica*) en algunas laderas, sustituidos en las cotas más altas por pino negro (*Pinus uncinata*). Los bosques de quejigos (*Quercus faginea*) ocupan especialmente las zonas bajas del sector N, mientras que en las zonas bajas del sector meridional es la encina (*Quercus ilex*) la especie dominante, aunque frecuentemente ambas especies se mezclan. Aproximadamente el 40 % de la superficie del Parque está ocupado por matorral, principalmente boj (*Buxus sempervivens*), encina de porte arbustivo (*Quercus ilex*) y erizón (*Echinopartum horridum*). Cabe destacar un original biotopo constituido por acumulaciones de cantos sin estabilizar que tapizan ciertas laderas, en el cual se localizan algunos endemismos de notable valor botánico (Melendo, 2008).

Así mismo, Guara alberga un espectacular patrimonio geológico, donde se combinan morfologías estructurales, malliformes, kársticas, fluviokársticas, fluviales y periglaciares. Los nueve cursos fluviales más importantes cortan dos decenas de grandes cañones acompañados por un centenar aproximado de afluentes encajados en un accidentado y espectacular escenario geológico. Además, este territorio presenta una interesante flora endémica y es hábitat de interés para la fauna, especialmente grandes aves rapaces y carroñeras (Cuchí et al., 2010), algunas de ellas protegidas o en peligro de extinción, como el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*), alimoche (*Neophron percnopterus*) o el águila real (*Aguila chrysaetos*), etc. (Melendo, 2008).

En el plano hidrológico, las sierras, con alineación general de Este-Oeste, están cortadas transversalmente por una serie de cursos fluviales: Vero y su afluente Fornocal, Alcanadre con Mascún e Isuela-Barcéz, Formiga, Calcón, Guatizalema y Flumen. Los cauces de modestas dimensiones (excepto Formiga y Calcón) nacen al norte de la barrera de las calizas de Guara, en depresiones abiertas de margas, arcillas y areniscas. En el núcleo de la sierra los cauces toman dirección sur y se encajan en las calizas y conglomerados a través de uno o varios cañones que se prolongan en los somontanos (Cuchi, et al., 2010).

En la figura 1 se muestra un mapa con la localización de la zona de estudio de este trabajo, en concreto del Somontano de Barbastro, encontrado en el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara.

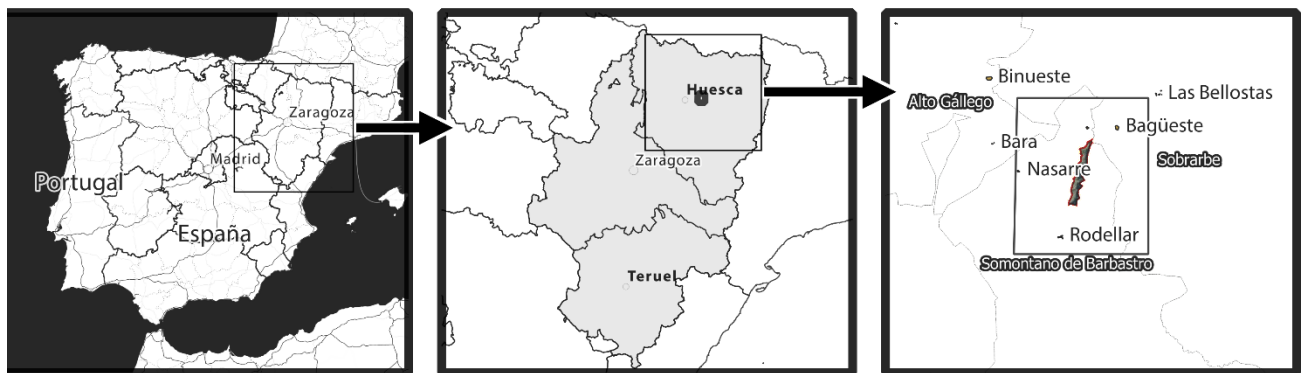


Figura 1. Mapa con la localización del area de estudio. Elab propia.

Según nos informa la Red de Espacios Naturales Protegidos del Gobierno de Aragón (2019) también existen otras figuras de Protección:

- Parque Cultural del Río Vero
- L.I.C. Guara Norte
- L.I.C. Sierra y Cañones de Guara
- L.I.C. Silves
- Z.E.P.A. de la Sierra y Cañones de Guara

A continuación, se describen brevemente las tres figuras de protección que se encuentran en el interior del Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara (CHE, 2007a):

- LIC Guara Norte (LIC ES2410005): Estrato superior de la Sierra de Guara, macizo calcáreo, con barrancos y fenómenos kársticos y con elementos endémicos en flora asociados a gleras. Presenta 11 hábitats de interés comunitario siendo 2 de ellos prioritarios, y 6 especies de fauna con objetivo de conservación.
- LIC Sierra y Cañones de Guara (LIC ES2410025): Constituye las estribaciones meridionales de la Sierra de Guara. Es un macizo calcáreo con un característico modelado kárstico con cañones, dolinas, simas y lapiaces. Presenta una abundante y variada avifauna. Presenta 12 hábitats de interés comunitario siendo 1 de ellos prioritarios, y 7 especies de fauna con objetivo de conservación.
- ZEPA Sierra y Cañones de Guara (ZEPA ES0000015). Macizo calcáreo integrado en las Sierras Exteriores del Prepirineo Oscense, modelado kárstico con cañones, dolinas, simas y lapiaces. Abundante y variada avifauna con 27 especies con objetivo de conservación. ZEPA que incluye el Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara. Las tres zonas descritas son lugares de recarga del acuífero asociado al macizo calcáreo y forman parte del PNG.

Es importante destacar que tanto el turismo rural como las actividades de ocio han irrumpido con fuerza en un espacio rural marginal con un marcado declive demográfico. Esta región ofrece unas condiciones idóneas para la práctica de estas actividades deportivas lo que ha llevado a la instalación de múltiples empresas dedicadas a ellas, con la consiguiente recuperación demográfica, sin llegar a alcanzar los valores anteriores a la despoblación de estas zonas. Esta cierta revitalización demográfica, y económica ha afectado especialmente a los municipios donde el barranquismo se ha consolidado a lo largo de los años 90, favoreciendo su especialidad turística, como Alquézar y Bierge, por lo que hay una clara relación entre la práctica de dicho deporte y el cese en el declive demográfico (Melendo, 2008).

2.3. EL RÍO MASCÚN, AFLUENTE DEL ALCANADRE

2.3.1. Descripción general de la cuenca del río Alcanadre

El Alcanadre nace en la Sierra de Galardón y desemboca en el Cinca junto a la población de Ballobar, en torno a 133 msnm. Discurre de norte a sur atravesando el PNG por la parte oriental, en donde alcanza su cota máxima en la Peña de Guara con 2.076 msnm. Sus principales afluentes son los ríos Used, por la derecha; Mascún, de 13 km, e Isuala, de 39 km, por la izquierda, y Formiga, de 16 km (con el Calcón, de 22 km), Guatizalema, de 73 km (con el Botella, de 22 km), y Flumen, de 120 km, por la derecha.

La cuenca del río Alcanadre puede dividirse en dos tramos principales (CHE, 2007a):

a) Desde la cabecera del río Alcanadre y sus afluentes hasta que, abandonando las sierras, entran en la hoya de Huesca. Es una zona de altura superior a los 650 msnm y orientada al sur. Con fuertes pendientes sobre terreno calcáreo, con cauces encajonados creando profundas gargantas. Paisajes agrestes y variados con mezclas de bosque de frondosas y coníferas con matorrales.

b) Desde que los ríos salen de las sierras hasta la desembocadura en el río Cinca. Es una zona de altura inferior a los 650 msnm, de perfil plano con cauces encajonados evolucionando en el último tramo en un valle amplio. El paisaje está muy modificado por el hombre con cultivos de secano en la parte alta y de regadío en la parte baja de la cuenca.

Con respecto a la geología del terreno forma parte de dos grandes dominios geológicos: el dominio pirenaico del sinclinal de Jaca-Pamplona al norte y el dominio de la depresión media del Ebro al sur, separados por una importante estructura tectónica denominada cabalgamiento frontal surpirenaico. Los materiales más abundantes del dominio pirenaico en la cuenca son los conglomerados y arcillas del Mioceno, areniscas y calizas del Eoceno y afloramientos de calizas del Cretácico superior asociadas a Yesos y margas del Keuper. Estos materiales se encuentran plegados y con fallas, principalmente N-S y algún cabalgamiento. En la depresión del Ebro encontramos conglomerados, areniscas y margas y, en la franja Sur, yesos del Mioceno con fondos de valle de conglomerados, gravas y arcillas del Cuaternario. Estos materiales tienen una disposición prácticamente horizontal (CHE, 2007a).

Según la CHE (2007) la precipitación media de la cuenca del río (entre 1930 y 2003) es 540 mm/año, variando entre 970 mm/año en el norte de la cuenca y 367 mm/año en el sur, siendo las precipitaciones más abundantes durante la primavera y el otoño, y las menores en invierno y verano. Se trata de un régimen mediterráneo con cierta continentalización. Debido a las bajas temperaturas durante el invierno la precipitación es en forma de nieve en la cabecera de los ríos de la cuenca. La temperatura media anual

varía entre 10,6 °C en la cabecera y 15,1 °C en el tramo final de la cuenca. habiéndose registrado la máxima en julio (47º en la estación de Ontiñena) y la menor en enero y febrero (16º en la estación de Nocito)

La evapotranspiración media adopta valores de 650 mm/año en cabecera y 800 mm/año en desembocadura. Comparando los valores de evapotranspiración (que se debe a la transpiración producida por la actividad de la flora y la evaporación directa sobre el suelo) con la precipitación, se pone de manifiesto el carácter excedentario de la cabecera y deficitario en el resto de la cuenca, sobre todo en la zona baja de la Cuenca (CHE, 2007a).

2.3.2. Descripción de la cuenca del río Mascún

El río Mascún es un afluente del Alcanadre, el cual nace de la confluencia de dos barrancos, el de San Lázaro y el de San Póliz, al sur del pueblo abandonado de San Póliz o Hipólito, a unos 1000 m de altitud, y entre los pueblos también abandonados de Letosa y Bagüeste. Su desembocadura en el río Alcanadre se produce a unos 700 m de altitud y tiene una longitud total de 13 km.

El río tiene una cuenca superior en las depresiones arcillosas de Letosa y Otín. El curso alto entra en zona caliza en el Saltador de las Lañas. Según un estudio, en el momento en el que éste se realizó, prácticamente no variaba el caudal hasta el Beso ($0,0968\text{m}^3/\text{s}$), a pesar de recibir los caudales del barranco de Raisén. Sin embargo los datos químicos por dicho estudio reflejan una interesante variación de calidad (Olivera et al., 1997). Además, el río recibe el agua de las surgencias del barranco de Otín y de la pequeña fuente de l'Onso. A partir de la Cuca de Bellostas, sus caudales menguan hasta desaparecer, de modo que sólo en fuertes avenidas llegan hasta la altura de la fuente de Mascún, dando continuidad al flujo. Según los datos del estudio mencionado, el caudal mayor fue registrado en Saltador de Mascún ($0,1005\text{m}^3/\text{s}$), en la zona superior del río.

En cuanto a la hidroquímica ofrece unas características concordantes con la naturaleza calcárea del territorio. El pH habitual se localiza entre 7 y 8, la conductividad eléctrica oscila entre 400 y 00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y un potencial redox positivo. El calcio es el catión dominante y el contenido de nitrógenos es por lo general bajo. El estudio de Olivera et al., (1997) también determina que la calidad del agua de las surgencias bajo la ermita de la Virgen es diferente de la que se pierde desde el Beso hasta las Costeras, agua perdida por el barranco.

A continuación, se muestran dos mapas con la localización del barranco del Macún (figura 2 y figura 3)

Mapa localización área de estudio Cañon del Mascún

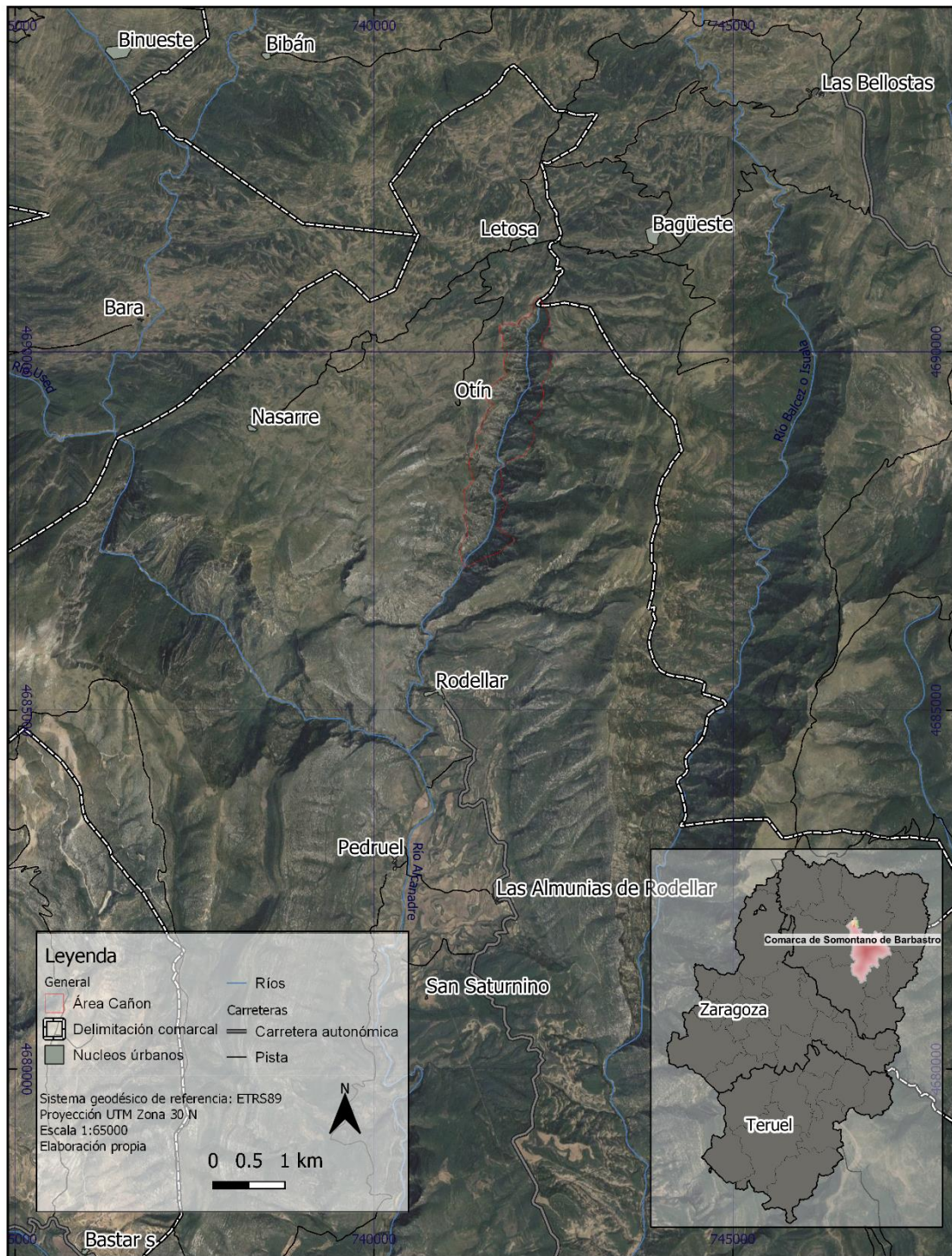


Figura 2: localización del barranco Mascún. Elab. propia

3. METODOLOGÍA

Con el objetivo de observar cómo ha influido el barranquismo en el tramo de río mencionado, se han realizado muestreos en dos fechas diferentes, al principio del verano, cuando la temporada acaba de comenzar (3/7/18) y la segunda cuando la temporada está finalizando (18/9/18). Estas muestras fueron recogidas por el equipo de vigilancia de barrancos de los Agentes de Protección de la Naturaleza y con ayuda de un Técnico Superior de la DGA.

Se escogieron tres puntos de muestreo, dos de ellos alterados por la actividad (uno dentro y otro a la salida del barranco) y el tercero como punto de control. Por lo tanto, en total se recogieron 6 muestras, con sus correspondientes réplicas, tres para la fecha inicial: CI (control inicial), ADI (alterado dentro inicial) y ASI (alterada salida inicial); y tres para la fecha final: CF, ADF y ASF

Cada muestra contenía tres réplicas, tanto para el caso de macroinvertebrados como para el perifiton, que procuraban recoger la heterogeneidad del medio. Para la extracción y manipulación posterior de dichas muestras se siguió el protocolo establecido por la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE, 2007), tomando como ejemplo el procedimiento que se siguió en el estudio de Sierra Gros (2013)

3.1. PROTOCOLO DE MUESTREO PERIFITON.

3.1.1. Equipos de muestreo

Protección personal

- Botas o vadeadores.
- Guantes de látex.

Recolección de muestras

- Cepillo de dientes.
- Botes o viales de plástico con tapón hermético.
- Bolígrafo o rotulador permanente (o cualquier otro método para etiquetar las muestras). Deben ser resistentes a la humedad.
- Filtro Whatman GF/F.
- Bomba de vacío.
- Equipo de filtración.

3.1.2. Procedimiento de muestreo

Las muestras de perifiton se recogieron mediante el raspado la superficie de tres piedras (se rascan 25 cm²) extraídas del substrato rocoso. Las piedras se rascaron con cepillo que se introducía en un vial con agua hasta que quedaba aclarado. El vial se tapaba justo después para evitar la degradación de la clorofila con la luz y se etiquetaba para su almacenamiento en frío. Una vez en el laboratorio, se filtraron las muestras mediante un filtro Whatman GF/F (antes de 24h desde su recogida), dicho filtro se guardaba bien etiquetado en el congelador a una temperatura de -20°C.

3.2. ANÁLISIS DE MUESTRAS DE PERIFITON EN EL LABORATORIO.

3.2.1. Equipos necesarios en el laboratorio

- Equipo de filtración.
- Bomba de vacío.
- Solución de acetona 90%.
- Botes o viales de vidrio
- Espectrofotómetro
- Cubetas con recorrido de 1 cm.

3.2.2. Procedimiento de laboratorio

Para realizar la extracción de la clorofila, se introdujo el contenido del filtro en un vial con un volumen conocido de 10ml de acetona al 90% y se conservó en la nevera a una temperatura inferior de 4°C y sin luz, para que se produjese la extracción de la clorofila de las células. Pasadas 24h, se filtró cada extracto por separado con filtros Whatman GF/C para extraer impurezas y con ayuda de un espectrofotómetro se midió la absorbancia las diferentes longitudes de onda de 430, 665 y 750 nm.

A 430nm se midió la absorbancia de los carotenoides, a 665nm la clorofila-*a* y a 750nm la turbidez del agua. Se calculó el ratio A430/A665 que indica la concentración de carotenoides y se relaciona con las situaciones de estrés de la comunidad de perifiton, y por tanto con la producción de biomasa.

3.3. PROTOCOLO DE MUESTREO PARA MACROINVERTEBRADOS

3.3.1. Equipo necesario para el muestro (CHE, 2007):

Equipos de protección personal:

- Botas o vadeadores de pescador.
- Guantes de látex.

Equipos para la recolección de las muestras:

- Red surber (500 μm de poro)
- Bateas blancas (mínimo 20 x 30 cm)
- Pinzas entomológicas
- Botes de plástico con tapón hermético de $\frac{1}{4}$ de litro como mínimo
- Alcohol etílico 70%
- Bolígrafo o rotulador permanente (o cualquier otro método para etiquetar las muestras).
- Si se usan etiquetas, estas deben ser resistentes a la humedad
- Lápiz, tijeras, cinta aislante
- Cámara digital
- Hojas de campo, cartografía

3.3.2. Captura y conservación

El muestreo se realizó removiendo los sustratos en los puntos previamente seleccionados, con la mano o las botas, colocando la red encarada a la corriente (se utilizó una red surber 30 x 30 cm), con la finalidad de que los macroinvertebrados fueran arrastrados por ésta y se amontonaran en el fondo de la red. La superficie que se muestreo en cada punto fue de unos 30 x 50 cm. Las piedras presentes en el sustrato se limpiaron dentro de la red, asegurando que todos los taxones quedasen representados en la muestra.

El contenido de la red fue posteriormente vaciado en una batea de plástico, los restos e individuos que aún se encontraban en la red fueron arrastrados con agua destilada o cogidos con pinzas para después introducir la muestra completa en un bote de plástico. La muestra fue fijada y correctamente etiquetada, la fijación se realizó con etanol 70%, con el fin de evitar la interacción entre los organismos existentes en ella y por tanto su degradación. En la figura 4 se muestran algunas partes de este proceso.



Figura 4: Extracción de los macroinvertebrados del río. Fuente: CHE (2007)

3.4. ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS DE MACROINVERTEBRADOS EN EL LABORATORIO

3.4.1. Material para la limpieza de muestras y la identificación de individuos (CHE, 2007).

Equipos de protección personal:

- Guantes
- Bata

Equipos para la manipulación de muestras en el laboratorio:

- Bateas blancas de plástico (mínimo 30 x 20 cm)
- Placas de Petri
- Pinzas entomológicas y/o aspirador entomológico
- Viales de vidrio con tapones herméticos
- Estereomicroscopio (Leica S9, Leica)
- Rotulador resistente al agua o lápiz
- Etiquetas
- Embudo
- Etanol (70%)
- Formularios previamente preparados para anotar la identificación y recuentos. Pueden contener una lista de taxones con espacios en los que indicar su presencia en la muestra y anotar el recuento
- Guías de identificación

3.4.2. Limpieza y clasificación de las muestras

En el laboratorio, se procedió a la separación de los macroinvertebrados del resto de material extraído del río, para facilitar dicha tarea, se apartó de la muestra los materiales más voluminosos, como piedra o hojas, aclarándolos antes para que no queden adheridos a ellos individuos (es recomendable intentar no utilizar mucha agua debido que si aumenta de forma considerable la proporción agua-alcohol la muestra puede degradarse). Con la muestra más manejable se procedió a la localización de los individuos, que serán traspasados a viales de vidrio con alcohol (96%) para su correcta conservación. Es aconsejable realizar una previa separación de los individuos a simple vista según su morfología para facilitar la clasificación posterior.

Con los individuos separados se procedió a la identificación hasta llegar al rango de familia, con la utilización de la lupa estereoscópica. Para ello fue necesaria la utilización de claves dicotómicas y otras guías de identificación, como la guía de Tachet (2010) y clave dicotómica para la identificación de macroinvertebrados de la Cuenca Hidrográfica del Ebro (Oscoz *et al.*, 2011). Algunos de los materiales utilizados para la separación y clasificación se muestran en la figura 5.



Figura 5: Laboratorio en el que se analizan las muestras de macroinvertebrados con la lupa estereoscópica, las guías de identificación, una pinza entomológica, una placa Petri y los viales de vidrio bien etiquetados. Fuente: elab. Propia.

3.5. ÍNDICES BIOLÓGICOS

Los macroinvertebrados bentónicos presentan múltiples ventajas respecto a otros componentes de la biota acuática (Figueroa, Valdovinos, Araya, y Parra, 2003). Entre estas ventajas destacan:

- Presencia en prácticamente todos los sistemas acuáticos continentales, lo cual posibilita realizar estudios comparativos.
- Su naturaleza sedentaria, la que permite un análisis espacial de los efectos de las perturbaciones en el ambiente.
- Los muestreos cuantitativos y análisis de las muestras, que pueden ser realizados con equipos simples y de bajo costo.
- La disponibilidad de métodos e índices para el análisis de datos, los que han sido validados en diferentes ríos del mundo.

3.5.1. Índices relacionados con el estado ecológico de la masa de agua: IBMWP, IASPT

El índice BMWP (Hellawell, 1978) ha sido uno de los más utilizados en cuanto a la determinación del estado de contaminación de numerosas masas de agua. El índice IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party; (Alba-Tercedor, et al., 2002), utilizado en este trabajo, es una adaptación a la península Iberica del anterior realizada por estudios posteriores.

Este índice permite obtener un valor del estado ecológico del agua a partir de la sensibilidad a la contaminación de fauna bentónica de los invertebrados. Para el cálculo de dicho índice se asignan valores a las diferentes familias encontradas en el muestreo, previamente asignados y que se pueden encontrar en el Protocolo de cálculo del índice IBMWP (Gomez, 2013), establecido por la Directiva Marco del Agua y la CHE. Los valores de las familias se van sumando hasta obtener un valor final, que será el resultado del índice IBMWP.

Como complemento a la información proporcionada por el índice IBMWP se calculó el índice IASPT (Iberian Average score per taxón), el cual corresponde al cociente entre el valor del IBMWP y el número de familias encontradas. Así, los valores altos del IASPT, para un igual número de familias, indican que las familias encontradas son más sensibles.

La CHE (2007a) cataloga el río Mascún como río de montaña húmeda calcárea (R-T26), dentro de los 34 tipos de ríos existentes en la Península clasificados por el Real Decreto 817/2015 establecido según lo dispuesto por la Directiva Marco del Agua.

Tabla 1. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado para la masa de agua. Ríos de montaña húmeda calcárea. Fuente: Real Decreto 817/2015 (Anexo II).

Condición referencia	Muy bueno/Bueno	Bueno/Moderado	Moderado/Deficiente	Deficiente/Malo
204	0,88	0,53	0,31	0,13

3.5.2. Índice EPT / EPT + OCH

El índice EPT (Efemeróptera, Plecóptera y Tricóptera) / EPT + OCH (Odonata, Coleóptera, Heteróptera) refleja la presencia o ausencia de dichas familias y resulta útil para reflejar las variaciones de caudal que se pueden producir, y si el río está sujeto a fenómenos de sequias o inundaciones.

La relación entre el número de EPT y OCH cambia a lo largo del gradiente de caudales permanentes. La disminución de la abundancia de EPT y el incremento de OCH, se asocia a una variación en el flujo cambiando de un sistema de flujo continuo a uno temporal. En resumen, el radio EPT/EPT + OCH refleja la temporalidad de flujo de corriente, por lo tanto, es un índice adecuado para evaluar la presencia o no de estrés hídrico debido a cantidad de agua (Sotomayor, 2016).

3.5.3. Índices relacionados con la diversidad taxonómica

A la hora de analizar y estudiar una comunidad, no solo es importante conocer a abundancia de taxones o riqueza de familias, sino otros aspectos igualmente relevantes como la equitatividad o la biodiversidad. Por lo tanto, en el presente estudio se ha realizado el cálculo de los siguientes índices y valores:

- El N.º de individuos, empleado para conocer la abundancia absoluta de los taxones y para poder observar de forma aproximada la composición de la comunidad
- La riqueza de taxones, en este caso de familias o número total de familias, el cual aporta una aproximación de la presencia de las familias que han aparecido, pero no su abundancia, considerando a todas las familias con el mismo valor.
- El índice de riqueza de Margalef (1958), aunque es limitado resulta muy fácil de interpretar, refleja una relación entre la riqueza de familias y el número total de individuos, pero no tiene en cuenta la contribución individual de cada una de ellas (Samo Lumbreras et al., 2008).

$$D_{MS} = \frac{n^{\circ}_{familias} - 1}{Ln(n_t)}$$

n_t : total de individuos

- El índice de diversidad de Shannon-Weaver (1949) es uno de los más utilizados en el campo de la ecología, alcanza valores elevados cuando la equitatividad es alta entre grupos taxonómicos. Es importante destacar que el nivel taxonómico utilizado para el cálculo de este índice puede alterar el resultado final, pudiendo subestimar el grado de alteración cuando se calcula a nivel de familia u orden (Guerold, 2000)

$$H = \sum Pi \times \ln(Pi)$$

Pi: probabilidad de encontrar a cada familia (n° ind. familia (n)/ total ind (n_t)).

- El índice de Simpson (1949) fue uno de los primeros usados en ecología, presenta valores altos cuando existe dominancia de alguna de las familias y por tanto es opuesto a los índices de diversidad.

$$D = 1 - \left(\frac{\sum n \times (n - 1)}{n_t \times (1 - n_t)} \right)$$

- El índice de equitatividad de Pielou (1969) relaciona la diversidad encontrada en la comunidad, es decir, la diversidad de Shannon-Weaver, con la máxima que se podría esperar (Samo Lumbreras et al., 2008).

$$J = \frac{H}{\ln(n^\circ \text{ total de familias})}$$

3.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Los programas utilizados en este trabajo para el análisis estadístico han sido R 3.4.2, con el paquete “R Commander” (Core Team, 2015) y “ade4” (R Core 2015; Fox 2005) y las variables sobre las que se va a realizar el análisis son las siguientes: clorofila-*a*, ratio 450/640, ratio EPT/EPT+OCH, riqueza específica, índices de Margalef, Shannon, Simpson, Pielou, IBMWP y IASPT

En primer lugar, se realizó una comprobación de la normalidad y la homogeneidad de varianzas de las todas variables que se iban a estudiar, para ello se llevó a cabo un test Shapiro-Wilk y un test de Levene para el factor muestra, respectivamente. Para las variables que cumplían con ambos requisitos, se realizó un test paramétrico para el análisis de la varianza (ANOVA) de un factor, considerando que existían diferencias significativas con un *p*-valor <0,05.

Las variables que no cumplieron alguno de los requisitos se transformaron aplicando el logaritmo en base 10 y se comprobó nuevamente su homogeneidad de varianzas y normalidad. Si aun así no se cumplían los requisitos del análisis paramétrico, se aplicaba un test no paramétrico, concretamente el test de Kruskal-Wallis, considerando el mismo nivel de significación que para la ANOVA ($p\text{-valor} < 0,05$).

Para la representación de los datos que mostraron diferencias significativas, se utilizaron diagramas de cajas, que ayudan a la interpretación y la comprensión de los mismos. Las variables se representaron en función de los puntos y épocas muestreados.

Además, se hizo un test Post-hoc (Tukey's test) después de realizar el test ANOVA de cada variable, el cual nos permite determinar qué categorías del factor difieren entre sí.

Con la ayuda del paquete estadístico "vegan" se realizó un análisis de escalamiento multidimensional (NMDS), con el objetivo de visualizar lo similares que son las muestras entre sí.

Para que se pudieran llevar a cabo el resto de análisis, fue necesario transformar la tabla de abundancias y crear una matriz de abundancias. Las abundancias se transformaron mediante $\text{Log}(x + 1)$ y a matriz se creó por medio del coeficiente de similitud de Bray Curtis (Clarke y Gorley, 2006). Según Hardiman y Burgin (2011) en casos como este, el número de muestras es muy pequeño para considerar el valor de significación de 0,05 y por tanto se consideró diferencias significativas a partir de un $p\text{-valor} < 0.1$.

A continuación, se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) y un Análisis de Componentes Principales Difuso; *Fuzzy* (FPCA), cuya información fue completada con un test de coinerencia. El PCA es una técnica utilizada para sintetizar y resumir una gran cantidad de información, con la menor pérdida de datos posible (Terrádez Gurrea, 2000). Es necesaria una previa estandarización de los datos de las abundancias de las familias, mediante la transformación de cada uno de los datos logarítmicamente ($\text{LN} + 1$) y, posteriormente, restando la media por filas, para nuevamente restar la media de las filas por columnas

El FPCA consiste en un análisis multivalente utilizado para trabajar con datos difusos. Estos datos asumen varias categorías con diferente grado de afinidad. Por medio de algoritmos se asignan valores numéricos a cada categoría, convirtiendo la variable en continua y permitiendo la utilización de test más sencillos. Esta técnica nos permite la relación de los rasgos biológicos con las familias. Para finalizar, se realizó un análisis de coinerencia, el cual proporciona una visión global del conjunto de datos y facilita su interpretación.

4. RESULTADOS

4.1. SEGUIMIENTO DE LA BIOMASA DE PERIFITON DURANTE LA TEMPORADA DE BARRANCOS 2018 EN EL RÍO MASCÚN.

El seguimiento de la biomasa de perifiton se realizó en función de la concentración de clorofila *a* presente en él, extraída y analizada mediante las técnicas explicadas anteriormente. Así mismo, también se realizó la medición de carotenoides con el objetivo de poder calcular el cociente pigmentario A430/A665 o ratio carotenoides / clorofila *a* (a partir de ahora ratio A440/A665). Una mayor ratio A430/A665, indica que se ha producido una situación de estrés en la comunidad, como la fotooxidación u otras limitaciones a la producción de biomasa.

Con respecto al ratio A440/A665, como se puede observar en la tabla 2, no presentó una distribución normal, tampoco presentó tal distribución cuando la variable fue transformada mediante logaritmo en base 10, por lo tanto, fue necesario realizar un test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Para el caso de la concentración de clorofila *a*, tras comprobar su normalidad y homogeneidad, se realizó un análisis de varianzas (ANOVA) y un test Post-hoc. Los análisis realizados a las dos variables mostraron diferencias significativas. En ambos casos el factor utilizado fue el punto y periodo de muestreo. Los estadísticos y los *p*-valor de ambas variables se muestran en la tabla 3.

*Tabla 2: Test de Shapiro-Wilk (normalidad) y test de Levene (homogeneidad) para las variables utilizadas en la estimación de la biomasa de perifiton. Se considera a las variables normales o con homogeneidad de varianzas con un *p*-valor > 0.05, las variables con * no cumplieron con los límites establecidos.*

	NORMALIDAD		HOMOGENEIDAD	
	Estadístico	p-valor	Estadístico	p-valor
Clorofila a	0.956	0.543	0.592	0.707
Ratio A440/A665	0.799	0.0015*	1.149	0.388

Tabla 3: Análisis de varianza (ANOVA) y test Kruskal-Wallis para las variables utilizadas en la estimación de la biomasa de perifiton. () Diferencias significativas con un *p*-valor < 0.05.*

Ratio A440/A665	KRUSKAL-WALLIS			
	Grados de libertad	de	Chi-cuadrado	p-valor
	5		14.053	0.015*

Clorofila a	ANOVA		
	Grados de libertad	Estadístico	p-valor
	5	3.557	0.033*

Con respecto a la clorofila *a* (figura 6), se observó una clara diferencia entre los puntos muestreados al final de la temporada de barranquismo y los que fueron muestreados al principio, siendo mayor la concentración al inicio, cuando el pisoteo del lecho del río es menor. Esta diferencia, como cabría esperar, es menor en el punto de control, ya que no está afectado por la actividad. Sin embargo, en los puntos alterados, en donde la perturbación ocasionada por el pisoteo es intensa (sobre todo en algunas zonas, al tratarse de un barranco pequeño y estrecho) se aprecia claramente el descenso de la concentración de clorofila y por tanto en la biomasa de perifiton hacia el final de la temporada de barranquismo, esto es especialmente relevante en el punto ASF, a la salida del barranco. Si comparamos los puntos alterados, tanto al inicio de la actividad como al final, con los puntos de control, se aprecia una mayor concentración en estos últimos, por lo que el efecto de la perturbación se observa a pesar del cambio estacional.

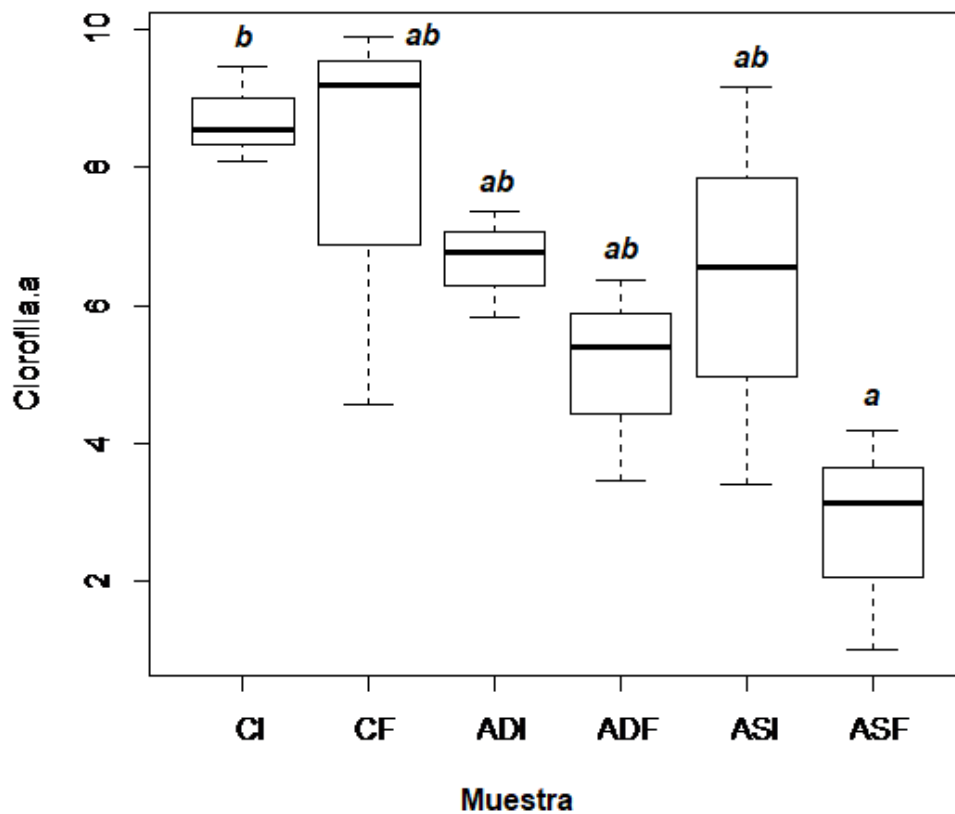


Figura 6. Diagrama de cajas para la concentración de clorofila-a ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$). Nota: I: al inicio de la temporada, F: final, C: control, AD: alterado dentro del barranco, AS: alterado salida. Las letras (a y b) muestran las agrupaciones de las categorías del factor a partir del test post hoc.

En el caso de la ratio A430/A665 (figura 7) se puede observar claramente como las muestras tomadas después de la temporada y en las zonas alteradas (ADF y ASF), presentaban un valor de la ratio notablemente superiores que el resto, siendo los puntos de control los que presentaban los niveles más bajos.

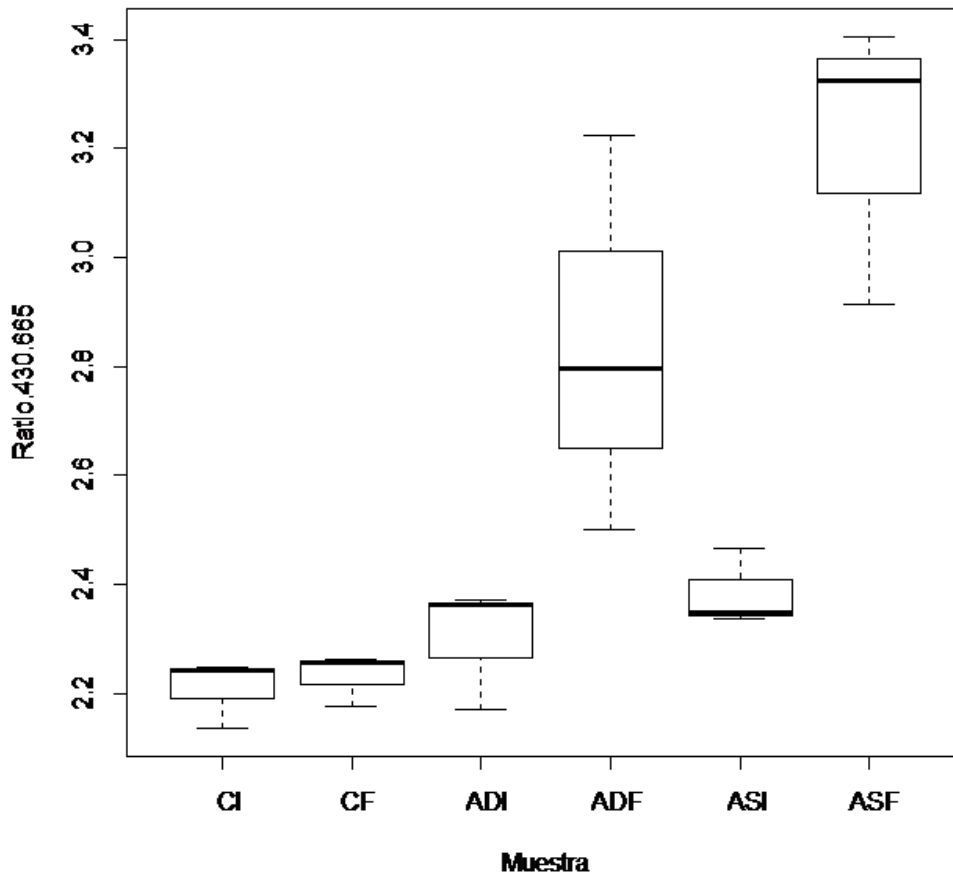


Figura 7. Diagrama de cajas para los valores de la ratio A430:A665.
Nota: I: al inicio de la temporada, F: final, C: control, AD: alterado dentro del barrando, AS: alterado salida.

4.2. SEGUIMIENTO DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS Y EL ESTADO ECOLÓGICO DEL RÍO MASCÚN DURANTE LA TEMPORADA DE BARRANCOS DE 2018.

4.2.1. Descripción de la composición de la comunidad de macroinvertebrados

Se han recopilado un total de 2157 individuos repartidos, en su mayoría, en 30 familias de la clase Insecta, sin olvidar los órdenes Hidracarina, Oligochaeta y Gasterópoda, representados solo por unos pocos individuos (figura 8). De la clase Insecta, el orden con mayor representación fueron los efemerópteros, con un 34,31%, seguido por los dípteros y los plecópteros con 25,45% y 25,12% respectivamente, siendo destacable también el porcentaje de coleópteros (10,75%).

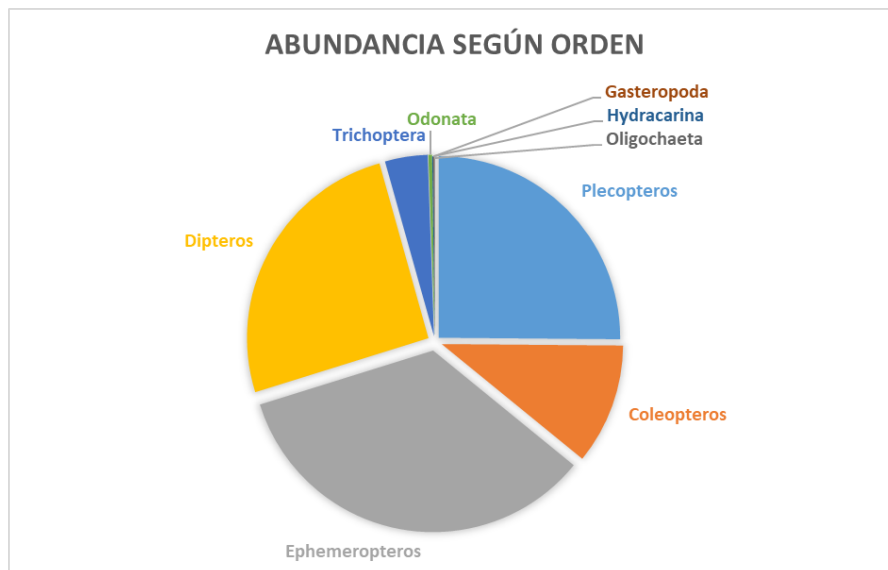


Figura 8. Abundancia de los órdenes de macroinvertebrados. Nota: los datos son porcentajes referidos al total de individuos encontrados en todas las muestras recogidas del río Mascún la temporada 2018.

Como se ha comentado anteriormente, casi todos los individuos (99,8%) se encuentran repartidos en 30 familias pertenecientes a la clase Insecta, de entre las que destacan: *Leuctridae* (22,7%), *Chironomidae* (21,3%), *Leptophlebiidae* (16,8%), *Baetidae* (10,7%) y *Elmidae* (7,9%).

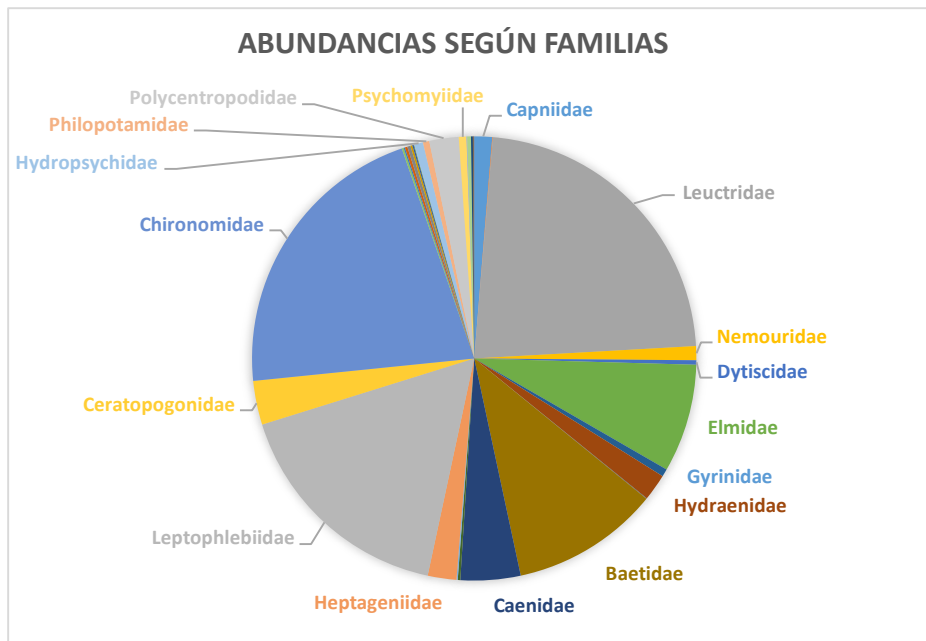


Figura 9. Abundancia de las familias de macroinvertebrados. Nota: los datos son porcentajes referidos al total de individuos encontrados en todas las muestras recogidas del río Mascún la temporada 2018.

Estos porcentajes son referidos al total de individuos encontrados, sin embargo, si observamos los porcentajes en función de la muestra (Tabla 4), se observan algunos cambios, siendo el porcentaje de plecópteros mayor que el de efemerópteros en todas las muestras al inicio de la temporada. Sin embargo, a lo largo de la temporada cambia la composición de la comunidad siendo dominada esta por los efemerópteros. Cabe destacar que este aumento en el número de efemerópteros con respecto a otras familias se produjo de forma diferente en las muestras control que en las alteradas, siendo mayor el número de individuos pertenecientes a familias de efemerópteros con un índice IBMWP alto en la muestra de control, mientras que en las muestras alteradas la abundancia de efemerópteros aumenta debido a familias con un valor IBMWP más bajo, y por lo tanto más tolerantes a las perturbaciones, como es el caso de la familia *Baetidae* (Anexo I). En casi todas las muestras los dípteros fueron el tercer orden más importante en abundancia.

Tabla 4: Porcentajes de los diferentes órdenes en función de la estación de muestreo. Nota: se resaltan los porcentajes mayoritarios de cada zona muestreada.

	CI	CF	ADI	ADF	ASI	ASF
Plecópteros	48,06	12,16	35,1	8,76	58,11	3,59
Coleópteros	4,44	32,77	3,67	0,67	0,67	0,6
Ephemeropteros	10,91	39,36	18,37	52,19	14,19	67,96
Dípteros	29,76	8,78	42,45	34,34	26,35	27,25
Trichóptera	5,92	6,76	0	2,69	0,68	0,3
Odonata	0,18	0,17	0	1,35	0	0,3
Hydracarina	0,37	0	0,41	0	0	0
Gasterópoda	0,18	0	0	0	0	0
Oligochaeta	0,18	0	0	0	0	0

A partir de la riqueza de familias, se puede calcular que porcentajes de variación que se ha producido en la estructura de la comunidad

Variación del número de familias en la estación de control:

$$\frac{(n^{\circ}fam. CF - n^{\circ}fam. CI)}{n^{\circ}fam. CI} \times 100 = 13,64\%$$

$$\frac{(n^{\circ}fam. ADF - n^{\circ}fam. ADI)}{n^{\circ}fam. ADI} \times 100 = -7,14\%$$

$$\frac{(n^{\circ}fam. ASF - n^{\circ}fam. ASI)}{n^{\circ}fam. ASI} \times 100 = -16,67\%$$

Los valores negativos de las estaciones alteradas nos indican que se produjo una disminución en la riqueza de familias presentes, la cual fue más acusada en la zona que se encuentra a la salida del barranco. Sin embargo, se observó que en la zona de control se produjo un aumento del número de familias.

4.2.2. Efecto de la temporada de barranquismo en el estado ecológico del río Mascún mediante el índice de macroinvertebrados IBMWP

El estado ecológico de los diferentes puntos de muestro ha sido calculado de la forma comentada en la metodología y siguiendo los umbrales establecidos según el Real Decreto 817/2015, para la tipología de río R-T26 (ríos de montaña húmeda da calcárea).

Como se puede observar en la Tabla 5, en general el estado ecológico de los puntos muestreados es bastante malo, mejorando en los puntos de control y produciéndose un cambio a peor hacia el final de la temporada. Con respecto a los puntos alterados, el que se presenta un peor estado es el que se encuentra a la salida del barranco y al final de la temporada (ASF), siendo todas las réplicas de calidad deficiente.

Tabla 5. Resultados del índice IBMWP y del estado ecológico en el que se encuentra durante el seguimiento del barranco Mascún. El color verde indica buen estado, el color amarillo moderado y el naranja deficiente, según los umbrales establecidos en el RD 817/2015 para la tipología de río R-T26.

Muestras	Replicas	IBMWP	Estado ecológico
CONTROL INICIO	CI1	91	0.44
	CI2	102	0.5
	CI3	88	0.43
CONTROL FINAL	CF1	113	0.55
	CF2	54	0.27
	CF3	91	0.44
ALTERADO DENTRO INICIO	ADI1	55	0.26
	ADI2	49	0.24
	ADI3	64	0.31
ALTERADO DENTRO FINAL	ADF1	61	0.29
	ADF2	73	0.35
	ADF3	63	0.3
ALTERADO SALIDA INICIO	ASI1	44	0.21
	ASI2	63	0.3
	ASI3	40	0.19
ALTERADO SALIDA FINAL	ASF1	43	0.21
	ASF2	41	0.2
	ASF3	44	0.22

4.2.3. Comparación de los resultados obtenidos para los diferentes índices biológicos

Para poder comprobar el impacto producido por el barranquismo en las comunidades bentónicas se han calculado una serie de índices, tanto basados en la calidad ambiental (IBMWP y IASPT) como en la estructura y diversidad de la comunidad (N.º individuos, riqueza, diversidad, índice de Margalef, Simpson, Pielou y ratio EPT/EPT+OCH).

Como se puede apreciar en la tabla 6, se realizó una previa comprobación de la normalidad y la homogeneidad de varianzas de todas las variables mencionadas. Dos de las variables no cumplieron con estos requisitos, ambas fueron transformadas mediante logaritmo en base 10. El número de individuos al ser transformado pasó a tener una distribución normal, sin embargo, el índice de Simpson seguía sin tener una distribución normal, por lo tanto, se le realizó un test no paramétrico (test de Kruskal-Wallis). Para comprobar que existían diferencias significativas entre los datos al resto de variables se les realizó un análisis de la varianza (ANOVA).

Tabla 6: Test de Shapiro-Wilk (normalidad) y test de Levene (homogeneidad) de los índices de biodiversidad y calidad ambiental. Se considera a las variables normales o con homogeneidad de varianzas con un p-valor > 0.05, se señalan con un asterisco los valores que no alcanzan el límite de significación.

	NORMALIDAD		HOMOGENEIDAD	
	Estadístico	p-valor	Estadístico	p-valor
Nº individuos	0.793	0.0012*	0.846	0.542
Log Nº individuos	0.985	0.987	0.519	0.757
Riqueza de familias	0.907	0.077	1.686	0.212
IBMWP	0.900	0.058	1.465	0.271
IASPT	0.959	0.585	0.680	0.646
Margalef	0.955	0.514	0.573	0.719
Pielou J	0.911	0.091	0.401	0.839
Shannon-Weiner	0.942	0.32	1.576	0.656
Simpson	0.845	0.0071*	0.442	0.811
EPT/EPT+OCH	0.923	0.148	0.259	0.926

Tabla 7: Análisis de varianza (ANOVA) y test Kruskal-Wallis de los índices de biodiversidad y calidad ambiental. () Diferencias significativas con un p-valor < 0.05; (**) p-valor < 0.01.*

ANOVA			
	Grados de libertad	Estadístico	p-valor

Log N° individuos	2, 5	1.399	0.292
Riqueza de familias	2, 5	6.101	0.0049**
IBMWP	2, 5	6.318	0.0042**
IASTP	2, 5	2.837	0.0644
Margalef	2, 5	6.745	0.0032**
Piellou J	2, 5	1.583	0.2379
Shannon-Weiner	2, 5	7.03	0.0027**
EPT/EPT+OCH	2, 5	1.456	0.274
KRUSKAL-WALLIS			
	Grados de libertad	Chi-cuadrado	p-valor
Simpson	2, 5	11.316	0.04547*

El número de individuos y los índices IASTP, Piellou y a ratio EPT/EPT+OCH no mostraron diferencias significativas entre puntos de muestreo y temporadas (tabla 7).

A las variables que tuvieron resultados significativos se les realizó un test Post-hoc, con la finalidad de determinar qué categorías del factor difieren entre sí.

Con respecto a la riqueza de familias (figura 10), se observó como en las zonas de control fue superior que en las zonas impactadas. Las diferencias principales se observaron entre las diferentes zonas muestreadas, siendo el más afectado el punto alterado de la salida del barranco, tanto al inicio como al final (ASI y ASF). La diferencia más clara se apreció entre los puntos de control y los dos alterados, siendo el punto muestreado a la salida del barranco (ASF) el que más difiere de los de control, viendo muy disminuida su riqueza de familias. En este punto, además, sí hubo disminución de la riqueza tras la temporada.

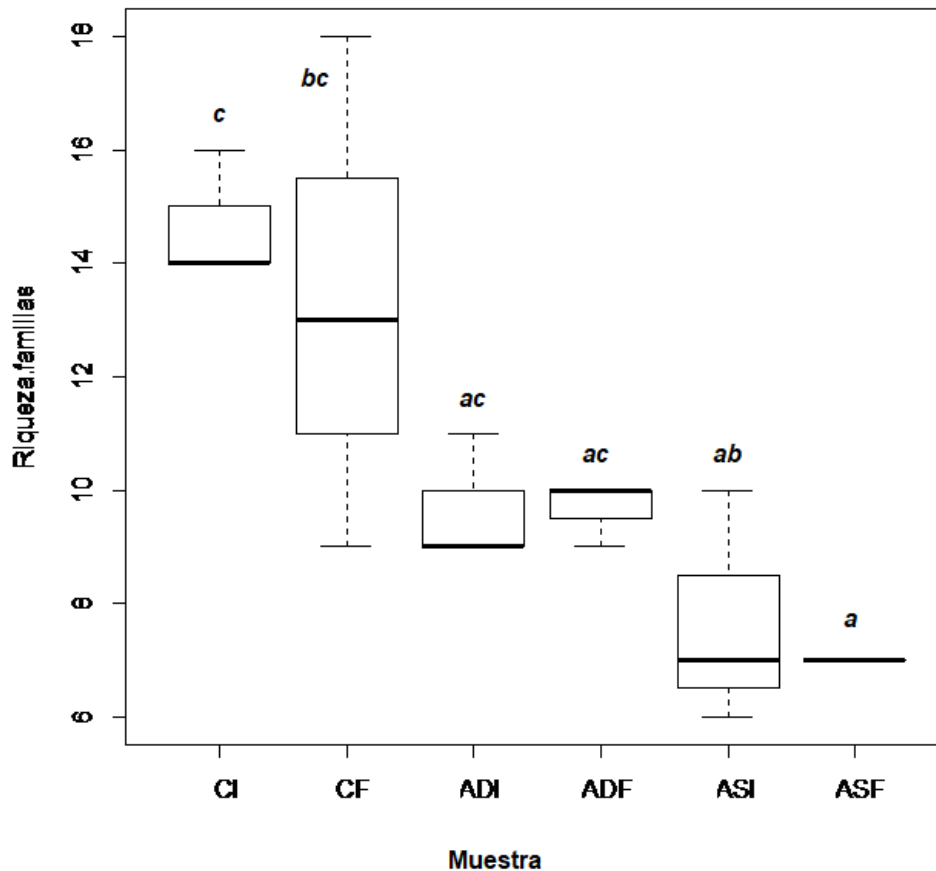


Figura 10. Diagrama de caja de la riqueza de familias. Nota: I: al inicio de la temporada, F: final, C: control, AD: alterado dentro del barranco, AS: alterado salida. Las letras (a, b y c) muestran las agrupaciones de las categorías del factor a partir del test post hoc.

El índice IBMWP está basado la tolerancia que tienen las familias de macroinvertebrados a la contaminación y alteración del hábitat, los valores altos los representan familias sensibles y por tanto aquellas que se encuentran en lugares con régimen de perturbaciones bajo y poco contaminados. Como se puede observar en el siguiente diagrama (figura 11), nuevamente los puntos de control presentaron valores altos con respecto a los demás, ya sea porque se encontraron más familias o porque estas eran de mayor calidad. La zona alterada a la salida del barranco presentó otra vez los valores más bajos, viéndose además, una disminución bastante considerable hacia el final de la temporada. Sin embargo, el punto alterado que se encuentra dentro del barranco, aunque muestra valores más bajos que los de control, presentó un aumento de este índice al final de la temporada.

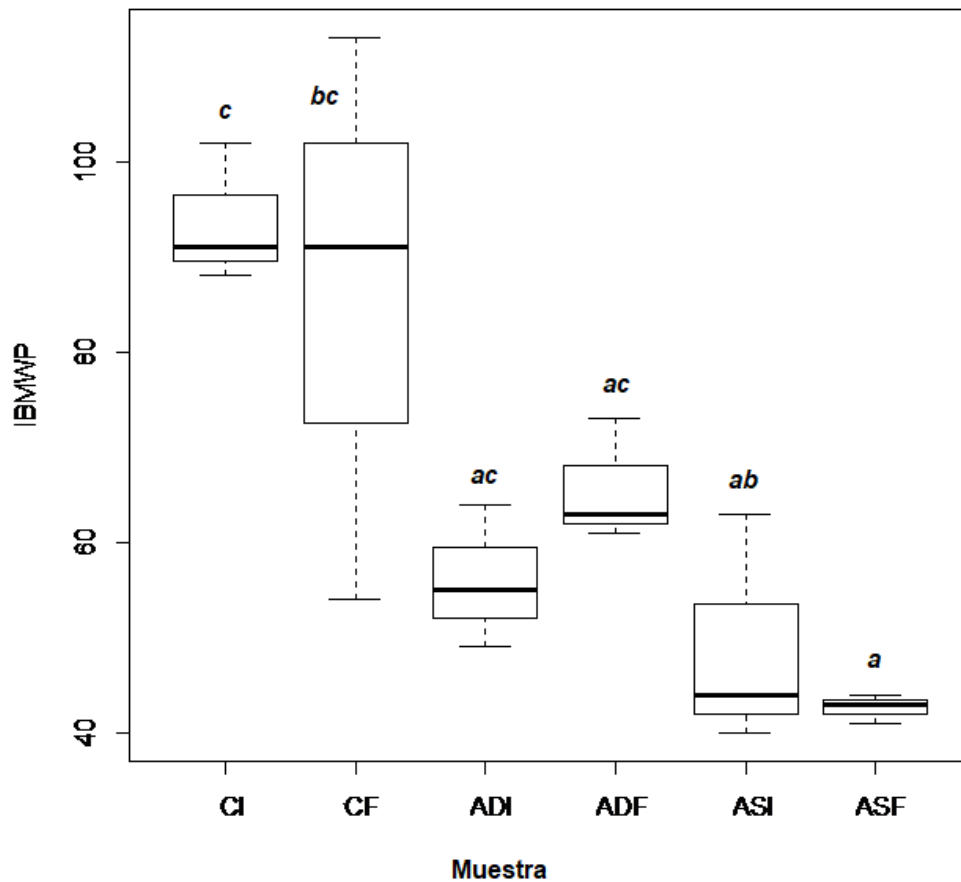


Figura 11. Diagrama de caja del índice IBMWP. Nota: I: al inicio de la temporada, F: final, C: control, AD: alterado dentro del barrando, AS: alterado salida. Las letras (a, b y c) muestran las agrupaciones de las categorías del factor a partir del test post hoc.

Para finalizar, se representaron los índices de riqueza de Margalef, diversidad de Shannon-Weiner y dominancia de Simpson (Figura 12). A la hora de interpretar el índice de Margalef hay que tener en presente que este índice solo tiene en cuenta el número de familias existentes con respecto al total de individuos, por tanto, no valora la forma en la que estén repartidos esos individuos entre las familias. Sin embargo, resulta interesante a la hora de hablar de riqueza de familias y su información queda completada con el índice de diversidad Shannon, el cual sí que valora la aportación de cada individuo.

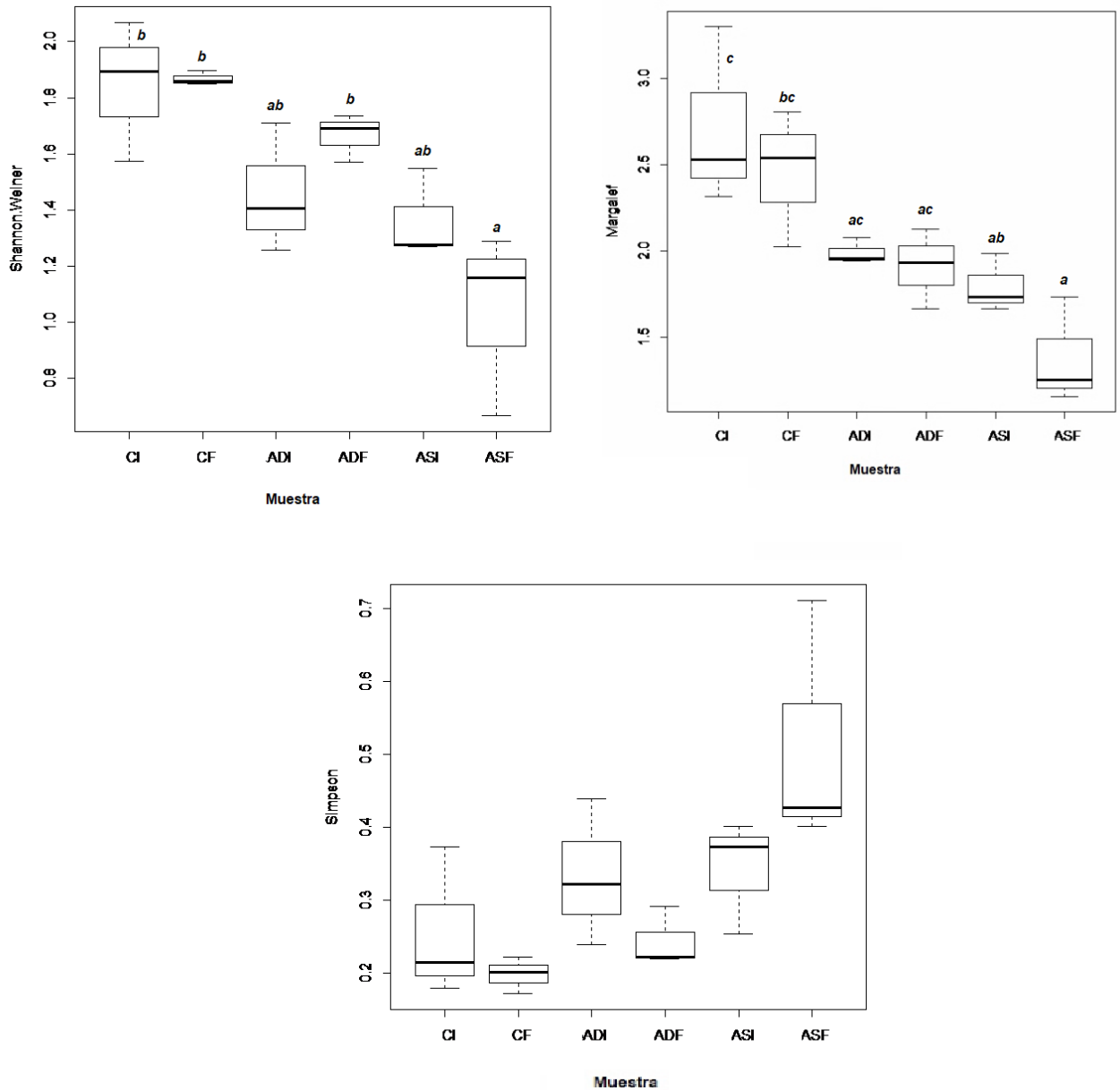


Figura 12. Diagramas de cajas para los diferentes índices de biodiversidad. Nota: I: al inicio de la temporada, F: final, C: control, AD: alterado dentro del barranco, AS: alterado salida. Las letras (a, b y c) muestran las agrupaciones de las categorías del factor a partir del test post hoc.

Ambos índices, Shannon-Weiner y Margalef, presentaron sus valores más altos en las zonas de control, produciéndose un pequeño declive hacia el final de la temporada en la que se desarrolla la actividad, en el caso de la riqueza. Esta disminución, afectó a ambos índices al final de la temporada en la zona de muestreo de la salida del barranco, tal y como ha sucedido hasta ahora con el resto de índices analizados. Sin embargo, la zona alterada de dentro del barranco se mantiene constante, incluso ve aumentada su diversidad hacia el final.

El índice de Simpson nos da información acerca de la dominancia de alguna de las familias, mide la probabilidad de que al encontrar dos individuos pertenezcan a la misma familia y por tanto es contrario a la diversidad, como es lógico la muestra que alberga una mayor dominancia es aquella en la que la diversidad era más baja, la zona que se encuentra en la salida del barranco, muestreada al final de la temporada. La familia más abundante en la muestra con mayor dominancia fue la familia *Baetidae*, seguido de la familia *Chironomidae*, estando el resto de familias presentes representadas por pocos individuos (Anexo I).

4.2.4. Similitud de la estructura de la comunidad al inicio y al final de la temporada de barranquismo.

Se llevó a cabo un análisis NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) para determinar la similitud entre la estructura de las comunidades analizadas (figura 13).

En este análisis resulta interesante observar como las regiones alteradas presentan características diferentes de las de control, las cuales se encuentran alejadas del resto. En la zona de control se puede apreciar una cierta diferencia entre el inicio (CI) y el final (CF), esta diferencia es más evidente en la zona muestreada a la salida del barranco (ASI y ASF). La región que mantiene su estructura relativamente constante es aquella muestreada dentro del barranco (ADI y ADF), que como ya se ha comentado, presenta un aumento de los índices de calidad y biodiversidad tras la temporada de barrancos, y por tanto con el paso del verano presenta cierta similitud con las de control. Se observa como las muestras de la zona media del barranco tienden a acercarse a la estructura de la comunidad del punto control a medida que avanza la temporada. Sin embargo, las muestras de la salida, más impactadas, se alejan.

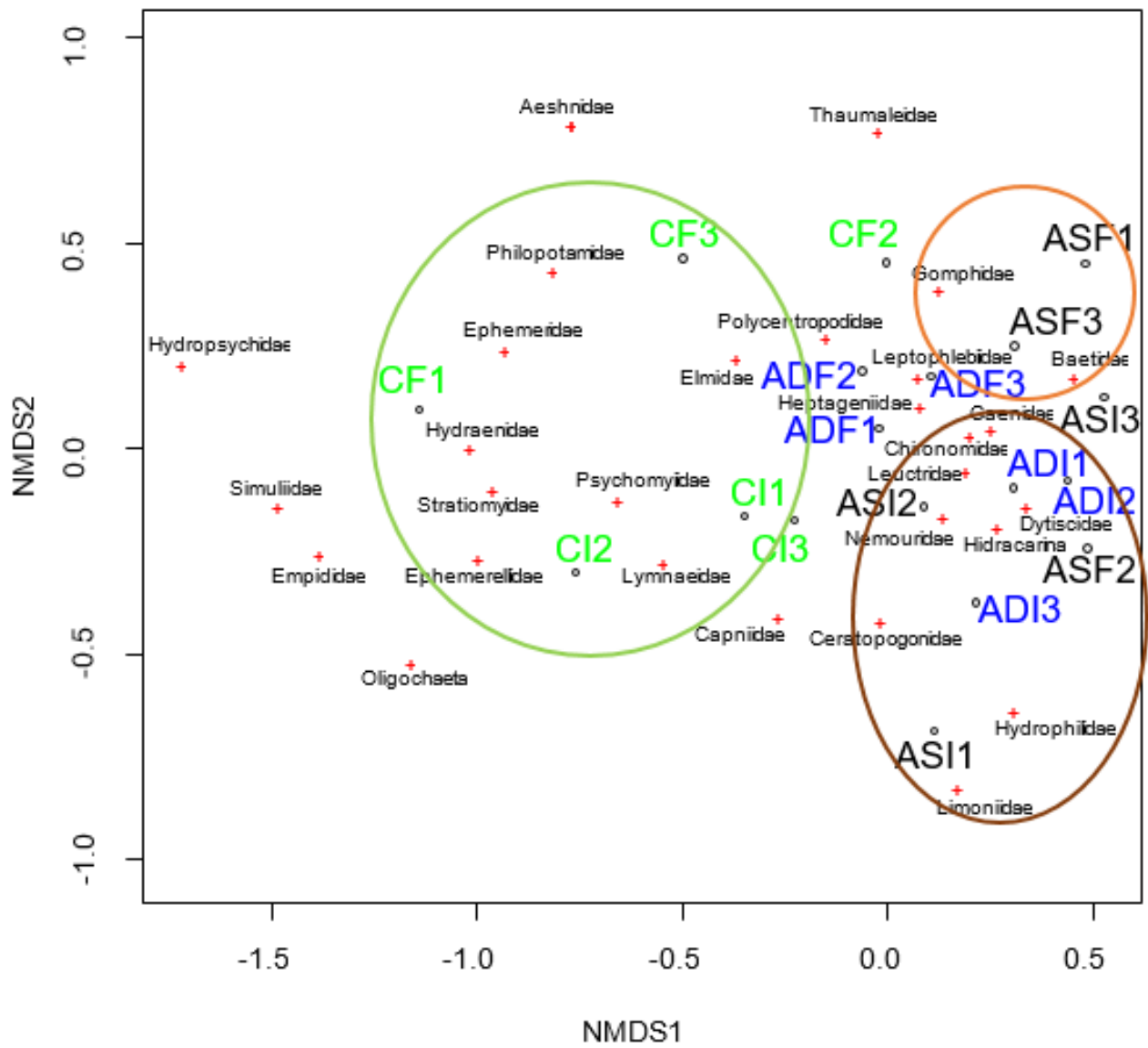


Figura 13: Representación gráfica del Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS).

4.2.5. Variación de la composición y los rasgos biológicos de la comunidad a lo largo de la temporada de barrancos

Con el objetivo de comparar la composición de la comunidad de macroinvertebrados, en los diferentes puntos y momentos de muestreo, se llevó a cabo un análisis de componentes principales, para ello, las abundancias se transformaron (estandarizaron) mediante $\text{Log}(x + 1)$ previamente y dividiendo por el promedio de filas y columnas.

El PCA es un análisis que relaciona las abundancias de las familias encontradas, en función de la zona (control o alterada) y del momento del muestro (inicio o final). El eje horizontal representó el 25.04% de la varianza de los datos, y junto con el vertical el 46.85%. En la parte negativa del eje horizontal aparecen todas las zonas muestradas al inicio de la temporada (CI, ADI y ASI), mientras que en el extremo positivo están las zonas alteradas muestradas al final de la temporada (ADF y ASF). En el eje vertical se encuentran en el lado positivo los puntos de control (CI y CF) y la zona ADF (alterada dentro del barranco al final de la temporada) y en el negativo los dos puntos alterados (dentro y a la salida del barranco) muestrados al inicio (ASI y ADI).

Como se puede observar en el siguiente diagrama (figura 14), la composición de la comunidad en las zonas de control no varía de forma considerable a lo largo del tiempo, inicialmente se encuentran caracterizada por las familias *Chironomidae* y *Heptageniidae*, en menor medida aparece la familia *Polycentropodidae* y *Psychomyiidae*. Hacia el final de la temporada aparece la familia *Philopotamidae*, pero la composición es bastante similar al inicio.

Con respecto a las zonas alteradas puede observarse un patrón, en ambos puntos se produce un cambio en la composición a lo largo del tiempo, es decir, el punto alterado dentro del barranco al inicio (ADI) cambia con respecto al final (ADF), y ocurre lo mismo con el punto alterado a la salida del barranco (ASI cambia con respecto a ASF). Sin embargo, ambas zonas alteradas muestradas al inicio de la temporada presentan una comunidad bastante similar (ADI y ASI), al igual que los puntos muestrados al final (ADF y ASF). Los puntos alterados muestrados al inicio presentan una composición dominada por *Leptophlebiidae*, *Caenidae* y *Capniidae*, mientras que en los muestrados al final abunda la familia *Baetidae*. La mayoría de las familias que aparecen representadas en el centro del diagrama corresponden a familias con pocos individuos, a excepción del caso de *Leuctridae*, la cual es bastante abundante en muchas de las muestras, este hecho se puede observar en la tabla que contiene las abundancias que aparece en los Anexos (Anexo I).

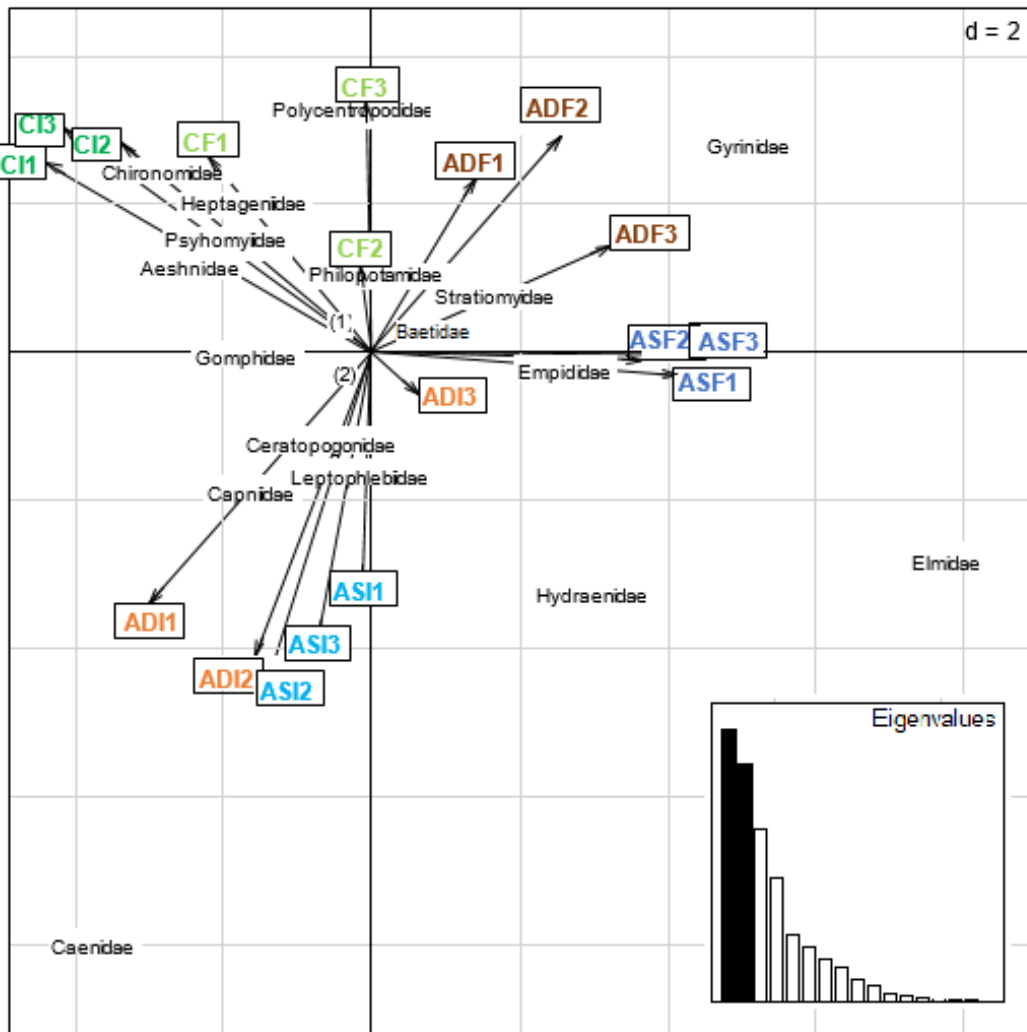


Figura 14. Análisis de componentes principales (PCA) de la abundancia de familias en relación a los puntos de muestreo. Nota: (1) Chloroperlidae, Ephemerellidae, Ephemeridae, Hydrophilidae, Hydropsychidae, Leuctridae, Limoniidae, Lymnaeidae, Nemouridae, Oligochaeta, Simuliidae, Thaumaleidae y Tipulidae. (2) Dixidae y Dytiscida.

Con el objetivo de analizar el efecto del barranquismo sobre los rasgos biológicos principales de la comunidad de macroinvertebrados se llevó a cabo un análisis de componentes principales difuso (FPCA), que incluyó las familias presentes en las muestras y sus correspondientes rasgos biológicos. El eje horizontal representó el 38.98% de la varianza de los datos y el 54.75% junto con el vertical.

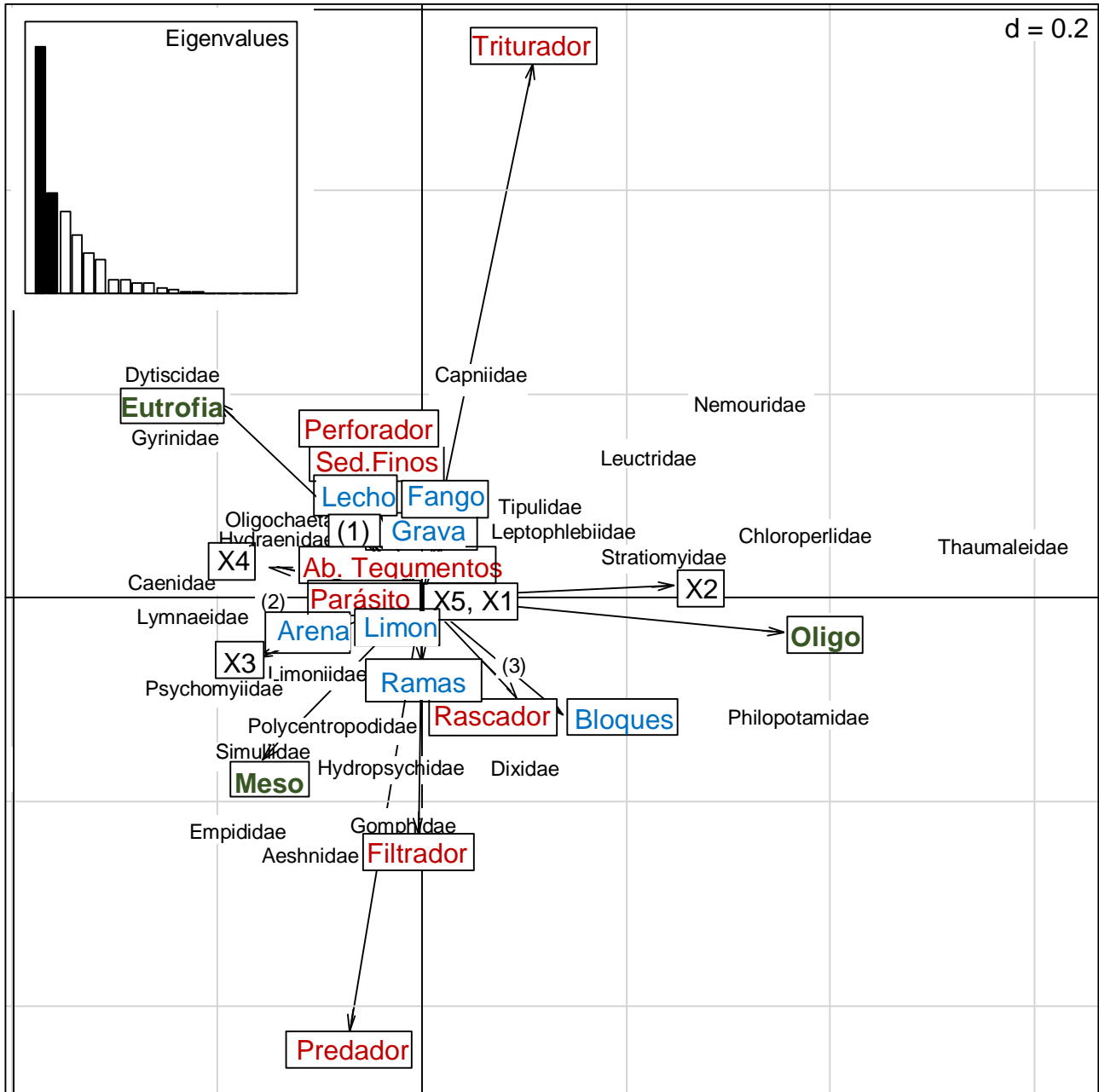


Figura 15: Análisis de componentes principales difuso (FPCA), relacionando las familias encontradas con los rasgos biológicos considerados (tolerancia a la contaminación, grado de eutrofia, alimentación, valor saprobio y microhábitat). Nota: (1) Microfitos y Macrofitos. (2) *Ceratopogonidae*, *Chironomidae* y *Ephemeraidae*. (3) *Baetidae*, *Ephemerellidae*, *Elmidae*, y *Heptageniidae*

Las familias se encuentran repartidas en el eje horizontal en función del nivel de eutrofia que toleran, en la región positiva aparecen familias que se encuentran en ambientes oligotróficos, como *Thaumaleidae*, *Chloroperlidae*, *Philopotamidae*, *Nemouridae*, *Leuctridae* y *Stratiomyidae*. En la zona negativa, se encuentran aquellas familias adaptadas a ambientes más eutróficos, como *Dytiscidae*, *Gyrinidae*, *Hydraenidae*, *Caenidae* y *Oligochaeta*.

El eje vertical, divide las familias en función de la estrategia alimentaria que siguen, siendo las familias predadoras (*Empididae*, *Aeshnidae* y *Gomphidae*) las que más se alejan hacia la región negativa, seguidos por los filtradores (*Simuliidae* y *Hydropsychidae*) y los rascadores (*Baetidae*, *Ephemerellidae*, *Elmidae*, y *Heptageniidae*). En el extremo opuesto, en la parte positiva del eje vertical, se encuentran los trituradores (*Capniidae*, *Nemouridae* y *Leuctridae*).

Para poder analizar de forma conjunta los rasgos biológicos con la variación de la estructura de la comunidad en el tiempo (de inicio al final de la temporada), se realizó un análisis de coinerencia. A pesar de que el resultado no fue significativo (p-value: 0.371), lo cual quiere decir que no es más explicativo que ambos diagramas por separado, resulta de interés para la interpretación conjunta de los datos (figura 16).

Las flechas del gráfico de arriba nos hablan de la relación entre los taxones y los rasgos biológicos que se han analizado, el punto nos indica donde encontramos el taxón, y la flecha donde deberíamos encontrarlo en función de sus rasgos.

Como se ha comentado anteriormente, la zona de control muestra una composición similar tanto al inicio como al final de la actividad, abundando los rascadores de la familia *Heptageniidae*, siendo también de importancia la presencia de los filtradores de las familias *Simuliidae* y *Hydropsychidae*, sin olvidar la familia *Philopotamidae* representada solo por algún individuo que aparecen hacia el final, los cuales tienen preferencia por ambientes oligotróficos. Hay que destacar, la presencia de predadores como los pertenecientes a la familia *Polycentropodidae*, *Empididae*, *Aeshnidae* y *Gomphidae*, este último es el único que aparece en las comunidades alteradas.

Con respecto a los puntos alterados al inicio de la temporada, se puede observar en la figura 16 como las familias más abundantes, *Leptophlebiidae*, *Capniidae* y *Caenidae*, son detritívoros y trituradores. Los *Capniidae* suelen tener preferencias por aguas eutróficas o mesotróficas, al igual que la familia *Dytiscidae*, que no es tan abundante como las anteriores. Hacia el final de la temporada se hace más presente la familia *Baetidae*, que por lo general son rascadores y algunas especies son tolerantes a la contaminación orgánica.

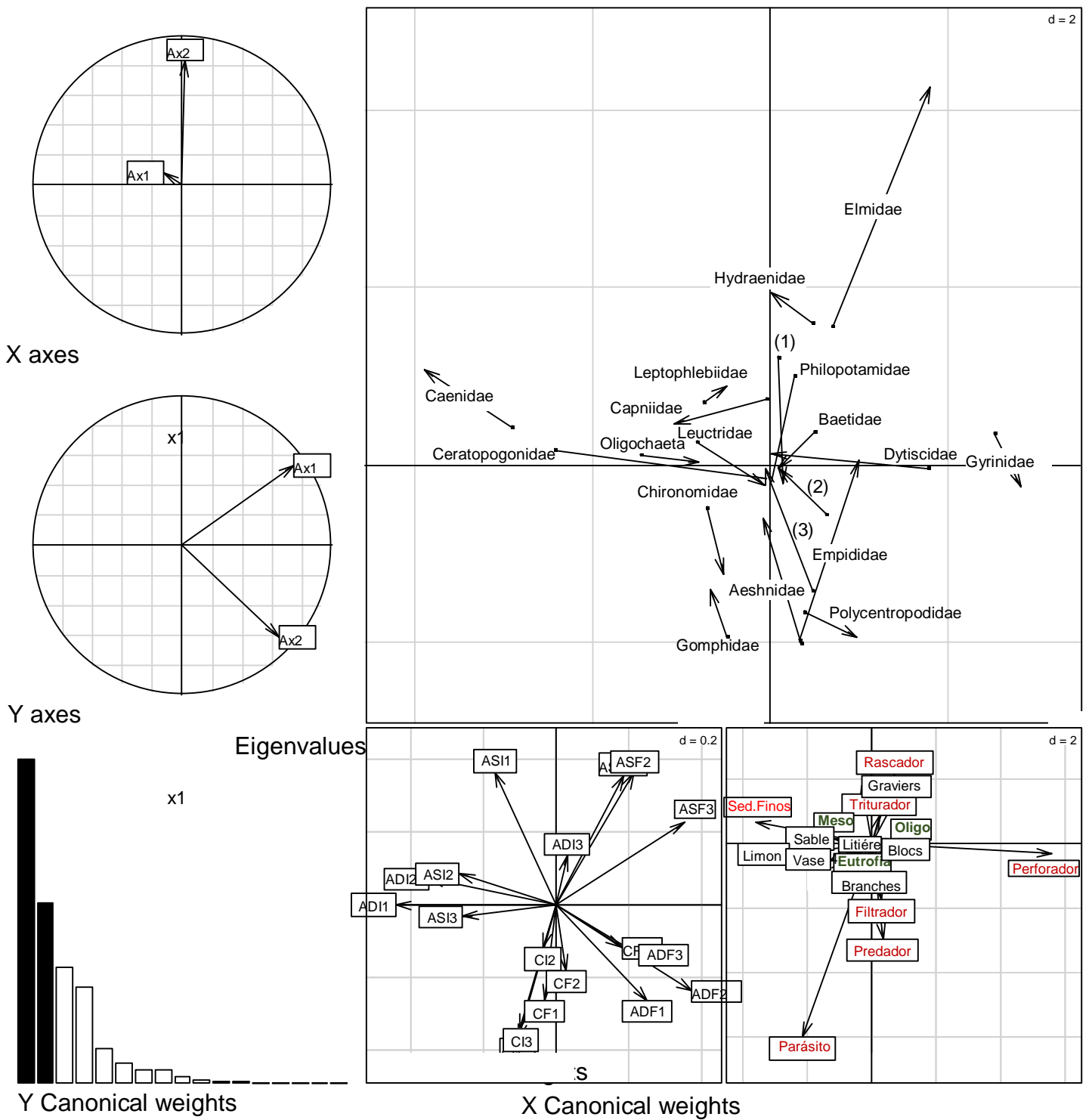


Figura 16. Análisis de coinerencia. Ha sido necesario eliminar algunas familias poco representativas para facilitar la comprensión del diagrama. Nota: (1) Heptageniidae, (2) Simuliidae, (3) Hydropsychidae.

5. DISCUSIÓN

5.1. IMPACTO DEL BARRANQUISMO EN LA COBERTURA DE PERIFITON

Durante el presente estudio, se ha observado que el impacto generado por el pisoteo de los barranquistas tiene un efecto perjudicial en la cobertura de perifiton. La concentración de clorofila-*a*, parámetro utilizado para la estimación de la biomasa de perifiton, se vio considerablemente reducida a lo largo de la temporada de barranquismo de 2018 en los lugares expuestos al impacto producido por el pisoteo. Se puede afirmar que dicho impacto no responde a un cambio estacional, ya que en la región de control, no afectada por el pisoteo, se han encontrado concentraciones de clorofila-*a* altas tanto al inicio como al final de la temporada. Además. Al analizar la ratio A430/A665 se observaron situaciones de estrés únicamente en las regiones alteradas al finalizar la temporada, lo que reafirma el impacto producido por esta actividad deportiva sobre el perifiton y la producción primaria del río.

En estudios en barrancos con características similares al Mascún, realizados anteriormente en la Sierra de Guara, también se observó la alteración que el pisoteo de barranquistas produce directamente sobre la cobertura de perifiton. En el estudio realizado por Sierra Gros (2013) las diferencias se dieron principalmente en la estación impactada y no fueron significativas, a pesar de que el impacto era visible a simple vista *in-situ*. Sin embargo, en el estudio que se realizó posteriormente en el mismo río (Formiga) se obtuvieron diferencias significativas que demostraban el impacto producido por los barranquistas durante la temporada de 2016 (Sasot Escorihuela, 2018). Es importante destacar que no todos los ríos siguen la misma dinámica, al tratarse de ambientes influenciados por diversos factores. En el trabajo realizado el mismo año en el barranco de la Peonera (río Alcanadre) por Pérez Pascual (2018) no se apreció impacto, de hecho, la cobertura de perifiton aumentó a lo largo de la temporada de barrancos. La razón de la ausencia del impacto se explicó por el mayor tamaño, profundidad y caudal del barranco de la Peonera, por el cual hay suficiente espacio para que el pisoteo no se concentre en un lugar en concreto y en muchas ocasiones, el avance por el barranco es a nado, reduciendo la intensidad del impacto. El aumento de la clorofila *a* que se produjo en este estudio está sujeto a otros factores, como la existencia de la Fuente de la Tamara en el río Alcanadre, justo aguas arriba de la toma de datos, que pudo influir de manera relevante en la proliferación de biomasa gracias al incremento en los aportes de nitrato que se producían al final del verano.

5.2 IMPACTO DEL BARRANQUISMO EN LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS Y EN EL ESTADO ECOLÓGICO DEL RÍO

En general, los valores del estado ecológico (calculado a partir del índice IBMWP) son bajos, tanto en las zonas de control como en las alteradas, si comparamos los resultados de este estudio con el realizado por Pérez Pascual (2018) en la Peonera, que como ya se ha comentado, presenta unas características que reducen la intensidad de la alteración producida por los barranquistas. Los datos obtenidos por el presente estudio se parecen más a los encontrados en el barranco Formiga, ya que se trata de un barranco con características similares al estudiado.

Las dos regiones alteradas por el pisoteo de los barranquistas han presentado un estado ecológico inferior (de deficiente a moderado) a las que estaban excluidas del impacto (de moderado a bueno). Tanto la zona exenta de impacto como una de las regiones alteradas (salida del barranco), presentaron una disminución del estado ecológico al finalizar la temporada de barrancos, siendo mucho más acusada esta disminución en la región alterada, como cabría de esperar. Sin embargo, en la zona alterada que se encuentra dentro del barranco, se produce un pequeño aumento de este valor ecológico, el cual nunca llega a ser superior que el encontrado en el control en la misma fecha. Este pequeño aumento sin ningún motivo aparente, podría deberse a la rápida recuperación de las comunidades de macroinvertebrados, tras cesar el impacto durante unos días en este lugar en concreto o a las características hidrogeomorfológicas del punto concreto.

Con respecto a la riqueza de familias de las comunidades es importante destacar el descenso producido en ambas regiones alteradas cuando la temporada de este deporte está finalizando. La zona alterada dentro del barranco, en la cual se produce un aumento de algunos de los índices analizados, presenta una disminución del 7%, a diferencia de la zona de control, en la cual aumenta la riqueza en un 13,6%. En la región que se encuentra a la salida del barranco, donde el impacto ha sido más evidente, la riqueza de familias baja un 16,7%. Además, al comparar los puntos alterados con los de control utilizando el diagrama de cajas y a través del test post hoc, se observa claramente como en la zona de control la riqueza es superior a ambas zonas alteradas, con lo cual se puede afirmar que la alteración producida por los barranquistas tiene un efecto perjudicial en la riqueza de familias.

En el estudio más reciente realizado en el río Formiga el número total de individuos y el número de familias mostraron disminuciones importantes (del 89,64% y 54,05%, respectivamente) tras la temporada de barranquismo en la zona impactada, mientras que en las estaciones control hubo un importante ascenso de ambas variables (Sasot Escorihuela, 2018), al igual que ocurre en el presente estudio, aunque la disminución de la riqueza sea menos pronunciada en el Macún.

Los índices de diversidad y equitatividad también evidencian el impacto producido por los barranquistas, siendo la equitatividad y la diversidad más alta en las zonas de control con respecto a las alteradas. En la zona situada a la salida del barranco se observó la diferencia mayor entre el inicio y el final de la temporada deportiva, presentando los valores de dominancia más elevados cuando la actividad ya se había llevado a cabo. La familia *Baetidae* fue la familia más abundante en ambas zonas alteradas tras el desarrollo de la actividad deportiva, esta familia, como ya se ha comentado posee un índice IBMWP bajo y es capaz de vivir en ambientes afectados por perturbaciones antrópicas.

En la mayoría de los estudios realizados con anterioridad en la Sierra de Guara, se aprecia el impacto producido por la bajada de barrancos (Benayas *et al.*, 1996) produciéndose un descenso de los índices de riqueza y diversidad de las comunidades de macroinvertebrados y de la calidad ecológica del agua cuando la temporada de barrancos ha finalizado, (Sierra Gros, 2013 y Sasot Escorihuela 2018). En ambos estudios se presentaron valores del índice IBMWP bajos en comparación con el seguimiento del barranco de la Peonera (Pérez Pascual, 2018), en donde no se produjeron evidencias del impacto que produce el pisoteo de los barranquistas, al tratarse, como ya se ha comentado, de un barranco con características diferentes al Mascún, tanto por su mayor tamaño, como por la influencia de la fuente de Tamara que le aportan nitratos al agua.

Existen numerosos estudios en los que se ha observado la variación de la diversidad de las comunidades en función de múltiples aspectos, en concreto, Lake (2000) investigó la manera en la que las inundaciones y las sequías afectan a la diversidad, siendo las sequías las hacían que bajase la diversidad de una comunidad, ya que la disponibilidad de recursos es una de las vías de regulación más importantes de la diversidad. Existen múltiples estudios acerca de cómo las inundaciones y las sequías afectan a las comunidades de macroinvertebrados, aunque también se ha observado que estas comunidades tienen una alta capacidad de recolonización y recuperación (Brooks y Boulton, 1991; Negishi y Richardson, 2006; Robinson *et al.*, 2004)

En la composición de la comunidad se apreció un cambio entre el inicio y el final de la temporada, observando los órdenes más dominantes en función del lugar muestreado y el momento de la temporada se podría establecer un patrón, siendo los plecópteros los más abundantes cuando el impacto aún no se ha producido, sin embargo, al finalizar la temporada dominaron los efemerópteros. Este cambio se produce de forma diferente en las regiones de control y las alteradas, mientras en la zona de control aumentan familias de efemerópteros con un valor IBMWP alto, como la *Leptophlebiidae*, en las alteradas se vuelve dominante la familia *Baetidae*, con un valor IBMWP bajo.

Este cambio que se produce en las comunidades cuando ha transcurrido la temporada deportiva, y que se produce de forma diferente en las comunidades alteradas y las de control, también se puede observar al realizar el análisis NMDS, en donde se observa como las regiones de control se mantienen algo más constantes en el tiempo, mientras que ambas alteradas cambian del inicio al final, siendo la zona que se encuentra a la salida del barranco en la que se produce un mayor cambio.

5.3 CAPACIDAD DE RECUPERACIÓN DE LAS COMUNIDADES BENTONICAS EN EXPERIMENTOS CONTROLADOS

A pesar de que en este estudio no se haya realizado ningún experimento, es importante tener en cuenta la capacidad de recuperación de estas comunidades tras el impacto. En los estudios realizados con anterioridad en la Sierra de Guara se realizaron experimentos controlados, los cuales consistían en llevar a cabo un pisoteo controlado sobre determinadas parcelas elegidas al azar y comprobar, en función de los días transcurridos, el estado de la comunidad con respecto a las zonas de control.

En el experimento realizado por Pérez Pascual (2018) en el barranco de la Peonera, la disminución de biomasa calculada mediante la concentración de clorofila-*a* fue del 95%, sin embargo, se observó una recuperación rápida de la zona alterada para el día 15. Este porcentaje de descenso fue muy similar al hallado en el experimento realizado por Sasot Escorihuela (2018), sin embargo, la recuperación de la biomasa de perifiton no se llevó a cabo hasta transcurridos 60 días tras el impacto.

Con respecto a la comunidad de macroinvertebrados, los resultados obtenidos de los experimentos controlados realizados con anterioridad en el PNSCG muestran que existe un efecto perjudicial a corto plazo (1 día después de la perturbación) en la estructura de la comunidad, no obstante, la comunidad recupera la composición taxonómica inicial en un corto periodo de tiempo (15 días) y la estructura (taxonomía y abundancia) a partir de un mes de recuperación (Sierra Gros, 2013; Pérez Pascual, 2018; Sasot Escorihuela 2018). En el experimento realizado por Sasot Escorihuela (2018) se produjo una parada en la recuperación de la comunidad hacia el día 30, obteniendo valores cercanos a los del primer día. Sin embargo, tras esta perturbación, la cual no ha podido relacionarse con ningún otro factor ambiental, la comunidad volvió a tener el ritmo de recuperación rápido que presentaba al inicio.

En particular, la reducción de la abundancia total de individuos, tras el impacto controlado producido durante el experimento en la Peonera, fue de más del 50% (Pérez Pascual, 2018). Este efecto, aun siendo importante, es inferior a lo encontrado en los estudios realizados en el río Formiga (Sierra Gros, 2013 y Sasot Escorihuela, 2018), donde se observó una reducción del total de individuos de entre un 70% y 80%. Pasados los primeros 15 días la diferencia en el número de individuos es de tan sólo el 16,5 % para el caso más reciente del Formiga. Como ya se ha comentado, transcurridos 30 días la comunidad se recupera por completo.

En cuanto al valor del índice IBMWP, la incidencia del impacto responde al mismo patrón, es decir, que el valor de la calidad desciende a moderado para el día 1 en la zona alterada, mejorando paulatinamente a bueno, e igualándose con la zona de control pasados 30 días de recuperación (Pérez Pascual, 2018 y Sasot Escorihuela 2018), salvo en el experimento más reciente realizado en el río Formiga, en el cual la recuperación se vio interrumpida y no llegó a alcanzar los valores de control (Sasot Escorihuela 2018)

La rápida recuperación de las comunidades bentónicas coincide con numerosos estudios en los que se valoran otro tipo de impactos (Brooks y Boulton, 1991; Lake, 2000; Negishi y Richardson, 2006; Robinson et al., 2004), sin embargo esta recuperación está ligada no solo al tipo y la intensidad de la perturbación producida, sino a otros factores como la extensión espacial de la zona perturbada, la disponibilidad de colonos, la composición de la biota y la disponibilidad de rocas que sirven de refugio a los especímenes (Lake, 2000). La morfología tanto del cauce como de alrededor de este puede influir en la intensidad de la perturbación, por ejemplo, para el caso de las inundaciones. Tales perturbaciones, agravadas por paredes de roca angostas y escarpadas y una zona hiporreica limitada ofrecen, en el mejor de los casos, pocos refugios para la fauna acuática (Hardiman y Burgin, 2011; Bond y Downes, 2000), a diferencia de los grandes ríos de tierras bajas (Rosser y Pearson 1995; Brewin et al. 2000).

5.4 DINÁMICA Y DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN EL RÍO MASCÚN

La composición taxonómica por zonas, y el análisis de componentes principales difusos (FPCA), nos explicó como variaba la comunidad según la zona y la temporada en función de sus rasgos biológicos.

La comunidad presente en la zona de control se mantuvo relativamente constante en el tiempo, sin embargo, en las regiones alteradas se apreció un cambio en la composición y abundancia de la comunidad, que responde al impacto generado por el pisoteo de los barranquistas.

Los resultados indicaron que, al inicio de temporada, existe un predominio de taxones rascadores y trituradores, con mucha presencia de familias predatoras, y los taxones presentes nos indican cierta tendencia hacia ambientes oligotróficos. El impacto directo producido por el pisoteo sobre el perifiton tiene consecuencias sobre la comunidad de macroinvertebrados, sobre todo sobre los ramoneadores y aquellos que dependen de estos, los depredadores.

En las zonas de control este impacto no se produjo, y por tanto no se observó ese descenso en el número de ramoneadores y rascadores, por lo que la presencia de depredadores siguió siendo importante. En cuanto al tipo de ambiente, se encontraron especies que tienen predilección por ambientes oligotróficos, como la familia *Philopotamidae*, sin embargo, es evidente que las comunidades que se encuentran en la zona de control no tienen falta de nutrientes ni de alimento, ya que los niveles de biomasa de perifiton son más elevados que en las zonas alteradas. Además, para mantener una comunidad bien desarrollada, como es el caso, es necesario que el ambiente tenga niveles altos de producción primaria. Sin la abundancia de producción primaria, los trituradores y raspadores no podrían desarrollarse con normalidad, y la presencia de depredadores sería mucho menos abundante que la encontrada en esta

zona. A pesar de esto, la concentración de clorofila a nunca supera el umbral de la mesotrofia establecido por (Dodds et al., 1998).

Por tanto, la comunidad de la zona de control es una comunidad abundante, equitativa y diversa, con una cadena trófica rica y desarrollada, que se encuentra en un ambiente oligotrófico, pero con suficiente producción primaria para sustentarse, propia de un lugar en donde el régimen de perturbaciones no supera la capacidad de recuperación de la comunidad.

Con respecto a la comunidad de la zona alterada es importante destacar el cambio producido en la comunidad tras el impacto del pisoteo de los barranquistas. Al inicio de la temporada, las familias más abundantes, *Leptophlebiidae*, *Capniidae* y *Caenidae*, son detritívoros y trituradores. Es una comunidad diversa y equitativa la cual cuenta con la presencia de algún depredador, como los pertenecientes a la familia *Gomphidae*. Sin embargo, tras el impacto, los índices de diversidad bajan y se hace abundante la familia *Baetidae*, la cual es muy dominante en la región que se encuentra a la salida del barranco. Se trata de un taxón altamente resistente y resiliente, capaz de vivir en lugares alterados por algún tipo de contaminación (Giller y Malmqvist, 1997). Muchas de las especies de esta familia tienen estrategias tróficas para vivir en zonas con corriente que le permiten agarrarse a las rocas y evitar su arrastre durante el periodo de crecida, lo que puede resultar ventajoso para recolonizar o resistir en la zona pisoteada.

En resumen, al inicio de la temporada, en la región alterada se encontraba una comunidad más parecida a la de la zona de control, con la presencia de varias familias de trituradores y rascadores, y por tanto con algún depredador. Sin embargo, con el paso de los barranquistas, la comunidad cambia presentando una fuerte dominancia por parte de las familias más resistentes, con la consiguiente pérdida de biodiversidad y riqueza.

6. CONCLUSIONES

La concentración de clorofila a , es decir, la biomasa de perifiton, descendió de forma considerable en ambas regiones alteradas, sin embargo, en la zona de control se mantuvo constante, incluso vio incrementado su valor. Así mismo, se obtuvieron evidencias de estrés (al analizar la ratio A430/A665) en las regiones alteradas después de la época de barrancos, lo que nos indica que existe una afección en la comunidad de perifiton producida por el impacto del pisoteo de los barranquistas durante la temporada de 2018 en el barranco Mascún.

El estado ecológico de las aguas del río presentó valores de buenos a moderados en los lugares exentos de impacto, sin embargo, en las zonas alteradas se obtuvieron valores de moderado a deficiente al inicio de la actividad, pasando exclusivamente a deficiente al final de la temporada de barranquismo.

Con respecto a la comunidad de macroinvertebrados, se produjo un descenso de la riqueza de familias en las zonas alteradas del 16,7% y 4,1%, sin embargo, la comunidad de la zona de control aumento el número de familias en un 13,6%.

Los índices de equitatividad y diversidad también sufrieron un descenso de cara al final de la temporada de barrancos, siendo el lugar que se encuentra a la salida del barranco el más afectado de los dos puntos alterados, sin embargo, en las regiones de control no se produjo esta caída de los índices.

Se produjo la dominancia por parte de un taxón, la familia *Beatidae*, en las comunidades de las zonas alteradas una vez trascurrido el desarrollo de la actividad. Este taxón, el cual tiene un valor IBMWP bajo, alberga varias especies resilientes y resistentes.

Al final de la temporada de barranquismo de 2018 se observó una disminución de la biomasa de perifiton, lo cual tuvo consecuencias sobre las estrategias tróficas dominantes en la comunidad de macroinvertebrados. En la zona de control y al inicio de la temporada en las regiones alteras, se podían encontrar en la comunidad diversidad de rascadores, filtradores y trituradores, capaces de mantener a la población de depredadores. Sin embargo, tras el impacto producido por durante el desarrollo de la actividad, no había presencia de depredadores, y la comunidad estaba dominada por la familia *Baetidae*.

Para finalizar, es importante destacar la similitud de los datos obtenidos por el presente estudio con los resultados de las investigaciones llevadas a cabo con anterioridad en el río Formiga, debido a que son barrancos con características semejantes. Sin embargo, en el barranco de la Peonera, de mayor tamaño y caudal, los datos obtenidos no mostraron signos de impacto por parte del barranquismo. Por lo que se puede afirmar que las características hidrogeomorfológicas, tanto a nivel local como a escala de cuenca, interviene de manera relevante la intensidad con la que el pisoteo de los barranquistas influye en las comunidades bentónicas.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Alba-Tercedor, J., P. Jaimez-Cuellar, P., Lvarez, M. a., Avile's, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., ... Zamora-Munoz, C. (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP. *Limnetica*, 21(2002), 175–185.
- Benayas J, Blanco R, Priebe C (1996) Análisis de los impactos ocasionados por el barranquismo en el Parque de la Sierra y los Cañones de Guara. Propuesta de regulacion., *Madrid*
- Blasco Hedo, E. (2015). Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. *Actualidad Jurídica Ambiental*, (50), 38–40.
- Brooks, S. S., & Boulton, A. J. (1991). Recolonization Dynamics of Benthic Macroinvertebrates after Artificial and Natural Disturbances in an Australian Temporary Stream. *Ecology*, 65(1), 295–308.
- CHE (2007a) Plan hidrológico del río alcanadre.
- CHE (2007b) Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro. *Ministerio de Medio Ambiente, Madrid*
- Clarke K, Gorley R (2006) PRIMER v6: User Manual/Tutorial. 192
- Cobelas, M. Á., Catalán, J., & Jalón, D. G. de. (2005). Impactos sobre los ecosistemas acuáticos continentales. In *Impactos del cambio climático en España*, 113–146.
- Cuchi, J. A., Villarroel, J. L., & Salamero, E. (2010). Los ríos en roca en el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara. En *Patrimonio geológico: Los ríos en roca de la Península Ibérica*, 249–268. Madrid.
- DGA (1996) Decreto 133/1996, de 11 de julio, por el que se regula la práctica del barranquismo en el Parque de la Sierra y Cañones de Guara con la finalidad de minimizar los impactos negativos sobre el medio natural. *BOA núm. 88*, pp 96.
- DGA (1997) Decreto 164/1997, de 23 de septiembre, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales. *BOA núm. 117*, 29-30.
- DGA (2014) *Decreto 204 /2014, de 2 de diciembre, del Gobierno de Aragón, por el que aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara. BOA núm. 248*
- Dodds, W., Jones, J., & Welch, E. (1998). Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, 32, 1455–1462.

- Elosegi, A., & Sabater, S. (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. (F. BBVA, Ed.). Bilbao.
- Figueroa, R., Valdovinos, C., Araya, E., & Parra, O. (2003). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76(2), 275–285. <https://doi.org/10.4067/s0716-078x2003000200012>
- Giller, P. S., & Malmqvist, B. (1997). The Biology of Streams and Rivers. Biology of Habitats. *Biology of Habitats*. Oxford University Press, Inglaterra.
- Gomez, L. M. (2013). Protocolo De Cálculo Del Índice Ibmwp Código: Ibmwp-2013. *Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente*.
- Hardiman, N., & Burgin, S. (2011). Effects of trampling on in-stream macroinvertebrate communities from canyoning activity in the Greater Blue Mountains World Heritage Area. *Wetlands Ecology and Management*, 19(1), 61–71. <https://doi.org/10.1007/s11273-010-9200-4>
- Hellawell, J. M. (1978). Biological surveillance of rivers. *Water Research Center, Stevenage*, 332.
- Lacosta Aragüés, A. J. (2002). Los deportes de aventura y su incidencia en el desarrollo turístico de un espacio protegido: el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara (Huesca). *Depto. de Geografía y Ordenación Del Territorio. Universidad de Zaragoza*.
- Lake, P. S. (2000). Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(4), 573–592. <https://doi.org/10.2307/1468118>
- López-Flores, R., Michavila, M., & Cuchí, J. A. (2014). Estado trófico y calidad ecológica del río Gállego a su paso por la provincia de Huesca. *Lucas Mallada*, 16, 135–167.
- Margalef R (1983) *Limnología*, Ed. Omega. Barcelona
- Melendo, J. del V. (2008). Potencialidades turísticas y conflictos ambientales en el parque natural de la sierra y cañones de guara (Huesca). *Dpto. de Geografía y Ordenación Del Territorio, Facultad de Filosofía y Letras. Zaragoza*.
- Negishi, J. N., & Richardson, J. S. (2006). An experimental test of the effects of food resources and hydraulic refuge on patch colonization by stream macroinvertebrates during spates. *J Anim Ecol*, 75, 118–129. <https://doi.org/0.1111/j.1365-2656.2005.01027.x>
- Olivera, J., Cuchí, J. A., & Manso, J. A. (1997). Hidroquímica de las aguas naturales de los sectores occidental y central de la Sierra de Guara (Huesca). *Escuela Plitecnica Superior de Huesca. Ctra. de Zaragoza*, 35–63.
- Pielou EC (1969) An introduction to mathematical ecology. *Wiley Interscience, Nueva York*

- Reice, S. R. (1985). Experimental disturbance and the maintenance of species diversity in a stream community. *Oecologia*, 67 (1)(1), 90–97. <https://doi.org/10.1007/BF00378456>
- Robinson, C. T., Aebischer, S., & Uehlinger, U. (2004). Immediate and habitat-specific responses of macroinvertebrates to sequential , experimental floods. *North Am Benthol Soc*, 23, 853–867.
- Shannon CE, Weaver W (1949) The Mathematical Theory of Communication, The Mathematical Theory of Communication. *University of Illinois Press., Urbana, IL.*
- Sierra Gros J, López-Flores R (2013) Efecto del barranquismo sobre los macroinvertebrados acuáticos y su recuperación en el río Formiga (Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara, Huesca). *Universidad de Zaragoza*
- Simpson EH (1949) Measurement of diversity. *Nature* 163, pp 688.
- Sotomayor, G. (2016). Evaluación de la calidad de las aguas superficiales mediante técnicas de estadística multivariante: Un estudio de caso en la cuenca del Río Paute, al sur de Ecuador, 90. Retrieved from <http://hdl.handle.net/10915/53959>
- Terrádez Gurrea M (2000) Análisis de Componentes Principales. Proyecto e-Math. (MECD). *Secretaría de Estado de Educación y Universidades*
- Turner, M. G., & Dale, V. H. (1998). Comparing large, infrequent disturbances: What have we learned? *Ecosystems*, 1(6), 493–496. <https://doi.org/10.2307/3658750>

Anexo II: Imagen del cañón del Mascún. Elab. Propia

