



Universidad
Zaragoza

Trabajo Fin de Grado

Grado en Ciencias Ambientales

Estudio del impacto del barranquismo en la Zona
Periférica del Parque Nacional de Ordesa y Monte
Perdido: el caso concreto del barranco Viandico (río
Aso)

Study of the impact of canyoning in the Peripheral
Zone of the Ordesa y Monte Perdido National Park:
the specific case of the Viandico ravine (Aso River)

Autor

Marta Cebrián Biarge

Director/es

Rocío López Flores
Diego Mota de Echeandía

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR
2024

El Trabajo de Fin de Grado que presento para su exposición y defensa es original y todas las fuentes utilizadas para su realización han sido debidamente citadas en el mismo.

Firmado:

Índice

1) Introducción	10
2) Objetivos	15
3) Metodología	16
3.1) Área de estudio.....	16
3.1.1) Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido	16
3.1.2) Río Aso	17
3.2) Métodos	21
3.2.1) Diseño de muestreo	21
3.2.2) Muestreo de macroinvertebrados	24
3.2.3) Muestreo de Perifiton	27
3.2.4) Cálculo de Índices	29
3.2.5) Análisis estadístico	31
4) Resultados	33
4.1) Evaluación del efecto provocado por el barranquismo sobre la comunidad de bentónica	33
4.1.1) Composición de la comunidad a lo largo de la temporada.....	33
4.1.2) Análisis de los diferentes índices biológicos calculados	34
4.1.3) Análisis del efecto del barranquismo en los índices biológicos del barranco de estudio	38
4.2) Comparación de la composición y estado de la comunidad bentónica	43
4.3) Evaluación del efecto provocado por el barranquismo sobre el perifiton y la materia orgánica (M.O.).....	46
5) Discusión	53
5.1) Impacto de la temporada de barranquismo en la comunidad bentónica del río Aso.....	53
5.2) Cambios en los índices sobre diversidad taxonómica y funcional y estado ecológico de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos producidos por el barranquismo.....	56
5.3) Cambios producidos en el perifiton y la materia orgánica del sustrato	58
5.4) Conservación.....	60
6) Conclusiones	63
7) Bibliografía	65
8) Anexos	70

Índice de tablas

Tabla 1. Coordenadas UTM de las zonas de muestreo seleccionadas en el río Aso 2022. Elaboración propia.....	22
Tabla 2. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado para la masa de agua R-T27 (Ríos de alta montaña). Elaboración propia basado en Real Decreto 817/2015 (Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente, 2015).	30
Tabla 3. Composición de la comunidad de macroinvertebrados muestreados en el río Aso en 2022.....	33
Tabla 4. Porcentaje de variación del número de individuos y de familias de las estaciones control y frecuentado del barranco Viandico 2022.....	34
Tabla 5. Resumen de resultados obtenidos en los índices del estado ecológico del río Aso 2022.....	35
Tabla 6. Porcentaje de variación de la puntuación de los índices: IBMWP y IASPT. ...	35
Tabla 7. Resumen de resultados de los índices de la diversidad taxonómica del río Aso en la temporada 2022.....	36
Tabla 8. Porcentaje de variación de los índices: Shannon, Simpson, Margalef y Pielou.	37
Tabla 9. Resumen de los resultados obtenidos de los índices de adaptación de la comunidad a los cambios ambientales del río Aso en la temporada 2022	38
Tabla 10. Porcentaje de variación de los índices: EPT, OCH y EPT/(EPT+OCH).....	38
Tabla 11. Resultados obtenidos del test Kruskal-Wallis para las variables IBMWP e IASPT de las muestras del río Aso 2022	39
Tabla 12. Resultados del ANOVA múltiples factores para las variables: Abundancia, Riqueza, Shannon, Simpson, Margalef, Pielou, EPT, OCH y EPT/EPT+OCH. Muestras río Aso 2022.	41
Tabla 14. Resultados obtenidos de la determinación de Clorofila a de las muestras de Perifiton del río Aso en 2022.	47
Tabla 15. Cantidades de materia orgánica (M.O.) (g) de las muestras recopiladas en los tramos de muestreo del barranco Viandico 2022.	47
Tabla 16. Normalidad de la nueva variable calculada para log Ratio A430/A665 y log M.O. de las muestras del río Aso 2022.....	48
Tabla 17. Resultados obtenidos del Tes Kruskal-Wallis para la variable log Ratio A430/A665 y log M.O. de las muestras del río Aso 2022.....	48
Tabla 18. Resultados ANOVA de múltiples factores (Interacción) para la variable CHLA. Muestras río Aso 2022.	50

Índice de figuras

Figura 1. Mapa de localización del barranco estudio en la Zona Periférica del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Las zonas de muestreo del barranco Viandico se ubican en el tramo bajo del río Aso (puntos blancos enumerados). Elaboración propia.	18
Figura 2. Mapa que clasifica los ríos de montaña de la cuenca del río Cinca según la tipología de los ríos. Localización de la “Masa de agua superficial 756” - Río Bellós desde su nacimiento hasta el río Aso (incluyendo río Aso). Fuente de datos: Béjar et al. 2016.	19
Figura 3. Contexto físico de la cuenca alta del Cinca: Precipitación media anual (A) y temperatura media anual (B) para el período 1962-2010. Fuente de datos: Béjar et al. 2016.	20
Figura 4. Contexto físico de la cuenca alta del Cinca: (C) Principales unidades geológicas, (D) Cobertura del suelo en 2006. Fuente de datos: Béjar et al. 2016.	21
Figura 5. Zona de muestreo donde se recogieron las muestras control.	23
Figura 6. Zona de muestreo donde se recogieron las muestras alterado.	23
Figura 7. Foto de aguas abajo de la zona de muestreo donde se recogieron las muestras de la zona frecuentada. Visión de una zona de muchas pozas, no representativo del muestreo.	24
Figura 8 y 9. Foto izquierda: Visión de la recogida de macroinvertebrados y la zona de muestreo. Muestreo del 20 de septiembre del 2022, en el final de temporada. Foto derecha: Parte del material utilizado en los muestreos.	25
Figura 10 y 11. Foto izquierda: Laboratorio en el que se analizaron las muestras de macroinvertebrados a través de la lupa binocular Leica S9D. Foto derecha: Macroinvertebrado de la familia Perlidae identificado a través de la lupa binocular Leica S9D.	27
Figura 12. Gráfico de barras 2D: representación de los valores IBMWP en las zonas Control y Frecuentado de la temporada de barranquismo 2022 en el río Aso.	40
Figura 13. Gráfico de barras 2D: representación de los valores IASPT en las zonas Control y Frecuentado de la temporada de barranquismo 2022 en el río Aso.	40
Figura 14. Diagrama de cajas de la variable Abundancia para el factor “Temporada”: Antes y después.	42
Figura 15. Diagrama de cajas de la variable Abundancia para el factor “Tratamiento”: Control y Frecuentado.	42
Figura 16. Analisis NMDS. Distribución de las réplicas muestreadas en las zonas “Control” y “Frecuentado” en relación con la variables estudio.	43

Figura 17. Matrix plot de las familias más abundantes de cara replica muestreada en el área de estudio.	45
Figura 18. Diagrama de cajas de la variable log Ratio A430/A665 para el factor “Tratamiento”: Control y Frecuentado.	49
Figura 19. Diagrama de cajas de la variable log Materia orgánica (M.O.) para el factor “Temporada”: Antes y Después.	49
Figura 20. Diagrama de cajas de la variable CHLA de las zonas de muestreo: 1) Control junio, 2) Control septiembre, 3) Frecuentado junio, 4) Frecuentado septiembre.	51
Figura 21. Diagrama de cajas de la variable CHLA para el factor “Temporada”: Antes y Después.	51

Agradecimientos

Este Trabajo de Fin de Grado (TFG) ha sido posible gracias al apoyo y respaldo de las siguientes personas e instituciones:

Mis tutores, Rocío López y Diego Mota, por su orientación, paciencia y apoyo a lo largo de este proyecto. Su conocimiento y dedicación han sido fundamentales para el desarrollo de este estudio.

La Escuela Politécnica Superior de Huesca, profesores y compañeros por haber sido mi hogar académico durante estos últimos 5 años. Agradezco a la institución académica haberme dado la oportunidad de realizar este proyecto, facilitándome el acceso a los recursos necesarios para la investigación.

Mi familia, amigos y pareja, por ser un apoyo incondicional. Gracias por brindándome vuestro apoyo y confiar en mí, habéis sido mi mayor fuente de motivación.

Por último, agradecer a todas las personas que han contribuido de alguna manera directa o indirecta a la realización de este trabajo.

Resumen

El Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) cada año atrae a más visitantes, convirtiéndose en centro de actividades recreativas y de práctica de diversas modalidades deportivas de montaña. Concretamente, las actividades acuáticas como el barranquismo están prohibidas en El PNOMP, pero se pueden llevar a cabo en la Zona Periférica de Protección del Parque. El objetivo de este Trabajo de Fin de Grado fue comprobar y determinar el impacto que generan los deportes de aventura, en concreto, el barranquismo en el río Aso (barranco Viandico), ubicado en la Zona Periférica del PNOMP. Los deportistas utilizan el mismo cauce fluvial como camino principal para el desarrollo de su actividad, de modo que el pisoteo reiterado del sustrato supone un impacto potencial sobre el recubrimiento de perifiton y sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del barranco. Mediante el cálculo de numerosos índices biológicos, de diversidad taxonómica y funcional y de calidad ecológica, se ha comparado y analizado los cambios que ha experimentado la comunidad bentónica a lo largo de la temporada 2022, en zonas frecuentadas y no frecuentadas por deportistas. Los resultados del trabajo mostraron los cambios producidos en la comunidad bentónica debidos a las condiciones abióticas del área de estudio y al impacto producido por la actividad deportiva.

Palabras clave: Barranco, área protegida, estado ecológico, indicadores biológicos, pisoteo, PNOMP, deportes de aventura.

Abstract

The Ordesa y Monte Perdido National Park (PNOMP) attracts more and more visitors every year, becoming a centre for recreational activities and the practice of various mountain sports. Specifically, water activities, such as canyoning, are prohibited in the PNOMP, but can be carried out in the Peripheral Protection Zone of the Park. The aim of this Final Degree Project was to check and determine the impact generated by adventure sports, specifically canyoning in the Aso river (Viandico ravine), located in the PNOMP's Peripheral Zone. Athletes use the same riverbed as the main path for their activity, so that the repeated trampling of the substrate has a potential impact on the periphyton cover and on the benthic macroinvertebrate community of the gully. By calculating numerous biological indices of taxonomic and functional diversity and ecological quality, we compared and analysed the changes experienced by the benthic community throughout the 2022 season, in areas frequented and not frequented by sportsmen. The results of the work showed the changes produced in the benthic community due to the abiotic conditions of the study area and the impact produced by the activity.

Key words: Canyon, protected area, ecological status, biological indicators, trampling, PNOMP, adventure sports.

1) Introducción

En los últimos años se ha producido un incremento de la práctica deportiva en entornos naturales. Varios estudios apuntan a que dicha tendencia se puede haber generado por: (a) la creciente tendencia social a practicar deporte en espacios abiertos, como las montañas, los ríos o el mar y (b) las montañas han pasado de ser un espacio restringido a personas especialistas, muy bien preparadas físicamente, con un gran conocimiento y respeto por sus peligros y condiciones imprevisibles, a convertirse en un espacio deportivo sin límites, abierto a cualquiera que se atreva (Cerón et al., 2022).

En el ámbito comercial, el número de empresas de turismo activo (TA) que ofrecen servicios de guiaje y actividades en el medio natural en España, ha aumentado considerablemente durante los últimos años (Cerón et al., 2022). En Aragón, según el Anuario Estadístico de Turismo 2024, las empresas de TA se han incrementado un 6% en el último año hasta alcanzar las 626 empresas, 41 más que en 2023. En concreto, la provincia de Huesca cuenta con el mayor número de empresas de este tipo, con casi el 80,2% de las empresas, seguida de Zaragoza con casi el 12,5% y la provincia turolense donde encontramos solo el 7,3% de estos negocios (Información Turística Estadística en Aragón, s. f.).

La generalización de la práctica de los deportes de aventura en nuestro país es un fenómeno relativamente reciente que arranca a mediados de los años ochenta, y prende entre los sectores más jóvenes de la población, atraídos por una amplia nómina de prácticas que incluye desde propuestas clásicas de la montaña (montañismo, escalada, etc.) hasta otras más novedosas como el barranquismo. Los turistas que vienen a la provincia de Huesca son cada vez más activos y buscan actividades que se relacionen con el entorno natural y cultural (Lacosta, 2002; Garcés, 2002).

Actualmente, las actividades turísticas de montaña más demandadas se concentran por este orden: senderismo, barranquismo, rafting y observación de la naturaleza. La rentabilidad de las actividades de turismo activo no siempre coincide con las de mayor demanda. El senderismo es considerado el más rentable, pero en los siguientes puestos las actividades más rentables ya no coinciden con las más demandadas. El barranquismo pasa de la segunda a la quinta posición, y la multiaventura pasa del quinto puesto como actividad más demandada, hasta el cuarto puesto como actividad más rentable (Carrasco Jiménez, 2020).

Respecto al barranquismo deportivo, es imposible determinar cuántas personas practican este deporte, ya que las licencias emitidas por la FEDME abarcan varias disciplinas. Sin embargo, el aumento de 10.000 licencias anuales en las últimas dos décadas sugiere que este crecimiento incluye también a los practicantes de barranquismo (Cerón et al., 2022).

En la provincia de Huesca, existen numerosos cauces fluviales adecuados para el barranquismo, con desfiladeros y cascadas de gran desnivel, convierten a la zona en uno de los mejores lugares de Europa para este deporte. La red de carreteras locales facilita el acceso a los barrancos, y la baja presión antrópica, junto con instalaciones turísticas bien integradas, satisface la demanda de turistas interesados en este tipo de turismo.

El turismo de deportes de aventura es clave en el desarrollo socioeconómico para muchos de los municipios de Huesca. La pérdida demográfica de estos municipios agudizada por el éxodo rural ha comenzado a atenuarse un tanto en las últimas décadas. Esta revitalización demográfica se ha logrado gracias a la especialización turística de algunos municipios, fundamentalmente aquellos que se encuentran mejor ubicados respecto a las zonas óptimas para la práctica del barranquismo, mediante la creación de negocios de actividades deportivas, alojamientos, hostelería convencional, etc. (Lacosta, 2002).

Son aún escasos los estudios sobre los impactos ambientales que las prácticas turísticas, deportivas o recreativas, en general, producen sobre los espacios naturales. En el ámbito anglosajón, y principalmente en Estados Unidos, este tipo de trabajos tienen cierta tradición desde hace ya décadas. No sucede lo mismo en el contexto mediterráneo, donde los estudios realizados hasta la fecha son escasos y la extrapolación de las metodologías procedentes de otros contextos no suele funcionar, debido al particular funcionamiento y estructura de estos ecosistemas (Moreno, 2001).

El aumento de la práctica del barranquismo, deportivo y comercial puede conllevar al aumento de diversos impactos ambientales en el entorno. Los deportistas utilizan el mismo cauce fluvial como camino principal para el desarrollo de su actividad. Se desplazan andando o nadando a lo largo de varios kilómetros, equipados con sus trajes de neopreno, sin necesidad de salir del agua, por lo que se genera un impacto continuo a lo largo de gran parte del cauce, asociado al pisoteo de los barranquistas.

En Aragón, previamente a este TFG, el grupo de investigación en Restauración Ecológica de la Universidad de Zaragoza lleva 10 años realizando monitoreos en los barrancos más descendidos por deportistas del Prepirineo aragonés, ubicados en el Parque natural de la Sierra y los Cañones de Guara (Huesca). En ellos se analizó el impacto y la capacidad de recuperación de la comunidad fluvial sometida a la perturbación del pisoteo asociada a este deporte (Sierra & López, 2013).

En Trabajos de Fin de Grado anteriores a este estudio, Sierra & López (2013) determinó el impacto en el río Formiga durante la temporada de barrancos indicando el efecto perjudicial sobre la comunidad, y la capacidad de recuperación de su composición tras una perturbación continua en un periodo de 15 días. Baigorri (2020) comparó los resultados con los existentes de años anteriores (2013 y 2016) sobre el río Formiga, para determinar la tendencia de esta perturbación en el tiempo. Resaltó que la situación ecológica de este río es más frágil que la mayoría de barrancos de la Sierra de Guara, haciendo que el río Formiga no sea uno de los barrancos más vulnerables a esta práctica y que se debería adaptar la regulación para limitar la afluencia de barranquistas a este.

Pérez & López Flores (2018) destacó que el barranco de La Peonera (río Alcanadre) con mayor profundidad, era menos vulnerable a una perturbación antrópica de tipo mecánico, como es la del barranquismo. Gimeno (2020) observó las evidencias de estrés que sufría la comunidad de perifiton y macroinvertebrados en el río Mascún durante la temporada de 2018.

El Parque de Ordesa y Monte Perdido (PNOMG) es un espacio que aporta un alto valor ecológico y cultural. Es crucial por varias razones, ya que abarca aspectos (ecológicos, científicos, culturales, económicos y recreativos) que poseen valores cuya conservación merece una atención preferente. En la actualidad, el Parque Nacional no presenta destacables problemas intrínsecos de conservación. Sin embargo, la concentración de visitas durante la época de buen tiempo y en lugares concretos, acarrea problemas medioambientales (Marquina, L., Comunicación personal).

El documento de gestión del PNOMG es el Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) aprobado por el Decreto 49/2015 (Gobierno de Aragón, 2016). Este instrumento mediante una planificación adecuada y acorde con los objetivos del Parque Nacional permite ordenar y desarrollar el uso público, adecuando las visitas al Parque a su

capacidad de acogida, de forma compatible con la conservación de sus recursos y la divulgación de sus valores (Marquina, L., Comunicación personal).

El Parque Nacional es centro de actividades recreativas y de la práctica de diversas modalidades deportivas de montaña. En el caso de las actividades acuáticas como el baño, el barranquismo o la navegación sólo se pueden llevar a cabo en la Zona Periférica de Protección del Parque Nacional. En caso de que, tras el seguimiento de estas actividades, se aprecien alteraciones negativas sobre el medio, el Departamento competente en materia de espacios naturales protegidos podrá establecer las regulaciones oportunas (Gobierno de Aragón, 2015).

La Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Dicha legislación determina que “El agua no es un bien comercial como los demás, sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal” (Comunidad Europea, 2000). De acuerdo con la Directiva 2000/60, la principal herramienta biológica para la determinación de la calidad de las aguas es el empleo de indicadores biológicos. Este tipo de metodologías se basa en el conocimiento de cómo responden las comunidades biológicas a las distintas perturbaciones que las actividades humanas infieren al medio acuático.

Son muchos los métodos de análisis de calidad de las aguas que se basan en organismos vivos (fitoplancton, fitobentos, macrófitos, invertebrados o ictiofauna). En este estudio se aplica una metodología de análisis basada en: el uso de los macroinvertebrados bentónicos y el perifiton.

Los macroinvertebrados bentónicos constituyen comunidades que durante casi todo su ciclo vital habitan en el lecho fluvial. Se consideran indicadores de condiciones locales por su escasa movilidad y proporcionan información integrada en el tiempo. Se trata de invertebrados de un tamaño relativamente grande (visibles al ojo humano), rara vez inferiores a 0,5 mm. Comprenden principalmente artrópodos (insectos y crustáceos) junto a oligoquetos y moluscos, con menor frecuencia (Agencia Vasca del Agua / Uraren Euskal Agentzia, 2021).

Estas comunidades biológicas poseen adaptaciones evolutivas ante determinadas condiciones ambientales y diferentes límites de tolerancia frente a alteraciones, perturbaciones o impactos naturales, respondiendo a presiones tanto permanentes

como ocasionales. Los organismos más vulnerables son aquellos que presentan poca tolerancia a ciertos grados de contaminación en el agua, como es el caso de los órdenes: Ephemeroptera, Plecoptera y Tricoptera. La presencia y abundancia de este tipo de macroinvertebrados nos indica la ausencia de contaminación en el tramo que habitan, debido a que estos individuos solo están presentes en aguas oxigenadas y limpias. En cambio, ordenes como: Diptera, Oligoqueta, etc. Tienen una mayor tolerancia y adaptabilidad, pudiéndose desarrollar de forma normal en aguas poco oxigenadas y sucias (Ladrera & Rieradevall, s. f.).

La literatura sobre la fauna acuática de macroinvertebrados del Parque nacional de Ordesa y Monte Perdido es escasa, quedando muchas veces reducida a citas en listas faunísticas de distintos grupos, p.e. plecópteros (Aubert, 1961), efemerópteros (Bertrand y Verrier, 1954) u odonatos (Ris, 1927; Torralba Burrial y Ocharan, 2005). Como publicaciones más recientes tenemos la de Balcells (1996), sobre los recursos y los usos del Parque Nacional, la de Guareschi et al. (2012), un estudio sobre biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos en Parques Nacionales de montaña españoles, incluido Ordesa, o la de Millán Sánchez et al. (2013), una comunicación de un congreso sobre Parques Nacionales, centrada en el estudio de los coleópteros acuáticos encontrados en los ríos Arazas, Bellos y Barranco Forcallos.

Este trabajo pretende aportar información de base sobre la comunidad betónica en el río Aso, con el objetivo de asesorar a la toma de decisiones de gestión en la Zona Periférica del PNOMP.

2) Objetivos

El objeto principal de estudio de este Trabajo de Fin de Grado (TFG) es comprobar y determinar el impacto que generan los deportes de aventura, en concreto, el barranquismo en el río Aso (barranco Viandico). Para lograr este objetivo, será indispensable llevar a cabo una serie de objetivos específicos, que serán:

- Cálculo de índices relacionados con la composición y estado ecológico de la comunidad.
- Determinación del índice trófico a partir de la cuantificación de pigmentos fotosintéticos del perifiton.
- Comparación de la composición y estado de la comunidad bentónica en los tramos frecuentados y no frecuentados por el barranquismo.

3) Metodología

3.1) Área de estudio

3.1.1) Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

El área de estudio que se ha seleccionado se encuentra muy próxima al El Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Este parque está situado al norte de la provincia de Huesca (Aragón) en el interior de la comarca del Sobrarbe, entre los municipios de Torla y Bielsa. Cuenta con una superficie total de 15.696,20 ha, una zona periférica de protección 19.196,36 ha y un área de influencia socioeconómica de 89.290,44 ha (Ordesa y Monte Perdido, s. f.). Fue declarado mediante el Real Decreto del 16 de agosto de 1918 con el nombre de Valle de Ordesa. Posteriormente el 13 de julio de 1982, con la ley 52/1982 el Parque se amplió y se reclasificó bajo el nombre actual (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2019). Desde el 1 de julio de 2006, la gestión del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido corresponde en exclusiva a la Comunidad Autónoma de Aragón (Ordesa y Monte Perdido, s. f.).

Entre otros reconocimientos internacionales, el parque es Zona de Especial Protección de las Aves, ZEPA (1988), Reserva de la Biosfera (1977) y Patrimonio Mundial de la UNESCO (1997) (Valladolid et al., 2015).

El Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido forma parte de la unidad fisiográfica del macizo de Monte Perdido, la montaña calcárea más alta de Europa, con 3.355 metros. La característica principal de su paisaje y, por lo tanto, lo que más llama la atención, es la sucesión de crestas, agujas, profundos valles y cañones que muestran el vigor y energía de las fuerzas que intervinieron en su formación y la juventud aparente de su relieve (Ordesa y Monte Perdido, s. f.).

Los cursos de agua que surcan este territorio son de carácter torrencial, salvando fuertes desniveles con pendientes muy acusadas. Esta elevada velocidad del agua y su turbulencia incide de manera especial en la presencia y comportamiento de los seres vivos que ocupan el medio acuático, dado el carácter inestable de éste, soportando hacia abajo una presión de colonización por el arrastre (Ordesa y Monte Perdido, s. f.).

El caudal de los ríos y barrancos está condicionado por los deshielos que se producen en las cimas y montañas circundantes, zona también llamada de ablación, presentando un carácter totalmente pirenaico, dado que los máximos caudales de agua anuales

coinciden plenamente con los meses de fusión de la nieve en las cabeceras, es decir, con el inicio de la primavera. Se trata de aguas muy batidas, ricas en oxígeno, con una acidez de un pH próximo a 7 y caracterizadas por un elevado contenido en iones bicarbonatados (Ordesa y Monte Perdido, s. f.).

Los ríos más importantes que lo atraviesan son el Arazas, en el Valle de Ordesa y afluente del río Ara, y el Bellós, que conforma el Cañón de Añisclo y desemboca en el río Cinca (Torralba-Burrial, 2002).

En cuanto a la vegetación acompañante, en los tramos altos de los ríos discurren por zonas de pradera, de espacios abiertos y poca vegetación de ribera. En los tramos medios y bajos aparecen bosques en galería, cercanos al cauce y acompañados por bosques de tipo atlántico o mediterráneo (Valladolid et al., 2015). El catálogo de plantas vasculares del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido incluye más de 1.300 especies diferentes y también un nutrido grupo de endemismos (Ordesa y Monte Perdido, s. f.).

Su fauna, está ligada a los hábitats alpinos y subalpinos de la alta montaña. Se han catalogado hasta el presente un total de 6 especies de anfibios, 8 de reptiles, 2 de peces, 65 de aves nidificantes, así como 32 mamíferos (Ordesa y Monte Perdido, s. f.).

3.1.2) Río Aso

El barranco objeto del estudio de este TFG, el Viandico, se encuentra dentro del río Aso, con nacimiento en la fuente de Aso (1500 - 2000 msnm) y desembocadura en el río Bellós (800 - 1200 msnm), justo debajo de la ermita de San Urbez, en uno de los parajes más espectaculares del Parque Nacional de Ordesa, el Cañón de Añisclo (**Figura 1**). Es un río que, a pesar de su gran proximidad y similitud con las masas de agua que atraviesan el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, no se encuentra comprendido ni protegido dentro de dicho espacio (CHE, 2008). Existe una conexión inmediata entre el río y la Zona Protegida, ya que el tramo final del Aso conecta justo con el río Bellós, que sí que se encuentra dentro del Parque Nacional.

El Aso recorre una longitud de unos 10 kilómetros y su curso alto presenta una notable pendiente. A medida que avanza, experimenta modificaciones en su morfología hasta adoptar una configuración sinuosa con una pendiente más suave y un valle de perfil cóncavo en forma de V (CHE, 2008).

Área de estudio: Tramo bajo del Río Aso

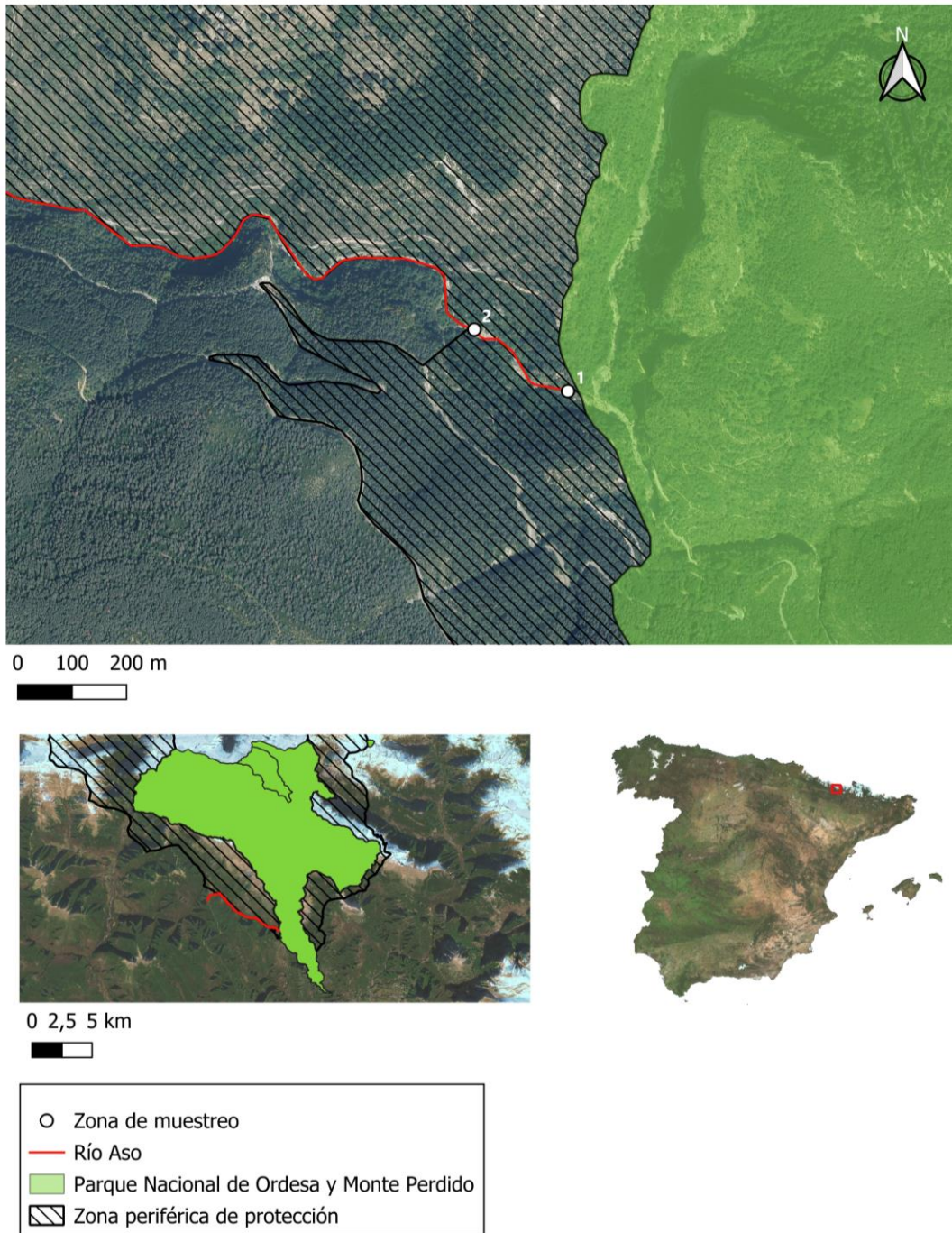


Figura 1. Mapa de localización del barranco estudio en la Zona Periférica del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Las zonas de muestreo del barranco Viandico se ubican en el tramo bajo del río Aso (puntos blancos enumerados). Elaboración propia.

El río Aso pertenece a la cuenca hidrográfica del río Cinca, la cual se divide en tres tramos principales de norte a sur. Nuestra área de estudio pertenece al tramo de la cabecera de la cuenca hasta la cola del embalse de Mediano. Es una zona de alta montaña donde el río Cinca y sus afluentes de cabecera cruzan las sierras interiores de los Pirineos (CHE, 2008).

Los ríos de la cuenca tienen diferentes características en todo su recorrido, ya que la ecología de cada río es función de un amplio conjunto de características climáticas, geológicas y geomorfológicas. En la cuenca del río Cinca se han identificado 5 tipos ecológicos diferentes en los ríos. Por lo tanto, el barranco Viandico está incluido en la subdivisión “Masa de agua superficial 756” - Río Bellós desde su nacimiento hasta el río Aso (incluyendo río Aso), que corresponde a la tipología definida como “Ríos de alta montaña” (**Figura 2**) (CHE, 2008).



Figura 2. Mapa que clasifica los ríos de montaña de la cuenca del río Cinca según la tipología de los ríos. Localización de la “Masa de agua superficial 756” - Río Bellós desde su nacimiento hasta el río Aso (incluyendo río Aso). Fuente de datos: Béjar et al. 2016.

Climáticamente, el norte de la cuenca es caracterizada por presentar eventos de lluvia más frecuentes y temperaturas más bajas. Las precipitaciones más abundantes se producen al final del verano y en invierno, y las menores en primavera y otoño. Las precipitaciones invernales se producen en forma de nieve. La evapotranspiración media alcanza valores de 650 mm/año en esta zona de cabecera (CHE, 2008) (Béjar et al., 2016).

En la **Figura 3** se puede observar que en nuestra zona de estudio la precipitación en el periodo 1962 – 2010, ronda los 1200-1400 mm/año y su temperatura media anual es de 7,5°C – 10°C. La principal unidad geológica del barranco de estudio son las margas y areniscas del Eoceno. Pastos y arbustos era principalmente la cobertura de suelo que rodeaba en 2006 el Río Aso (**Figura 4**).

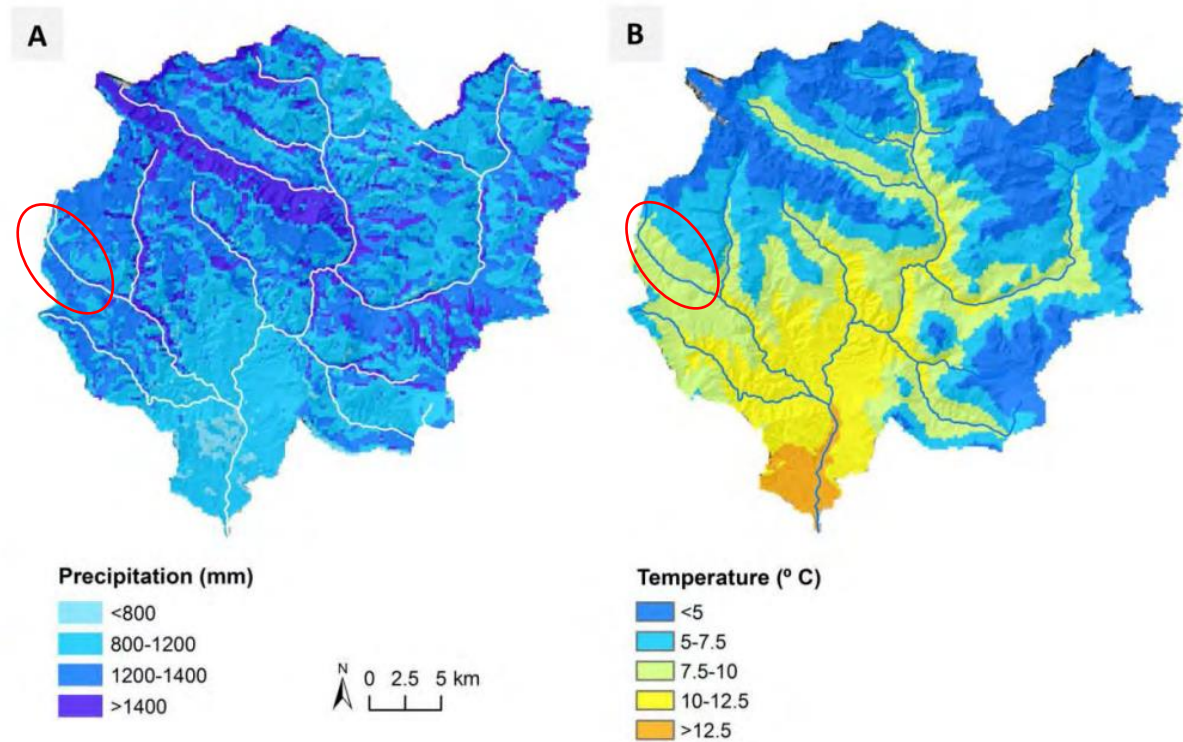


Figura 3. Contexto físico de la cuenca alta del Cinca: Precipitación media anual (A) y temperatura media anual (B) para el período 1962-2010. Fuente de datos: Béjar et al. 2016.

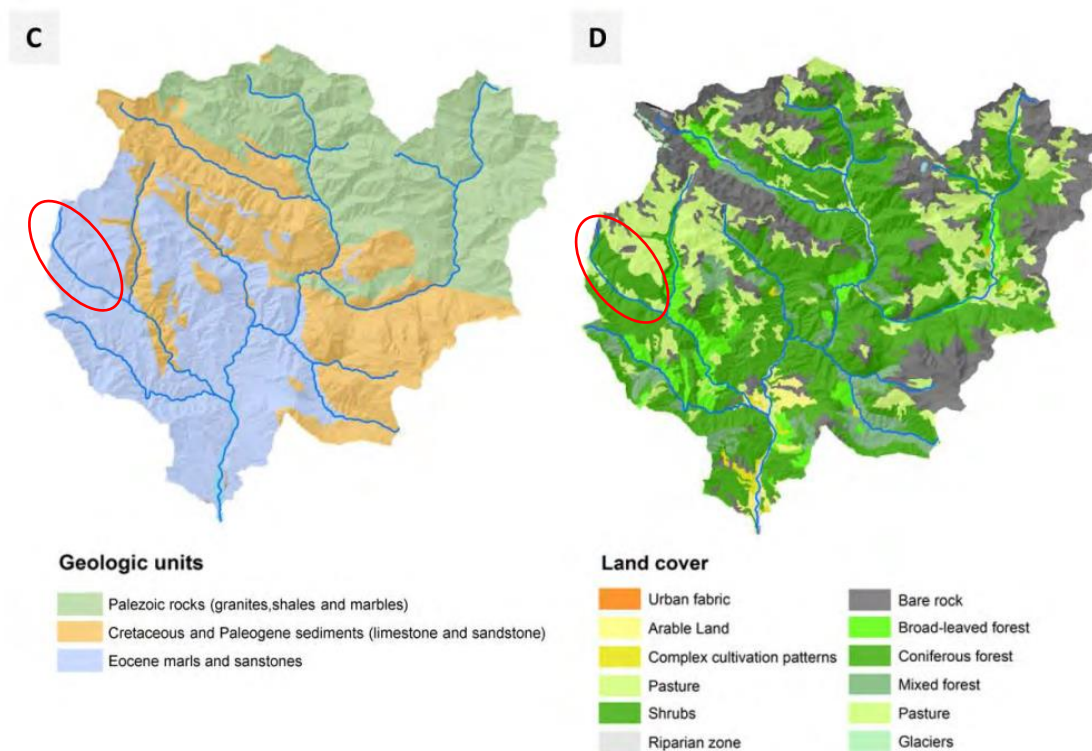


Figura 4. Contexto físico de la cuenca alta del Cinca: (C) Principales unidades geológicas, (D) Cobertura del suelo en 2006. Fuente de datos: Béjar et al. 2016.

3.2) Métodos

3.2.1) Diseño de muestreo

En la zona de estudio se realizaron 2 muestreos. Las tomas de muestras fueron el 6 de junio del 2022 y el 20 de septiembre del 2022. Las fechas coincidieron aproximadamente con el inicio y final de la temporada de barranquismo. En cada muestreo se escogieron 2 puntos del barranco, uno de ellos situado en la zona frecuentada por el barranquismo y otro en la zona donde los deportistas no caminan por dentro del cauce, desde ahora, control. Se tomaron 3 réplicas de cada punto (**Tabla 1**), en la estación “Frecuentado” (F1, F2, F3) y en la estación “control” (C1, C2, C3), siendo un total de 12 muestras de macroinvertebrados y 12 muestras de perifiton (**Figura 5, Figura 6, Figura 7**).

Las estaciones control y frecuentado fueron las siguientes:

- **Zona Control:** el punto escogido como control fue un tramo que se observaba inalterado y en el cual se confirmó que no se producía el tránsito de barranquistas. Se trataba de un sustrato heterogéneo con sustratos duros de

rocas grandes y pequeñas (guijarros, cantos...), y una profundidad entre 30 cm y 1 metro. Pequeñas zonas de rápidos y zonas de escasa velocidad.

- **Zona Frecuentado:** El tramo seleccionado fue una zona de paso obligado para los barranquistas que descendían el Viandico. La profundidad, sustrato y flujo de la lámina de agua, fueron similares a los encontrados en la zona control.

Además, en la selección de los tramos se procuró que estos tuviesen un acceso adecuado, que fueran vadeables y representativos de la zona. Se accedió a la zona por senderos marcados y a través de la vegetación. Se siguió el protocolo de muestreo establecido por la Confederación Hidrográfica del Ebro, adaptado a esta tipología de cauces, tomando como referencia el procedimiento realizado en otros barrancos estudiados anteriormente por el grupo de investigación Restauración Ecológica (Universidad de Zaragoza). Ambos muestreos fueron supervisados por mis dos tutores de TFG, Rocío López Flores y Diego Mota de Echeandía y realizados en el contexto de un contrato de investigación encargado por el propio PN, por lo que se contó con los correspondientes permisos.

Tabla 1. Coordenadas UTM de las zonas de muestreo seleccionadas en el río Aso 2022. Elaboración propia.

Estación de muestreo	Coordenadas X	Coordenadas Y
Control	42°33'38.3"N	0°03'00.3"E
Frecuentado	42°33'42.5"N	0°02'50.2"E



Figura 5. Zona de muestreo donde se recogieron las muestras control.

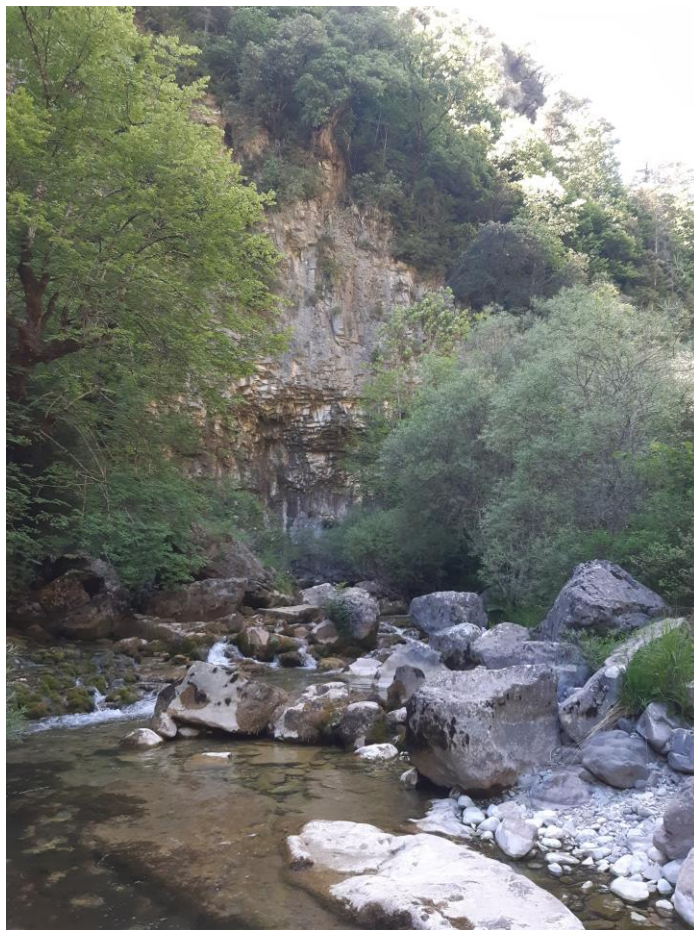


Figura 6. Zona de muestreo donde se recogieron las muestras frecuentadas.



Figura 7. Foto de aguas abajo de la zona de muestreo donde se recogieron las muestras de la zona frecuentada. Visión de una zona de muchas pozas, no representativo del muestreo.

3.2.2) Muestreo de macroinvertebrados

Trabajo de campo

Equipos y material

- Red surber de muestreo de 500 μ m de malla, y de 30x30cm
- Bateas blancas (mínimo 20 x 30 cm)
- Pinzas entomológicas
- Vadeadores
- Botes de plástico con tapón hermético
- Bolígrafo
- Etiquetas
- Alcohol etílico (C₂H₅OH) 96%
- Sonda multiparamétrica con sensores de temperatura, conductividad, pH y oxígeno disuelto

Todo el material utilizado en campo fue limpiado y desinfectado, antes y después del muestreo, para evitar el transporte y la dispersión de propágulos o individuos de especies invasoras y/o infecciones, mediante lejía al 10%.

La recogida de las muestras de macroinvertebrados se realizó situando la red surber aguas abajo de la zona a muestrear (y de cara a la corriente), volteándose las gravas-piedras, manteniendo el borde inferior de la red contra el lecho fluvial, para posteriormente remover con los pies los depósitos inferiores (10-15 centímetros de profundidad), desalojando cualquier organismo a lo largo de la superficie establecida aguas arriba de la red.

Se depositó todo el material de la muestra en una batea blanca con un poco de agua, retirando a mano las hojas y los restos más gruesos. Y con las pinzas entomológicas se recogieron aquellos individuos adheridos a la red.

Finalmente, el material recolectado se introdujo en un bote de plástico hermético para su conservación en alcohol al 70% (concentración final) y evitar así la interacción entre organismos, especialmente la depredación, así como la descomposición de la muestra. (Pérez & López Flores, 2018). Cada bote fue etiquetado con la siguiente información: punto de muestreo, réplica, nombre del río y fecha de muestreo (**Figura 8 y 9**).



Figura 8 y 9. Foto izquierda: Visión de la recogida de macroinvertebrados y la zona de muestreo. Muestreo del 20 de septiembre del 2022, en el final de temporada. Foto derecha: Parte del material utilizado en los muestreos.

Trabajo de laboratorio

Equipos y material

- Bateas blancas (mínimo 20 x 30 cm)
- Placas Petri
- Punzones
- Pipetas
- Guías de identificación
- Viales de plástico y otros recipientes con tapones herméticos
- Bolígrafo
- Etiquetas
- Frasco lavador con agua destilada
- Lupa binocular Leica S9D (Leica Microsystems, Alemania)

Se tomaron todas las medidas necesarias para garantizar que el trabajo se desarrollará en unas condiciones adecuadas de seguridad e higiene.

El tiempo entre la toma y el análisis de las muestras fue de dos semanas para evitar la degradación de los macroinvertebrados. Al emplear alcohol etílico, dicho período fue aún más corto sobre todo porque alguna de las muestras presentó contenido en materia orgánica.

Una vez en el laboratorio, se limpiaron las muestras manualmente. El contenido de las muestras se vació en una batea blanca y se aclaró con abundante agua para diluir el alcohol que conservaba la muestra recogida en el área de estudio. Esta tarea se desempeñó en un lugar ventilado. Se homogeneizó la muestra en la bandeja y se retiraron los restos vegetales y pequeñas piedras que quedaron después de la limpieza previa en el campo, con cuidado de que no hubiese macroinvertebrados adheridos. Se extrajeron de cada una de las muestras recogidas todos los macroinvertebrados, repartiéndolos entre diferentes placas de Petri.

Posteriormente se traspasaron a viales de vidrio con alcohol para que se mantuvieran bien conservados hasta su identificación. Se anotó la información recomendada en cada vial de la muestra correspondiente: nº de muestra, punto de muestreo, nombre del río y fecha de muestreo (CHE, 2005).

Mediante la observación de las características morfológicas de cada macroinvertebrado, se identificó posteriormente hasta el nivel taxonómico de familia, a excepción de oligoquetos, ácaros y nemátodos. Esta tarea se realizó con ayuda de una lupa binocular Leica S9D (Leica Microsystems, Alemania) y varias claves dicotómicas (**Figura 10 y 11**).

Las claves dicotómicas empleadas fueron: Clave dicotómica para la identificación de macroinvertebrados de la cuenca del Ebro (Oscoz et al., 2011) e Invertébrés d'eau douce: Systématique, biologie, écologie (Tachet et al., (2000). Una vez identificadas todas las familia de cada macro, se realizó un recuento del número de individuos y se elaboró una lista de inventario con las familias presentes.

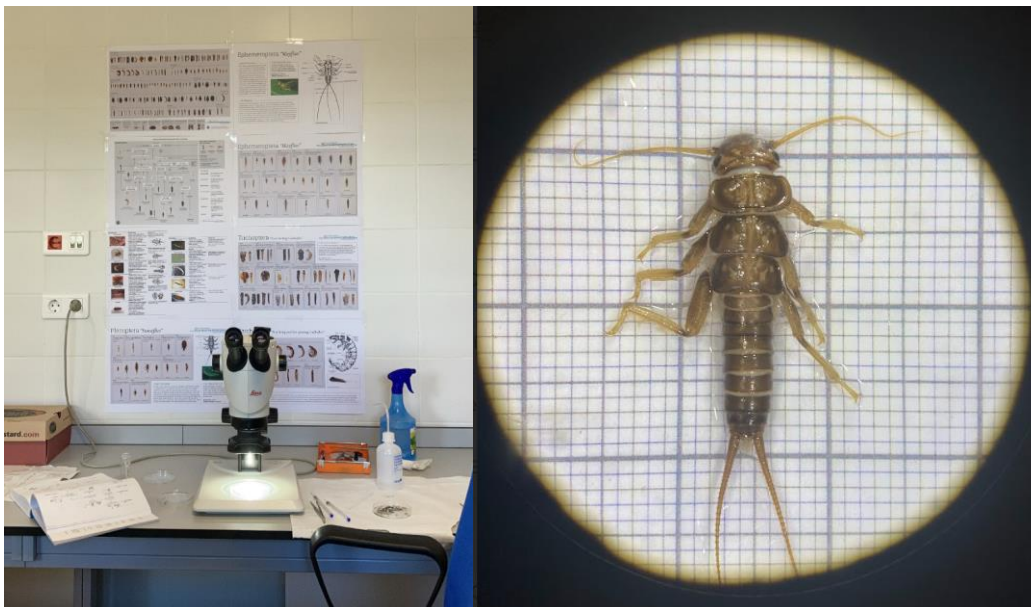


Figura 10 y 11. Foto izquierda: Laboratorio en el que se analizaron las muestras de macroinvertebrados a través de la lupa binocular Leica S9D. Foto derecha: Macroinvertebrado de la familia Perlidae identificado a través de la lupa binocular Leica S9D.

3.2.3) Muestreo de Perifiton

Trabajo de campo

Equipos y material

- Cepillos de dientes
- Placas petri

- Bolígrafo
- Etiquetas
- Papel de aluminio
- Vadeador
- Botes o viales de vidrio con tapón hermético
- Plantilla de plástico (5 x 5 cm)

Las muestras del perifiton se recogieron mediante el rascado de una superficie conocida (25 cm²) del sustrato rocoso, raspando todo el material adherido a la roca y arrastrándolo mediante un cepillo. El material rascado se introdujo en un vial de vidrio, añadiendo una pequeña cantidad de agua tomada directamente del río. La concentración mínima de clorofila detectable en la muestra de perifiton se aseguró mediante la extracción de al menos 2-3 rocas en áreas donde la cobertura vegetal era escasa. Cada muestra fue etiquetada con su información correspondiente: nº de muestra, superficie total rascada, punto de muestreo, nombre del río y fecha de muestreo, y envuelta en papel de aluminio para evitar la degradación de los pigmentos con la luz.

Trabajo de laboratorio

Equipos y material para extracción de pigmentos

- Equipo de filtración
- Bomba de vacío
- Filtros Whatman GF/F de 0,7 μ m
- Solución de acetona
- Pipetas
- Viales
- Papel de aluminio
- Bolígrafo
- Etiquetas

Equipos y material para la determinación de la clorofila a y carotenoides

- Espectrofotómetro con banda estrecha (0,5 a 20 nm; por lo general de 2 nm).
- Cubetas con recorrido de 1 cm
- Pipetas

Las muestras se trasladaron al laboratorio y se conservaron a oscuras en neveras hasta su procesamiento. Posteriormente fueron filtradas con un filtro GF/F de 0,7 μm . Se extrajo el filtro con acetona al 100% durante 24 h en oscuridad y a $< 5^{\circ}\text{C}$.

Una vez pasado ese periodo de tiempo, se filtró cada extracto por separado para disminuir la turbidez. A través de espectrofotometría, se determinó y cuantificó las absorbancias de los pigmentos fotosintéticos (clorofila *a* y carotenos). Se midió la absorbancia del extracto a longitudes de onda de 430, 665 y 750 nm.

Se trabajó de forma rápida para evitar la evaporación de la acetona y la variación del volumen del extracto. El extracto es muy sensible a la luz por lo que se realizó este proceso y la lectura espectrofotométrica, con la luz de la habitación muy atenuada, y manteniendo los tubos en una caja negra o debidamente protegidos de la luz.

Por último, los resultados obtenidos en las mediciones fueron utilizados para calcular la concentración de clorofila *a* y carotenoides. La fórmula de cálculo elegida fue la fórmula de Jeffrey y Humphrey (1975). La fórmula empleada se extrajo del protocolo Metodología para el establecimiento del estado Ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación hidrográfica del Ebro (CHE, 2005).

3.2.4) Cálculo de Índices

Con la aprobación de la Directiva 2000/60/CE, se definió el concepto “Estado ecológico” y los indicadores de calidad más idóneos para la clasificación del estado ecológico de ríos. En esta directiva, los indicadores sobre la composición y abundancia de la fauna bentónica de invertebrados se priorizaron ante los indicadores fisicoquímicos. Los índices relacionados con el estado ecológico seleccionados en este estudio fueron: IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party) y IASPT (Iberian Average Score per-Taxon)

El índice IBMWP se basa en la presencia de grupos taxonómicos, a nivel de familias, sensibles o tolerantes a la contaminación del agua, y este es independiente al número de individuos recolectados. Cada grupo taxonómico recibe un puntaje, que va desde 1 hasta 10, en función de su grado de sensibilidad a la contaminación. Las puntuaciones altas significan alta sensibilidad a perturbaciones en la calidad del agua, y las bajas, lo contrario. La suma del puntaje de cada familia da como resultado el valor del índice que

tiene un significado de calidad (Agencia Vasca del Agua / Uraren Euskal Agentzia, 2021).

El río de estudio es catalogado por el Real Decreto 817/2015 (Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente, 2015) como “R-T27: Ríos de alta montaña”, por lo tanto, los valores representados en la (**Tabla 2**) son los que determinan las condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado para la masa de agua.

Tabla 2. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado para la masa de agua R-T27 (Ríos de alta montaña). Elaboración propia basado en Real Decreto 817/2015 (Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente, 2015).

Tipo de río	Indicador	Condición de Referencia	Muy bueno/ bueno	Bueno/ moderado	Moderado/ deficiente	Deficiente/ malo
T-27	IBMWP	168	0,87	0,53	0,32	0,13

El índice IASPT corresponde al valor del índice IBMWP dividido por el número de taxones. Cuanto mayor sea el valor de este índice, mayor es el porcentaje de taxones sensibles a la contaminación de tipo orgánico. El índice IASPT es en realidad un ponderador del índice biótico. Si el valor del IASPT es alto, implica que la puntuación del IBMWP es alta y que el número de taxones es elevado, lo cual implica que dichos taxones son indicadores de buena calidad (Valdez Marroquín et al., 2018).

Para apoyar este estudio y facilitar la interpretación del barranco objeto, también se ha utilizado una lista de índices relacionados con la diversidad taxonómica y con la adaptación de la comunidad a los cambios ambientales:

- **Abundancia:** número total de individuos
- **Riqueza:** número de familias presentes
- **Shannon-Weaver (1949):** expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbres en predecir a qué especie pertenece un individuo escogido al azar de la colección.
- **Simpson (1949):** probabilidad de que dos individuos elegidos aleatoriamente en una comunidad pertenezcan a la misma especie. Este índice está fuertemente

influido por la importancia de las especies más dominantes (Valdez Marroquín et al., 2018).

- **Margalef (1958)**: relación entre el número de especies y el número total de individuos observados, que aumenta al aumentar el tamaño de la muestra (Moreno, 2001).
- **Pielou (1969)**: proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada (Valdez Marroquín et al., 2018).
- **EPT**: indica el número de individuos de los órdenes (Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera), presentes en la muestra.
- **EPT / EPT + OCH**: presencia y ausencia de Ephemeroptera (E), Plecóptera (P) y Trichoptera (T), en relación con la presencia y ausencia de Odonata (O), Coleóptera (C) y Heteróptera (H) (Pous, 2014).

3.2.5) Análisis estadístico

Se organizaron los datos de las muestras extraídas mediante Excel, y se calcularon los estadísticos descriptivos (medias, desviaciones...) con el mismo programa, tanto para las muestras de macroinvertebrados como de perifiton.

Posteriormente, se aplicaron el resto de los estadísticos, con el programa R (versión R 4.1.1), a través del paquete R commander (R Core Team, 2020). Se realizaron test de normalidad y test Levene para comprobar la homogeneidad de varianzas de todas las variables.

A las variables que cumplieron la condición de normalidad y homogeneidad ($p \geq 0,05$), se les pudo aplicar el método paramétrico ANOVA. El ANOVA se aplicó a todos los índices mencionados anteriormente para el factor “Temporada” y el factor “Tratamiento” y para la interacción de ambos “Temporada-tratamiento”.

Las variables que no cumplían los requisitos para un test paramétrico, como la normalidad de la distribución o la homogeneidad de las varianzas, se transformaron en una nueva variable aplicando el logaritmo en base 10 y se comprobó nuevamente su homogeneidad de varianzas y normalidad. Si aun así seguía sin cumplir con las condiciones, se aplicaba un test no paramétrico (test de Kruskal-Wallis). Las variables que mostraron diferencias significativas en categorías de alguno de los factores fueron representadas gráficamente mediante gráficas de barras o diagramas de caja para facilitar su comprensión y ayudar a la interpretación de los resultados.

Para comparar la composición y estado de la comunidad bentónica se realizó un análisis NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) y un Matrix plot con el programa Past (Hammer Ø., 2020). El análisis NMDS consiste en una técnica multivariante utilizada para reducir la dimensionalidad de datos complejos y visualizar la estructura de similitudes o disimilitudes entre muestras. El valor de stress que proporciona este análisis mide la adecuación de la representación NMDS. Si este es superior a 0,20 indica que las muestras están aleatorizadas, valores de 0,15 indican que las muestras son buenas y valores inferiores a 0,10 indican que son ideales para interpretar los resultados.

4) Resultados

4.1) Evaluación del efecto provocado por el barranquismo sobre la comunidad de bentónica

4.1.1) Composición de la comunidad a lo largo de la temporada

Para estimar la composición de macroinvertebrados del área de estudio se seleccionaron y analizaron muestras de 4 puntos (2 control y 2 frecuentados por la actividad), en dos momentos diferentes de la temporada (inicio y final). Se tomaron 3 réplicas por cada punto de muestreo, en total se analizaron 12 réplicas.

La abundancia total en las muestras de tramo control fue de 2218 individuos a inicio de temporada y de 875 al final. En cuanto a las muestras del tramo frecuentado, la abundancia de individuos total en las muestras fue de 1213 individuos a inicio y de 422 al final de temporada (**Tabla 3**).

Tabla 3. Composición de la comunidad de macroinvertebrados muestreados en el río Aso en 2022.

<i>Muestras 2022</i>	N.º de individuos	N.º de familias	N.º de ordenes	Familia más abundante	N.º de individuos de la familia	Porcentaje sobre el total de individuos de la muestra
Control junio	2218	25	8	<i>Simuliidae</i>	770	34,72%
Control septiembre	895	20	7	<i>Chironomidae</i>	435	48,60%
Frecuentado junio	1213	25	7	<i>Baetidae</i>	344	28,36%
Frecuentado septiembre	422	18	7	<i>Chironomidae</i>	236	55,92%

A partir de la composición de la comunidad (riqueza y abundancia), se calculó el incremento (o disminución) en porcentaje del número de individuos y número de familias a lo largo de la temporada de barranquismo de 2022 entre los dos muestreos (**Tabla 4**). En ambos tramos se produjo una disminución de abundancia al final de la temporada,

cerca del 59,6% en la zona control y del 65,2% en la zona frecuentada. En cuanto a la riqueza, la reducción fue del 15,9% y del 28,9% respectivamente.

Tabla 4. Porcentaje de variación del número de individuos y de familias de las estaciones control y frecuentado del barranco Viandico 2022.

Tramo de muestreo	N.º de individuos	N.º de familias
Control	-59,6%	-15,9%
Frecuentado	-65,2%	-28,9%

En el control, el número de ordenes en las muestras decreció. La comunidad pasó de estar dominada por Simuliidae a Chironomidae, constituyendo estos, un porcentaje mayor del total de individuos de la muestra (48,60%), a pesar de la disminución general en números absolutos. En las muestras del tramo frecuentado, el número de órdenes no varió, pero igual que en el tramo control, hubo un cambio en la familia más dominante, de Baetidae a Chironomidae, constituyendo estos también un porcentaje mayor del total de individuos de la muestra (55,92%), a pesar de que los números absolutos hayan disminuido. En septiembre, el dominio de Chironomidae fue mayor en las muestras frecuentadas en comparación con las muestras control, aunque hacia el final de la temporada, las muestras frecuentadas tenían un 81% menos de individuos que las muestras control.

4.1.2) Análisis de los diferentes índices biológicos calculados

Estado Ecológico

Los índices relacionados con el estado ecológico obtenidos a partir del cálculo del IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party) e IASPT (Iberian Average Score per-Taxon), mostraron como resultado valores propios de aguas con un estado ecológico muy bueno. En la **Tabla 5**, vienen reflejados los valores obtenidos de cada índice y su correspondiente estado ecológico según RD 817/2015 para el ecotipo de río R-T27 (Ríos de alta montaña).

Tabla 5. Resumen de resultados obtenidos en los índices del estado ecológico del río Aso 2022.

<i>Muestras 2022</i>	<i>Réplicas</i>	IBMWP	Estado ecológico	Categoría	IASPT
Control junio	JUN CON 1	163	0,84	Muy bueno	6,52
	JUN CON 2				
	JUN CON 3				
Control septiembre	SEP CON 1	130	0,67	Muy bueno	6,5
	SEP CON 2				
	SEP CON 3				
Frecuentado junio	JUN FRCT 1	151	0,78	Muy bueno	6,04
	JUN FRCT 2				
	JUN FRCT 3				
Frecuentado septiembre	SEP FRCT 1	107	0,55	Bueno	5,94
	SEP FRCT 2				
	SEP FRCT 3				

Las puntuaciones obtenidas con el índice IBMWP son altas y favorables, indicando un estado ecológico de las aguas entre bueno y muy bueno, excepto en una de las muestras, que presenta un valor más bajo. La muestra que menos puntuación ha sumado ha sido la muestra “Frecuentado septiembre”, sumando un total de 107 puntos. Un valor que obtiene la categoría del estado ecológico moderadamente bueno. Entre el principio y final de temporada, hay un descenso de puntuación en ambas zonas de muestreo, destacando más la zona frecuentada con casi un 8,9% más que la zona control (**Tabla 6**).

En cuanto al índice IASPT, los resultados también son favorables, todas las muestras presentan puntuaciones relativamente altas, aunque decrece levemente con el paso de la temporada. El valor más bajo de nuevo se obtuvo en el tramo “Frecuentado septiembre”. Los valores IASPT del tramo frecuentado disminuyeron un 1,3% más que el tramo control (**Tabla 6**).

Tabla 6. Porcentaje de variación de la puntuación de los índices: IBMWP y IASPT.

Tramo de muestreo	IBMWP	IASPT
Control	-20,2%	-0,3%
Frecuentado	-29,1%	-1,6%

A diferencia del resto de índices, IBMWP e IASPT se han calculado a partir de valores acumulados de las tres réplicas, con el fin de que los resultados sean comparables con los valores de referencia de la normativa.

Diversidad taxonómica

La riqueza de taxones en el río Aso descrita por el índice de Margalef, está entre baja y moderada, ya que el valor medio de todas las muestras es alrededor de 2. Cabe destacar que ocurre lo mismo que en los índices anteriores, el primer muestreo tiene una mayor riqueza de familias, destacando el muestreo del tramo frecuentado, que presenta mayor riqueza que el tramo control (**Tabla 7**).

Respecto a equitabilidad, el índice de Pielou hace alusión a que la distribución de los individuos. Este índice oscila entre 0 y 1, siendo los valores cercanos a 1 los representativos de una comunidad mejor distribuida. En este caso de estudio la distribución de la comunidad es media, no es ni desigual ni alta. Aunque la zona control presenta un mayor desequilibrio a principio de la temporada en junio que en septiembre (**Tabla 7**).

Tabla 7. Resumen de resultados de los índices de la diversidad taxonómica del río Aso en la temporada 2022

<i>Muestras 2022</i>	<i>Réplicas</i>	Abundancia	Riqueza	Shannon	Simpson	Margalef	Pielou
Control junio	JUN CON 1	400	20	2,09	0,81	3,17	0,48
	JUN CON 2	1050	8	0,93	0,50	1,01	0,31
	JUN CON 3	768	16	1,74	0,72	2,26	0,44
Control septiembre	SEP CON 1	104	9	1,11	0,50	1,72	0,35
	SEP CON 2	533	13	1,25	0,54	1,91	0,54
	SEP CON 3	258	15	2,07	0,82	2,52	0,53
Frecuentado junio	JUN FRCT 1	756	14	1,34	0,64	1,96	0,35
	JUN FRCT 2	115	14	2,22	0,86	2,74	0,58
	JUN FRCT 3	342	17	1,88	0,79	2,74	0,46
Frecuentado septiembre	SEP FRCT 1	65	8	1,13	0,53	1,68	0,54
	SEP FRCT 2	83	14	1,99	0,78	2,94	0,52
	SEP FRCT 3	274	10	0,91	0,40	1,60	0,27

El Índice de Simpson describe la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar de una muestra pertenezcan al mismo taxón. Como se observa en los resultados, los valores más altos se concentran en los muestreos a principio de temporada, al final

de temporada los valores decrecen. Los valores cercanos a 0 en este índice indican: una alta diversidad y la abundancia de cada familia es bastante equitativa. En cambio, valores cercanos a 1, una baja diversidad y pocas familias dominan la comunidad.

Tabla 8. Porcentaje de variación de los índices: Shannon, Simpson, Margalef y Pielou.

Tramo de muestreo	Shannon	Simpson	Margalef	Pielou
Control	-6,99%	-7,97%	-4,35%	15,45%
Frecuentado	-26,09%	-25,39%	-16,40%	-4,25%

En la **Tabla 8** se detalla el incremento (o disminución) en porcentaje de los valores obtenidos en los índices de diversidad taxonómica a lo largo de la temporada. Los valores de los índices de Shannon, Simpson y Margalef presentan un mayor descenso en la zona frecuentada que en la zona control. En el tramo control, el índice de Pielou aumenta notoriamente con el paso de la temporada de barranquismo un 15,45%, mientras que el frecuentado disminuye un 4,25%.

Adaptación de la comunidad a los cambios ambientales, diversidad funcional

Los índices relacionados con la adaptación de la comunidad a los cambios ambientales proporcionan información sobre la salud ecológica de un cuerpo de agua. En el área de estudio de este barranco la comunidad de macroinvertebrados sensibles (EPT) es mayor que la de macroinvertebrados con mayor tolerancia a la contaminación (OCH). La baja representación de estas familias se refleja en los valores obtenidos en el ratio $EPT/(EPT+OCH)$ de cada muestra. Las familias EPT a pesar de dominar sobre las familias OCH, disminuyen con el paso de la temporada. El tramo control presenta un mayor número de familias de este tipo que la zona frecuentada (**Tabla 9**).

Tabla 9. Resumen de los resultados obtenidos de los índices de adaptación de la comunidad a los cambios ambientales del río Aso en la temporada 2022

<i>Muestras 2022</i>	<i>Replicas</i>	EPT	OCH	EPT/(EPT+OCH)
Control junio	JUN CON 1	0,57	0,22	0,72
	JUN CON 2	0,32	0,01	0,98
	JUN CON 3	0,70	0,15	0,83
Control septiembre	SEP CON 1	0,27	0,05	0,85
	SEP CON 2	0,23	0,06	0,78
	SEP CON 3	0,72	0,19	0,79
Frecuentado junio	JUN FRCT 1	0,49	0,03	0,95
	JUN FRCT 2	0,50	0,27	0,65
	JUN FRCT 3	0,84	0,01	0,98
Frecuentado septiembre	SEP FRCT 1	0,74	0,03	0,96
	SEP FRCT 2	0,66	0,12	0,85
	SEP FRCT 3	0,20	0,03	0,89

Tabla 10. Porcentaje de variación de los índices: EPT, OCH y EPT/(EPT+OCH).

Tramo de muestreo	EPT	OCH	EPT/(EPT+OCH)
Control	-23,20%	-20,83%	-4,00%
Frecuentado	-11,98%	-42,84%	4,38%

Aunque haya una mayor presencia de familias sensibles (EPT) en la zona control, al final de la temporada el índice EPT disminuye más que en zona frecuentada, desciende un 11,98% más. Las familias tolerantes al proceso de estiaje (OCH) disminuyen el doble en la zona frecuentada que en el control. Por tanto, la ratio EPT/(EPT+OCH) aumenta en el tramo frecuentado y disminuye en el control (**Tabla 10**).

4.1.3) Análisis del efecto del barranquismo en los índices biológicos del barranco de estudio

Se realizó un análisis de la varianza de los distintos índices calculados, en que se utilizaron como factores: **Temporada** (Antes/Después), **Tratamiento** (Control/Frecuentado) e **Interacción** (Temporada: Tratamiento). Previo al análisis, se comprobó la normalidad y homogeneidad de varianzas a través del test de Shapiro-Wilk

(normalidad) y test de Levene (homogeneidad). Todas las variables cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas (**Anexo 4 y Anexo 5**), excepto las variables IBMWP e IASPT, que presentaban valores normales pero no homogéneos. Para continuar con la comparativa, se modificaron las variables, se crearon de nuevo aplicando el logaritmo en base 10 y comprobando nuevamente su homogeneidad. A pesar de ello, las variables seguían sin superar el valor límite de significancia (**Anexo 6, Anexo 7**).

Cualquier análisis que asuma varianzas homogéneas, como es el caso de un ANOVA estándar, no es apropiado para este caso y se debe considerar otros métodos no paramétricos. El método alternativo que se ha considerado en el estudio para estas dos variables es aplicar un test no paramétrico Kruskal-Wallis. No se encontraron diferencias significativas entre las categorías de los factores “Temporada” y “Tratamiento” para las variables IBMWP e IASPT (**Tabla 11**).

Tabla 11. Resultados obtenidos del test Kruskal-Wallis para las variables IBMWP e IASPT de las muestras del río Aso 2022

Variables	Grupos	Chi-cuadrado	g.l.	p
IBMWP	Temporada	2,4	1	0,121
	Tratamiento	0,6	1	0,439
IASPT	Temporada	2,4	1	0,121
	Tratamiento	0,6	1	0,439

Para una mejor interpretación de los datos en la **Figura 12** se observa como los tramos muestreados parten de diferentes estados ecológicos entre sí. La zona control presenta mejor estado ecológico que la zona frecuentada. Con el paso de la temporada ambos tratamientos experimentan un descenso del índice IBMWP, donde disminuye de manera más pronunciada en la zona frecuentada que en la zona control.

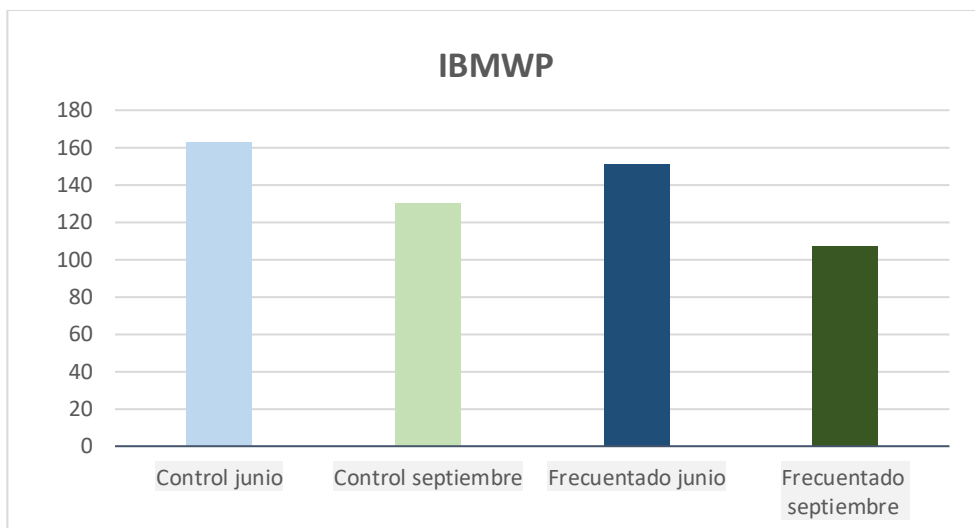


Figura 12. Gráfico de barras 2D: representación de los valores IBMWP en las zonas Control y Frecuentado de la temporada de barranquismo 2022 en el río Aso.

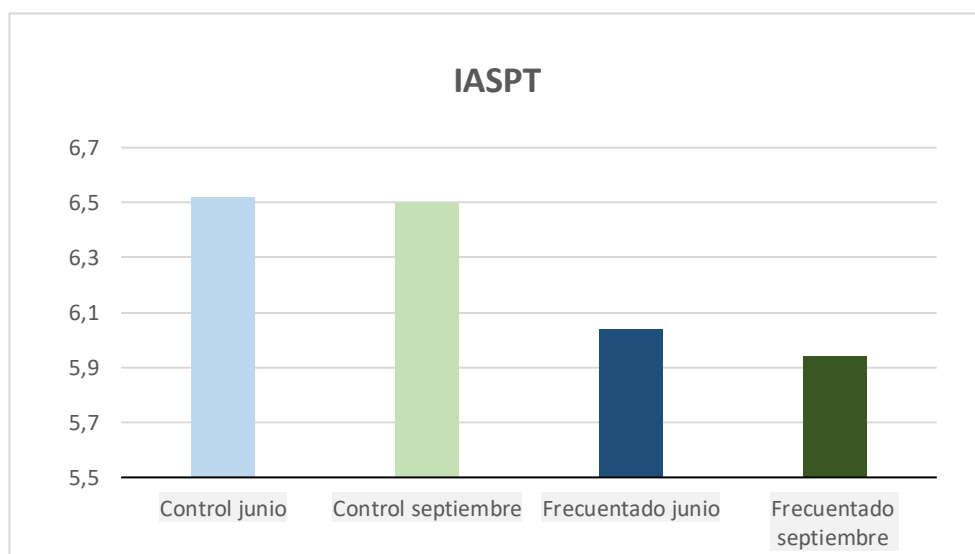


Figura 13. Gráfico de barras 2D: representación de los valores IASPT en las zonas Control y Frecuentado de la temporada de barranquismo 2022 en el río Aso.

Respecto a la **Figura 13**, el IASPT a lo largo de la temporada de barranquismo muestra también una leve diferencia (aunque no significativa) entre las muestras control y frecuentado, siendo menores los valores de los tramos frecuentados que las zonas control. El valor más alto lo alcanza el control de junio, su IASPT decrece con el paso de la temporada, indicando que hay un menor porcentaje de taxones sensibles a la contaminación en la zona. En la zona frecuentada hay mayor diferencia entre el principio y final de temporada, donde el índice disminuye. Aunque el índice experimente un descenso en ambos tratamientos, el tratamiento frecuentado comienza la temporada con menor IASPT que el control.

Continuando con las variables con valores normales y homogéneos, se comprobó las diferencias significativas a través de 2 análisis ANOVA de un factor: “Temporada: antes y después” y “Tratamiento: control y frecuentado”, así como su interacción (Temporada: Tratamiento) con un análisis ANOVA de múltiples factores. En los análisis ANOVA, ningún índice superaba el nivel de significancia, ni para Temporada ni para Tratamiento, excepto la variable Abundancia (**Tabla 12**). Mostró diferencias significativas únicamente para el factor Temporada, siendo esta mayor al inicio del verano en ambos puntos de muestreo. No se detectaron diferencias entre la interacción de ambos factores.

Tabla 12. Resultados del ANOVA múltiples factores para las variables: Abundancia, Riqueza, Shannon, Simpson, Margalef, Pielou, EPT, OCH y EPT/EPT+OCH. Muestras río Aso 2022.

ANOVA de múltiples factores				
Variable	Factor	g.l.	Estadístico	p
Abundancia	Tratamiento	1	1,934	0,194
	Temporada	1	4,961	0,049
	Interacción	1	0,346	0,573
EPT	Tratamiento	1	0,656	0,437
	Temporada	1	0,568	0,468
	Interacción	1	0,032	0,863
EPT.EPT.OCH	Tratamiento	1	0,777	0,399
	Temporada	1	0,001	0,975
	Interacción	1	0,273	0,615
Riqueza	Tratamiento	1	0,086	0,775
	Temporada	1	2,725	0,130
	Interacción	1	0,203	0,664
Shannon	Tratamiento	1	0,021	0,889
	Temporada	1	1,074	0,325
	Interacción	1	0,345	0,573
Simpson	Tratamiento	1	0,042	0,842
	Temporada	1	2,064	0,181
	Interacción	1	0,569	0,472
Margalef	Tratamiento	1	0,214	0,654
	Temporada	1	0,425	0,529
	Interacción	1	0,139	0,719
Pielou	Tratamiento	1	0,043	0,839
	Temporada	1	0,124	0,732
	Interacción	1	0,378	0,556
OCH	Tratamiento	1	0,340	0,573
	Temporada	1	0,431	0,526
	Interacción	1	0,024	0,882

A continuación, se muestran los diagramas de cajas realizados para la variable Abundancia. Para interpretar correctamente los diagramas se ha observado la mediana, los cuartiles y la dispersión de los datos.

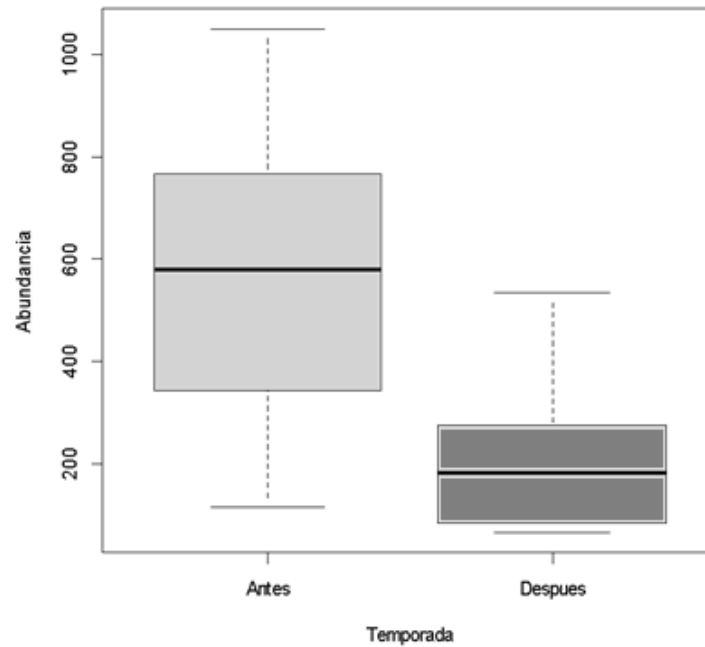


Figura 14. Diagrama de cajas de la variable Abundancia para el factor “Temporada”: Antes y después.

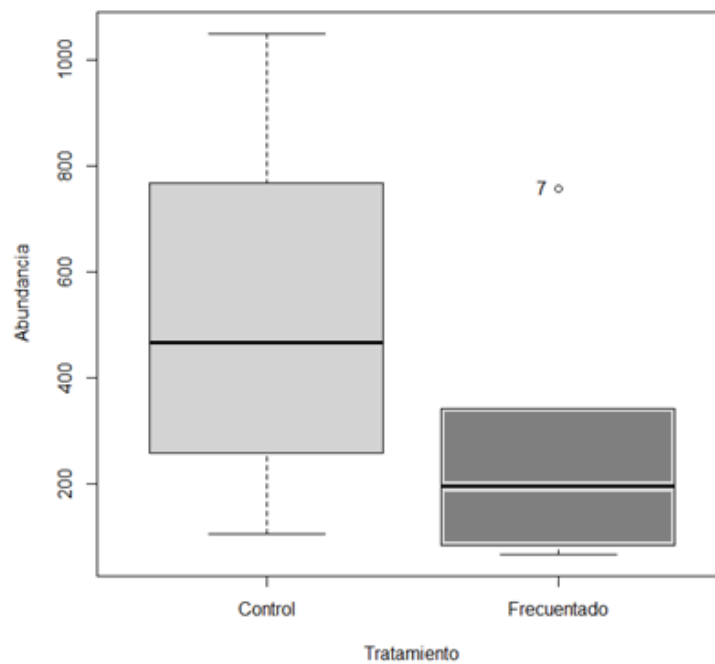


Figura 15. Diagrama de cajas de la variable Abundancia para el factor “Tratamiento”: Control y Frecuentado.

La comparación de la abundancia de macroinvertebrados antes y después de la temporada muestra la evidencia de una disminución de individuos en el barranco de estudio. La abundancia de macroinvertebrados al principio de temporada presenta una mediana alta, sugiriendo una mayor cantidad de macroinvertebrados en junio. Existe una mayor dispersión de los datos, reflejando una variabilidad significativa en ese periodo. En cambio la abundancia de individuos a finales de la temporada de barranquismo muestra una mediana considerablemente más baja en comparación con la situación de principios de temporada, indicando una disminución de macroinvertebrados. Hay una menor dispersión de los datos y una menor variabilidad en la abundancia en septiembre (**Figura 14**).

A su vez, la comparativa entre los dos tipos de tratamientos también muestra más abundancia de individuos en la zona control, con una mayor dispersión y variabilidad de datos, que en la zona frecuentada (**Figura 15**).

4.2) Comparación de la composición y estado de la comunidad bentónica

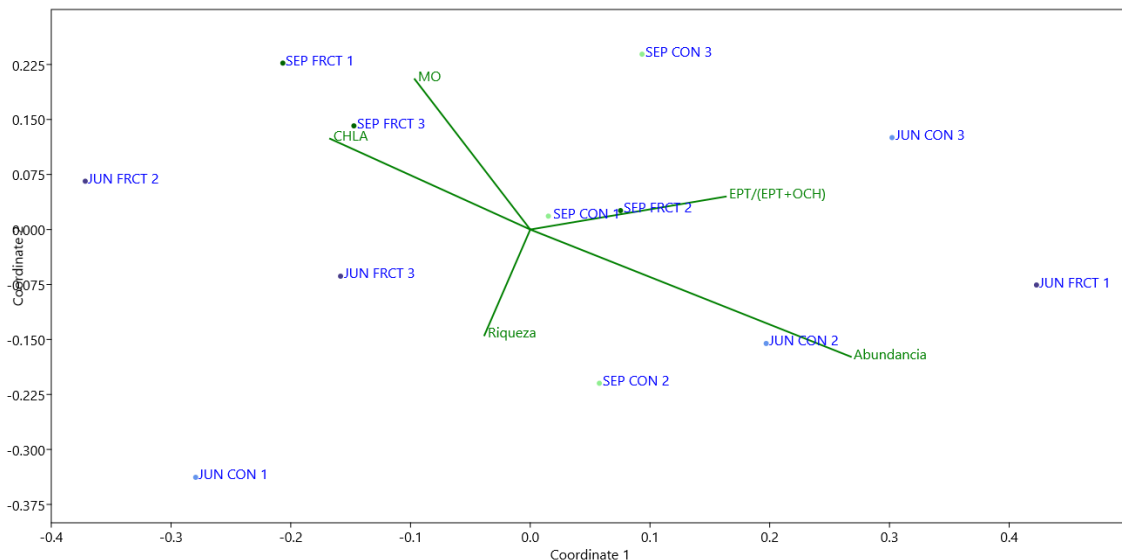


Figura 16. Análisis NMDS. Distribución de las réplicas muestradas en las zonas “Control” y “Frecuentado” en relación con la variables estudio.

En el análisis NMDS (**Figura 16**) se observa como las réplicas dependiendo del tratamiento (frecuentado y control), se agrupan en diferentes espacios del gráfico. Las réplicas de la zona frecuentada se sitúan a la izquierda y las réplicas de la zona control

a la derecha, excepto cuatro réplicas que se distribuyen de manera diferente a lo descrito anteriormente: JUN CON 1, SEP FRCT 1 y JUN FRCT 2. Las réplicas cercanas al centro del gráfico están menos influenciadas por las variables ambientales que el resto de réplicas que están más cercanas a los extremos.

El eje de las variables representado por vectores verdes, indica como las variables representadas son de semejantes entre ellas. Las variables que siguen la misma dirección muestran buena correlación, indicando que a medida que una de las dos variables aumente, la otra también tiende a aumentar. En cambio, cuando las variables toman direcciones contrarias presentan una alta correlación negativa, indicando que el aumento de variables contrarias a ella hace que disminuya. En el gráfico se observa como las variables Materia orgánica (M.O.) y CHLA tienen buena correlación, en cambio la correlación con la abundancia es negativa. No existe buena correlación tampoco entre las variables EPT/(EPT+OCH) y Riqueza.

La dirección de los vectores de las variables EPT/(EPT+OCH), Abundancia y Riqueza, siguen la misma dirección que las réplicas control, al estar cerca de la dirección de estos vectores estas nos indican valores altos para esas variables. Ocurre lo mismo con los vectores de las variables CHLA y Materia orgánica (M.O.), presentando la misma dirección a las réplicas frecuentado y teniendo valores más altos para estas.

El análisis muestra un valor de stress de 0,2248, próximo a 0,2, indicando que la representación gráfica de las distancias originales es bastante buena, aunque no ideal. El coeficiente de determinación (R^2) muestra el valor 0,445 para el eje 1 y 0,109 para el eje 2. En conjunto, estos dos ejes explican el 55.4% ($0,445 + 0,109$) de la variabilidad total. Aunque no es un valor muy alto y no cubre el 100% de la variabilidad, es suficiente para proporcionar una representación útil de las relaciones en los datos.

Los valores del gráfico se siguen anidando en el análisis, ya que las muestras son muy parejas. No son muy significativas y por tanto tienden a acumularse.

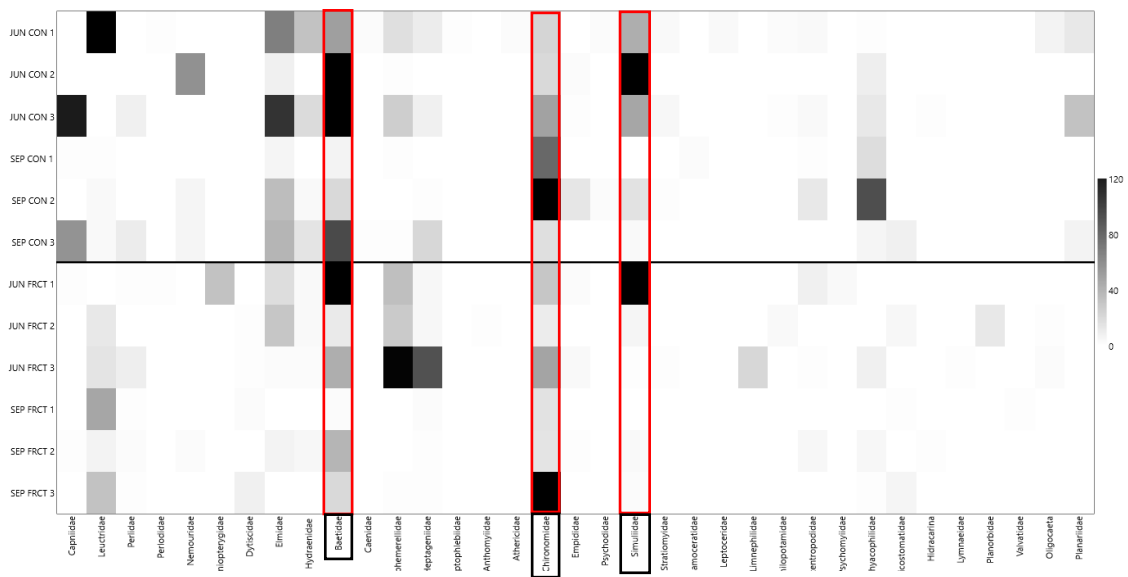


Figura 17. Matrix plot de las familias más abundantes de cara replica muestreada en el área de estudio.

El Matrix plot de la **Figura 17** es una representación de las abundancias de las familias en las diferentes réplicas para poder comparar la composición de cada una de ellas. El rango de colores va de blanco a negro, donde el negro representa los valores más altos y el blanco los valores más bajos. La escala de valores va desde 0 a >120.

Lo primero que se puede observar en el gráfico es que las familias más abundantes son: Capniidae, Leuctridae, Baetidae, Ephemerellidae, Chironomidae y Simuliidae, con el rango de color más alto. Baetidae y Chironomidae son las únicas familias presentes en todas las réplicas con valores relativamente altos independientemente del tratamiento o temporada, en comparación con otras familias.

Las réplicas “Control” son las que mayor abundancia de familias posee en comparación a las réplicas “Frecuentado”. También se puede observar un mayor número de individuos en las réplicas muestreadas a principio de la temporada que a final de temporada. Las familias Baetidae y Chironomidae son las que mantienen a lo largo de la temporada y en ambos tratamientos su número de individuos elevado.

4.3) Evaluación del efecto provocado por el barranquismo sobre el perifiton y la materia orgánica (M.O.)

Para determinar el impacto producido por el barranquismo sobre la cobertura de perifiton, se analizaron muestras de 4 puntos (2 control y 2 frecuentados por la actividad), en dos momentos diferentes de la temporada (inicio y final). Se tomaron 3 réplicas por cada punto de muestreo, en total se analizaron 12 réplicas.

También se tomaron y analizaron muestras de materia orgánica (M.O.) de los 4 puntos nombrados anteriormente en dos momentos diferentes de la temporada. Se tomó una muestra por cada punto de muestreo, en total se analizaron 4 muestras.

La evaluación del efecto provocado por el barranquismo sobre el perifiton se realizó en función de la concentración de clorofila *a* presente en las muestras recogidas. Adicionalmente se hizo una medición de carotenoides (A430) para obtener el Ratio A430/A665 y así observar los cambios que hay en la proporción de pigmentos fotosintéticos ante una posible situación de estrés.

A principio de temporada y en las zonas sin posibles perturbaciones se observan resultados con niveles bajos de concentración de clorofila *a*, en el final de temporada y en las zonas más frecuentadas y afectadas por el pisoteo, niveles más altos de concentración (**Tabla 13**).

Tabla 13. Resultados obtenidos de la determinación de Clorofila *a* de las muestras de Perifiton del río Aso en 2022.

<i>Muestras 2022</i>	<i>Réplicas</i>	CHLA	Ratio A430/A665
Control junio	JUN CON 1	2,36	2,74
	JUN CON 2	2,08	3,09
	JUN CON 3	0,88	3,01
Control septiembre	SEP CON 1	3,32	2,49
	SEP CON 2	2,68	2,48
	SEP CON 3	2,28	2,46
Frecuentado junio	JUN FRCT 1	1,43	2,40
	JUN FRCT 2	1,85	2,38
	JUN FRCT 3	1,41	2,75
Frecuentado septiembre	SEP FRCT 1	4,44	0,65
	SEP FRCT 2	2,79	2,30
	SEP FRCT 3	4,54	2,30

En el caso de la materia orgánica, desde el comienzo de la temporada existen diferencias entre ambos tratamientos, encontrando más cantidad de materia orgánica en el tramo frecuentado que en el tramo control. Con el paso de la temporada, ambas zonas experimentan un aumento de materia orgánica, siendo mucho más pronunciado en la zona frecuentada (**Tabla 14**).

Tabla 14. Cantidades de materia orgánica (M.O.) (g) de las muestras recopiladas en los tramos de muestreo del barranco Viandico 2022.

<i>Muestras 2022</i>	Materia orgánica (M.O.)
Control junio	1,89
Control septiembre	3,48
Frecuentado junio	2,87
Frecuentado septiembre	8,03

La concentración de clorofila a y el estrés fotosintético, se evaluó a través de un análisis estadístico de la distribución de las variables CHLA y Ratio A430/A665, se comprobó su normalidad y homogeneidad. La variable Ratio A430/A665 no mostró normalidad (**Anexo 8 y 9**). Paralelamente se realizó un análisis estadístico de la variable Materia orgánica (M.O.), tampoco cumplió con los supuestos de normalidad ni homogeneidad de varianzas (**Anexo 4 y 5**).

Para continuar con la comparativa, se modificaron las variables: Ratio A430/A665 y Materia orgánica (M.O.), creando una nueva aplicando la transformación logaritmo en base 10 y comprobando nuevamente su normalidad y homogeneidad. El uso de una transformación logarítmica ayuda a normalizar la distribución. Las variables modificadas continuaron con valores por debajo del nivel de significancia (**Tabla 15**).

Tabla 15. Normalidad de la nueva variable calculada para log Ratio A430/A665 y log M.O. de las muestras del río Aso 2022.

Variable	W	p
log Ratio A430/A665	0,554	4,572×10⁻⁵ (<0,05)
log M.O.	0,835	0,024 (<0,05)

Ante ese resultado, se ejecutó el test no paramétrico Kruskal-Wallis (**Tabla 16**). El p de log Ratio A430/A665 respecto al factor “Temporada” es 0,055, superior a 0,05, pero para el factor “Tratamiento” es inferior. No hay evidencia de que exista una diferencia entre las temporadas pero si entre los tratamientos muestreados. En el caso de la variable log Materia orgánica (M.O.), su p fue de 0,003 (<0,05), por lo que hubo diferencias significativas en la cantidad de materia orgánica a lo largo de la temporada. Sin embargo, no las hubo entre los dos tramos estudiados, control y frecuentado.

Tabla 16. Resultados obtenidos del Tes Kruskal-Wallis para la variable log Ratio A430/A665 y log M.O. de las muestras del río Aso 2022

Kruskal-Wallis		Chi-cuadrado	g.l.	p
log Ratio A430/A665	Tratamiento	5,026	1	0,025 (<0,05)
	Temporada	3,692	1	0,055
log M.O.	Tratamiento	2,2	1	0,138
	Temporada	8,8	1	0,003 (<0,05)

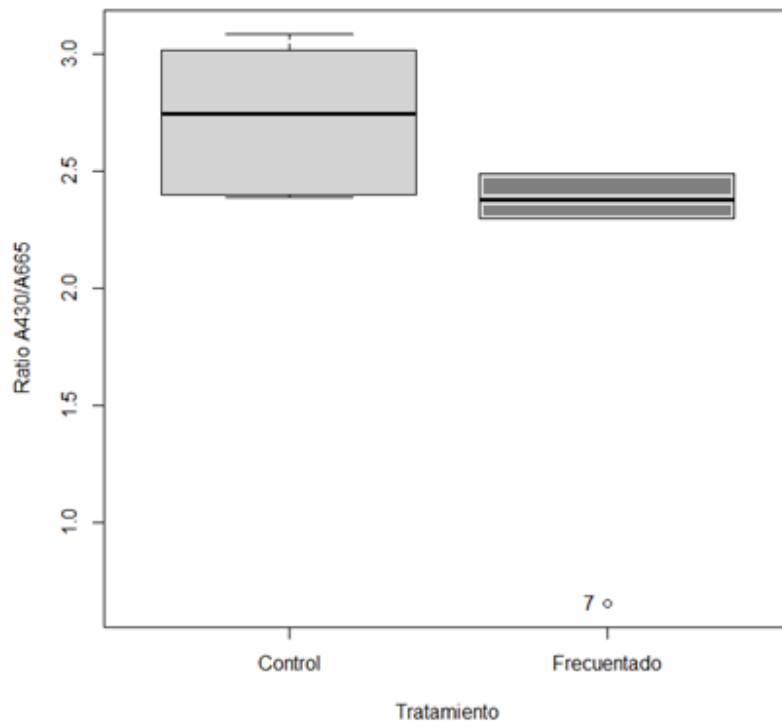


Figura 18. Diagrama de cajas de la variable log Ratio A430/A665 para el factor “Tratamiento”: Control y Frecuentado.

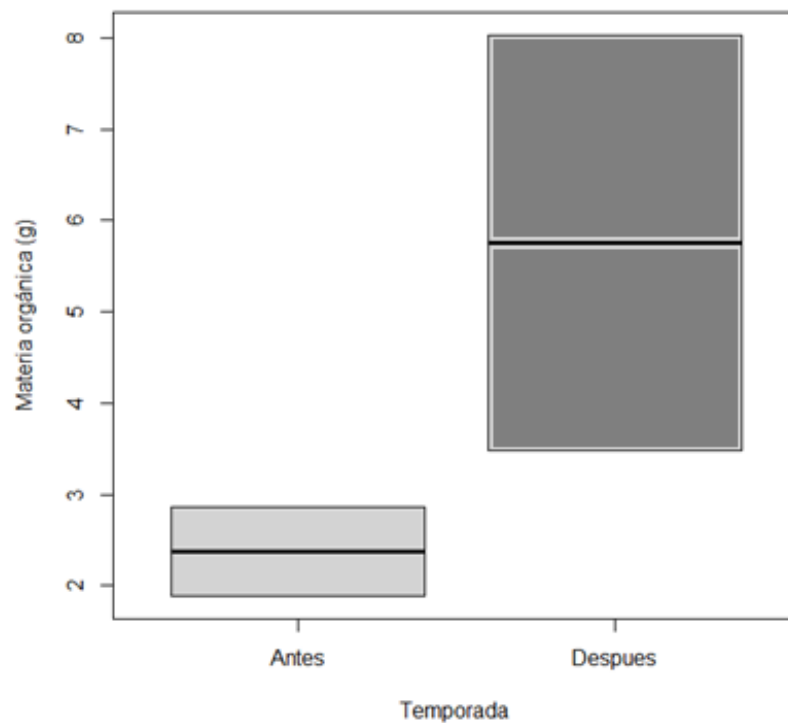


Figura 19. Diagrama de cajas de la variable log Materia orgánica (M.O.) para el factor “Temporada”: Antes y Después.

A continuación, se muestra los diagramas de cajas realizados con las variables: Ratio A440/A665 y Materia orgánica (M.O.). Para interpretar correctamente los gráficos, se ha observado: la mediana, los cuartiles y la dispersión de los datos.

En la **Figura 18** si se comparan las medianas, el tramo frecuentado muestra una mediana inferior al tramo control, indicando una reducción del Ratio A430/A665 en el perifiton en esa zona muestreada. Respecto al rango de intercuartil, la caja correspondiente a la zona frecuentada es estrecha y con datos más concentrados alrededor de la mediana. En cambio, la zona control presenta un rango intercuartil más amplio y refleja una mayor variabilidad de datos. En la zona frecuentada se encuentran 7 valores atípicos, valores extremos, que se escapan de la normalidad y que se encuentran muy alejados de lo que es la media del grupo y la mediana.

Los valores de materia orgánica antes de la temporada son más bajos que los muestreados a final de temporada. La mediana de los valores de junio es de 2 y de los valores de septiembre de 6. Los valores de después indican una mayor dispersión de los datos y variabilidad que al comienzo de la temporada, que muestra datos menos dispersos y más concentrados alrededor de su mediana (**Figura 19**).

Continuando con el análisis estadístico de la distribución de la variable CHLA, se comprobó las diferencias significativas a través de 2 análisis ANOVA de un factor: “Temporada: antes y después” y “Tratamiento: control y frecuentado”, así como su interacción (Temporada: Tratamiento) con un análisis ANOVA de múltiples factores. Esta variable solo mostró diferencias significativas únicamente para el factor “Temporada”, siendo esta mayor al inicio del verano en ambos puntos de muestreo. No se detectaron diferencias para el factor “Tratamiento” ni para la interacción de ambos factores. Se puede concluir que al menos dos réplicas tienen medias diferentes en cuanto al nivel de CHLA (**Tabla 17**).

Tabla 17. Resultados ANOVA de múltiples factores (Interacción) para la variable CHLA. Muestras río Aso 2022.

CHLA	g.l.	F	Pr(>F)
Temporada	1	17,463	3,084x10⁻³ (<0,05)
Tratamiento	1	1,407	0,270
Interacción	1	2,941	0,125

A continuación, se muestra el diagrama de cajas realizado con la variable CHLA con el fin de observar cómo ha variado respecto a la temporada las muestras recopiladas. Para

interpretar correctamente el gráfico, se ha observado: la mediana, los cuartiles y la dispersión de los datos.

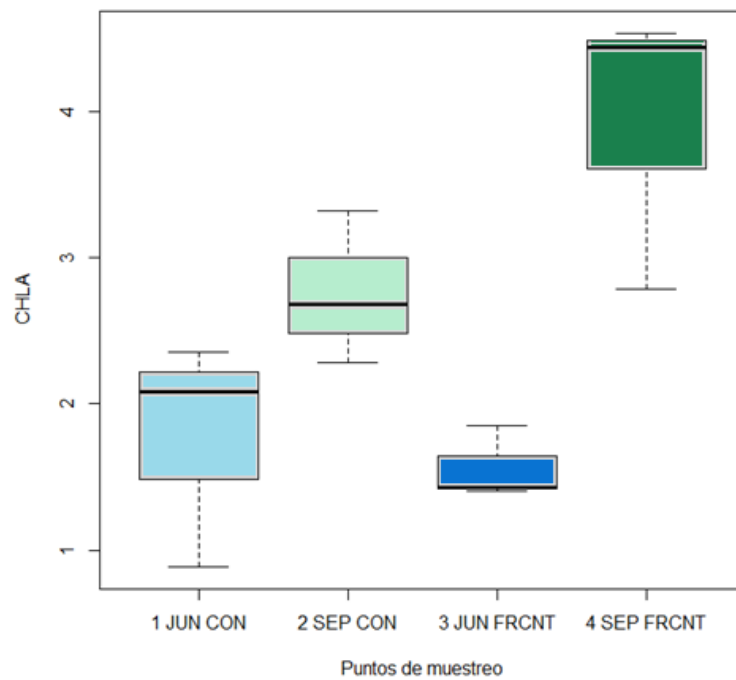


Figura 20. Diagrama de cajas de la variable CHLA de las zonas de muestreo: 1) Control junio, 2) Control septiembre, 3) Frecuentado junio, 4) Frecuentado septiembre.

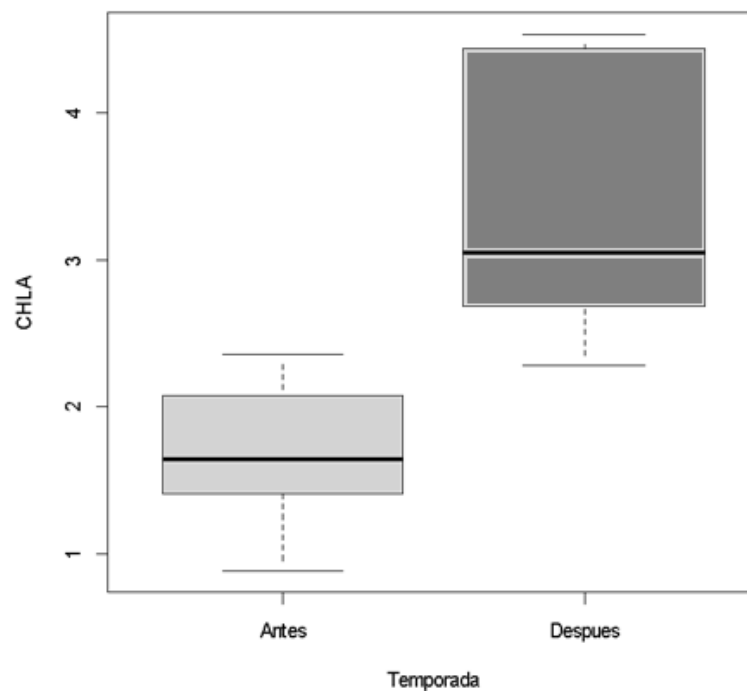


Figura 21. Diagrama de cajas de la variable CHLA para el factor “Temporada”: Antes y Después.

La concentración de clorofila *a* en el tramo control aumenta con el paso de la temporada. Ocurre lo mismo en el tramo frecuentado, pero en este caso el aumento es mucho más pronunciado. La comparación de medianas entre tratamientos a principio de temporada indica que la zona control presenta más clorofila *a* que la zona frecuentada. En cambio, los datos recopilados después de la temporada de barranquismo indican que la mediana de las muestras frecuentadas es mucho mayor que las muestras control (**Figura 20**).

La observación en **Figura 21** de ambas medianas nos indica un aumento considerable de clorofila *a*, por tanto, de perifiton, entre el comienzo de temporada y final de temporada. Las muestras que pertenecen al comienzo de temporada presentan una mediana baja y datos más concentrados alrededor de la mediana, poco dispersos. En cambio, las muestras del final de temporada presentan una mediana más alta que el comienzo y además más variabilidad en los datos. El aumento en la variabilidad de los valores de septiembre puede indicarnos que este tipo de deporte de aventura no afecta de manera uniforme el perifiton. Algunas áreas podrían estar más afectadas que otras, reflejando una mayor dispersión de los datos. Respecto posibles valores atípicos, no se observan valores extremos que se salgan de la normalidad.

5) Discusión

5.1) Impacto de la temporada de barranquismo en la comunidad bentónica del río Aso

En este estudio los resultados muestran que, al finalizar la temporada de barrancos de 2022, las comunidades bentónicas en el interior del barranco Viandico fueron diferentes de las comunidades que existían al principio de esta. Este hecho se debe a las condiciones abióticas del área de estudio y a los cambios ambientales propios del ecosistema. A su vez, se observó que entre ambas zonas de tratamiento muestreadas (control y frecuentada) las comunidades de macroinvertebrados eran diferentes entre sí.

Los órdenes predominantes en este estudio fueron: Diptera con el 42,19% (2003 individuos) y Ephemeroptera con el 32,62% (1549 individuos). Ambos ordenes representan casi tres cuartas partes del total macroinvertebrados identificados (74,81%). Las familias más representativas fueron: Baetidae, Simuliidae y Chironomidae. Se observó como la abundancia de dípteros aumentó durante la temporada de barranquismo, independientemente de la zona muestreada.

Dentro del Orden Diptera existen familias representantes de aguas limpias y de buena calidad, como es la familia Simuliidae, considerados indicadores de aguas oligotróficas, y otros, considerados indicadores de aguas de baja calidad, eutróficas o contaminadas como la familia Chironomidae. Esto se debe a que las larvas de Simuliidae poseen agallas traqueales. Estas estructuras filamentosas permiten el intercambio de gases de manera eficiente en el agua rica en O₂. En cambio, Chironomidae posee hemoglobina en su sangre, lo que le permite almacenar oxígeno y sobrevivir en ambientes con bajo contenido de oxígeno, incluso anoxia (Pérez et al., 1988).

En las zonas control, la comunidad pasó de estar dominada por Simuliidae en junio (770 individuos) a Chironomidae en septiembre (435 individuos), constituyendo estos, un porcentaje mayor del total de individuos de la muestra, a pesar de la disminución general en números absolutos. Ambas familias pertenecen al mismo orden, pero presentan características y adaptaciones diferentes. Su variación en la comunidad respondió a la evolución natural de las características ambientales del barranco.

Según Álvarez (2010) se observan mayores abundancias de simúlidos en primavera, debido a las crecidas de los ríos por la lluvia, puesto que se trata de una familia de filtradores que requieren de claridad de agua y de una determinada velocidad de caudal, de manera que así son capaces de filtrar un mayor volumen de agua. Al acrecentarse los cauces en primavera la corriente arrastra: hojas secas, maderas, rocas, etc. Estos materiales suelen ser sustratos adecuados para la fijación de larvas y pupas. Los simúlidos muestran adaptaciones para agarrarse en áreas de corrientes fuertes o sujetarse al sustrato, mediante una combinación de ganchos y sedas en la punta del abdomen (Gamboa et al., 2008).

Los quironomidos aumentan su abundancia en épocas más secas de la península ibérica, verano y principios de otoño (Riaño et al., 1993, Moya et al., 2010). Se trata de una familia con diversas estrategias alimenticias, con especies aeropneústicas y poco sensibles a los cambios de la calidad en el agua. Por ello, es de esperar que prospere en las épocas menos favorables, cuando el volumen de agua disminuye.

Los resultados obtenidos en las muestras de este estudio coinciden con lo descrito anteriormente, ya que el primer muestreo se realizó a finales de la primavera, en junio, previo al comienzo del verano. La abundancia y número de familias experimentó un descenso. Fue mayor el descenso de individuos y familias en las muestras de la zona frecuentada que la zona control. Se observaron cambios en las familias más abundantes de cada muestra.

En cuanto a las zonas frecuentadas, la comunidad estuvo dominada por Baetidae en junio (344 individuos) y por Chironomidae en septiembre (236 individuos), dándose una situación parecida a la de la zona control, aunque en el tramo frecuentado las familias pertenecían a ordenes distintos, pasando de Ephemeroptera a Diptera.

En el estudio de Bernabeu (2014) se llega a la conclusión de que en los ríos mediterráneos los efemerópteros funcionan bien como indicadores de buen estado ecológico, especialmente la familia Baetidae, en primavera.

Baetidae son un taxón altamente resistente, resilientes y capaces de vivir en lugares alterados por algún tipo de contaminación (Giller & Malmqvist, 1997). Muchas de las especies de esta familia tienen estrategias funcionales para vivir en zonas con corriente que le permite 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. A pesar

de ello, la familia Chironomidae es mucho más resistente y tolerante a perturbaciones y a una amplia gama de condiciones ambientales en comparación a Baetidae.

Por tanto, que la familia Chironomidae se haya convertido en la familia predominante en las muestras control y frecuentado, puede atribuirse a la llegada del verano y el aumento de las temperaturas, pues al incrementarse esta disminuye la solubilidad del oxígeno disuelto, por tanto, los organismos que se establecen allí son los mejor adaptados. El aumento de la MO observado en las muestras (mayoritariamente en la zona frecuentada a finales de temporada) facilita esta disminución de oxígeno y la proliferación de esta familia, ya que son una familia trituradora que requieren abundancia de materia orgánica. Al comienzo de la temporada el agua indica cierta tendencia hacia un ambiente oligotrófico, con baja carga orgánica. Y al final de la temporada un agua en condiciones más eutróficas. Por tanto, el aumento de MO es clave para que esta familia sea dominante en las muestras.

En el estudio de Quintana (2020) se concluyó que el principal factor limitante del desarrollo de estas comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ríos del PNOMP, son las condiciones abióticas (sustrato del cauce y climatología), que hacen del medio acuático un ambiente estresante. La temperatura afecta al desarrollo larvario, ciclo vital, distribución y comportamiento de los macroinvertebrados acuáticos. Se distingue un gradiente muy marcado: en primavera grandes caudales, de elevada velocidad, y bajas temperaturas, y en verano un estiaje muy severo, que implica la ralentización de las aguas e incluso la discontinuidad del caudal. El posible efecto de un deshielo fuerte acompañado de precipitaciones podría haber arrastrado algunos invertebrados (Torralba-Burrial & Ocharan, 2002).

Los ecosistemas fluviales de alta montaña pueden tener una gran sensibilidad a los cambios ambientales naturales. Esta variabilidad natural de las comunidades biológicas dificulta el reconocimiento de los efectos de presiones antrópicas mediante sistemas de métricas biológicas tradicional, ya que una gran variabilidad natural incrementa la probabilidad de cometer errores de tipo I (no identificar un impacto cuando existe) o tipo II (identificar un impacto cuando no existe) (Barquín et al., 2015).

Por tanto, se hace necesario investigar en profundidad la interacción entre los factores ambientales más importantes del ecosistema fluvial (hidrológico, geomorfológico y calidad del agua) y las comunidades biológicas utilizadas comúnmente en los programas de monitoreo del estado ecológico en zonas de alta montaña. El seguimiento

de estas interacciones permitirá proponer sistemas de seguimiento más robustos y precisos (Barquín et al., 2015).

5.2) Cambios en los índices sobre diversidad taxonómica y funcional y estado ecológico de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos producidos por el barranquismo

El estado ecológico del río Aso en la temporada 2022 fue “Muy bueno”. El índice IBMWP de la zona control, tanto en junio como en septiembre, obtuvo puntuaciones altas y favorables, indicando un estado ecológico “Muy bueno”. Aunque descendió un 20,2% la puntuación entre el comienzo y el final de temporada en la zona control, no llegó a descender de categoría. Sin embargo, la zona frecuentada la disminución a lo largo de la temporada fue de un 29,1%. Pasando, al final de temporada, de un estado “Muy bueno” a “Bueno”.

En el estudio Valladolid et al. 2015 se presentó el estado ecológico de los ríos Arazas, Bellós y Yaga (PNOMP). El Bellós pertenece a la misma masa de agua que el río Aso (Masa de agua superficial – 756) y es catalogado como R-T27 (Ríos de alta montaña), comparten cierta similitud. En el estudio el punto de muestreo seleccionado más próximo a su unión con el río Aso, presentó el valor máximo IBMWP en verano (julio) y el mínimo a finales de verano (septiembre). Pasando de un estado ecológico “Muy bueno” a “Bueno”.

Además, en este estudio sobre el Bellós se observó una disminución del número de familias desde el tramo bajo hacia la cabecera, pero en cada punto el número de familias aumentaba a lo largo del verano, excepto en el punto más próximo a su unión con el río Aso, que disminuyó. En conclusión, a pesar de que por regla general este tipo de ríos tienen una calidad del agua según el índice IBMWP buena o muy buena, aparecen épocas del año y tramos en las que esta calidad es peor.

En el caso del río Aso, aunque las puntuaciones sigan siendo favorables se observa que con el paso del verano el estado ecológico del barranco Viandico cambia, concretamente empeorando y disminuyendo su puntuación, concretamente en el punto

frecuentado. El impacto del barranquismo hace que este descenso sea más pronunciado en el tramo frecuentado que en el tramo control.

Respecto al índice IASPT los valores también son elevados en todas las muestras, aunque decrece levemente con el paso de la temporada. El descenso al final de temporada es mayor en la zona frecuentada (1,6%) que en el control (0,3%), dándose el valor más alto en el tramo control de junio. A pesar del descenso del número de familias y el descenso de puntuación IBMWP al final de la temporada en ambos tratamientos, los valores IASPT son altos. Esto sugiere que, a pesar de la pérdida de taxones, todavía permanecen la mayoría de familias sensibles sin ser sustituidas por otras más tolerantes.

Según Oscoz et al. (2005) cuando el número de taxones se mantiene (riqueza), un descenso en el valor IASPT indicaría la posibilidad de haberse sustituido organismos sensibles a la contaminación (con alto valor en el índice IBMWP) por otros más tolerantes (de menor valor) y viceversa. En este caso, la riqueza disminuyó con el paso de la temporada en ambas zonas, y si se comparan los valores IASPT de la zona frecuentada y control, la frecuentada tiene un valor más bajo. Por tanto, en la zona frecuentada habitaban familias menos sensibles que en la zona control.

Los resultados obtenidos en los índices relacionados con la adaptación de la comunidad a los cambios ambientales indican que el conjunto de macroinvertebrados sensibles (EPT) es abundante en las muestras. Aunque se ha podido observar un descenso en ambas zonas, control y frecuentada al final de la temporada, siendo mayor el descenso en la zona control. En las muestras frecuentadas, el índice EPT está prácticamente al mismo nivel en septiembre que en junio, únicamente disminuye un poco (solo un 10% aproximadamente). Sería esperable que descendiera el índice EPT para septiembre de forma similar que en las muestras control.

En el estudio de Baigorri (2020) ocurrió algo muy similar, donde se indicó que esto se podría explicar porque la actividad perturbadora se mitiga o no se excede; o por un periodo de lluvias que permita que el ecosistema se recupere. La pérdida de calidad ha aumentado debido al barranquismo, ya que, aunque la presión disminuya en esa zona los impactos se acumulan con el tiempo, lo que provoca la pérdida parcial de la estructura de la población de macroinvertebrados (como una menor proporción de OCH a finales del verano).

La ratio $EPT/(EPT+OCH)$ muestra una mayor proporción de taxones EPT en comparación con el OCH a final de temporada, aumentando este ratio un 5% en septiembre en el tramo frecuentado. La disminución de taxones OCH en septiembre revela un cambio del dinamismo propio de río mediterráneo, pues no debería disminuir los órdenes OCH cuando a finales de verano lo normal es que sean más abundantes. Los resultados sugieren la presencia de una comunidad a final de temporada, más propia de los estadios iniciales de la primavera, en que la prioridad es la colonización. Esto podría explicarse por el efecto que el pisoteo tiene en el río. La disminución de la riqueza y la abundancia puede dar lugar a una comunidad de colonizadores, más propia de primavera, en vez de la comunidad esperada de final de verano, en que dominan los depredadores y herbívoros asociados a condiciones de estabilidad.

La riqueza de familias fue similar al comienzo de la temporada en ambos tratamientos. Pero con el paso del tiempo descendió, siendo mayor el descenso en la zona frecuentada que en el control. Respecto al resto de índices: Shannon, Simpson, Margalef y Pielou experimentaron un descenso tanto en el tramo control como en el tramo frecuentado al final de la temporada. La equidad de las muestras analizadas es media, no es ni desigual ni alta. La equidad disminuyó con el paso de la temporada en la zona frecuentada, lo que es habitual en situaciones de perturbación, en que unas pocas familias oportunistas se desarrollan más que el resto. En cambio, la equidad de la zona control aumentó en septiembre, indicando que las familias de esa zona tenían una abundancia similar, sin dominancias destacables.

5.3) Cambios producidos en el perifiton y la materia orgánica del sustrato

El seguimiento llevado a cabo en esta investigación no ha mostrado de manera concluyente que el barranquismo en el río Aso en la temporada 2022 haya causado una disminución en el recubrimiento de perifiton en las rocas. Las diferencias observadas entre los dos tramos de muestreo se atribuyen a variaciones ambientales preexistentes entre ellos.

Los resultados obtenidos en la concentración de clorofila *a*, parámetro utilizado para la estimación de la biomasa de perifiton, reflejan un aumento de la concentración a lo largo de la temporada, tanto en los tramos que se observaban inalterados como en las zonas de paso obligado para los barranquistas. El aumento de concentración fue más

pronunciado en las zonas frecuentadas, a pesar de que la alteración del sustrato se apreciaba a simple vista *in situ*. En el gráfico NMDS, se ha observado como las réplicas de la zona frecuentada están más correlacionadas con las variables concentración de clorofila *a* (Chl_a) y Materia orgánica (M.O.), que las réplicas control.

No todos los ríos siguen la misma dinámica, al tratarse de ambientes influenciados por diversos factores. En el trabajo realizado por Pérez & López Flores (2018) en el barranco de la Peonera (río Alcanadre) no se apreció impacto, de hecho, la cobertura de perifiton también aumentó a lo largo de la temporada de barrancos. La razón de la no detección 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 pisoteo. Además, en este caso, se detectó un incremento de perifiton, asociado al incremento de concentración nitrato, con el paso del verano, en la fuente que se encuentra en el tramo final del barranco (fuente de la Tamara). Por lo que se puede afirmar que las características hidrogeomorfológicas y químicas, tanto a nivel local como a escala de cuenca, interviene de manera relevante en la intensidad con la que el pisoteo de los barranquistas afecta a las comunidades bentónicas.

En otro estudio, Quintana (2020) obtuvo resultados que reflejaron un aumento natural en la concentración de clorofila *a* bentónica hacia los meses de verano, en respuesta a la mejora de las condiciones abióticas: mayor temperatura, más luz y ralentización de las aguas. Esta proliferación se da posiblemente por un aporte de nutrientes de origen alóctono.

Respecto al Ratio A430:A665, las muestras control presentan valores más altos que la zona frecuentada, aun así, los resultados obtenidos se encuentran entre valores normales (2,3-3,5). Esto indica que la biomasa del perifiton no se encontraba en una situación de estrés ambiental durante la evolución del estudio, en ninguna de las muestras obtenidas predominaron los carotenoides.

El aumento de la clorofila *a* en el perifiton es un indicador de que el ecosistema del río está respondiendo ante una mayor disponibilidad de nutrientes, lo cual puede estar relacionado con el aporte de la materia orgánica alóctona al río. Los resultados obtenidos respecto a la materia orgánica (M.O.) del Viandico indican que desde el comienzo de la temporada ambos tratamientos han experimentado un aumento de aportes alóctonos, siendo mucho más pronunciado en la zona frecuentada que en la

zona control. Es común que en los ríos de montaña se produzca una acumulación de materia orgánica debido a diversos factores naturales. Uno de los principales factores es el aporte de vegetación circundante. Sin embargo, la acción del pisoteo del sustrato puede actuar como movilizador de estos materiales. Sería necesario estudiar más a fondo la dinámica de la materia orgánica en este río para entender cómo puede afectarle la acción mecánica de las pisadas.

5.4) Conservación

Aunque la mayoría de los espacios protegidos no se diseñaron teniendo en cuenta la conservación del agua dulce especialmente, en el estudio de Guareschi et al. (2012) los resultados muestran que la Red de Parques Nacionales de España se desempeña relativamente bien en la representación de la diversidad de familias de macroinvertebrados en las aguas dulces ibéricas. La presencia de especies acuáticas dentro de un área protegida no es una garantía de supervivencia a largo plazo, ya que los ecosistemas de agua dulce pueden verse afectados por actividades dentro del área de captación, pero fuera de los límites del parque. Por lo tanto, la gestión de toda la cuenca hidrográfica parece ser la estrategia central para la conservación de la biodiversidad de agua dulce (Bruno et al., 2014).

Actualmente, existe la necesidad de realizar estudios más profundos, sobre calidad de agua a nivel de pequeñas cuencas, información que queda diluida cuando se analizan los resultados globales, en este caso a nivel de cuenca hidrográfica (Ebro) o de comunidad autónoma (Aragón) (Valladolid et al., 2010). A pesar de que en este estudio la calidad del agua según el índice IBMWP era “Muy buena” o “Buena”, aparecen épocas del año y tramos concretos en los que esta calidad es peor, como ocurre en verano en el tramo frecuentado.

Esta variación se puede detectar con un seguimiento durante un período lo suficientemente largo como para incluir distintas condiciones ambientales: como el deshielo o períodos estivales de sequía, a ser posible durante un periodo de varios años, que permita observar la variabilidad interanual de las comunidades. El seguimiento sería fundamental también para identificar perturbaciones antrópicas sobre el ecosistema causados por deportes de aventura u otras formas de turismo, lo que facilitaría la implementación de medidas correctivas para mitigar dichos efectos sobre río.

En este estudio no se ha realizado ningún experimento, pero es importante tener en cuenta la capacidad de recuperación de las comunidades bentónicas tras el impacto. En los estudios realizados con anterioridad en la Sierra de Guara se realizaron experimentos *in situ*, los cuales consistían en llevar a cabo un pisoteo controlado sobre determinadas parcelas elegidas al azar y comprobar cuanto tiempo necesitaba la comunidad para recuperarse tras una perturbación de intensidad y duración conocidas.

En el estudio de Sierra & López (2013) se mostró que en el río Formiga existía un efecto perjudicial claro a corto plazo, tras 7 días de pisoteo. El primer día tras la perturbación se observó una disminución de la abundancia y del IBMWP, si bien este no descendió de 60, lo que indicó que la calidad del agua continuó considerándose como “Buena”. Esto demostró que la intensidad de pisoteo empleada en el experimento fue de menor magnitud y sobre todo de menor duración que la perturbación real de los barranquistas durante la temporada, ya que la perturbación controlada se aplicó durante una semana mientras que la perturbación real operó durante varios meses.

No obstante, la comunidad recuperaba la composición taxonómica inicial en un corto periodo de tiempo (15 días) y la estructura (taxonomía y abundancia) a partir de un mes de inactividad. Sin embargo, en el estudio que se realizó posteriormente en el mismo río (Formiga) por Sasot (2018) se produjo una parada en la recuperación de la comunidad hacia el día 30, obteniendo valores cercanos a los del primer día, indicando la importancia que las condiciones ambientales pueden tener en la recuperación.

En ambos estudios, se observó una reducción del total de individuos de entre un 70% y 80% (pasados los primeros 15 días la diferencia fue de tan sólo el 16,5 %). Mientras que ese mismo año, Pérez (2018) observó que tras el impacto controlado generado durante el experimento en el barranco de la Peonera la disminución total en la abundancia de individuos superó el 50%.

Respecto al impacto de la cobertura de perifiton, en el barranco de la Peonera por Pérez (2018), en el experimento se apreció una diferencia igualmente muy marcada entre las dos estaciones control y frecuentada, sin embargo, en ambas zonas se produjo un incremento de concentración de clorofila *a* tras la temporada de verano, asociada a un incremento de la concentración de nitrato aportado por la fuente de la Tamara al final del verano

Como se ha observado en los estudios nombrados anteriormente, no todas las comunidades bentónicas son capaces de responder de la misma forma ante una

perturbación. La rápida recuperación de estas está ligada no solo al tipo y la intensidad de la perturbación producida, sino a otros factores propios del barranco como la extensión espacial de la zona perturbada y la morfología del cauce, su profundidad y las características hidrológicas, así como la calidad del agua (Gimeno et al. 2020).

El 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 establece la regulación para el barranquismo en la sierra de Guara. Su PRUG, recoge medidas para minimizar los impactos negativos de esta actividad sobre el medio, como: Regulación del tamaño máximo de los grupos, frecuencia mínima de entrada en los barrancos, barrancos que presenten rápeles, etc. Gracias a la creación de este Decreto, los estudios y monitoreos en los barrancos más descendidos por deportistas en el Prepirineo aragonés, aumentaron durante los siguientes 10 años, y actualmente existe un seguimiento de ellos (Montaña Regulada, n.d.). Actualmente esta normativa está en revisión, ya que el PRUG se encuentra en pleno proceso de renovación. Se está valorando, en este proceso y tras los resultados obtenidos en los seguimientos realizados, establecer unas normas más ajustadas a la frecuentación e impactos reales detectados.

Si la Zona Periférica de Ordesa y Monte Perdido fuese regulada bajo un marco normativo con exigencias similares a las del Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara, se contribuiría a una gestión más sostenible del uso recreativo de la Zona Periférica del Parque. Reduciendo los efectos acumulativos y permitiendo una recuperación adecuada de los ecosistemas afectados.

6) Conclusiones

A continuación, se detalla un listado de las principales conclusiones extraídas de este estudio:

- La comunidad de macroinvertebrados bentónicos del barranco Viandico mostró un descenso de abundancia y riqueza en ambas zonas de tratamiento durante la temporada de barranquismo, asociado a los cambios ambientales propios del ecosistema. La disminución de la abundancia y la riqueza fue superior en la zona frecuentada.
- En lo referente a la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, el río presentó una buena conservación en las zonas muestreadas. Los índices IBMWP e IASPT indicaron que el estado ecológico del río era "Muy bueno". A pesar de ello, se observó un descenso del índice IBMWP en la zona frecuentada al final de temporada, hasta la categoría de "Bueno" que no se produjo de forma equivalente en la zona control, por lo que no puede atribuirse a la evolución natural del río.
- Al final de la temporada, los quironomidos se convirtieron en la familia más dominante en ambos tratamientos, debido a que su abundancia aumenta en épocas más secas de la península ibérica, verano y principios de otoño. El aumento de la materia orgánica al final del verano en el río pudo haber facilitado su proliferación.
- La ratio $EPT/(EPT+OCH)$ mostró una mayor proporción de insectos EPT en comparación con el OCH al final de la temporada en la zona frecuentada. Esto reveló un cambio funcional en la comunidad, que se asemejaba más a una comunidad propia de primavera caracterizada principalmente por colonizadores, en lugar de una comunidad dominada por depredadores y herbívoros asociados a condiciones de estabilidad típica de finales de verano.
- La proporción de pigmentos fotosintéticos de carotenoides fue menor que la de clorofila *a*. Los valores obtenidos en la ratio demostraron normalidad, aunque fueron mayores en la zona "Control" que "Frecuentada". La clorofila *a* aumentó con el paso de la temporada como respuesta al estiaje.
- La materia orgánica del río Aso aumentó al final del verano, coincidiendo con el final de la temporada de barranquismo. Esta proliferación se dio por el aporte de materiales de origen alóctono del área de estudio. Este incremento de materia orgánica se correlacionó con el aumento de clorofila *a* en el perifiton.

- Concretamente en la comunidad algal, el aumento de eutrofia enmascaró el impacto del barranquismo, siendo más importante para la comunidad bentónica el incremento de producción primaria asociado al avance del verano.
- Este trabajo demuestra que es poco el conocimiento que se tiene de la comunidad bentónica de los ecosistemas fluviales de la periferia del PN y que la variabilidad ambiental existente dificulta extraer conclusiones concretas, como sí se ha podido hacer en otros espacios naturales. Por lo que es imprescindible continuar los estudios para poder entender la dinámica de la comunidad y su respuesta ante el impacto de las actividades de ocio.

7) Bibliografía

Agencia Vasca del Agua / Uraren Euskal Agentzia. (2021). *Protocolo de muestreo, análisis y evaluación de fauna bentónica macroinvertebrada en ríos vadeables*.

Álvarez Cabria, M. (2010). *Estudio de la variabilidad espacio-temporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ecosistemas fluviales de Cantabria: repercusiones para la aplicación de la Directiva Marco del Agua*. Universidad de Cantabria.

Aubert, J. (1961). Los plecópteros del Instituto Español de Entomología. *Graellsia*, 19(3): 91-94.

BARQUÍN, J., F.J. PEÑAS, M. ÁLVAREZ-CABRIA, T. RODRÍGUEZ-CASTILLO, A.M. GONZÁLEZ, E. ESTÉVEZ, M. LEZCANO, F. FERNANDEZ, J. ROJO, A. GARCÍA & C. ÁLVAREZ. (2015) Optimización de las redes de seguimiento del estado de conservación en ríos de alta montaña. En: *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2010-2013*. OAPN (ed.):35-59. Colección Investigación en la Red de Parques Nacionales. MAGRAMA

Balcells Rocamora, E. (1996). *Apuntes sobre recursos naturales y utilización del territorio del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Organismo Autónomo Parques Nacionales (España).

Bernabeu M, Bonada N (2014) *Macroinvertebrate variability in mediterranean and temperate streams : unimpacted and impacted river basins*. Barcelona, Department of Ecology University of, Barcelona

Bertrand, H. & Verrier, M.L. (1954). Contribution a l'écologie des Ephemeropteres des Pyrénées Espagnoles. *Bulletin Biologique de la France et de la Belgique*, 88(2): 146-153.

Béjar Maceiras, M. (2018). *Interactions between sediment transport, physical habitat and benthic communities in a mountainous river affected by natural and human disturbances*.

Bruno, D., Belmar, O., Sánchez-Fernández, D., Guareschi, S., Millán, A., & Velasco, J. (2014). Responses of Mediterranean aquatic and riparian communities to human pressures at different spatial scales. *Ecological Indicators*, 45, 456–464.

Carrasco Jiménez, P. (2020). Análisis de las empresas de turismo activo en España. *ROTUR. Revista de Ocio y Turismo*, 14(2), 37-54.

Cerón, A. M., Urbaneja, J. S., Torbidoni, E. I. F., & García, S. A. (2022). El barranquista español: perfil sociodemográfico, motivaciones de práctica y propensión al accidente. *Retos: nuevas tendencias en educación física, deporte y recreación*, (44), 1169-1179.

CHE. (2005). Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro. *Zaragoza*.

CHE. (2008). Plan Hidrológico del Río Cinca.

Comunidad Europea. (2000). *Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas* (p. 72).

Escudero, J. O., Galicia, D., & Miranda, R. (2011). Clave dicotómica para la identificación de macroinvertebrados de la cuenca del Ebro. Confederación Hidrográfica del Ebro.

Garcés, S. A., Gorgemans, S., & Lasaosa, J. M. (2002) MOTIVACIONES DEL TURISMO EN LA PROVINCIA DE HUESCA.

García, M. B., Alados, C. L., Antor, R., Alonso, J. L. B., Camarero, J. J., Carmena, F., ... & Valero-Garcés, B. (2016). Integrando escalas y métodos LTER para comprender la dinámica global de un espacio protegido de montaña: el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *Ecosistemas*, 25(1), 19-30.

Gamboa, M., Reyes, R., & Arrivillaga, J. (2008). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de malariología y salud ambiental*, 48(2), 109-120.

Gimeno Lobera, M., & López Flores, R. (2020). 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.

Giller, P. S., & Malmqvist, B. (1998). *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press.

Gobierno de Aragón. (2015). DECRETO 49/2015, de 8 de abril, por el que aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Boletín Oficial de Aragón, 68, 4916-4930

Gobierno de Aragón (2016). Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y su Zona Periférica de Protección. Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente, Zaragoza.

Guareschi, S., Gutiérrez-Cánovas, C., Picazo, F., Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Velasco, J. & Millán, A. (2012). Aquatic macroinvertebrate biodiversity: patterns and surrogates in mountainous Spanish national parks. *Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems*, 22: 598– 615.

Información Turística Estadística en Aragón. (s. f.). Portal del Gobierno de Aragón.

Lacosta Aragüés, A. J. (2002). Los deportes de aventura y su incidencia en el desarrollo turístico de un espacio protegido: el Parque Natural de los Cañones y la Sierra de Guara (Huesca).

Ladrera Fernández, R., & Rieradevall Sant, M. (2013). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos: una herramienta didáctica. *Ikastorratza. e-Revista de didáctica*.

Marquina, L., (n.d.). Entrevista al director del parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *Ordesa y Pirineos*.

Millán Sánchez, A., Abellán Ródenas, P., Sánchez Fernández, D., Picazo Mota, F., Velasco García, J., Lobo, J. M., & Ribera Galán, I. (2013). Efectividad de la Red de Parques Nacionales Ibérica en la protección de la biodiversidad acuática. *PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN EN PARQUES NACIONALES: 2011-2012*.

Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente. (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*. (p. 96).

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2019). *Informe de resultados para el periodo 2017-2019, Seguimiento de datos socioeconómicos en las áreas de influencia socioeconómica Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*.

Montaña Regulada. (n.d.). *Barranquismo en la Sierra de Guara*. Montaña Regulada.

Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad: Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo.

Moya, N., Gibon, F. M., Oberdorff, T., Rosales, C., & Domínguez, E. (2009). Comparación de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos intermitentes y permanentes del altiplano boliviano: implicaciones para el futuro cambio climático. *Ecología aplicada*, 8(1-2), 105-114.

Ordesa y Monte Perdido: Ficha técnica. (s. f.). Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Recuperado 24 de mayo de 2024

Oscoz, J., Leunda, P. M., Miranda, R., & Escala, M. C. (2005). Biological water quality of the Erro River (Navarre, N Spain)(2001-2002). *Ecología*, 19, 59-74.

Pérez, G. R. (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo para la Protección del Medio Ambiente" José Celestino Mutis".

Pérez, M. L., & López Flores, R. (2018). Evaluación del impacto del barranquismo y la resiliencia de las comunidades acuáticas del barranco de la Peonera en el Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara. *Lucas Mallada: revista de ciencias*, 20, 179-218.

Prat, N., Gallart, F., Von Schiller, D., Polesello, S., García-Roger, E. M., Latron, J., ... & Froebrich, J. (2014). The mirage toolbox: an integrated assessment tool for temporary streams. *River research and applications*, 30(10), 1318-1334.

Quintana, M. (2020) *Estado ecológico de los ríos de cabecera en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Universidad de Barcelona

R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.

Riaño P, Basaguren A, Pozo J (1993) Comunidades de macroinvertebrados del río Aguera (País Vasco-Cantabria). *Limnetica* 9:19-28

Ris, F. 1927. Libellen aus dem nördlichen und östlichen Spanien, hauptsächlich gesammelt von Dr. F. Haas in der Jahren 1914-1919. *Senckenbergiana*, 9: 23-24.

Sierra, J., & López Flores, R. (2013). Efectos del barranquismo sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en el río Formiga (Sierra de Guara , Huesca). *Lucas Mallada: revista de ciencias*, 15, 161-190.

Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2010). Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie (Vol. 15, pp. 89-10). Paris: CNRS éditions.

Torralba Burrial, A. & Ocharan, F. J. (2001). La calidad de las aguas del río Ara y sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Sobrarbe. *Revista del Centro de Estudios de Sobrarbe*, 7, 9-73.

Torralba-Burrial, A., & Ocharan, F. J. (2002). Valoración preliminar del estado ecológico de los ríos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Huesca) según sus comunidades de macroinvertebrados. *Sobrarbe. Revista del Centro de Estudios de Sobrarbe*, 8, 127-164.

Valdez M, C. G., Guzmán L, M. A., Valdés G, A., Forougbakhch P, R., Alvarado V, M. A., & Rocha E, A. (2018). Estructura y diversidad de la vegetación en un matorral espinoso prístino de Tamaulipas, México. *Revista de Biología Tropical*, 66(4), 1674-1682.

Valladolid, M., Arauzo, M. & Martínez-Bastida, J.J. (2010). Estado ecológico del río Oja (cuenca del Ebro, La Rioja, España), mediante indicadores de macroinvertebrados. *Limnetica*, 29 (2): 393-406.

Valladolid, M., Arauzo, M., & Jiménez, L. (2015). Estado ecológico de los ríos incluidos dentro del parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Cuenca del Ebro, Aragón), mediante indicadores de macroinvertebrados. *Pirineos*, 170, e009-e0

8) Anexos

Anexo 1: Inventario de familias presentes en las muestras recolectadas en río Aso 2022.

Elaboración propia.

Phylum	Clase	Orden	Familia
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae
			Caenidae
			Ephemerellidae
			Heptageniidae
			Leptophlebiidae
		Plecoptera	Capniidae
			Leuctridae
			Nemouridae
			Perlidae
			Perlodidae
			Taeniopterygidae
		Coleoptera	Elmidae
			Hydraenidae
			Dytiscidae
		Trichoptera	Calamoceratidae
			Leptoceridae
			Limnephilidae
			Philopotamidae
			Polycentropodidae
			Psychomyiidae
			Rhyacophilidae
			Sericostomatidae
			Diptera
		Athericidae	
		Chironomidae	
		Empididae	
		Psychodidae	
		Simuliidae	
Stratiomyidae			
Arachnida	Trombidiforme	Hidracarina	
Mollusca	Gasteropoda	Basommatophora	Planorbidae
		Hygrophila	Lymnaeidae
		Heterostropha	Valvatidae
Annelida	Oligochaeta	Haplotaxida	Oligochaeta
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	Planariidae

Anexo 2: Porcentaje de macroinvertebrados recolectados por órdenes en las muestras del río Aso 2022. Elaboración propia.

Orden	Control junio	Control septiembre	Frecuentado junio	Frecuentado septiembre	Total %	Abundancia
Ephemeroptera	15,80%	2,78%	12,78%	1,26%	32,62%	1549
Plecoptera	6,61%	1,64%	1,35%	1,77%	11,37%	540
Coleoptera	4,40%	1,83%	1,16%	0,40%	7,79%	370

Trichoptera	0,67%	2,63%	0,93%	0,32%	4,55%	216
Diptera	18,24%	9,84%	9,01%	5,10%	42,19%	2003
Trombidiforme	0,02%	0,00%	0,00%	0,02%	0,04%	2
Basommatophora	0,00%	0,00%	0,23%	0,00%	0,23%	11
Hygrophila	0,00%	0,00%	0,02%	0,00%	0,02%	1
Heterostropha	0,00%	0,00%	0,00%	0,02%	0,02%	1
Haplotaxida	0,13%	0,00%	0,06%	0,00%	0,19%	9
Tricladida	0,84%	0,13%	0,00%	0,00%	0,97%	46
	46,72%	18,85%	25,54%	8,89%	100%	4748

Anexo 3: Porcentaje de macroinvertebrados recolectados por familia en las muestras del río Aso 2022. Elaboración propia.

Orden	Familia	Control junio	Control septiembre	Frecuentado junio	Frecuentado septiembre	Abundancia
Ephemeroptera	Baetidae	14,57%	2,30%	7,25%	1,16%	1200
	Caenidae	0,04%	0,02%	0,00%	0,00%	3
	Ephemerellidae	0,82%	0,04%	3,64%	0,02%	215
	Heptageniidae	0,34%	0,42%	1,90%	0,08%	130
	Leptophlebiidae	0,02%	0,00%	0,00%	0,00%	1
Total %		15,79%	2,78%	12,79%	1,26%	1549
Plecoptera	Capniidae	2,25%	1,10%	0,02%	0,02%	161
	Leuctridae	3,10%	0,15%	0,51%	1,62%	255
	Perlidae	0,15%	0,19%	0,19%	0,08%	29
	Perlodidae	0,02%	0,00%	0,02%	0,00%	2
	Nemouridae	1,10%	0,21%	0,00%	0,04%	64
	Taeniopterygidae	0,00%	0,00%	0,61%	0,00%	29
Total%		6,62%	1,65%	1,35%	1,76%	540
Coleoptera	Dytiscidae	0,00%	0,00%	0,04%	0,19%	11
	Elmidae	3,43%	1,50%	0,95%	0,13%	285
	Hydraenidae	0,97%	0,34%	0,17%	0,08%	74
Total %		4,40%	1,84%	1,16%	0,40%	370
Trichoptera	Calamoceratidae	0,00%	0,04%	0,00%	0,00%	2
	Leptoceridae	0,06%	0,00%	0,00%	0,00%	3
	Limnephilidae	0,00%	0,00%	0,40%	0,00%	19
	Philopotamidae	0,06%	0,00%	0,06%	0,00%	6
	Polycentropodidae	0,13%	0,25%	0,17%	0,08%	30
	Psychomyiidae	0,00%	0,00%	0,06%	0,00%	3
	Rhyacophilidae	0,42%	2,19%	0,15%	0,11%	136
	Sericostomatidae	0,00%	0,15%	0,08%	0,13%	17
Total %		0,67%	2,63%	0,92%	0,32%	216
Diptera	Anthomyiidae	0,00%	0,00%	0,02%	0,00%	1
	Athericidae	0,04%	0,00%	0,00%	0,00%	2
	Chironomidae	1,73%	9,16%	1,66%	4,97%	832

	Empididae	0,06%	0,25%	0,11%	0,02%	21
	Psychodidae	0,04%	0,04%	0,00%	0,00%	4
	Simuliidae	16,22%	0,36%	7,20%	0,11%	1134
	Stratiomyidae	0,15%	0,02%	0,02%	0,00%	9
Total %		18,24%	9,83%	9,01%	5,10%	2003
Trombidiforme	Hidracarina	0,02%	0,00%	0,00%	0,02%	2
Basommatophora	Planorbidae	0,00%	0,00%	0,23%	0,00%	11
Hygrophila	Lymnaeidae	0,00%	0,00%	0,02%	0,00%	1
Heterostropha	Valvatidae	0,00%	0,00%	0,00%	0,02%	1
Haplotaxida	Oligochaeta	0,13%	0,00%	0,06%	0,00%	9
Tricladida	Planariidae	0,84%	0,13%	0,00%	0,00%	46
						4748

Anexo 4: Resultados del Test de Shapiro-Wilk (normalidad) para las variables: Abundancia, Riqueza, Shannon, Simpson, Margalef, Pielou, EPT, OCH, EPT/EPT+OCH, IBMWP y IASPT. Elaboración propia.

Normalidad		
Variable	W	p
Abundancia	0,893	0,130
Riqueza	0,939	0,487
Shannon	0,890	0,119
Simpson	0,906	0,192
Margalef	0,964	0,837
Pielou	0,918	0,245
EPT	0,920	0,286
OCH	0,868	0,061
EPT/EPT+OCH	0,943	0,533
IBMWP	0,969	0,836
IASPT	0,966	0,819
MO	0,738	0,002

Anexo 5: Resultados del Test de Levene (homogeneidad) para las variables: Abundancia, Riqueza, Shannon, Simpson, Margalef, Pielou, EPT, OCH, EPT/EPT+OCH, IBMWP, IASPT y MO. Elaboración propia.

Homogeneidad			
Variable	Factor	F	p
Abundancia	Temporada	4,303	0,069
	Tratamiento	0,522	0,487
Riqueza	Temporada	0,091	0,770
	Tratamiento	0,856	0,377
Shannon	Temporada	0,0003	0,986
	Tratamiento	0,038	0,854

Simpson	Temporada	0,075	0,790
	Tratamiento	0,031	0,864
Margalef	Temporada	0,444	0,520
	Tratamiento	0,013	0,911
Pielou	Temporada	0,018	0,909
	Tratamiento	0,223	0,647
EPT	Temporada	4,739	0,055
	Tratamiento	0,155	0,702
OCH	Temporada	3,782	0,080
	Tratamiento	0,109	0,748
EPT/EPT+OCH	Temporada	4,873	0,052
	Tratamiento	0,319	0,585
IBMWP	Temporada	6,14 x10³⁵	2,2 x10⁻¹⁶ ***
	Tratamiento	1,70 x10³⁵	2,2 x10⁻¹⁶ ***
IASPT	Temporada	1,46 x10³³	2,2 x10⁻¹⁶ ***
	Tratamiento	7,48 x10³⁵	2,2 x10⁻¹⁶ ***
MO	Temporada	1.08 x10³²	2,2 x10⁻¹⁶ ***
	Tratamiento	2.09 x10³¹	2,2 x10⁻¹⁶ ***

Anexo 6: Homogeneidad de las variables transformadas (\log_{10}) IBMWP, IASPT y M.O. de las muestras del río Aso 2022

Variables	Grupos	F	p
log IBMWP	Temporada	1,45x10 ⁻³⁶	<2,2 x10⁻¹⁶ ***
	Tratamiento	7,26x10 ³⁵	<2,2 x10⁻¹⁶ ***
log IASPT	Temporada	6,31 x10 ⁻³⁴	<2,2 x10⁻¹⁶ ***
	Tratamiento	4,64 x10 ³⁴	<2,2 x10⁻¹⁶ ***
log MO	Temporada	1,45 x10 ³¹	<2,2 x10⁻¹⁶ ***
	Tratamiento	1,03 x10 ³¹	<2,2 x10⁻¹⁶ ***

Anexo 7: Normalidad de la nueva variable calculada de M.O. de las muestras del río Aso 2022

Normalidad		
Variable	W	p
Nueva MO	0,835	0,024

Anexo 8: Test de Shapiro-Wilk para las variables CHLA y Ratio A430/665 de las muestras río Aso 2022. Elaboración propia

Normalidad		
Variable	W	p
CHLA	0,935	0,436

Ratio A430/A665	0,725	1,5x10⁻³ (<0.05)
-----------------	-------	---------------------------------------

Anexo 9: Test de Levene para las variables CHLA y Ratio A430/A665 de las muestras río aso 2022. Elaboración propia.

Homogeneidad			
Variable	Factor	F	p
CHLA	Temporada	1,740	0,217
	Tratamiento	2,738	0,129
Ratio A430/A665	Temporada	0,259	0,622
	Tratamiento	0,283	0,606