



MÁSTERES de la UAM

Facultad de Ciencias /13-14

Máster en Ecología



Diferencias en la composición de las comunidades de macroinvertebrados desmenuzadores bentónicos entre cuencas de pinar y melojar en ríos de cabecera de la Sierra de Guadarrama (Madrid, España)

Alberto Herrero Florido



Índice

Introducción	5
Materiales y métodos	7
Análisis de datos.....	9
Área de estudio.....	7
Procesado de las muestras en laboratorio.....	9
Trabajo de campo	7
Resultados	10
Índices de calidad y vegetación.....	11
Muestras de bolsas de hojarasca.....	13
Muestras del bentos.....	15
Tasa de descomposición.....	12
Variables físicas	10
Discusión	18
Conclusiones	20
Bibliografía	21
ANEXOS	24

Diferencias en la composición de las comunidades de macroinvertebrados desmenuzadores bentónicos entre cuencas de pinar y melojar en ríos de cabecera de la Sierra de Guadarrama (Madrid, España)

Alberto Herrero Florido (alb.herrero@estudiante.uam.es)

Resumen: La hojarasca procedente de los sistemas terrestres adyacentes es el recurso más importante en la cadena trófica de ríos de cabecera. Sus características influyen en las comunidades bentónicas y en especial a los organismos que conforman el grupo trófico de los desmenuzadores, los cuales son el primer eslabón en la incorporación de este recurso a la cadena trófica. Este estudio se ha realizado en seis ríos de cabecera de la Sierra de Guadarrama que discurren por cuencas con predominio de pinar y cuencas con predominio de melojar. La intención fue analizar las diferencias entre ambos tipos de cuenca en relación a los macroinvertebrados desmenuzadores, suponiendo que debería existir una mayor densidad de estos organismos en las cuencas de melojar, donde además su riqueza debería ser menor como indican los resultados de otros estudios. También se estudió la tasa de descomposición y la calidad ecológica de los ríos. Los resultados obtenidos fueron los esperados: se registró una mayor densidad de desmenuzadores en las cuencas de melojar y una riqueza similar en ambas cuencas. La tasa de descomposición fue mayor en melojar como consecuencia de la mayor densidad de desmenuzadores. Los ríos se encontraron en un estado ecológico excelente en general, aunque los resultados fueron mejores para los ríos de melojar.

Palabras clave: grupos tróficos funcionales, ambientes lóticos, tasa de descomposición, estado ecológico.

Agradezco este trabajo a la educación pública, que cada vez es menos pública y más excluyente. A las personas que me ayudaron en el trabajo de campo: Álvaro (mi amigo de toda la vida), Alexis, Gaby y Jaime. A mis compañeros de clase que han pasado por lo mismo que yo. A los profesores. A Alfonso Nebra por sus consejos en el inicio del proyecto y a todos los compañeros de CIMERA. A mi tutor académico, Salvador Mollá, por aguantarme. A Led Zeppelin, Nobuo Uematsu y otros muchos músicos que han sido la banda sonora de toda mi carrera. Agradecimiento especial a mi familia porque ellos han hecho posible mi formación académica y personal. Y por último a Gaby, pues sin su ayuda no habría terminado y no habría recogido la toalla que tantas veces he tirado, GRACIAS.

Introducción

Los macroinvertebrados bentónicos son los organismos más estudiados en los ambientes acuáticos continentales; éstos realizan un papel funcional importante en la ecología fluvial constituyendo uno de los principales componentes en las redes tróficas como consumidores primarios, siendo el principal recurso para niveles tróficos superiores y participando en el reciclado de nutrientes, carbono y materia orgánica en descomposición. Además, los macroinvertebrados se emplean como un indicador biológico para la monitorización ambiental y los programas de evaluación de calidad ecológica de ríos debido a sus características, tales como la sensibilidad ante las presiones antrópicas, ciclos de vida relativamente cortos en comparación con los peces, dispersión limitada, gran riqueza y abundancia, taxonomía bien conocida y la capacidad de colonización y gran variedad de microhábitats (Reece y Richardson, 1999).

Los macroinvertebrados desmenuzadores son hipotéticamente codominantes con los recolectores en los ríos de cabecera (Cummins, 1973), tramos en los cuales la principal entrada de energía procede de los sistemas terrestres adyacentes (Allan y Castillo, 2007) y, más concretamente, de la vegetación riparia y de la cuenca (Vannote *et al.*, 1980; Cummins *et al.*, 1989; Eloegi y Díez, 2009) en forma de materia orgánica particulada gruesa: hojas, flores, frutos, etc.

La hojarasca que cae en los ríos influye en las comunidades de invertebrados fluviales (Cummins *et al.*, 1989) generalmente en términos de abundancia y densidad (Graça, 2001). La retención de detritus es esencial para estos organismos y un mayor o menor grado de retención tiene como resultado mayor o menor abundancia de desmenuzadores. De igual modo que otros seres vivos, los macroinvertebrados tienen preferencias en su alimentación (Canhoto *et al.*, 2005) que viene determinada por tres aspectos principalmente: la dureza, el contenido en nutrientes y la presencia de componentes secundarios vegetales en la hojarasca. Además estos organismos tienen preferencia por el detritus que ha sido colonizado por hongos y los tres aspectos antes mencionados condicionan a su vez la proliferación de microorganismos (Graça, 2001).

La relación entre los macroinvertebrados desmenuzadores y la vegetación es compleja, como se demuestra en muchos estudios realizados hasta ahora. Lecerf y Richardson (2010) encontraron que una mayor diversidad de desmenuzadores estaba relacionada con una mayor

velocidad de descomposición de la hojarasca. Otros estudios sugieren que existe interacción entre tipos de vegetación de ribera y tipos de comunidades de macroinvertebrados (Leroy y Marks, 2006), y otros han demostrado una relación inversa entre la abundancia y diversidad de fragmentadores y la riqueza de árboles de ribera, así como con la riqueza de hojarasca en los ríos (Boyero et al., 2011). Por otro lado, en otros estudios se ha propuesto que la diversidad de hojarasca no puede explicar por sí sola los patrones de diversidad de macroinvertebrados bentónicos (Leroy y Marks 2006, Kominoski y Pringle 2009).

Ciertos trabajos demuestran que la hojarasca de pino es de una calidad nutricional menor que la hojarasca de especies caducifolias (Taylor *et al.*, 1989; Friberg y Jacobsen, 1994) y, por este motivo, las comunidades biológicas y los procesos asociados con las entradas de energía alóctona en ríos situados en cuencas de pinar podrían verse afectadas (Whiles y Wallace, 1997). En consecuencia, es previsible que existan diferencias notables entre ríos que discurren por pinares y aquellos que lo hacen por bosques caducifolios, encontrándose diferentes valores de abundancia y densidad (según Graça (2001) de desmenuzadores en zonas de bosque caducifolio, además de distinta composición de especies.

El propósito de este estudio es analizar las diferencias en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, y en especial de desmenuzadores, en relación con la vegetación de la cuenca y por la que discurren los ecosistemas fluviales. La hipótesis de partida es que existirán diferencias en las comunidades de macroinvertebrados entre los tramos de pinar, en las cuales gran parte de la vegetación leñosa es perennifolia, y los tramos de melojar, los cuales mantienen una mayor proporción de especies caducifolias, suponiendo que debería existir una mayor riqueza de macroinvertebrados desmenuzadores allá donde la hojarasca es menos diversa (siguiendo las conclusiones de Boyero *et al.*, 2011), pero mayor abundancia donde la hojarasca proviene de especies caducifolias. Asimismo se evaluará el estado ecológico de los ríos objeto de estudio mediante índices propuestos a tal efecto como el IBMWP (MAGRAMA, 2011).

Materiales y métodos

Área de estudio

Los ríos estudiados se encuentran en la Sierra de Guadarrama, cuya cota máxima es de 2383 metros, situada en la región central de la Península Ibérica, en territorio de la Comunidad de Madrid y al noroeste de la capital. Biogeográficamente, pertenece a la región mediterráneo-ibero-atlántica, provincia carpetano ibérica y sector guadarrámico, abarcando además los distritos guadarramense y matritense (PRUG-PRCAM, 1997). Presenta una orografía sencilla y está formada esencialmente por rocas silíceas, aunque también aparecen pequeños afloramientos de rocas calizas, aunque éstos no afectan a los tramos estudiados. El clima de la zona es de tipo mediterráneo, existiendo un gradiente altitudinal incrementando la humedad y disminuyendo la temperatura al ascender hacia las cumbres (Fernández y Gil, 2005).

El estudio se desarrolló tramos cabecera de 6 ríos de orden bajo (1-3 según Strahler, 1957): Guadarrama, Navalmedio, Navacerrada, Miraflores, Portachuelo y Tejilla. Los tres primeros se encuentran en cuencas donde predomina el pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) y los tres últimos en cuencas con mayor presencia de roble melojo (*Quercus pirenaica* Willd.).

Tabla 1. Superficie total de la cuenca vertiente y porcentajes correspondientes a melojar y pinar.

	Miraflores	Portachuelo	Tejilla	Guadarrama	Navacerrada	Navalmedio
Superficie total (Ha)	418,6	314,5	98,4	481,0	531,4	822,3
% de Melojar	24,1	33,9	11,3	0,0	0,0	3,6
% de Pinar (pino silvestre)	19,3	30,0	19,4	97,6	42,9	68,5

Trabajo de campo

Los muestreos se realizaron durante la primavera de 2013, debido a que es la estación más apropiada para el muestreo de macroinvertebrados según lo establecido en “Protocolo de muestreo y laboratorio de fauna bentónica de invertebrados en ríos vadeables” (MAGRAMA, 2011). Se midieron *in situ* el pH (WTW ph 3210/SET 2), conductividad (WTW Cond 340i/SET), oxígeno disuelto (WTW OXI 340i/SET), temperatura (T^a) ambiente (con el del conductivímetro) y T^a del agua en continuo (con registradores HOBO pro v2). También se midió la anchura y profundidad medias del cauce y el caudal, multiplicando las sección

transversal del cauce por la velocidad media del agua (corrientímetro Global Water FP 101) (Elosegui *et al.*, 2009).

Las variables medidas en relación a la vegetación de ribera fueron la cobertura del dosel arbóreo con densiómetro esférico (Lemmon, 1956) y una estimación de la densidad de especies leñosas en las márgenes del cauce en una banda de 50 metros de largo y 5 de ancho a cada lado del cauce.

La calidad del bosque de ribera se evaluó mediante los índices RQI (Riparian Quality Index) (González del Tánago y García de Jalón, 2011) y QBR (Qualitat del Bosc de Ribera) (Munné *et al.* 2002), la calidad del hábitat fluvial mediante el IHF (Índice de Hábitat Fluvial) (Pardo *et al.* 2002) y el IBMWP (MAGRAMA, 2011).

La determinación de la tasa de descomposición en los ríos se realizó mediante la utilización de bolsas de hojarasca de aliso (*Alnus glutinosa* L.), que además sirvieron como cebo para atraer a los macroinvertebrados desmenuzadores en los que se centra el estudio. La utilización de esta especie de hoja se debe, principalmente, a la necesidad de ofrecer un sustrato común en todos los ríos para poder comparar entre ellos y que además sea un sustrato que no exista en los ríos de estudio, de tal modo que no se ofrezca ventaja a los organismos de ninguna zona. Dicha hojarasca se recogió en un mismo lugar y en el mismo momento, y justo tras su abscisión natural. Fueron extendidas sobre papel de filtro y secadas al aire. Se pesaron 5 g (\pm 0,3 g) de hojas secas en una balanza de precisión (Gibertini Europe 500), se humedecieron con agua destilada con la ayuda de un pulverizador y se introdujeron en bolsas de malla plástica (15x20 cm.) con tamaño de luz de 5 mm. Se fijaron 5 bolsas en el lecho de cada río y se recogieron pasados entre 12 y 15 días tras su colocación. La temperatura del agua se tomó en continuo con los registradores de temperatura HOB0. La pérdida de peso por manipulación y transporte se determinó con 5 bolsas adicionales.

El muestreo para la determinación del estado ecológico se realizó con una manga de 20 x 20 cm de boca, 500 μ m de luz de malla y recorriendo los 50 metros del tramo de río seleccionados, según lo descrito en el “Protocolo de muestreo y laboratorio de fauna bentónica de invertebrados en ríos vadeables” aprobado el 12 de Julio de 2011 por la Dirección General del Agua.

Procesado de las muestras en laboratorio

Las bolsas de hojarasca se recogieron y se guardaron en bolsas de autocierre. Se transportaron en frío hasta el laboratorio donde se volcó su contenido en una torre de tamices de 4 mm, 500 y 250 μm , para el lavado con agua destilada, separación de la hojarasca remanente y la recogida de macroinvertebrados, los cuales fueron conservados en etanol al 70% hasta su identificación. La hojarasca de cada bolsa se secó en estufa (Selecta) a 70°C durante 72 horas. Después se pesó y anotó su peso seco, para a continuación calcinar la muestras en una mufla (UmegaSnol 8-2/1100 ld) a 500°C durante 4 horas, tras lo que se midió el peso de las cenizas. El peso de la biomasa de la hojarasca resulta de la diferencia entre el peso seco y el peso de las cenizas, obteniendo el peso seco libre de cenizas final (PSLCfinal) sin posibles impurezas minerales que pudiesen alterar el cálculo de la tasa de descomposición. Con ánimo de estudiar en detalle el grupo trófico de los desmenuzadores sobre el que se centra el trabajo, se calculó su densidad (expresada como individuos/m² y como individuos/gramos de hojarasca remanente), abundancia y riqueza de estos organismos, y la proporción de los distintos grupos tróficos funcionales (GTF).

El procesado de macroinvertebrados del bentos consistió en el tamizado de las muestras para eliminar los restos voluminosos de materia orgánica y mineral. A continuación se extrajeron los individuos retenidos en los tamices de 500 y 250 μm y se identificaron hasta el nivel de familia (Arachnida, Oligochaeta, Ostracoda e Hirudinea hasta clase y Entognatha hasta orden) utilizando Tachet *et al.* (2010). Se realizó el recuento de individuos de cada taxón y se calcularon los siguientes índices: IBMWP, IASPT (calculado como IBMWP/número de taxones), índice de diversidad de Shannon (Shannon y Weaver, 1949), proporción EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), abundancia, riqueza en número de taxones, y la densidad y las proporciones de los GTF. Los grupos tróficos funcionales se asignaron siguiendo Tachet *et al.* (2010) y Merritt y Cummins (2007).

Análisis de datos

Las diferencias entre las variables físico-químicas se analizaron mediante ANOVA anidado estableciendo como factor el río dentro del factor vegetación.

Las diferencias en las variables de cobertura, riqueza de plantas leñosas, QBR, RQI, IHF, IBMWP e IASPT se analizaron con ANOVA de una vía (factor vegetación), debido a que sólo se disponía de un dato para cada río.

La tasa de descomposición fue calculada para cada bolsa depositada en los ríos mediante la ecuación $\text{Ln}P_t = \text{Ln}P_0 - k \cdot t$, que se ajustó a un modelo exponencial negativo ($P_t = P_0 \cdot e^{-k \cdot t}$; donde P_t es el peso en la bolsa en el tiempo t , P_0 el peso inicial, corregido para manipulación y transporte, y k la tasa de descomposición). De este modo la tasa de descomposición resultaría del cálculo siguiente: $k = (\text{Ln}P_0 - \text{Ln}P_t)/t$; donde el tiempo, t , se expresó en grados-días (medida del calor acumulado calculada como la suma de los valores medios diarios de temperatura del agua), para corregir el efecto que la temperatura tiene en la tasa de descomposición y así hacer comparables los ríos (Pozo *et al.*, 2009). Los 30 valores de k obtenidos se compararon mediante un ANOVA anidado, estableciendo como factor el río dentro del factor vegetación.

Las diferencias entre los tramos de pinar y melojar en densidad y riqueza de familias, y densidad, riqueza y proporción de desmenuzadores de las muestras de bolsas y de bentos mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis.

Se comprobó la normalidad mediante la prueba de Shapiro-Wilk y la igualdad de varianzas con la prueba de Levene para los datos que fueron analizados mediante pruebas paramétricas. Cuando no se cumplían los supuestos de normalidad, ni homocedasticidad, se optó por analizar los datos con pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis para muestras independientes). Todos los datos se analizaron con el programa estadístico SPSSv.20 (IBM Corp., 2011).

Resultados

Variables físicas

Los ríos estudiados son de montaña, someros, permanentes, de aguas frías, poco mineralizados, bien oxigenados y con pH neutro (Tabla 2). No se encontraron diferencias entre zonas para el oxígeno disuelto ($F_{5,12} = 1,133$, p-valor = 0,395), pH ($F_{5,12} = 1,272$, p-valor = 0,337), profundidad ($F_{5,24} = 1,615$, p-valor = 0,194). La conductividad ($F_{5,12} = 261,250$, p-valor < 0,05), la anchura ($F_{5,24} = 9,834$, p-valor < 0,05) y la temperatura ($F_{5,1737} = 48,516$, p < 0,05) sí fueron diferentes entre ambas zonas, aunque para la temperatura la diferencia media es de aproximadamente 1°C (T^a media pinar = $7,228 \pm 0,068$ °C, T^a media melojar = $6,179 \pm 0,060$ °C). La conductividad presenta un valor más alto que los demás en Navalmedio), pero dentro de límites establecidos para las condiciones de referencia de los ríos de montaña mediterránea silíceo (Toro *et al.*, 2009).

Tabla 2. Rangos de las variables ambientales medidas. Incluye las Condiciones de Referencia (CR) para la tipología de ríos de montaña mediterránea silíceo.

	CR	Miraflores	Portachuelo	Tejilla	Navacerrada	Navalmedio	Guadarrama
T ^a ambiente (°C)	-	12,5 – 18,6	16,8 – 17,6	13,8 – 20,5	8,0 – 14,0	7,5 – 18,3	6,5 – 19,2
T ^a agua (°C)	-	2,8– 13,0	3,8– 15,3	2,9– 12,6	1,8–9,6	2,7–10,1	2,7– 10,9
O ₂ (mg/L)	10	8,1 – 9,6	8,2 – 9,2	8,6 – 9,6	8,6 – 12,4	9,4 – 11,9	9,4 – 11,7
O ₂ (% de saturación)	-	89 - 101	89 - 100	88 - 100	89 - 113	90 - 109	88 - 108
Conductividad (µS/cm)	80	42,5 – 72,2	89,7 – 92,9	36,0 – 39,9	14,8 – 16,0	197,4 – 218,0	21,5 – 23,5
pH	8,1	7,1 – 7,3	6,7 – 7,6	7,5 – 7,7	6,9 – 7,7	7,4 – 7,6	7,0 – 7,7
Altitud (msnm)	-	1370	1310	1253	1494	1322	1381
Caudal (L/s)	-	100,8 – 172,7	73,4 – 86,4	19,2 – 24,3	297,5 – 375,4	250,8 – 437,4	68,6 – 186,6
Anchura (m)	-	1,3 – 4,1	1,5 – 2,8	0,8 – 1,8	3,1 – 4,7	2,0 – 3,1	1,1 – 2,1
Profundidad (m)	-	0,14 – 0,27	0,1–0,26	0,7 – 0,2	0,18 – 0,31	0,16–0,33	0,12–0,27
Superficie (m ²)	-	132	116	71	192	133	79

Índices de calidad y vegetación

La valoración de los resultados de estas variables (Tabla 3) se realizó teniendo en cuenta el valor de referencia (cuando existía) para ríos de montaña mediterránea silíceo. Los valores de los índices de vegetación de ribera (QBR y RQI) demuestran que el estado de conservación de los mismos es muy bueno, con una ligera merma en Navacerrada. La cobertura del dosel arbóreo en los tramos se sitúa entorno al 80% (Cobertura media_{melojar}= 82,5±1,8; Cobertura media_{pinar}= 77,5±3,8). El Índice de Hábitat Fluvial (IHF) también sitúa a todos los tramos en muy buen estado. El valor para el IBMWP ha sido muy alto muy por encima del valor de referencia (180) y su potencial ecológico es muy bueno. La riqueza de plantas leñosas es aparentemente mayor en los ríos de melojar, con una media de 9 especies leñosas frente a una media de 7,7 especies leñosas en pinar, aunque estas diferencias no son estadísticamente significativas (ANOVA, $F_{1,4} = 0,471$, $p = 0,530$), como tampoco lo son para la cobertura media, QBR y RQI ($p > 0,05$). Sí presentan diferencias estadísticamente significativas el IHF (ANOVA, $F_{1,4} = 42,250$, $p = 0,003$) y el IBMWP (ANOVA, $F_{1,4} = 75,741$, $p = 0,001$), que son mayores en el melojar.

Tabla 3. Variables bióticas y abióticas. Incluye las Condiciones de Referencia (CR) para la tipología de ríos de montaña mediterránea silíceo.

Índice	CR	Miraflores	Portachuelo	Tejilla	Navacerrada	Navalmedio	Guadarrama
QBR	87,5	100	100	100	80	100	100
RQI	-	111	105	93	87	100	104
Cobertura	-	65 - 88	70 - 93	76 - 87	45 - 88	50 - 94	61 - 86
Riqueza de leñosas	-	7	10	10	6	11	6
IHF	72	78	78	78	73	73	75
IBMWP	180	306	299	325	216	195	226
IASPT	-	6,24	6,23	6,13	6,11	6,03	6,11
EPT	-	62,59	45,46	19,75	56,97	32,93	62,50

Tasa de descomposición

El análisis de la varianza de la tasa de descomposición permite afirmar (p -valor $< 0,05$; $F = 178,652$) que existen diferencias entre los tramos de pinar y de melojar, siendo mayor el que el pinar (Tabla 4, Figura 1).

Tabla 4. Resultados del cálculo de la tasa de descomposición. Donde, t es el tiempo y P_t es el peso en el tiempo t y k es la tasa de descomposición en el modelo exponencial.

Río	Ecuación	k
Guadarrama	$P_t = 1,473 \cdot e^{-0,005 \cdot t}$	0,005
Navacerrada	$P_t = 1,475 \cdot e^{-0,004 \cdot t}$	0,004
Navalmedio	$P_t = 1,470 \cdot e^{-0,006 \cdot t}$	0,006
Miraflores	$P_t = 1,481 \cdot e^{-0,010 \cdot t}$	0,010
Portachuelo	$P_t = 1,468 \cdot e^{-0,046 \cdot t}$	0,046
Tejilla	$P_t = 1,475 \cdot e^{-0,023 \cdot t}$	0,023

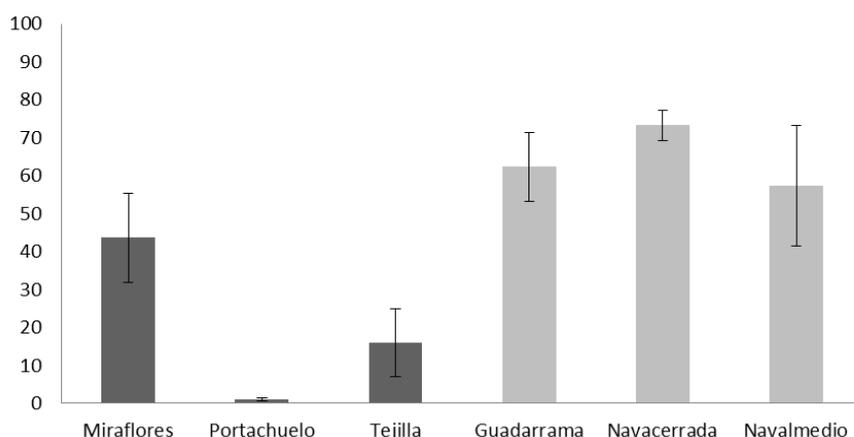


Figura 1. Media y desviación típica del porcentaje de peso seco libre de cenizas remanente (PSLC) en cada río tras el experimento con bolsas trampa. En gris claro los ríos de pinar, en gris oscuro los ríos de melojar.

Muestras de bolsas de hojarasca

Se identificaron un total de 2252 individuos pertenecientes a 35 familias. La riqueza de desmenuzadores fue diferente en pinar y en melojar (p -valor $\leq 0,05$), existiendo un mayor número de familias en las bolsas de la zona de pinar (Tabla 5). La proporción y densidad de este grupo trófico era igual entre ambas zonas (p -valor $> 0,05$). La proporción de desmenuzadores en las bolsas es mayor que en el bentos (Figura 4). El orden Trichoptera contuvo la mayor proporción en los ríos de melojar y también en Navalmedio, los plecópteros predominaban en los ríos Guadarrama y Navacerrada (Figura 2). Por su parte la familia más representada en melojar fue la de los limnefílidos (Figura 3). En pinar no hubo una familia claramente predominante en todos los ríos, en Navacerrada y Guadarrama hubo una mayor proporción de la familia Nemouridae, mientras que en Navalmedio fueron codominantes Sericostomatidae y Limnephilidae.

Tabla 5. Las muestras de bolsas son la suma de los datos de las 5 bolsas de cada río. La riqueza se expresa en nº de familias y los GTF son: De: desmenuzadores, D: depredadores, F: filtradores, Ra: raspadores y Re: recolectores.

	Miraflores	Portachuelo	Tejilla	Navacerrada	Navalmedio	Guadarrama
Riqueza	18	9	18	19	23	29
Abundancia	496	49	513	192	264	738
Densidad (ind/m ²)	16533	1633	17100	6400	8800	24600
Densidad (ind/g.remanente)	262	1369	870	61	120	276
Riqueza de desmenuzadores	5	3	4	6	7	11
Densidad de desmenuzadores (ind/m ²)	4300	933	12333	1467	3367	9100
% De	26,0	57,1	72,1	37,0	22,9	38,3
% D	6,7	4,1	1,8	9,3	21,9	6,1
% F	14,1	0,0	0,6	12,9	25,0	7,6
% Ra	7,7	26,5	3,7	8,4	2,1	15,5
% Re	45,6	12,2	21,8	32,4	28,1	32,6

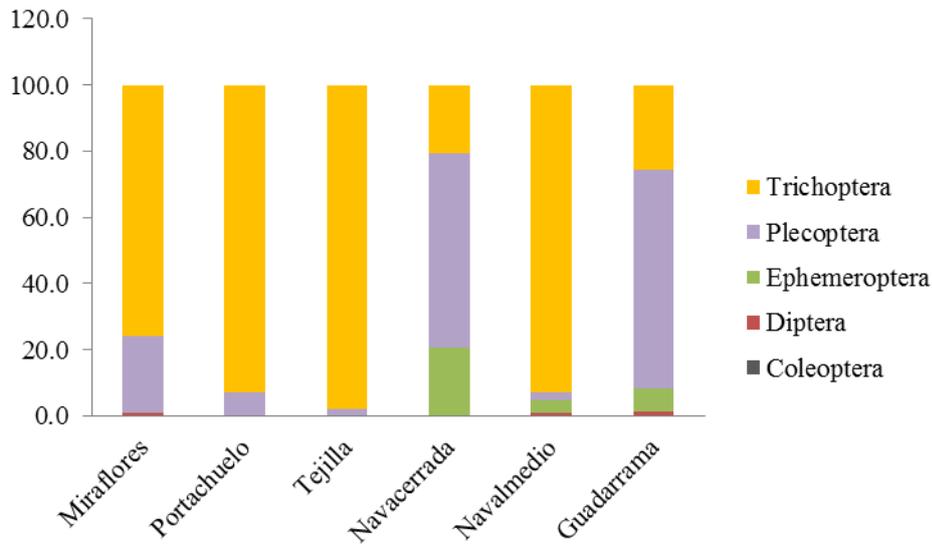


Figura 2. Proporción de los órdenes de desmenuzadores en las bolsas.

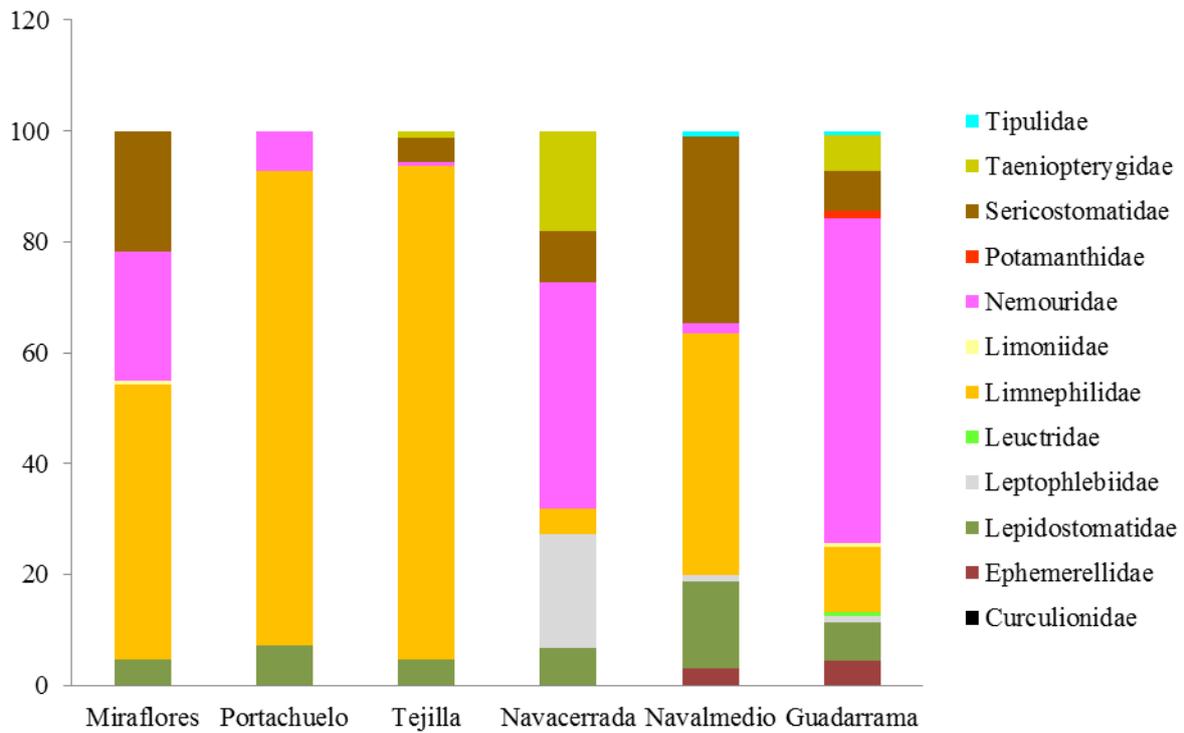


Figura 3. Proporción de las familias de desmenuzadores en las bolsas.

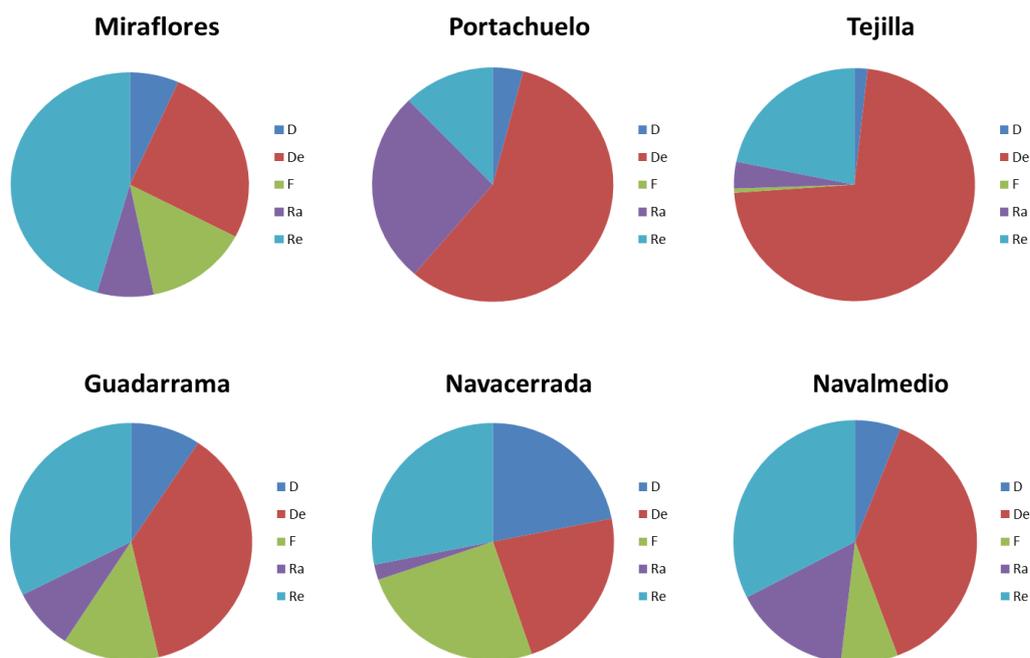


Figura 4. Proporción de los grupos tróficos funcionales en las muestras de bolsas. D: depredador, De: desmenuzador, F: filtrador, Ra: raspador y Re: recolector.

Muestras del bentos

Se identificaron un total de 9443 individuos pertenecientes a 54 familias. Los grupos tróficos con mayor representación fueron los recolectores, seguido por los fragmentadores y raspadores (Tabla 6). La diversidad de Shannon, la riqueza de familias y la densidad (ind/m²) resultó similar en pinar y melojar (p -valor $> 0,05$). La proporción de desmenuzadores y la riqueza también fue similar entre ambas áreas de estudio al 15 - 20% (p -valor $> 0,05$) (Figura 7). Únicamente la densidad de desmenuzadores fue diferente entre pinar y melojar (p -valor $\leq 0,05$), y los valores más altos correspondían a los ríos en zonas de melojar. El orden de los tricópteros fue el más representativo en todos los ríos (Figura 5), con la salvedad de Portachuelo en el cual los efemerópteros contaban con una representación similar. Con respecto a las familias, Limnephilidae fue la más representativa (Figura 6), aunque en Portachuelo se ve igualada por Ephemerellidae y superada por Leptophlebiidae.

Tabla 6. Muestras de bentos. La riqueza se expresa en n° de familias y los GTF son: De: desmenuzadores, D: depredadores, F: filtradores, Ra: raspadores y Re: recolectores.

	Miraflores	Portachuelo	Tejilla	Navacerrada	Navalmedio	Guadarrama
Shannon	2,669	2,322	1,672	2,510	2,321	2,434
Riqueza	36	37	29	32	35	30
Abundancia	1652	1806	2567	1176	1154	1088
Densidad (ind/m ²)	12,52	15,57	36,15	6,13	8,68	13,77
Riqueza de desmenuzadores	8	9	6	6	6	8
Densidad de desmenuzadores (ind/m ²)	2,95	6,07	4,18	0,85	1,26	2,27
% De	23,5	39,0	11,6	16,5	13,9	14,5
% D	16,6	3,5	2,1	6,5	20,5	3,8
% F	2,0	2,9	0,2	1,1	2,6	1,1
% Ra	20,6	15,6	33,5	18,0	17,0	26,7
% Re	37,3	38,9	52,6	57,8	46,1	53,9

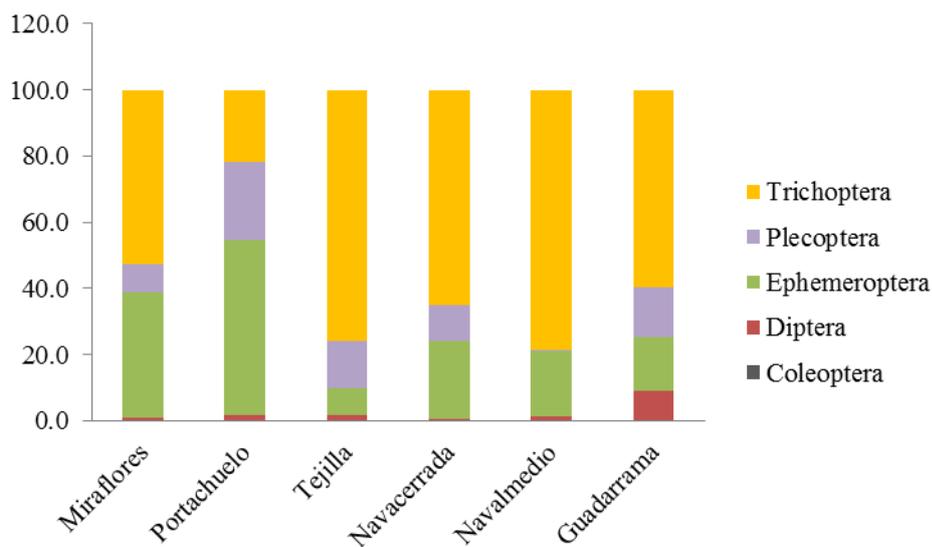


Figura 5. Proporción de los órdenes de desmenuzadores en las muestras de bentos.

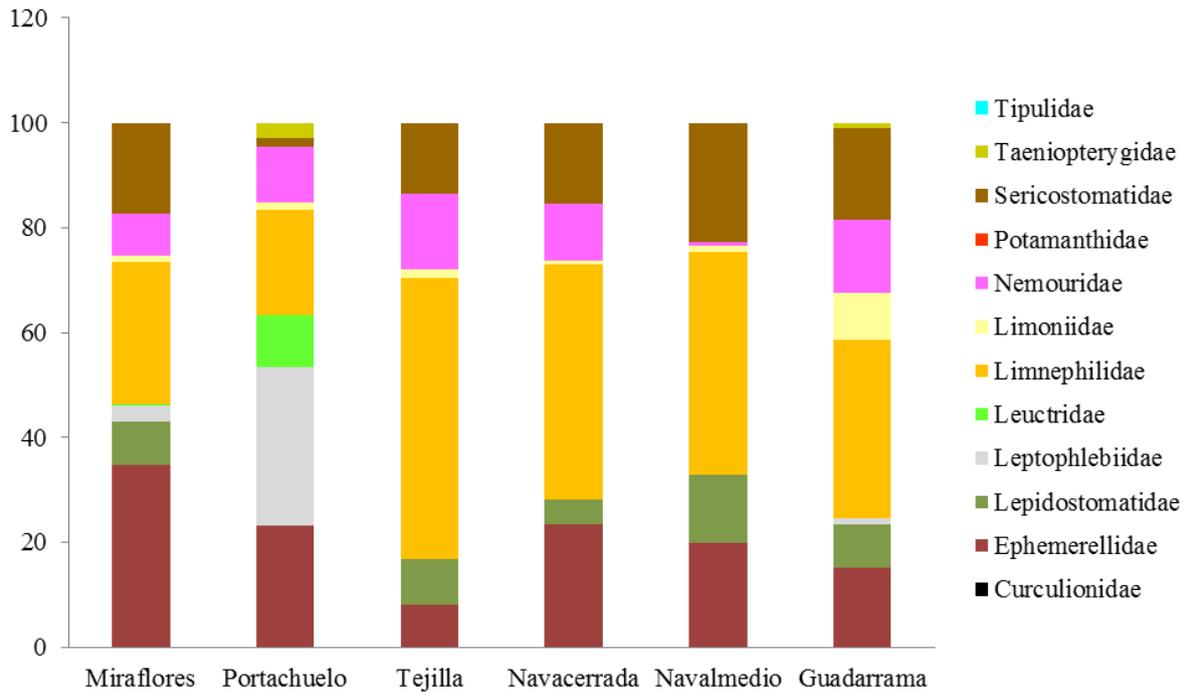


Figura 6. Proporción de las familias de desmenuzadores en las muestras de bentos.

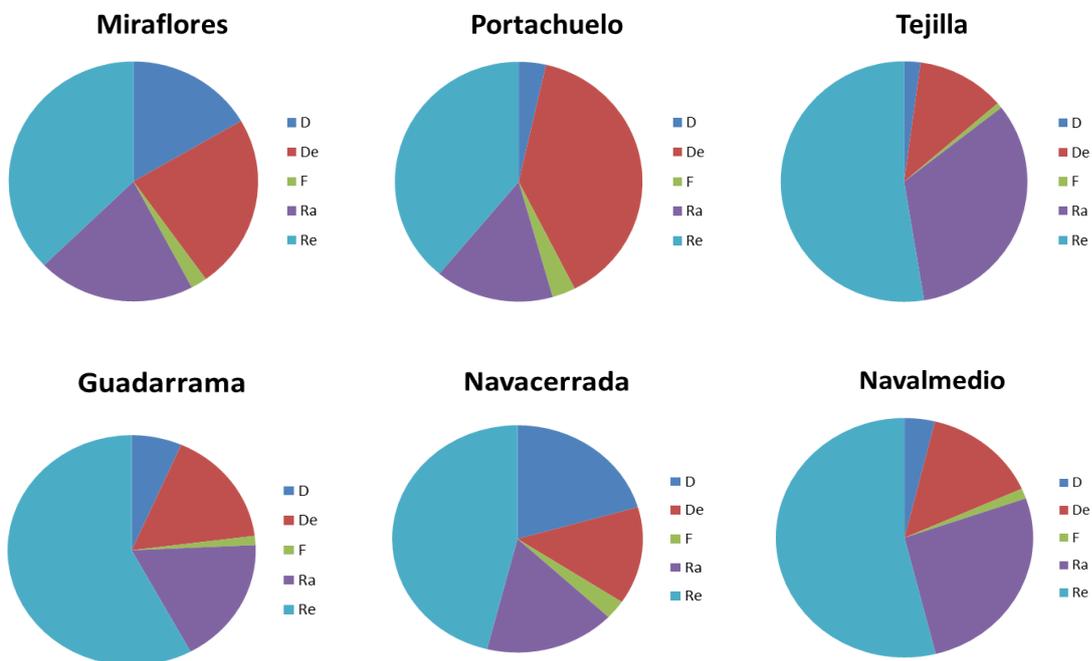


Figura 7. Proporción de los distintos grupos tróficos funcionales en las muestras de bentos. D: depredador, De: desmenuzador, F: filtrador, Ra: raspador y Re: recolector.

Discusión

La totalidad de los ríos estudiados pertenecen al tipo ecológico “ríos de montaña mediterránea silíceo” (Tipo 11). Los ríos de referencia de este tipo se caracterizan por presentar un conjunto de características que se cumplieron todos los ríos estudiados. Sin embargo en el presente estudio se han encontrado ciertas diferencias entre ellos ríos que pueden resultar relevantes para clasificación ecológica de los mismos. Por ejemplo, la temperatura, conductividad, anchura y caudal presentan diferencias significativas. Por otro lado, el pH, oxígeno disuelto y profundidad son similares. La cobertura del dosel arbóreo del cauce río y la riqueza de plantas leñosas no fueron diferentes entre los tramos de pinar y melojar, ni se observaron diferencias en los valores del RQI, ni del QBR. Sin embargo, sí se observaron diferencias significativas en los valores del IBMWP e IHF, aunque en este último las diferencias son pequeñas.

La tasa de descomposición fue menor en pinar que en melojar y esta observación coincide con el trabajo de Martínez *et al.* (2013), donde encontraron menor tasa de descomposición en ríos bajo pinar que en ríos bajo bosque caducifolio y sugieren que los desmenuzadores bentónicos contribuyen en gran medida a estas diferencias. En Casas *et al.* (2013) también encuentran una gran tasa de descomposición allá donde a vegetación de ribera se encuentra representada por roble autóctono.

En algunos trabajos la densidad de desmenuzadores está relacionada positivamente con la tasa de descomposición (Pozo *et al.*, 2011; Casas *et al.*, 2013) sobre todo cuando se trata de climas templados donde aguas frías favorecen la acción de algunos desmenuzadores como plecópteros y tricópteros (Danks, 2007). Además, que los tricópteros sean el orden predominante (en términos de densidad) entre los desmenuzadores de la zona de melojar, coincide con lo que algunos autores han afirmado acerca del gran consumo por individuo que pueden tener los desmenuzadores de este orden en comparación con los otros taxones (González & Graça, 2003; Graça & Canhoto, 2006 y Boyero *et al.*, 2012).

En contraposición a lo observado en el comportamiento de la tasa de descomposición en este trabajo y en el de Martínez *et al.* (2003), Whiles y Wallace (1997) encontraron que la descomposición era mayor en tramos de pinar que en tramos de bosque caducifolio y, además, encontraron que los tricópteros (*Lepidostoma* spp., *Pycnopsyche* spp., *Fattigia pele*) eran el orden predominante entre los desmenuzadores en la zona de pinar. Justifican que el predominio de los tricópteros puede ser la principal causa de la mayor tasa de descomposición

en los ríos de pinar, y se apoyan en otros estudios acerca de la capacidad de estos organismos para alimentarse de materia orgánica de poca calidad nutricional, además de utilizar este detritus para la creación de los estuches donde viven. También comentan que la escasa disponibilidad de detritus de alta calidad en zonas de pinar puede causar un rápido consumo de los mismos cuando aparecen. Este último razonamiento puede tener sentido de acuerdo con los datos obtenidos en este trabajo (aunque para ambas cuencas), ya que se ofreció un recurso de alta calidad en una época del año (primavera) en la que ya se había consumido la gran mayoría de la hojarasca aportada por el bosque adyacente durante el otoño. Por último, While y Wallace (1997), afirman que las diferencias en los recursos de materia orgánica entre las dos zonas que estudian son indudablemente el principal factor que influye en las comunidades de desmenuzadores, pero la distinta composición de estos organismos parece ser lo que determina las distintas dinámicas en la tasa de descomposición. Esta suposición se encuentra en armonía con lo observado por González *et al.* (2013) donde comparan tasas de descomposición agua arriba y aguas abajo de cuatro presas, encontrando que aguas abajo la comunidad está más representada por plecópteros y esto coincide con bajas tasas de descomposición, mientras que aguas arriba hay mayor proporción de tricópteros (sobre todo de la familia Limnephilidae) y la tasa de descomposición es mayor.

Los individuos desmenuzadores encontrados en las bolsas pertenecen en gran proporción al orden Trichoptera, excepto en Guadarrama y Navacerrada donde predominan plecópteros. Esta gran proporción de tricópteros coincide con la encontrada por Casas *et al.* (2013) en 7 ríos de la Sierra de Guadarrama. También en González *et al.* (2013) encuentran una gran proporción de tricópteros (predominantemente limnefílicos) en los ríos de la Sierra de Guadarrama tal y como ocurre en el presente estudio. Lo que sí se puede observar es una tendencia general en las proporciones de organismos desmenuzadores en las bolsas, pues son superiores a las proporciones de desmenuzadores en el bentos. Esto quiere decir que las bolsas con hojarasca de Aliso son un buen atractor de los organismos desmenuzadores bentónicos.

Ya se ha mencionado que la vegetación afecta a las comunidades bentónicas de ríos en zonas forestadas (Cummins, 1973) y, de forma más concreta se puede decir que las zonas reforestadas con coníferas alteran la estructura de los grupos tróficos funcionales de los macroinvertebrados fluviales y son los fragmentadores los más afectados (Martínez *et al.*, 2013). En concordancia con esto, este estudio demuestra que la densidad de desmenuzadores

es menor en pinar que en melojar, tal y como se esperaba y confirmando el primero de los objetivos del presente estudio. Resultados similares fueron encontrados por Martínez *et al.* (2013), donde concluyen que los desmenuzadores tienen menor densidad bajo bosque de pinar que bajo bosque caducifolio. Atribuyen las diferencias al cambio producido en las entradas de materia orgánica alóctona, pasando de mayor calidad a menor calidad en las zonas de pinar.

El segundo objetivo se enfocaba en confirmar lo encontrado por Boyero *et al.* (2011), acerca de la existencia de una relación inversa entre la abundancia y diversidad de desmenuzadores con la riqueza de árboles de ribera y con la riqueza de hojarasca en el río. En las muestras tomadas del bentos la riqueza es similar en ambas zonas, mientras que en las muestras de las bolsas de hojarasca la riqueza sí es diferente. La media de riqueza de plantas leñosas en melojar es de 9 especies, frente a 7,7 especies en pinar. Con lo cual no es posible confirmar que la riqueza de macroinvertebrados sea menor en la zona de melojar, cuyo bosque de ribera es más diverso, que en la zona de pinar.

Aunque el poder del estudio es limitado dado el número de ríos estudiado, podemos considerar que es representativo de la zona en la que se ha realizado, los resultados obtenidos son coherentes con la bibliografía analizada, y es muy posible que estos resultados sean comunes a los de otros ríos de cabecera de la Sierra de Guadarrama.

Conclusiones

Del estudio realizado se pueden extraer las siguientes conclusiones: (1) la riqueza de familias en general, y de desmenuzadores en particular, no es diferente entre los ríos de pinar y de melojar; (2) la densidad de macroinvertebrados desmenuzadores en los tramos de melojar es más alta que en los de pinar, (3) la tasa de descomposición también es mayor en melojar que en pinar y esto está condicionado por la densidad de desmenuzadores y, (4) los índices de calidad analizados dan como resultado un estado ecológico muy bueno, en especial el IBMWP, que también es superior en los tramos de ríos que discurren por mejorar. Sin embargo, las diferencias encontradas entre los ríos de melojar y pinar (mayor índice IBMWP, mayor tasa de descomposición, y densidad de desmenuzadores en melojar) no se pueden atribuir a ninguna de las variables medidas en la vegetación de la ribera (QBR, RQI, riqueza de leñosas, cobertura del dosel), y es posible que tenga más que ver con las especies que integran esa vegetación, o con otros factores.

Bibliografía

- Allan J. D. y Castillo M. M. (2007). An introduction to fluvial ecosystems. En: *Streams ecology: structure and function of running waters*. 1 – 9. Springer.Dordrecht, The Netherlands.
- Boyero, L., Pearson, R. G.; Dudgeon, D.,Graça, M. A. S.,Gressner, M. O., Albariño, R. J., Ferreira, V., Yule, C. M., Boulton, A. J., Arunachalam, M.,Callisto, M.,Chauvet, E.,Ramírez, A., Chará, J.,Moretti, M. S.,Gonçalves, J. F. Jr., Helson, J. E.,Chará-Serna, A. M.,Encalada, A. C., Davies, J. N., Lamothe, S.,Cornejo, A., Li, A. O. Y.,Buria, L. M., Villanueva, V. D.,Zúñiga, M. C. y Pringle, C. M., (2011). Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology* 92(9), 1839 – 1848.
- Boyero, L., Barmuta, L. A., Ratnarajah L., Schmidt K. y Pearson, R. G. (2012). Effect of exotic riparian vegetation on leaf breakdown by shredders: a tropical-temperate comparison. *Freshwater Science*. 31. 296 – 303.
- Canhoto, C., Graça, M.A.S. y Bärlocher, F. (2005).Feeding preferences of shredders. En: *Methods to study litter decomposition*. 297 – 305. Springer. Dordrecht, The Netherlands.
- Casas, J. J., Larrañaga, A., Menéndez, M., Pozo, J., Basaguren, A., Martínez, A., Pérez, J., González, J. M., Mollá, S., Casado, C., Descals, E., Roblas, N., López-González, J. A. y Valenzuela, J. L. (2013). Leaf litter decomposition of native and introduced tree species of contrasting quality in headwater streams: How does the regional setting matter? *Science of the Total Environment* 458-460, 197 – 208.
- Cummins, K. W. (1973). Trophic relations of aquatic insects.*Annual review of entomology*.18: 183 – 206.
- Cummins, K. W. (1974). Structure and function of stream ecosystems.*BioScience*. 24: 61 - 64.
- Cummins, K. W., Wilzbach, M. A., Gates, D. M., Perry, J. B., & Taliaferro, W. B. (1989).Shredders and riparian vegetation.*BioScience*, 39(1), 24-30.
- Danks, H. V. (2007). How aquatic insects live in cold climates. *Canadian Entomologist*. 139, 443 – 471.
- Elosegi, A., Butturini, A., y Armengol, J. (2009). El caudal circulante. En:*Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (pp. 51-70). Fundación BBVA.
- Elosegi, A., y Díez, J. (2009). La vegetación terrestre asociada al río: el bosque de ribera. En: *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (pp. 311-322). Fundación BBVA.
- Fernández, P., y T. Gil. (2005). Estudio del efecto de la fragmentación en los hábitats prioritarios y ecosistemas arbóreo-arbustivos de la Sierra de Guadarrama (Madrid). Centro de Investigaciones Ambientales de la Comunidad de Madrid “Fernando González Bernáldez”, N° 44.
- Friberg, N., y Jacobsen, D., (1994), Feeding plasticity of two detritivore-shredders *Freshwater Biology*. 32(1), 133–142.
- González, J. M. y Graça, M. A. S. (2003). Conversion of leaf litter to secondary production bythe shredder caddisfly *Sericostoma vittatum*. *Freshwater Biology*. 48. 1578 – 1592.

- González, J. M., Mollá, S., Roblas, N., Descals, E., Moya, Ó., & Casado, C. (2013). Small dams decrease leaf litter breakdown rates in Mediterranean mountain streams. *Hydrobiologia*, 1-12.
- González del Tánago, M., yGarcía de Jalón, D. (2011). Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica*, 30(2), 235-254.
- Graça, M. A. (2001). The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams: a review. *International Review of Hydrobiology*, 86(4-5), 383-393.
- Graça, M. A. S. y Canhoto, C. (2006). Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica*. 25. 1 – 10.
- Hauer, F. R., y Resh, V. H. (2007). Macroinvertebrates. F. R. Hauer, & G. A. Lamberti (Eds.), En: *Methods in stream ecology (second edition)* (pp. 435-454). San Diego: Academic Press.
- Hieber, M., y Gessner, M. O. (2002). Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology*, 83(4), 1026-1038.
- Kominoski, J. S.; Pringle, C. M., (2009). Resource-consumer diversity: testing the effects of leaf litter species diversity on stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 54(7), 1461 – 1473.
- Lecerf, A., y Richardson, J. S. (2010). Litter decomposition can detect effects of high and moderate levels of forest disturbance on stream condition. *Forest Ecology and Management*, 259(12), 2433-2443.
- Lemmon, P. E. (1956). A spherical densiometer for estimating forest overstory density. *Forest Science*, 2(4), 314-320.
- Lenat, D. R., y Resh, V. H. (2011). Taxonomy and stream ecology: the benefits of genus-and species-level identifications. *Journal of the North American Benthological Society* 20(2), 287-298.
- Leroy, C. J., y Marks, J. C. (2006). Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 51(4), 605-617.
- MAGRAMA (2011). “Protocolo de muestreo y laboratorio de fauna bentónica de invertebrados en ríos vadeables” aprobado el 12 de Julio de 2011 por la Dirección General del Agua.
- Martínez, A., Larrañaga, A., Pérez, J., Descals, E., Basaguren, A, y Pozo, J. (2013). Effects of pine plantations on structural and functional attributes of forested streams. *Forest Ecology and Management*, 310, 147 – 155.
- Merritt, R. W. y Cummins, K. W. (2007). An introduction to the aquatic insect of North America (fourth ed.) Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, IA.
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., y Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 147-163.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Moyá, G., Prat, N., Robles, R., Suárez, M. L., Toro, M., y Vidal-Abarca, M. R. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21(3-4), 115-133.

- Pozo, J., Casa, J., Menéndez, M., Mollá, S., Arostegui, I., Basaguren, A., Casado, C., Descals, E., García-Avilés, González, J. M., Larrañaga, A., López, E., Lusi, M., Moya, O., Pérez, J., Riera, T., Roblas, N., & Salinas, J., (2011). Leaf-litter decomposition in headwater streams: a comparison of the process among four climatic regions. *Journal of the North American Benthological Society*, 30(4), 935-950.
- Pozo, J.; Elosegi, A.; Díez, J. y Molinero, J. (2009). Dinámica y relevancia de la materia orgánica. En: *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (pp. 141-165). Fundación BBVA.
- PRUG, (1997), Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Regional de la Cuenca Alta del Río Manzanares. Dirección General de Educación Ambiental y Prevención Ambiental. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural de la Comunidad de Madrid.
- Reece, P. y Richardson, J. S. (1999). Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystem at risk. En: *Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk*. 549-552. L.M. Dearling, Kamloops.
- Shannon, C.E. y Weaver, W. (1949) The mathematical theory of communication. University of Illinois Press. Urbana, IL, EEUU. 144 pp
- Strahler, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions American Geophysical Union*, 33(6), 913–920.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. y Usseglio-Polaterra P. (2010). Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie. CNRS Editions, Paris.
- Taylor, B. R., Parkinson, D. y Parsons, W. F. (1989), Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology*. 70(1), 97–104.
- Toro, M., Robles, S., Tejero, I., Cristóbal, E., Velasco, S., Sánchez, J.R. y Pujante, A., (2009). Grupo 32. Tipo Ecológico Nº 11. Ríos de montaña mediterránea silíceo. En: VV.AAAA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 15 p.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.
- Whiles, M. R., & Wallace, J. B. (1997). Leaf litter decomposition and macroinvertebrate communities in headwater streams draining pine and hardwood catchments. *Hydrobiologia*, 353(1-3), 107-119.

ANEXOS

Anexo 1. Número de individuos por m² en las muestras de bentos y grupo trófico funcional (GTF) al que pertenece. D: depredadores, De: desmenuzadores, F: filtradores, O: omnívoros, Ra: raspadores y Re: recolectores.

Taxón	GTF	Melojar			Pinar		
		MIR	POR	TEJ	GUA	NVCR	NVLM
ARACHNIDA	D	0,030	0,069	0,028	0,114	0,240	0,090
BIVALVIA							
O. Verenoida							
F. Sphaeriidae	F	0,015	0,017	0,183	0,025	0,010	0,023
ENTOGNATHA							
O. Collembola	O				0,013		
GASTROPODA							
O. Basommatophora							
F. Ancyliidae	Ra				0,076		0,023
F. Lymnaeidae	Ra			0,014			
F. Planorbidae	Ra						0,008
HIRUDINEA						0,010	0,015
INSECTA							
O. Coleoptera							
F. Chrysomelidae	Ra			0,028			
F. Curculionidae	De		0,009				
F. Dysticidae	D	0,061	0,043				0,008
F. Elmidae	Re	1,053	0,155	0,394	1,380	0,214	0,323
F. Haliplidae	Ra						0,015
F. Hydraenidae	Ra	0,121	0,009		0,177	0,042	
F. Hydrochidae	Ra					0,010	
F. Hydrophilidae	D					0,031	0,008
F. Scirtidae	Ra	0,629	0,009	0,408	0,468	0,214	0,045
O. Diptera							
F. Athericidae	D	0,015	0,034	0,085	0,025	0,057	0,038
F. Ceratopogonidae	D	0,023	0,017	0,141	0,025	0,052	0,053
F. Chironomidae	Re	1,280	5,302	16,352	1,354	0,948	2,263
F. Dixidae	Re	0,008	0,069				
F. Empididae	D						0,015
F. Limoniidae	De	0,030	0,086	0,070	0,203	0,005	0,015
F. Psychodidae	Re	0,015		0,028	0,177	0,057	0,143
F. Rhagionidae	D	0,061				0,005	
F. Simuliidae	F	0,076	0,388	0,085	0,025	0,042	0,053
F. Stratiomyidae	Re						0,008
F. Tabanidae	D			0,028			
F. Thaumaleidae	Ra	1,098	2,026	10,901	0,873	0,625	1,977
O. Ephemeroptera							
F. Baetidae	Re	2,152	0,293	1,986	4,823	1,531	1,241
F. Ephemerellidae	De	1,023	1,397	0,338	0,342	0,198	0,248
F. Heptageniidae	Ra	0,614	0,267	0,056	0,671	0,063	0,150
F. Leptophlebiidae	De	0,091	1,836		0,025		

Anexo 1 (continuación). Número de individuos por m² en las muestras de bentos y grupo trófico funcional (GTF) al que pertenece. D: depredadores, De: desmenuzadores, F: filtradores, O: omnívoros, Ra: raspadores y Re: recolectores.

Taxón	GTF	Melojar			Pinar		
		MIR	POR	TEJ	GUA	NVCR	NVLM
O. Hemiptera							
F. Hebridae	D	0,008					
F. Veliidae	D		0,009				
O. Megaloptera							
F. Sialidae	D		0,009				
O. Odonata							
F. Cordulegastridae	D			0,014			
O. Plecoptera							
F. Chloroperlidae	D	1,727	0,172	0,394	0,709	0,828	0,045
F. Leuctridae	De	0,008	0,603				
F. Nemouridae	De	0,242	0,638	0,606	0,316	0,094	0,008
F. Perlidae	D	0,053		0,042		0,016	
F. Perlodidae	D		0,138				
F. Taeniopterygidae	De		0,181		0,025		
O. Trichoptera							
F. Brachycentridae	Ra			0,056		0,005	
F. Ecnomidae	D		0,009				
F. Glossomatidae	Ra	0,068	0,009	0,380	0,051		0,038
F. Goeridae	Ra	0,008		0,070	0,139	0,073	0,030
F. Hydropsychidae	F	0,174	0,026		0,127	0,094	0,023
F. Hydroptilidae	Ra		0,069				
F. Lepidostomatidae	De	0,242		0,366	0,190	0,042	0,165
F. Limnephilidae	De	0,803	1,216	2,239	0,772	0,380	0,534
F. Odontocentridae	D	0,008					
F. Philopotamidae	F		0,043			0,021	0,023
F. Polycentropodidae	D	0,015	0,052				
F. Psychomyiidae	Ra		0,009				
F. Rhyacophilidae	D	0,076		0,042	0,025	0,016	0,060
F. Sericostomatidae	De	0,508	0,103	0,563	0,392	0,130	0,286
F. Ueonidae	Ra	0,023	0,017				
OLIGOCHAETA	Re	0,098	0,069	0,254	0,076	0,042	0,639
OSTRACODA	Re	0,061	0,172	0,000	0,152	0,031	0,060
Total		12,515	15,569	36,155	13,772	6,125	8,677

Anexo 2. Número de individuos en las bolsas de hojarasca (n=5) y grupo trófico funcional (GTF) al que pertenecen. D: depredadores, De: desmenuzadores, F: filtradores, O: omnívoros, Ra: raspadores y Re: recolectores.

Taxón	GTF	Melojar			Pinar		
		MIR	POR	TEJ	GUA	NVCR	NVLM
ARACHNIDA	D				16	4	4
GASTROPODA							
O. Basommatophora							
F. Planorbidae	Ra					1	
HIRUDINEA	D				1		
INSECTA							
O. Coleoptera							
F. Elmidae	Re			1	10	2	1
F. Haliplidae	Ra				1		
F. Hydraenidae	Ra			1			
F. Scirtidae	Ra	2		2	13	1	1
O. Diptera							
F. Athericidae	D				4	2	
F. Ceratopogonidae	D	1		3			1
F. Chironomidae	Re	218	3	110	211	50	77
F. Limoniidae	De	1			2		
F. Psychodidae	Re				2	1	2
F. Simuliidae	F	53		1	84	25	13
F. Thaumaleidae	Ra	30		10	30	2	34
F. Tipulidae	De				2		1
O. Ephemeroptera							
F. Baetidae	Re	8	3	1	16	1	1
F. Ephemerellidae	De				12		3
F. Heptageniidae	Ra	2	1		14		2
F. Leptophlebiidae	De				3	9	1
F. Potamanthidae	De				4		
O. Heteroptera							
F. Gerridae	D				1		
O. Plecoptera							
F. Chloroperlidae	D	31		5	42	33	5
F. Leuctridae	De				2		
F. Nemouridae	De	30	2	2	160	18	2
F. Perlidae	D	1					
F. Perlodidae	D			1	2		
F. Taeniopterygidae	De			5	18	8	
O. Trichoptera							
F. Brachycentridae	Ra		12				
F. Glossomatidae	Ra	1		5			
F. Goeridae	Ra	3		1	4		4
F. Hydropsychidae	F	16		2	11	23	7
F. Lepidostomatidae	De	6	2	17	19	3	16
F. Limnephilidae	De	64	24	330	32	2	44

Anexo 2 (continuación). Número de individuos en las bolsas de hojarasca (n=5) y grupo trófico funcional (GTF) al que pertenecen. D: depredadores, De: desmenuzadores, F: filtradores, O: omnívoros, Ra: raspadores y Re: recolectores.

Taxón	GTF	Melojar			Pinar		
		MIR	POR	TEJ	GUA	NVCR	NVLM
F. Philopotamidae	F	1					
F. Polycentropodidae	D		1				3
F. Rhyacophilidae	D		1		3	3	3
F. Sericostomatidae	De	28		16	19	4	34
OLIGOCHAETA	Re						5
Total		540	53	522	801	205	363

Anexo 3. Especies presentes en la franja adyacente de 10x50 metros en cada orilla del río. Valores de abundancia en categorías: 5 = más de 7 ejemplares, 4 = entre 5 y 7, 3 = entre 3 y 5, 2 = 2 ejemplares y 1 = 1 ejemplar.

Especies	Nombre común	MIR	POR	TEJ	GUA	NVCR	NVLM
<i>Pinus sylvestris</i> (L.)	Pino silvestre				5	5	5
<i>Quercus pyrenaica</i> (Willd.)	Roble melojo	5	5	5			
<i>Robus ulmifolius</i> (Schott)	Zarza	4	4	3	4	4	4
<i>Rosa</i> sp.	Rosales	4	4	3	3	3	4
<i>Fraxinus angustifolia</i> (Vahl)	Fresno						1
<i>Cistus ladanifer</i> (L.)	Jara pringosa			4		4	3
<i>Crataegus monogyna</i> (Jacq.)	Majuelo	2	3	2			1
<i>Quercus ilex</i> (L.)	Encina						1
<i>Juniperus communis</i> (L.)	Enebro de la miera			3			1
<i>Lonicera periclymenum</i> (L.)	Madre selva						3
<i>Salix atrocinerea</i> (Brot.)	Sauce cenizo	2	3	3			
<i>Salix salvifolius</i> (Brot.)	Bardaguera blanca					3	2
<i>Cytisus scoparius</i> (L.)	Retama de escobas	4	4	3	3	2	3
<i>Genista cinerascens</i> (Nyman)	Hiniesta	3	3	3			
<i>Erica arborea</i> (L.)	Brezo blanco		2	2			
<i>Prunus avium</i> (L.)	Cerezo silvestre		3				
<i>Frangula alnus</i> (Miller)	Arraclán		1		1		
<i>Ilex aquifolium</i> (L.)	Acebo				2		
	Riqueza de leñosas	7	10	10	6	6	11

Anexo 4. Número de individuos por m² de cada grupo trófico funcional (GTF) en las muestras de bentos. D: depredadores, De: desmenuzadores, F: filtradores, O: omnívoros, Ra: raspadores y Re: recolectores.

GTF	Melojar			GUA	Pinar	
	MIR	POR	TEJ		NVCR	NVLM
D	2.076	0.552	0.775	0.899	1.255	0.331
De	2.947	6.069	4.183	2.266	0.849	1.256
F	0.250	0.457	0.085	0.152	0.156	0.098
O				0.013		
Ra	2.576	2.431	12.099	2.481	1.042	2.316
Re	4.667	6.060	19.014	7.962	2.823	4.677
Total	12.515	15.569	36.155	13.772	6.125	8.677

Anexo 5. Número de individuos de cada grupo trófico funcional (GTF) en las muestras de bolsas. D: depredadores, De: desmenuzadores, F: filtradores, O: omnívoros, Ra: raspadores y Re: recolectores.

GTF	Melojar			GUA	Pinar	
	MIR	POR	TEJ		NVCR	NVLM
D	33	2	9	69	42	16
De	129	28	370	273	44	101
F	70		3	95	48	20
O	42	4	9	62	10	99
Ra	38	13	19	62	4	41
Re	226	6	112	239	54	86
Total	538	53	522	800	202	363