

PATRONES DE BIODIVERSIDAD EN MANANTIALES: implicaciones para la gestión de las aguas subterráneas

Por JOSÉ BARQUÍN ORTIZ

Los manantiales se definen normalmente como puntos de descarga de las aguas subterráneas a una tasa tal que permita mantener una corriente en superficie (Van Everdingen 1991). Estos se forman donde el nivel freático intercepta la línea de superficie del terreno, o debido a la ascensión de agua subterránea por una falla, fracturas en la roca o depresiones. Dichos ecosistemas acuáticos aparecen en todo tipo de paisajes, pudiendo encontrarlos en zonas volcánicas, desérticas, kársticas o en llanuras aluviales.

© Fotos: José Barquín Ortiz

LA CLARIDAD Y TRANSPARENCIA DEL AGUA DE LOS MANANTIALES ESTA EN RELACIÓN CON LA NATURALEZA GEOLÓGICA DEL ACUÍFERO QUE LES ALIMENTA. BLUE SPRING, PUTARURU, NORTH ISLAND, NUEVA ZELANDA.





Comunidad de macrófitos

- ▲ Se pueden desarrollar en manantiales debido a la ausencia de crecidas y presencia de materiales finos en el lecho. Ohinepango springs, Mt Ruapehu, North Island, Nueva Zelanda.
- ▶ Manantial situado en Mt Ruapehu, North Island, Nueva Zelanda.

Manantiales y surgencias: tipos y características medioambientales

Los manantiales varían enormemente en su morfología y caudal, dependiendo en gran medida de las características hidrogeológicas del acuífero parental. Así, pueden consistir en pequeñas filtraciones en las llanuras aluviales de grandes ríos, o en grandes oquedades que pueden llegar a rendir más de 50 m³/s (p.ej., surgencia de Dumanli, Turquía). Las características fisicoquímicas del agua de los manantiales dependen de la geología del acuífero y del tiempo de residencia del agua en el mismo. Cuanto más tiempo tarde en viajar el agua desde la zona de recarga hasta la surgencia, mayor será la carga mineral. Además, aquellos manantiales alimentados por acuíferos regionales tienen una menor variabilidad en las condiciones fisicoquímicas del agua y no se secan en períodos de estiaje, en oposición a los que se encuentran alimentados por acuíferos locales y pequeños.



Una de las clasificaciones de manantiales más utilizada por los limnólogos es la propuesta por Steinman (1915), quien desarrolló una topología basándose en los patrones de flujo del agua. Así, tenemos las siguientes tipologías:

- a) Manantiales limnocrenos: El punto de descarga de la surgencia se encuentra en la base de un lago o poza.
- b) Manantiales reocrenos: La surgencia forma inmediatamente un río en cuanto el agua sale a la superficie.
- c) Manantiales helocrenos: La surgencia del agua se produce de una manera difusa, llegando a formar un humedal que luego puede dar origen a un arroyo o río.



EL PUNTO DE SURGENCIA EN ALGUNOS MANANTIALES PUEDE AVANZAR O RETROCEDER DEPENDIENDO DE LA ALTURA DEL NIVEL FREÁTICO. MANANTIAL ALUVIAL HAWDON RIVER SPRINGS EN WAIMAKARIRI REGION, SOUTH ISLAND, NUEVA ZELANDA.

Los manantiales siempre ocurren en la interfase entre las aguas subterráneas, las aguas superficiales y los ecosistemas terrestres, es decir, constituyen un ecotono único de tres ecosistemas (Figura I). Los ecotonos poseen atributos fisicoquímicos, propiedades bióticas y flujos de energía y materia específicos (Naiman

y Décamps 1997). La estabilidad del caudal y de las condiciones fisicoquímicas del agua de la mayoría de los manantiales (Odum 1957) les confiere, junto con la condición de ecotono, características distintivas que definen el tipo de flora y fauna que habita en estos ecosistemas.

Dadas las condiciones de estabilidad del caudal, los manantiales suelen aparecer dominados por comunidades de briófitos y, en el caso de que la cobertura arbórea sea escasa, pueden aparecer también importantes comunidades de macrófitos (p.ej., *Nasturtium officinale*). En numerosas ocasiones se han citado los manantiales como importantes refugios para invertebrados y vertebrados (Barquín 2005; Scarsbrook et al. 2005). Aquellas especies que sólo habitan en manantiales y que son diferentes de la fauna subterránea se denominan crenobiontes. Estas especies dependen en gran medida de la integridad de las condiciones del manantial así como del estado de conservación de los grupos de

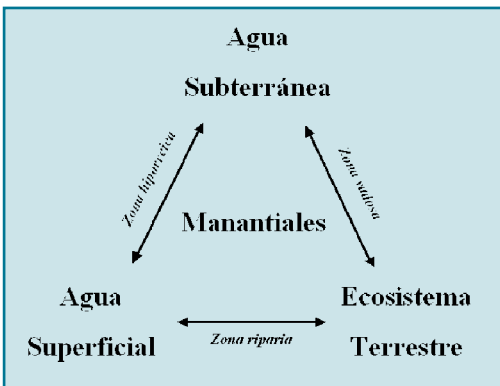


FIGURA I. LOS MANANTIALES CONSTITUYEN UN ECOTONO ÚNICO EN EL QUE CONFLUYEN LAS AGUAS SUPERFICIALES, LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS Y LOS ECOSISTEMAS TERRESTRES.



Manantiales reocrenos

- ▲ Los situados en zonas kársticas pueden originarse a partir de grandes oquedades o cuevas. Pearse River spring, Kahurangi National Park, South Island, Nueva Zelanda.
- ▶ Algunos ríos pueden sufrir crecidas debido a aportes de agua por escorrentía. Mangaeitoenui Stream, Mt Ruapehu, North Island, Nueva Zelanda.

manantiales en el paisaje, ya que suelen tener una capacidad de dispersión bastante reducida.

Hoy en día se conoce bastante de los patrones de diversidad de la flora y fauna de manantiales de diferentes partes del mundo, gracias a las distintas revisiones realizadas en USA (Ferrington 1995), Canadá (Williams y Danks 1991) y Europa (Botosaneanu 1998). Sin embargo, la fauna y flora de los manantiales de la península Ibérica está prácticamente sin estudiar, lo cual representa un importante vacío para el conocimiento de la limnología ibérica. En España existen muy pocos estudios sobre manantiales, los cuales se centran (i) en la caracterización fisicoquímica de las aguas de fuentes y manantiales de los Pirineos centrales (Roca 1990) y del Parque Natural de la Albufera (Soria 1993); (ii) en la caracterización de las comunidades de algas epilíticas presentes en fuentes monumentales de la provincia de Granada (Sánchez Castillo y Bolívar 1997); (iii)



sobre nemátodos de manantiales en la provincia de Granada (Ocaña *et al.* 1986); y (iv) en las comunidades de invertebrados en manantiales de los Pirineos (Cirujano *et al.* 1993).

En este artículo se describen los patrones de diversidad de los invertebrados que habitan manantiales, estudiando los factores y causas que gobiernan estos patrones. Para ello nos centraremos en dos ejemplos concretos: primero, observaremos los resultados obtenidos en una investigación de más de 18 manantiales en las islas norte y sur de Nueva Zelanda (Barquín 2004); seguidamente, se presentan los resultados obtenidos en 6 manantiales de la provincia

de Cantabria (Barquín y Death 2004); por último, se analizan ambos ejemplos teniendo en cuenta otros estudios de otras partes del mundo, con la intención de obtener una perspectiva global. Finalmente, se proponen ciertas medidas de conservación para el cuidado y mejora de estos ecosistemas, olvidados por la legislación en materia de conservación del patrimonio natural, y se comenta la importancia que pueden tener en la gestión de las aguas subterráneas.

Patrones de biodiversidad en manantiales

Dada la estabilidad de muchos manantiales y su posición entre tres ecosistemas distintos, se les ha considerado como puntos de alta diversidad biológica (Scarsbrook *et al.* 2005), aunque no siempre es el caso. Normalmente, los manantiales helocrenos presentan una mayor diversidad de invertebrados que los reocrenos y limnocrenos, lo cual se debe principalmente al mayor número de microhábitats presentes en este tipo de surgencias. Además, los manantiales que presentan una mayor continuidad en su caudal suelen contener un importante número de especies endémicas, lo cual se hace aún más patente si estos ecosistemas acuáticos están completamente aislados de otros; por ejemplo, la diversidad de caracoles hidróbidos en zonas áridas del interior de Australia (Knott y Jasinska 1998), o las medusas de agua dulce de algunos manantiales del Death Valley, USA (Duvernell y Turner 1998).

No obstante, una de las ventajas de estudiar los patrones de biodiversidad de manantiales reocrenos es que pueden establecerse comparaciones con ríos de tamaño similar situados en las proximidades, y estudiar cual es el efecto de la estabilidad del caudal *versus* la inestabilidad. A continuación se exponen dos ejemplos en los que esta aproximación se ha llevado a cabo en latitudes similares, aunque una en el hemisferio sur (Nueva Zelanda) y otra en el hemisferio norte (Cantabria, norte de España).

Patrones de diversidad de invertebrados en manantiales de Nueva Zelanda

Se tomaron 5 muestras Surber (250 μ m de luz de malla, 0,09 m²) para recolectar invertebrados en 18 manantiales y 18 ríos (orden 1-3, no a lugar explicar esto aquí, es simplemente un índice que representa el

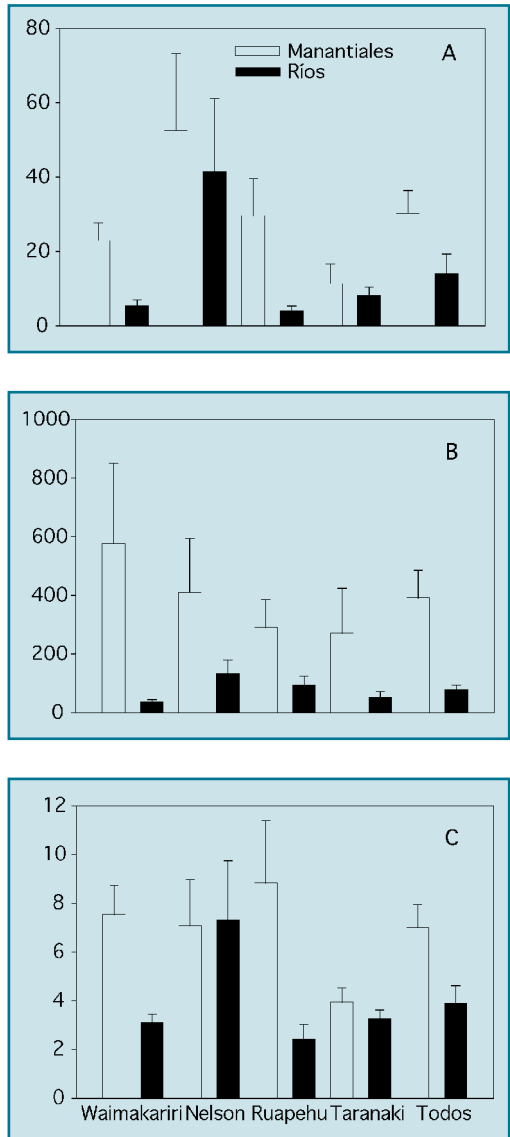


FIGURA II. MEDIAS \pm SE (A) CLOROFILA-A, (B) CONCENTRACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y (C) CARBONO EPILÍTICO, RECOLECTADAS EN MANANTIALES Y RÍOS EN 4 REGIONES DE NUEVA ZELANDA ENTRE ABRIL Y MAYO DEL 2001 (FIGURA MODIFICADA DE BARQUÍN Y DEATH 2006).

tamaño de los ríos, p.ej., Amazonas orden 12, Missisipi orden 10, Asón orden 4...) repartidos en 4 regiones diferentes de Nueva Zelanda (para mas información ver: Barquín, 2004; Barquín y Death, 2006). Simultáneamente, se tomaron muestras para estimar la cantidad de materia orgánica particulada gruesa y fina (CPOM y FPOM, respectivamente) y se estimó también la producción primaria a partir de la concentración de clorofila-a de las algas epilíticas. Además, se midieron una serie de parámetros fisicoquímicos (composición y estabilidad del sustrato, velocidad y profundidad del agua, temperatura, conductividad, pH, concentración de oxígeno, fosfatos y nitratos) con la intención de asegurarnos de que no existían diferencias entre los manantiales y los ríos alimentados

por agua de escorrentía, aparte de la estabilidad del caudal y de la fisicoquímica del agua (p.ej., temperatura constante a lo largo de todo el año).

Las características fisicoquímicas de los manantiales estudiadas no fueron diferentes a las de los ríos alimentados por agua de escorrentía, excepto que la temperatura y el pH fueron ligeramente inferiores en los manantiales. Sin embargo, la concentración de perifiton (algas) y de materia orgánica fue más de 2 y 5 veces mayor, respectivamente, en manantiales que en ríos alimentados por agua de escorrentía (Figura II). La mayor cantidad de hojarasca, algas y briófitos en el lecho de los manantiales se debe principalmente a la mayor estabilidad del sustrato que presentan estos ecosistemas, creando además una mayor heterogeneidad de micro-hábitats.

El número de individuos y la riqueza de invertebrados bentónicos fue significativamente mayor en los manantiales que en los ríos alimentados por aguas de escorrentía (Figura III). Ambas variables presentaron correlaciones significativas con la estabilidad del sustrato y la cantidad de materia orgánica y perifiton.

La riqueza de coleópteros, dípteros, efemerópteros y plecópteros fue similar entre manantiales y ríos alimentados por agua de escorrentía, aunque la riqueza de tricópteros fue ligeramente mayor en los manantiales. Sin tener en cuenta a los insectos, la riqueza de taxones fue el doble en manantiales que en ríos alimentados por aguas de escorrentía, aunque los insectos dominaron ambos tipos de ecosistemas. Los ríos alimentados por agua de escorrentía estuvieron dominados generalmente por la Mosca de Mayo *Deleatidium* spp., quironómidos, los tricópteros *Aoteapsyche* spp., *Bareopteria roria* y *Pycnocentroides* spp. y el coleóptero *Hydora* spp., mientras que en los manantiales encontramos una mayor proporción de taxones específicos que estuvieron dominados por diferentes taxones dependiendo de la región.

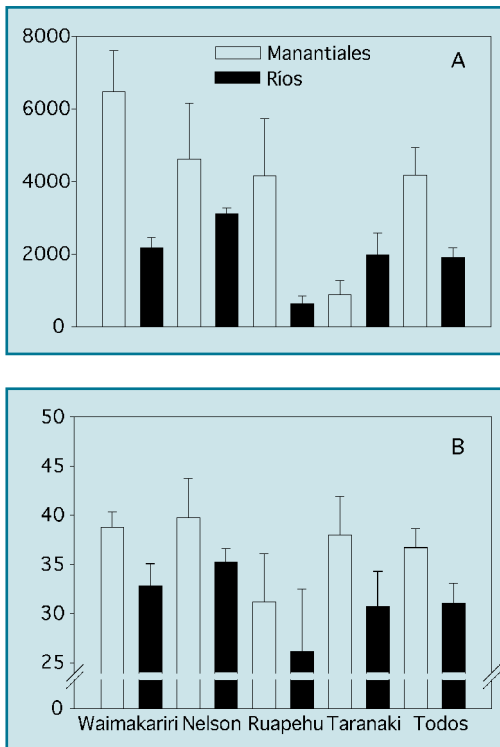
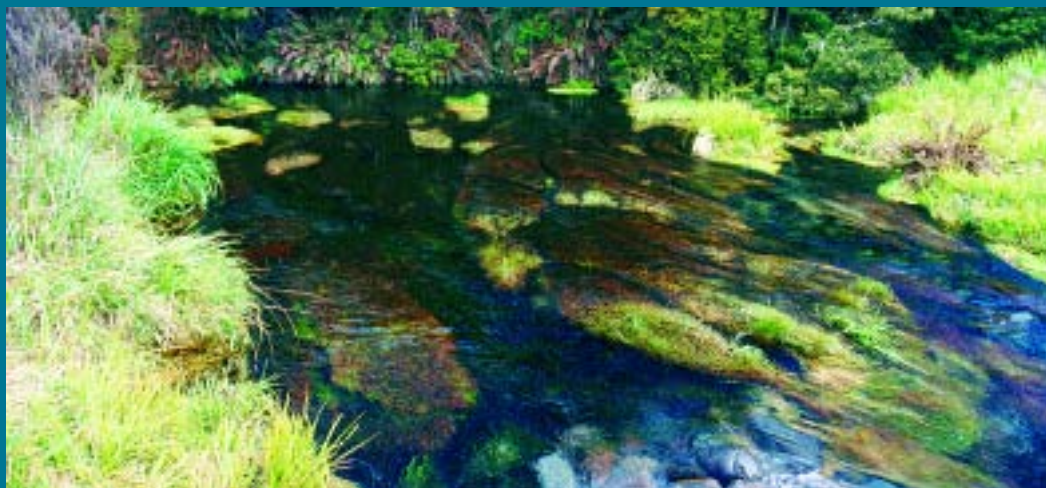


FIGURA III. MEDIAS \pm SE (A) DEL NÚMERO DE INDIVIDUOS Y (B) NÚMERO DE TAXONES DE LAS COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS RECOLECTADOS EN MANANTIALES Y RÍOS EN 4 REGIONES DE NUEVA ZELANDA ENTRE ABRIL Y MAYO DE 2001 (FIGURA MODIFICADA DE BARQUÍN Y DEATH 2006).



Grandes manantiales

▲ Los manantiales originados en zonas volcánicas pueden tener caudales elevados. Waihothonu Springs, Mt Ngauruhoe, North Island, Nueva Zelanda.

► Una de las regiones con mayor densidad de surgencias de gran tamaño es Silver Springs, Florida, USA, pudiendo albergar hasta manatíes o incluso cocodrilos.



Patrones de biodiversidad en manantiales de Cantabria, España

El muestreo realizado en los manantiales y ríos de la provincia de Cantabria siguió exactamente la misma metodología del muestreo realizado en Nueva Zelanda, aunque en este caso se llevó a cabo en 6 manantiales y 6 ríos alimentados por agua de escorrentía (Figura IV). Las características fisicoquímicas no mostraron diferencias significativas entre los manantiales y los ríos muestreados (Tabla 1). Sin embargo, en conjunto, los manantiales presentaron 9 veces más clorofila-a y 3 veces más materia orgánica que los ríos alimentados por agua de escorrentía (Figura V).

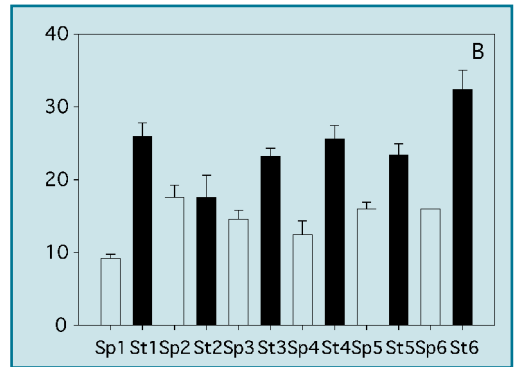
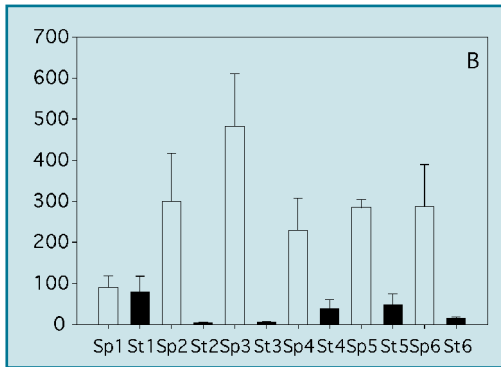
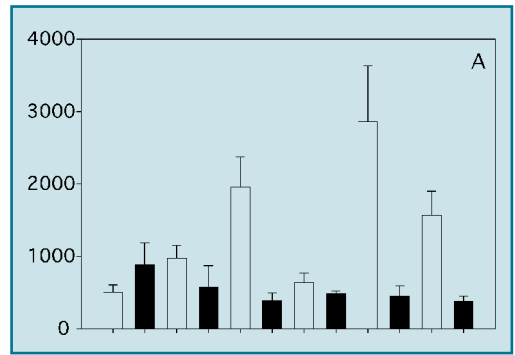
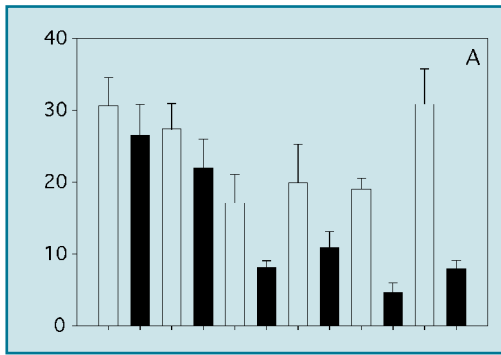
Se recolectaron un total de 90 taxones en los 12 ríos estudiados. En este caso, los ríos alimentados por agua de escorrentía presentaron casi el doble de taxones que los que encontramos en manantiales (Figura VI). La densidad de invertebrados fue más del doble en manantiales que en ríos alimentados

por aguas de escorrentía, siendo las diferencias más grandes para la surgencia del río Gándara, la surgencia de Ogarrío y La Fuentona (Sp3, Sp5 y Sp6 en Figura VI).

La diversidad de taxones no-insectos fue similar en manantiales y ríos alimentados por



FIGURA IV. LOCALIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO EN MANANTIALES (SP) Y RÍOS (ST) MUESTREADOS EN JULIO DEL 2002 EN LA COMUNIDAD DE CANTABRIA (FIGURA TOMADA DE BARQUÍN Y DEATH 2004).



PUNTOS DE MUESTREO

PUNTOS DE MUESTREO

FIGURA V.

MEDIAS \pm SE (A) DE LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA Y (B) DE MATERIA ORGÁNICA EN LOS MANANTIALES Y RÍOS MUESTREADOS EN JULIO DE 2002 EN LA COMUNIDAD DE CANTABRIA (FIGURA MODIFICADA DE BARQUÍN Y DEATH 2004).

FIGURA VI.

MEDIAS \pm SE (A) DEL NÚMERO DE INDIVIDUOS Y (B) NÚMERO DE TAXONES DE LAS COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS RECOGIDAS EN MANANTIALES Y RÍOS EN JULIO DE 2002 EN LA COMUNIDAD DE CANTABRIA (FIGURA MODIFICADA DE BARQUÍN Y DEATH 2004).

agua de escorrentía, pero los insectos fueron marcadamente más diversos en ríos (63) que en manantiales (38). Así, los dípteros, coleópteros, efemerópteros, plecópteros y tricópteros presentaron siempre una mayor riqueza en ríos alimentados por agua de escorrentía que en manantiales. Los manantiales estuvieron numéricamente dominados por los anfípodos del género *Echinogammarus* y por caracoles de las familias Hydrobiidae y Neritidae. Los géneros *Baetis*, *Ecdyonurus*, *Elmis*, *Prosimulium*, *Scirtes* y los quironómidos representaron casi el 80% de los individuos recolectados en los ríos alimentados por agua de escorrentía; en cambio *Echinogammarus* representó por sí sólo casi el 20% de los individuos recolectados en manantiales.

Las comunidades de invertebrados de los manantiales muestreadas se pueden dividir en dos tipos bien diferenciados: uno, en el que las comunidades aparecen dominadas por *Echinogammarus*, *Elmis* y caracoles de las familias Hydrobiidae y Neritidae (surgencias de Aguanaz, Cueva del Valle, Ogarrío y La Fuentona); y otro, en el que los caracoles son menos abundantes, donde efemerópteros, quironómidos, el coleóptero *Elmis* spp. y el anfípodo *Echinogammarus* spp. componen la mayor parte de la comunidad.

Patrones globales de diversidad de invertebrados en manantiales

Las características fisicoquímicas de los ríos alimentados por manantiales y por agua de escorrentía no presentaron diferencias



LA ESTABILIDAD DEL CAUDAL EN ALGUNOS MANANTIALES PRÍSTINOS PUEDE PRODUCIR UN CONTINUO DE MUSGO DESDE EL BOSQUE RIPARIO HASTA EL CAUCE DEL MANANTIAL. HAWDON RIVER SPRINGS, WAIMAKARIRI REGION, SOUTH ISLAND, NUEVA ZELANDA.

significativas entre sí, aunque el sustrato de los manantiales es generalmente más estable que el de los ríos alimentados por agua de escorrentía. Como resultado de la mayor estabilidad del lecho de los manantiales, estos presentaron una mayor cantidad de materia orgánica y biomasa de algas. Este patrón es algo que se repite tanto en Nueva Zelanda como en los manantiales estudiados en Cantabria y también en otras partes del mundo (Davidson y Wilding 1943; Minshall 1968; Botosaneanu 1998).

Tanto en Cantabria como en Nueva Zelanda la densidad de invertebrados en manantiales fue mayor que en ríos alimentados por agua de escorrentía. Esto se puede deber a la mayor cantidad de recursos alimenticios y a la mayor estabilidad del sustrato en manantiales. En cambio, la diversidad de invertebrados en manantiales fue mayor que en ríos alimentados por agua de escorrentía en Nueva Zelanda y menor en Cantabria. Otros estudios corroboran el patrón encontrado en Nueva

Zelanda (Death 1995; Death y Winterbourn 1995; Death *et al.* 2004). Sin embargo, el patrón de diversidad que más se ha encontrado, al menos en el hemisferio norte, es el de una mayor diversidad de invertebrados en ríos alimentados por agua de escorrentía que en manantiales reocrenos (Davidson y Wilding 1943; Meffe 1984; Anderson y Anderson 1995).

La menor riqueza de invertebrados en manantiales reocrenos que en ríos alimentados por agua de escorrentía en el hemisferio norte se ha explicado generalmente mediante dos argumentos. Primero, la consistencia del caudal en los manantiales en comparación con los ríos alimentados por agua de escorrentía puede causar que las interacciones bióticas sean más importantes, y principalmente la depredación puede ser el factor causante de la disminución de la riqueza de invertebrados (Glazier 1991; Zollhöfer 1999). En los manantiales estudiados en Cantabria el

Lugar	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	Oxígeno mg/l	pH	Temperat. ($^{\circ}\text{C}$)	Caudal (m^3/s)	Profundidad (cm)	Velocidad (m/s)	Heterogeneidad	Índice de tamaño del sustrato (mm)
Surgencia de Aguanaz (Sp1)	274	7,6	7,6	13	0,6	16	0,4	0,18	51
Río Hornedo (St1)	339	7,87	8	14	0,5	12	0,2	0,23	47
Surgencia de Cubera (Sp2)	214	8,67	8	10	4,5	19	0,4	0,24	61
Río Bustablado (St2)	222	9,82	8,4	12	1,1	23	0,3	0,2	68
Surgencia de Gándara (Sp3)	234	9,01	8	9	1	16	0,5	0,13	104
Río Bovente (St3)	262	7,54	8,3	14	0,2	13	0,2	0,18	65
Surgencia Cueva Valle (Sp4)	280	8,47	7,8	13	0,1	13	0,2	0,14	67
Río Ruherosa (St4)	236	8,48	7,8	15	0,1	17	0,3	0,2	56
Surgencia de Ogarrio (Sp5)	309	8,79	7,8	13	0,1	12	0,2	0,29	47
Río Calera (St5)	131	7,36	7,5	14	0,2	15	0,2	0,2	90
Surgencia La Fuentona (Sp6)	218	5,7	7,7	14	0,5	23	0,4	0,21	85
Río Bayones (St6)	62	6,45	7	14	0,9	19	0,6	0,18	57
$F_{1,10}$	1,15	0,03	0,01	3,63	0,77	0	0,48	0	0,27
P - valores	0,31	0,87	0,92	0,08	0,4	0,96	0,51	0,99	0,61

TABLA 1.
CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DE LOS MANANTIALES Y RÍOS MUESTREADOS EN CANTABRIA EN JULIO DEL 2002.
(TABLA MODIFICADA DE BARQUÍN Y DEATH 2004).

depredador que podría estar reduciendo la riqueza de invertebrados sería el anfípodo *Echinogammarus* spp. (Barquín y Death 2004), aunque ha sido clasificado anteriormente como carroñero. Un resultado interesante es que la carencia de taxones de insectos es mayor en las surgencias de Aguanaz y Cueva del Valle, donde la especie dominante es *Echinogammarus tarraconensis*, considerada como especie invasora en Cantabria (Barquín en prensa). En cambio, en las surgencias de Cubera y del río Gándara hay un mayor número de taxones de insectos, los cuales cohabitan con especies autóctonas del género *Echinogammarus* (*E. calvus* y *E. berilloni*). Segundo, el régimen constante de temperaturas en manantiales reduce el número de nichos térmicos y puede estar eliminando las señales térmicas necesarias para que ciertos taxones completen su ciclo de vida (Lehmkuhl 1972; Van Gundy 1973).

¿Por qué entonces presentan los manantiales

reocrenos de Nueva Zelanda una mayor riqueza de invertebrados cuando se les compara con ríos alimentados por agua de escorrentía de similares características físicoquímicas? La falta de otros estudios comparativos en otras partes del hemisferio sur no nos permite saber si esto es un patrón exclusivo de Nueva Zelanda o generalizado del hemisferio sur. Sin embargo, sí que podemos decir que los diferentes patrones observados en Nueva Zelanda se deben a que las comunidades de invertebrados en los manantiales estudiados no están dominados exclusivamente por anfípodos, sino que el número de predadores es mucho más diverso. Así, encontramos por ejemplo dípteros (*Aphrophila* spp.), efemerópteros (*Ameleptosis perscitus*), plecópteros (*Stenoperla* spp.), tricópteros (familia Hydrobiosidae), megalópteros (*Archichauloides diversus*) y otros taxones de no-insectos (p.ej., planarias). Esta diversidad de depredadores puede estar permitiendo que se autorregulen las



- ▲ LA PRESENCIA DE GRANDES BLOQUES TAPIZADOS POR MUSGO Y MADERA EN DESCOMPOSICIÓN SON INDICATIVOS DE UN ESTADO INALTERADO. SURGENCIA SIN NOMBRE, MT TARANAKI, NORTH ISLAND, NUEVA ZELANDA.
- ▶ LA MADERA APORTADA POR EL BOSQUE DE RIBERA ES MUY IMPORTANTE PARA GENERAR HETEROGENEIDAD DE MICROHÁBITATS. HAWDON RIVER SPRINGS, WAIMAKARIRI REGION, SOUTH ISLAND, NUEVA ZELANDA.



poblaciones de unos y otros, disminuyendo por tanto el efecto de la depredación sobre los invertebrados y aumentando así su diversidad global (Barquín y Death 2006).

Es necesario mencionar que en Nueva Zelanda, en Cantabria, así como en otras partes del mundo, se ha observado un patrón altitudinal y latitudinal en la variación de los taxones que dominan las comunidades de invertebrados de manantiales, lo cual tiene un efecto claro en los patrones de diversidad de estos ecosistemas (Barquín 2004). Así, por lo general, las comunidades de invertebrados de manantiales con baja altitud y proximidad al mar se encuentran dominados por taxones no-insectos (caracoles y anfípodos), mientras que los de mayor altura aparecen dominados por taxones de insectos (coleópteros, dípteros, efemerópteros, plecópteros y tricópteros). En cambio, algunos manantiales de zonas nórdicas de baja altitud (p.ej., Escandinavia o Alaska) están dominados por insectos. Se cree que estos patrones son el producto de los

efectos de la última glaciación y de la capacidad de colonización que insectos y no-insectos poseen (Barquín y Death 2006).

Por tanto, no sólo son importantes las condiciones fisicoquímicas de los manantiales y de los ríos alimentados por agua de escorrentía a la hora de establecer los patrones de diversidad de invertebrados, sino que también es sumamente importante el conjunto de potenciales colonizadores disponibles para habitar dichos ecosistemas, ya que establecerán diferentes interacciones bióticas (p.ej., predación) que estructurarán la comunidad de invertebrados de distintas formas.

Conservación de manantiales: importancia para la gestión de las aguas subterráneas

Los manantiales pueden considerarse como puertas o ventanas a las aguas subterráneas, ya que justo en la surgencia el agua tiene unas características muy similares a cuando está bajo tierra. Estas condiciones se prolongan aguas abajo de la surgencia

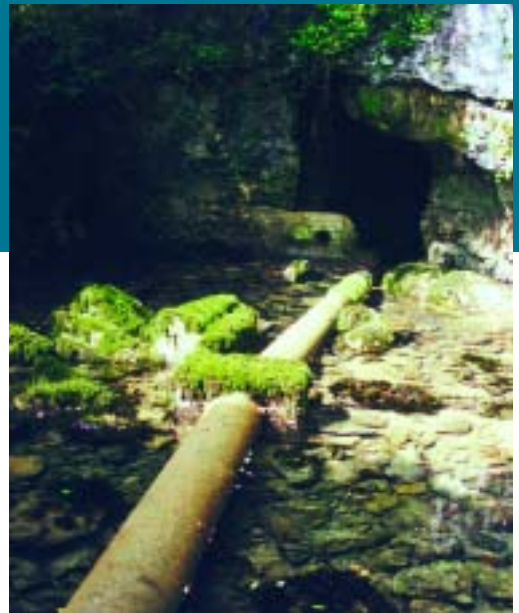


Presión humana

- ▲ La transformación de un manantial contribuye en gran medida a disminuir su biodiversidad. La Fuentona, Ruente, Cantabria.
- ▶ Nacimiento del río Suma, Peña Otañes, Santullán.
- ▶ La extracción de agua es una de las presiones más significativas a los manantiales, pues puede llegar a secar el manantial en épocas estivales.

dependiendo de su tipología (cascada o humedal originan cambios en la concentración de oxígeno), de si hay o no cobertura arbórea (p.ej., cambios de temperatura), del caudal de la surgencia (cuanto más caudalosa más se prolongan las condiciones aguas abajo) y del número y tipo de tributarios que se intercepten aguas abajo (Barquín 2004).

El agua que surge en un manantial proviene de su cuenca de recarga y, por tanto, cualquier presión situada en esa cuenca con un efecto sobre las aguas subterráneas podría ser detectado en el manantial. Como consecuencia, las comunidades de algas, briófitos y macrófitos, e invertebrados que encontramos en manantiales pueden utilizarse como indicadores biológicos de la calidad de las aguas subterráneas, aunque para ello estos ecosistemas deben encontrarse en un buen estado de conservación. Las principales presiones que afectan a los manantiales de Cantabria son: (i) la transformación física del manantial (p.ej., la transformación del



manantial de Fontibre), con la correspondiente reducción de microhábitats y de diversidad de flora y fauna (p.ej., abrevaderos y fuentes); y (ii) la reducción del caudal derivada de captaciones de agua, que pueden llegar incluso a eliminar el caudal circulante. La mejor manera, y la más sencilla, de proteger estos frágiles ecosistemas y disfrutar de todos y cada uno de los recursos que nos pueden ofrecer, es proteger íntegramente los primeros 50-100 m del manantial de cualquier alteración física y de toma de caudal.

REFERENCIAS

- ANDERSON, T.M., Y N.H. ANDERSON (1995). THE INSECT FAUNA OF SPRING HABITATS IN SEMIARID RANGELANDS IN CENTRAL OREGON. *JOURNAL OF THE KANSAS ENTOMOLOGICAL SOCIETY* 68: 65-76.
- BARQUÍN, J. (2004). SPATIAL PATTERNS OF INVERTEBRATE COMMUNITIES IN SPRING AND RUNOFF-FED STREAMS. PH.D. MASSEY UNIVERSITY, PALMERSTON NORTH, NEW ZEALAND.
- BARQUÍN, J. (2005). MANAGEMENT AND CONSERVATION STRATEGIES FOR THE GROUNDWATER'S WINDOWS; SPRING HABITATS. IN *WATER RESOURCES IN THE MEDITERRANEAN BASIN*, MARRAKECH.
- BARQUÍN, J. EN PRENSA. INVERTEBRATE COMMUNITIES IN KARST SPRINGS OF CANTABRIA, NORTHERN SPAIN. *LIMNETICA*.
- BARQUÍN, J. Y R.G. DEATH (2004). PATTERNS OF INVERTEBRATE DIVERSITY IN STREAMS AND FRESHWATER SPRINGS IN NORTHERN SPAIN. *ARCHIV FÜR HYDROBIOLOGIE* 161: 329-349.
- BARQUÍN, J. Y R.G. DEATH (2006). SPATIAL PATTERNS OF MACROINVERTEBRATE DIVERSITY IN NEW ZEALAND SPRINGBROOKS AND STREAMS. *JOURNAL OF THE NORTH AMERICAN BENTHOLOGICAL SOCIETY* 25: 768-786.
- BOTOSANEANU, L. (1998). *STUDIES IN CRENOBIOLOGY; THE BIOLOGY OF SPRINGS AND SPRINGBROOKS*. BACKHUYS PUBLISHERS, LEIDEN.
- DAVIDSON, F.A., Y J.L. WILDING (1943). A QUANTITATIVE FAUNAL INVESTIGATION OF A COLD SPRING COMMUNITY. *AMERICAN MIDLAND NATURALIST* 29: 200-209.
- DEATH, R.G. (1995). SPATIAL PATTERNS IN BENTHIC INVERTEBRATE COMMUNITY STRUCTURE: PRODUCTS OF HABITAT STABILITY OR ARE THEY HABITAT SPECIFIC? *FRESHWATER BIOLOGY* 33: 455-467.
- DEATH, R.G., J. BARQUÍN Y M.R. SCARSBROOK (2004). *COLDWATER AND GEOTHERMAL SPRINGS*. PAGES 30.31-30.14 EN: J.S. HARDING, M.P. MOSLEY, C. PEARSON AND B. SORRELL, EDITORS. FRESHWATERS OF NEW ZEALAND. NEW ZEALAND HYDROLOGICAL SOCIETY INC. & NEW ZEALAND LIMNOLOGICAL SOCIETY INC., CHRISTCHURCH.
- DEATH, R.G. Y M.J. WINTERBOURN (1995). DIVERSITY PATTERNS IN STREAM BENTHIC INVERTEBRATE COMMUNITIES: THE INFLUENCE OF HABITAT STABILITY. *ECOLOGY* 76: 1.446-1.460.
- DUVERNELL, D.D. Y TURNER B.J. (1998). EVOLUTIONARY GENETICS OF DEATH VALLEY PUPFISH POPULATIONS: MITOCHONDRIAL DNA SEQUENCE VARIATION AND POPULATION STRUCTURE. *MOLECULAR ECOLOGY* 7: 279-288
- FERRINGTON, J.L.C. (1995). BIODIVERSITY OF AQUATIC INSECTS AND OTHER INVERTEBRATES IN SPRINGS. *JOURNAL OF THE KANSAS ENTOMOLOGICAL SOCIETY*, LAWRENCE.
- GLAZIER, D.S. (1991). THE FAUNA OF NORTH AMERICAN TEMPERATE COLD SPRINGS: PATTERNS AND HYPOTHESES. *FRESHWATER BIOLOGY* 26: 527-542.
- KNOTT, B. Y E.J. JASINKA (1998). MOUND SPRINGS OF AUSTRALIA. PAGES 23-38. EN: L. BOTOSANEANU, EDITOR. *STUDIES IN CRENOBIOLOGY THE BIOLOGY OF SPRINGS AND SPRINGBROOKS*. BACKHUYS PUBLISHERS LEIDEN, LEIDEN.
- LEHKUHL, D.M. (1972). CHANGE IN THERMAL REGIME AS A CAUSE OF REDUCTION OF BENTHIC FAUNA DOWNSTREAM OF A RESERVOIR. *JOURNAL OF THE FISHERIES RESEARCH BOARD OF CANADA* 29: 1.329-1.332.
- MEFFE, G.K. (1984). EFFECTS OF ABIOTIC DISTURBANCE ON COEXISTENCE OF PREDATOR-PREY FISH SPECIES. *ECOLOGY* 65: 1.525-1.534.
- MINSHALL, G.W. (1968). COMMUNITY DYNAMICS OF THE BENTHIC FAUNA IN A WOODLAND SPRINGBROOK. *HYDROBIOLOGIA* 32: 305-339.
- NAIMAN, R.J., Y H. DÉCAMPS (1997). THE ECOLOGY OF INTERFACES: RIPARIAN ZONES. *ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY & SYSTEMATICS* 28: 621-658.
- OCAÑA, A., R. PEÑA Y R. MORALES (1986). DISTRIBUCIÓN DE LOS NEMATODOS DEL ORDEN DORYLAEMIDA EN DETERMINADOS MANANTIALES MINERO-MEDICINALES DE LA PROVINCIA DE GRANADA. *LIMNETICA* 2: 189-195.
- ODUM, H.T. (1957). TROPHIC STRUCTURE AND PRODUCTIVITY OF SILVER SPRINGS, FLORIDA. *ECOLOGICAL MONOGRAPHS* 27: 55-112.
- ROCA, J.R. (1990). TIPOLOGÍA FÍSICO-QUÍMICA DE LAS FUENTES DE LOS PIRINEOS CENTRALES: SÍNTESIS REGIONAL. *LIMNETICA* 6: 57-78.
- SÁNCHEZ CASTILLO, P.M., Y F.C. BOLÍVAR (1997). CARACTERIZACIÓN DE COMUNIDADES ALGALES EPILÍTICAS EN FUENTES MONUMENTALES Y SU APLICACIÓN A LA DIAGNOSIS DEL BIODETERIORO. *LIMNETICA* 13: 31-46.
- SCARSBROOK, M.R., J. BARQUÍN Y D. GRAY (2005). BIODIVERSITY IN NEW ZEALAND'S COLDWATER SPRINGS. *CLIENT REPORT: HAM2005-086*. NIWA, HAMILTON.
- SORIA, J.M. (1993). CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE LAS SURGENCIAS DEL PARQUE NATURAL DE LA ALBUFERA (VALENCIA). PÁG. 91-97 IN *ACTAS VI CONGRESO ESPAÑOL DE LIMNOLOGÍA*, GRANADA, ESPAÑA.
- STEINMAN, P. (1915). PRAKTIKUM DER SÜBWASSERBIOLOGIE. TEIL 1: DIE ORGANISMEN DES FIEBENDEN WASSERS. BORNTRAEGER, BERLÍN. 184 PP.
- VAN EVERDINGEN, R.O. (1991). PHYSICAL, CHEMICAL AND DISTRIBUTIONAL ASPECTS OF CANADIAN SPRINGS. *MEMOIRS OF THE ENTOMOLOGICAL SOCIETY OF CANADA* 155: 7-28.
- VAN GUNDY, J.J. (1973). *FACTORS CONTROLLING THE DIVERSITY AND ABUNDANCE OF MACROINVERTEBRATES IN NON-THERMAL SPRINGS*. DOCTORAL THESIS. UNIVERSITY OF UTAH, SALT LAKE CITY.
- WILLIAMS, D.D. Y H.V. DANKS (1991). ARTHROPODS OF SPRINGS, WITH PARTICULAR REFERENCE TO CANADA. *MEMOIRS OF THE ENTOMOLOGICAL SOCIETY OF CANADA*.
- ZOLLHÖFER, J.M. (1999). *SPRING BIOTOPES IN NORTHERN SWITZERLAND: HABITAT HETEROGENEITY, ZOOBENTHIC COMMUNITIES AND COLONIZATION DYNAMICS*. DOCTORAL THESIS. SWISS FEDERAL INSTITUTE OF SCIENCE AND TECHNOLOGY, ZÜRICH.