Tesis doctoral

Impacto de los drenajes ácidos en los ecosistemas acuáticos producidos por la minería del carbón en El Bierzo: bioacumulación de metales pesados y evolución de las comunidades biológicas

Teresa Herrero Barrero

Tesis doctoral

IMPACTO DE LOS DRENAJES ÁCIDOS EN LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS PRODUCIDOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN EN EL BIERZO: BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS Y EVOLUCIÓN DE LAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS

Teresa Herrero Barrero

Universidad de León

GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO DE ECONOMÍA Y COMPETITIVIDAD
Instituto Geológico y Minero de España

Universidad de Oviedo

Enero 2014

UNIVERSIDAD DE LEÓN

PROGRAMA: ECOLOGÍA FUNCIONAL Y APLICADA

IMPACTO DE LOS DRENAJES ÁCIDOS EN LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS PRODUCIDOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN EN EL BIERZO: BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS Y EVOLUCIÓN DE LAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS

Tesis Doctoral

Teresa Herrero Barrero

Enero 2014

PROGRAMA: ECOLOGÍA FUNCIONAL Y APLICADA
DEPARTAMENTO DE BIODIVERSIDAD Y GESTIÓN AMBIENTAL
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AMBIENTALES
UNIVERSIDAD DE LEÓN

IMPACTO DE LOS DRENAJES ÁCIDOS EN LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS PRODUCIDOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN EN EL BIERZO: BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS Y EVOLUCIÓN DE LAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS

Teresa Herrero Barrero

Codirectora de la Tesis:
Etelvina Núñez Pérez
Doctora en Ciencias Biológicas
Universidad de León

Codirector de la Tesis:
Jorge Loredo Pérez
Doctor Ingeniero de Minas
Universidad de Oviedo

Universidad de León
GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO DE ECONOMÍA Y COMPETITIVIDAD
Instituto Geológico y Minero de España
Universidad de Oviedo

León, 2014

A mis padres

"*Rivers cannot continue to meet society's needs, or the needs of living things, if humans continue to regard river management as a purely political or engineering challenge. The flow of rivers is part of a greater flow, the planet's water cycle, which sustains not only the flow of water but the entire web of life. Ultimately, the condition, or health, of the aquatic biota is the best means of understanding and controlling humans' impact on the Earth's watercourses and on the whole water cycle*."

Karr, J. R. & Chu, E. W. (2000). Introduction: Sustaining living rivers.
In M. Jungwirth, S. Muhar and S. Schmutz (eds.): Assessing the Ecological Integrity of Running Waters. Kluwer Academic Publishers.
Hydrobiologia **422/423**: 1-14.

ÍNDICE

Agradecimientos 2
Resumen 6
ABSTRACT 8
ANTECEDENTES 10
Origen y consolidación de la minería española del carbón 10
La minería del carbón en El Bierzo 11
PARTE I. GENERALIDADES 18
Capítulo 1. Introducción 20
1.1. Impacto ambiental de la actividad minera 22
1.1.1 Fuentes de contaminación 22
1.1.2 Problemática de la actividad minera 25
1.2. Objetivos 27
1.3. Estructura 28
Capítulo 2. Caracterización de la zona de estudio 30
2.1 Situación geográfica 32
2.2 Climatología 33
2.3 Marco geológico regional 36
2.4 Hidrología e hidrogeología 38
2.5 Edafología 40
2.6 Flora y fauna 40
2.7 Patrimonio cultural y minero 44
PARTE II. MATERIAL Y MÉTODOS 48
Capítulo 3. Diseño del muestreo y métodos analíticos 50
3.1 Diseño: puntos de muestreo 52
3.1.1. Arroyo La Silva 53
3.1.2. Arroyo Rodrigatos 55
3.1.3. Río Tremor 56
3.1.4. Río Boeza 58
3.2 Periodicidad de las campañas de campo 60
3.3 Analítica general de laboratorio 60
PARTE III. CALIDAD ECOLÓGICA DEL SISTEMA LÓTICO 64
Capítulo 4. Caracterización del agua 66
4.1. Características generales de los parámetros físico-químicos considerados en el estudio y su influencia en la salud 68
4.1.1 Parámetros elementales usados en la clasificación de las aguas 68
4.1.2 Metales y metaloides 70

4.2. Objetivos del estudio del agua ... 72
4.3. Metodología ... 73
4.3.1 Parámetros medidos *in situ* ... 73
4.3.2 Parámetros medidos en laboratorio ... 73
4.3.3 Análisis estadístico de los datos obtenidos en agua ... 75
4.4. Resultados y discusión ... 76
4.4.1 Grado de afección del agua por contaminación metálica ... 76
4.4.2 Evolución de las condiciones físico-químicas del agua ... 84
4.4.3 Valoración del estado físico-químico del agua según las normas de calidad ... 89
4.5. Conclusiones ... 92
Capítulo 5. Caracterización del sedimento ... 96
5.1. Características generales de los sedimentos ... 98
5.2. Objetivos del estudio del sedimento ... 99
5.3. Metodología ... 99
5.3.1 Metales totales en sedimento ... 100
5.3.2 Metales en las fracciones mineralógicas del sedimento ... 100
5.3.3 Análisis estadístico de los datos obtenidos en sedimento ... 101
5.4. Resultados y discusión ... 102
5.4.1 Grado de afección del sedimento por contaminación metálica ... 102
5.4.2 Distribución de los metales en las distintas fracciones mineralógicas del sedimento ... 106
5.4.3 Valoración de la concentración de metales en sedimento ... 109
5.5. Conclusiones ... 114
Capítulo 6. Índices biológicos ... 116
6.1 Características generales de la fauna macrobentónica y los índices biológicos ... 118
6.2 Objetivos del estudio de los índices biológicos ... 120
6.3 Metodología ... 121
6.3.1 Captura e identificación de macroinvertebrados ... 121
6.3.2 Índices biológicos de calidad del agua: IBMWP y EPT ... 122
6.3.3 Estado ecológico: Ratio de Calidad Ecológica ... 123
6.3.4 Grupos funcionales de alimentación ... 124
6.3.5 Análisis estadístico de los datos obtenidos en los índices biológicos ... 125
6.4 Resultados y discusión ... 126
6.4.1 Calidad de las masas de agua según los índices biológicos IBMWP y EPT ... 126
6.4.2 Estado ecológico según el Ratio de Calidad Ecológica (RCE) ... 128
6.4.3 Evolución temporal de la calidad del agua según los índices biológicos IBMWP y EPT ... 129
6.4.4 Composición de la comunidad macrobentónica ... 133
6.4.4.1 Abundancia y número de taxones ... 133
6.4.4.2 Distribución de órdenes o familias de macroinvertebrados y sus implicaciones ecológicas ... 135
6.4.4.3 Grupos funcionales de alimentación ... 142

6.4.5 Relación entre la afección metálica del agua y del sedimento con los índices biológicos 144
6.4.6 Relación entre los índices biológicos y el desarrollo y composición de la comunidad macrobentónica 146
6.5 Conclusiones 147
PARTE IV. BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS 150
Capítulo 7. Acumulación en la fauna macrobentónica 152
7.1 Características generales de la acumulación de metales en macroinvertebrados 154
7.2 Objetivos del estudio de la acumulación de metales en la fauna macrobentónica 156
7.3 Metodología 156
7.3.1. Recogida de macroinvertebrados y conservación de las muestras 157
7.3.2. Determinación de metales pesados en macroinvertebrados 158
7.3.3. Análisis estadístico de los datos obtenidos en la acumulación de metales en la fauna macrobentónica 159
7.4 Resultados y discusión 160
7.4.1. Estudio del grado de bioacumulación de metales entre los puntos de muestreo y el control 160
7.4.2. Caracterización de la bioacumulación de metales en la comunidad macrobentónica en función de las condiciones del agua y del sedimento 162
7.4.3. Comparación con otros trabajos de bioacumlación en macroinvertebrados 165
7.5 Conclusiones 168
Capítulo 8. Acumulación en la fauna ictícola 172
8.1 Características generales de la acumulación de metales en peces 174
8.2 Objetivos del estudio de la acumulación de metales en la fauna ictícola 175
8.3 Metodología 175
8.3.1 Recogida de peces, disección y conservación de las muestras 176
8.3.2 Determinación de metales pesados en peces 177
8.3.3 Análisis estadístico de los datos obtenidos en la acumulación de metales en la fauna ictícola 179
8.4 Resultados y discusión 180
8.4.1 Estado morfométrico de las poblaciones trucheras 180
8.4.2 Diferencias en el grado de bioacumulación de metales entre los puntos de muestreo y el control 181
8.4.2.1. Comparación de los niveles bioacumulados de metales en hígado, branquias y músculo 181
8.4.2.2. Preferencia de los metales hacia los tejidos analizados 191
8.4.3 Caracterización de la bioacumulación de metales en la comunidad ictícola en función de las condiciones del agua y del sedimento y de la bioacumulación en macroinvertebrados 195
8.4.4 Valoración de los niveles de metales en las truchas del Bierzo 196
8.4.4.1. Comparación con otros trabajos de bioacumulación de metales en peces 196
8.4.4.2. Comparación de la concentración de metales en el tejido muscular con los límites legislados para carne de pescado 205
8.5 Conclusiones 209

PARTE V. SEGUIMIENTO DE LA CONTAMINACIÓN EN EL ARROYO RODRIGATOS 212
Capítulo 9. Seguimiento del estado ecológico del arroyo Rodrigatos e incorporación de un Sistema de Tratamiento Pasivo 214
9.1 Marco general 216
9.1.1. Propósito y objetivos del estudio 216
9.1.2. Características del arroyo Rodrigatos 216
9.1.3. Antecedentes 217
9.1.4. Situación actual 218
9.2 Metodología 220
9.2.1. Diseño: puntos de muestreo 220
9.2.2. Periodicidad de las campañas de muestreo 226
9.2.3. Parámetros de estudio 227
9.2.3.1. En agua 227
9.2.3.2. En sedimento 228
9.2.3.3. En la fauna macrobentónica 228
9.3 Resultados y discusión 229
9.3.1. Efectividad del sistema de tratamiento pasivo 229
9.3.1.1. Porcentaje de retención de metales 229
9.3.1.2. Parámetros secundarios 231
9.3.1.3. Valoración del sistema de tratamiento pasivo 234
9.3.2. Grado de afección del agua del arroyo Rodrigatos por contaminación metálica 237
9.3.2.1. Contenido de elementos físico-químicos en el agua 238
9.3.2.2. Valoración del estado físico-químico del agua según las normas de calidad 245
9.3.3. Estado metálico de los sedimentos del arroyo 248
9.3.3.1. Contenido metálico en el sedimento 248
9.3.3.2. Fracciones mineralógicas del sedimento 250
9.3.3.3. Valoración del estado del sedimento según los niveles guía 252
9.3.4. Caracterización biológica del estado del agua del arroyo 254
9.3.4.1. Calidad del agua según los índices biológicos 255
9.3.4.2. Estado ecológico según el Ratio de Calidad Ecológica (RCE) 256
9.3.4.3. Evolución temporal de la calidad del agua según los índices biológicos 257
9.3.4.4. Composición de la comunidad macrobentónica 260
9.3.5. Clasificación de los puntos de muestreo del arroyo en función del estado del agua, del sedimento y de la comunidad macrobentónica 265
9.4 Conclusiones 266
PARTE VI. ASPECTOS GENERALES Y CONCLUSIONES FINALES 270
REFERENCIAS 278
ANEXOS 306

AGRADECIMIENTOS

He de confesar que llevo como un año pensando en los agradecimientos de la tesis, pensando en cómo sería la mejor forma de introducir a todas las personas que han formado parte de este proyecto, ya sea de manera directa o indirecta, y que como en el caso de los organismos de un ecosistema, cada uno indispensable y con su propio papel.

Todavía recuerdo como si fuera ayer la primera vez que hablé por teléfono con la que sería mi tutora, Margarita Lacal, tirada en el suelo de la biblioteca de la universidad mientras me comentaba el tema de la tesis y los pasos para entrar en el proceso de selección. O la primera vez que atravesé las puertas de la que sería mi casa por cuatro años, el Instituto Geológico y Minero de España (IGME), cuando fui a conocer personalmente a Marga. O la segunda vez que fui, cuando me perdí por los pasillos… No puedo evitar notar cómo tiembla cada centímetro de mi cuerpo y cómo mi piel se pone de gallina al recordar esos momentos y todos los que vinieron después.

GRACIAS a mis directores de tesis, Etelvina Núñez y Jorge Loredo por sus correcciones, revisiones, ánimo, apoyo, disposición, ayuda y guía prestada. Gracias "Telvi" por el Congreso en Entomología en Ponferrada que me resultó muy instructivo.

GRACIAS a mi tutora Margarita Lacal. Has estado conmigo recogiendo muestras, soportando el calor o el frío, estando hasta las tantas de la madrugada abriendo truchas mientras comíamos pizza de microondas, contando "bichos" en la bandeja, haciendo kilómetros en la carretera… Has estado conmigo, y hasta el final, en la redacción de trabajos y presentaciones, en la revisión y discusión de los datos, y aportando tu experiencia. Y aunque me dices "No, Teresa. Esta tesis es tuya", ya sabes que no hubiese llegado hasta aquí sin ti. Contigo la palabra "tutora" cobra una nueva dimensión. GRACIAS, Marga, por ser mi tutora.

GRACIAS al Instituto Geológico y Minero de España (IGME) y al Ministerio de Educación y Ciencia (año 2008) por la beca de Formación de Personal Investigador (PIF), sin la cual, nada de este trabajo hubiese podido llevarse a cabo: toma de muestras, de análisis, petición de libros, asistencia a congresos o la estancia en Inglaterra.

GRACIAS a las personas que han colaborado en alguna parte de este proyecto. Jesús Reyes y resto de compañeros del laboratorio. Lucas Vadillo, Esther Alberruche y Virginia Rodríguez, por esas largas sesiones en el campo. Alfredo García, por acompañarme a tomar muestras, por cuidar que "no se me llevara el río", por las fotos, por el casete de Luz Casal y Juan Luis Guerra, por las charlas, por tu experiencia y por tus siempre palabras de ánimo. Javier Sánchez España por "adoptarme" en los últimos meses. Enrique López Pamo por compartir tus opiniones y datos sobre La Silva. Trabajadores de la empresa ICTHIOS y de Tragsa S.A., involucrados, respectivamente, en la recogida de peces y restauración del arroyo Rodrigatos. Colaboradores del Ciemat con los que tuve la suerte de trabajar en el Plan director de restauración y recuperación del Bierzo bajo el brazo de la Ciuden (Fundación Ciudad de la Energía): Avelino, Rocío, Javier, Thomas y, sobre todo, mi compañero en funciones Marcos.

THANKS to Michelle C. Bloor, profesora de la Universidad de Portsmouth en Inglaterra (donde realicé la estancia), con la que llevé a cabo un experimento de toxicología en *Gammarus*, aprendí lo que es muestrear en un río en pleno invierno donde realmente "*it´s too cold*" y me introdujo en el mundo de la estadística.

GRACIAS a la organización CAREX (*Coordination Action for Research Activities on life in Extreme Environments*) por ese *summer workshop* en Pieve Tesino (Alpes italianos) en el que pude aprender de colegas y expertos dedicados al estudio de organismos en ambientes extremos. Muchas GRACIAS a los compañeros conocidos por los divertidos momentos vividos, en especial, a Arne Bratkič, por su apoyo y amistad desde entonces.

GRACIAS a Juan Traba, profesor de la Universidad Autónoma de Madrid (UAM), por pasarme el dato de esta tesis. Recuerdo aquel día en el que me comentaste "hay una tesis que dirige una amiga mía y que creo podría interesarte". Ríos e impacto ambiental. Totalmente perfecta para mí. Así que, GRACIAS, porque no estaría aquí, cerrando el capítulo final del doctorado, si no fuera por ti. A mis tutoras del que fue mi Proyecto de Fin de Carrera sobre tapetes microbianos, Anabel López y Mari Carmen Guerrero, por su cariño y ayuda prestada en esta etapa predoctoral (me encantó conocer la existencia de los tubos BART).

GRACIAS a todos mis compañeros PIF (Personal Investigador en Formación) del IGME. Juan y Virginia, los primeros compañeros que conocí y con los que compartí aquel maravilloso cuarto en la última planta. Marta y Rut, mis dos camaradas, una además compañera de despacho. No sé cómo transmitiros lo que han sido para mí los casi tres años de camino juntas, en especial cuando empezó a mermar el número de becarios. Los desayunos, comidas, descansos, bromas, música, fotos, tablas, opiniones, hombros de apoyo, de lágrimas y de risas. Sigo echando de menos no veros cada día. GRACIAS a los compañeros de las Jornadas de Investigadores en Formación en Ciencias de la Tierra con los que tuve la oportunidad de organizar los congresos, de compartir las experiencias de trabajo y de vivir otros buenos momentos, en especial Alberto, Manuela, Héctor, Ana, Paula, Ícaro, Santos, Laura y María Luisa. A todos vosotros, GRACIAS por estos cuatro años.

Por último, a nivel personal, he contado con el apoyo de mucha gente a la que me gustaría AGRADECER sus palabras de ánimo, fuerza y confianza. A mi *sister*, Desiré Rivera, por todo el apoyo dado mientras ambas surcábamos este proceso y por las "conversaciones ex-situ". A las "Spices", Bárbara, Silvia y Laura, por creer en mí. A mis compañeros de la ONG Servicio Civil Internacional (SCI), en especial Irene, Alex y Aroa, y al resto de jefes del grupo Scout Estrella Polar, en especial a Pape, por todas vuestras palabras de ánimo. A mis amigas de toda la vida, Carol y Alda, por darme fuerzas. Y finalmente, a toda mi familia, en especial, a mi hermana María (a pesar de lo que me quejo a veces de tus discursos, no podría pedir una mejor hermana) y a mis padres, por darme esa energía para seguir. GRACIAS.

Y a ti, lector, que te tomas un tiempo leyendo estos agradecimientos, espero que disfrutes de lo que viene a continuación tanto como yo.

RESUMEN

La cuenca carbonífera El Bierzo es una zona importante de minería donde esta actividad y su legado dejado durante décadas, han alterado los ecosistemas acuáticos de la comarca. El río Boeza, principal cauce fluvial de estudio que acaba desembocando en el río Miño, recibe aguas contaminadas de su tributario el río Tremor. Por su parte, este río cuenta con varias escombreras en sus márgenes, además de recoger las aguas afectadas por minería del arroyo Rodrigatos y las del arroyo La Silva, cuya contaminación se debe a la exposición y lavado del material geológico rico en materiales sulfurosos que fueron abandonados tras la construcción de la Autovía A-6.

En el presente trabajo se ha estudiado tanto la calidad del agua como del sedimento, a través de su análisis físico-químico y del contenido metálico. Los resultados muestran que las zonas cercanas a los focos de contaminación tienen una concentración mayor de metales que el tramo fluvial tomado como control o punto limpio.

La calidad del agua ha sido analizada, a su vez, mediante el uso de indicadores biológicos basados en la tolerancia de la comunidad macrobentónica a la contaminación. Los índices IBMWP (*Iberian Biomonitoring Working Party*) y EPT (órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) han señalado una contaminación grave del arroyo La Silva y moderada del arroyo Rodrigatos y tramos bajos del río Tremor, mientras que los tramos altos de éste río y del Boeza se hallan en un buen estado, en especial el punto control.

Paralelamente se ha medido la concentración de metales en las comunidades de macroinvertebrados y de trucha común (*Salmo trutta*). Así, se ha observado que aquellos metales presentes en mayores concentraciones en los tramos fluviales afectados se encuentran también en una proporción superior en los organismos estudiados, comprobando por tanto que existe un fenómeno de bioacumulación.

Por último, la zona ofrece un escenario especial para estudiar la recolonización por parte de la fauna macroinvertebrada de un cauce fluvial, del arroyo Rodrigatos, en cuya cuenca se han llevado a cabo varias labores de restauración, entre las que destaca la construcción de un tratamiento pasivo para decantar los metales de un drenaje de mina que vertía en el arroyo. Con el paso del tiempo, en que la presión minera ha ido disminuyendo, el arroyo Rodrigatos ha sido capaz de recuperar parte de la fauna macrobentónica más tolerante a la polución metálica. Además, el sistema de tratamiento pasivo ha sido satisfactorio en la retención de varios metales importantes como el Al y el Fe.

ABSTRACT

El Bierzo carboniferous basin is an important mining area where this activity and its legacy left over decades, have altered the aquatic ecosystems of the region. The Boeza River, main fluvial channel studied that ends up at the Miño River, receives polluted water from its tributary the Tremor River. Not only there are several spoil dumps along the riverside of the Tremor River, but also it gets the waters contaminated due to mining activities from the Rodrigatos Stream and those from La Silva Stream, whose problem is caused by meteorization of the sulfurous dumps left after the contruction of the A-6 highway.

In the present study, the quality of both river water and sediment has been studied by their physico-chemical analysis and heavy metal concentrations. The results show that river areas with or close to pollution sources have higher heavy metal concentrations than the fluvial stretch considered as control.

In addition, water quality has been analysed by the use of biological indicators based on the tolerance of the macrobenthic community to pollution. IBMWP (*Iberian Biomonitoring Working Party*) and EPT (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera insect orders) indexes have pointed out a dangerous contamination of La Silva Stream, and a moderate one of Rodrigatos Stream and lower reaches from the Tremor River, while upper reaches of this river and Boeza River find theirselves in good conditions, especially the control point.

At the same time, heavy metal concentrations in macrobenthic and trouts (*Salmo trutta*) communities have been measured. In that way, it has been observed that those metals which are in high concentrations in the affected river reaches, are also in high proportions within the organisms studied. Therefore, the existence of bioaccumulation is checked.

Finally, the Rodrigatos Stream is a special scenario to study the recolonization by macroinvertebrates of the riverbed, considering that various restoration activities have been taken place inside its basin, among which stands out the construction of a passive system to eliminate heavy metals by decantation of a mine drainage that poured into the stream. With the passing of time, when mining activities have been reduced, the Rodrigatos Stream has been able to recuperate part of the macrobenthic fauna more tolerant to heavy metal pollution. Furthermore, the passive treatment system has been satisfactory in the retention of some important heavy metals like Al and Fe.

ANTECEDENTES

Vivimos en un mundo donde cada vez hay un mayor número de habitantes, donde se demanda una mayor cantidad de recursos, donde se busca una mayor calidad de vida, en definitiva, un mundo donde se cree que no existen límites en relación a los recursos que ofrece la naturaleza. Dentro de estos recursos, recursos finitos, se encuentra el carbón.

La explotación de carbón, desde su descubrimiento, ha ido paso a paso de la mano del hombre en el camino hacia el desarrollo, mientras se mejoraban las técnicas de extracción de esta roca de origen biológico, su consumo y sus usos traspasaban fronteras.

En las últimas décadas, un sector de la sociedad empezó a ser consciente de los "costes" que la extracción de carbón ocasionaba a la naturaleza, tanto a nivel visual como desde el punto de vista de factor contaminante en diferentes niveles del ecosistema Tierra: contaminación del suelo, del agua y de la atmósfera, y daños, perturbaciones, alteraciones, enfermedades y muerte en los seres vivos, llegando incluso a los eslabones más elevados de la cadena trófica, al ser humano. Así, mientras crecía un sentimiento de intentar proteger lo más y mejor posible "algo" que no es nuestro sino que la naturaleza ha creado, paralelamente se comenzaron a crear leyes con el objetivo de minimizar los daños ocasionados al medio ambiente sin someter para ello la calidad de vida humana.

Desarrollo y protección, dos conceptos necesarios de juntar para que la vida tenga su oportunidad en las generaciones venideras.

Origen y consolidación de la minería española del carbón

A nivel global, la actividad minera de carbón sufrió un retraso en España y en especial en varias cuencas leonesas, en comparación con el resto de explotaciones mundiales debido a factores económicos, a la dependencia del carbón exterior y al aislamiento geográfico de muchas de las cuencas.

Aunque se sabe de ciertos intentos de arranque continuado de carbón en afloramientos superficiales desde el siglo XVI, la minería carbonera en España no comenzó como tal hasta los años 1769-1771 (Coll-Martín & Sudrià-I Triay, 1987), cuando se abordó simultáneamente la explotación en varias cuencas carboníferas, entre ellas la cuenca central de Asturias y la de Villanueva del Río en Sevilla. Sen-Rodríguez (1993) señala que el retraso de la minería del carbón nacional, tras varios años de importación de hulla inglesa, se debe al desconocimiento tanto de las utilidades del carbón mineral como de la ubicación de los yacimientos y de las técnicas de laboreo, junto con el apego al carbón vegetal.

A lo largo del siglo XVIII, mientras los combustibles tradicionales, esto es, madera y carbón vegetal, eran bienes cada vez más escasos, la población iba siendo consciente de la necesidad de explotar carbón mineral para poder igualar el crecimiento industrial que empezaba a florecer en otros países europeos. En las últimas décadas de dicho siglo ya existía una demanda de carbón mineral que era utilizado como fuente de energía para diferentes funciones, por ejemplo, producción de lingotes de hierro para crear lastres de embarcaciones, puesta en marcha de máquinas de vapor, labores de

herrería, fabricación de cal al aire libre o para fines militares. La respuesta a esta demanda fue el inicio de explotación de varias cuencas carboníferas en la Península Ibérica: en Asturias, León (cuenca Fabero-Toreno-Bembibre), Palencia, Guadalajara, Granada, Sevilla y Baleares, además de reconocer otras zonas con posibles yacimientos (Coll-Martín & Sudrià-I Triay, 1987).

No obstante, globalmente se considera que el nacimiento de la minería en España tuvo cierto retraso en comparación con otros países y que no fue hasta el último tercio del siglo XIX cuando adquirió cierto desarrollo. El tardío despegue de la minería en la península se debe, por un lado, a las dificultades de transporte desde el interior y, por otro lado, a la facilidad de entrada de carbón extranjero a causa del arancel librecambista de 1869 que además conllevaba que los barcos regresaran a sus puntos de origen cargados con cobre, vino, aceite y otros productos agrícolas españoles (Vega-Crespo, 2003; SIEMCALSA, 2008-2009). Durante los últimos años del siglo XIX, gracias al auge de la siderurgia vasca y al desarrollo del ferrocarril (con la entrada en vigor de la Ley de Ferrocarriles de 1855), la minería en España tuvo un relativo desarrollo (Vega-Crespo, 2003), aunque a partir de la segunda mitad del siglo XIX y durante las primeras décadas del XX, el carbón importado seguía abasteciendo al mercado nacional.

La minería del carbón en El Bierzo

La comunidad de Castilla y León, y particularmente sus cuencas carboníferas occidentales de la provincia de León, se desligan ligeramente del progreso inicial de la industria extractiva de carbón en España. Por ello, se presenta a continuación una revisión de la historia de la minería de carbón nacional centrada en las excepciones vividas en León y en la cuenca del Bierzo. Este análisis ha sido elaborado con la documentación recogida en varios trabajos: Cortizo-Álvarez y col. (1986), Sen-Rodríguez (1993), Vega-Crespo (1994, 2003), Sánchez-Melado (2007), SIEMCALSA (2008-2009), y Casado-Galván (2009). En la Fig. A.1 se presenta un cuadro explicativo sobre la evolución de la explotación de carbón, que estuvo marcada por sucesivos vaivenes.

- <u>Finales del siglo XIX: retraso de la extracción de carbón en León</u>

Se cree que la existencia de carbón en la zona era conocida desde finales del siglo XVIII como queda constancia en una memoria de Carlos Le-Maur, fechada en 1764, del hallazgo de varios bancos de carbón en las proximidades de Cerezal del Tremor, en la zona de Bembibre, cuando se estaba construyendo el Camino Real hacia Galicia. Sin embargo, se supone que los yacimientos de carbón estaban prácticamente sin explotar todavía a mediados del siglo XIX porque una de las principales fuentes energéticas seguía siendo la elaboración de carbón vegetal como cita Pascual Madoz.

Esta demora ya comentada en la provincia de León, más patente en la cuenca del Bierzo, se debe a dos factores: (1) la complejidad desde el punto de vista estructural que dificultaba la tarea de extracción y el transporte del mismo por la deficiente infraestructura viaria; y (2) la ausencia de capital tanto local como nacional, que era dirigido a otras zonas.

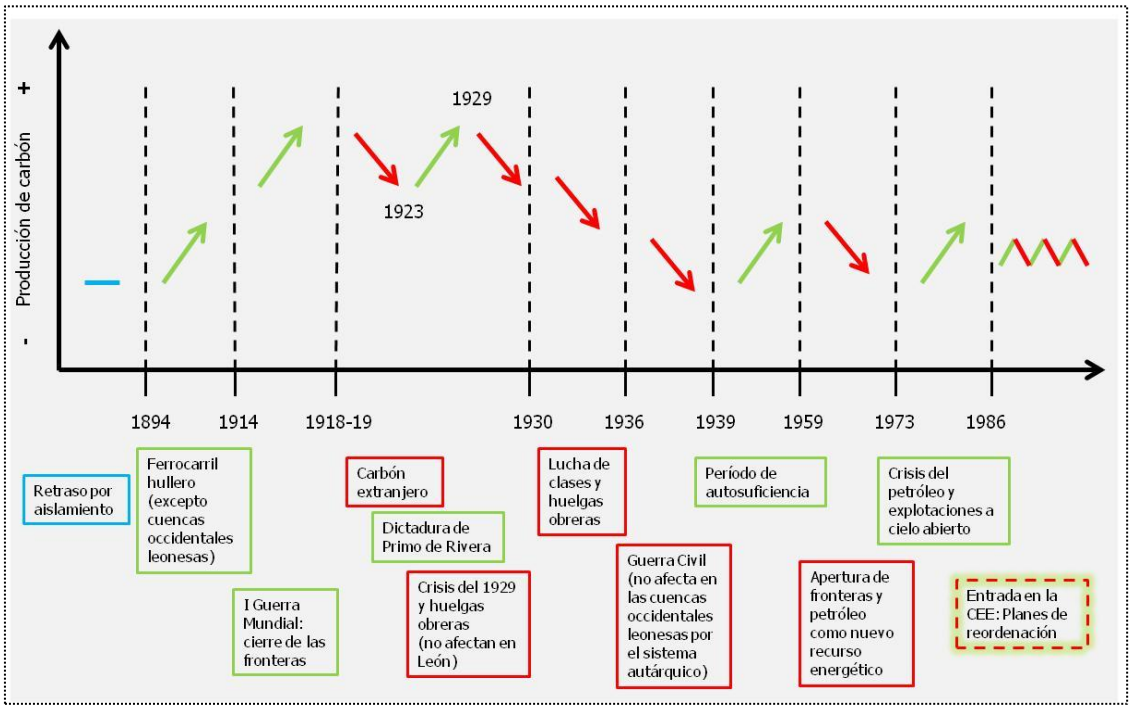


Fig. A.1. Cuadro explicativo con los principales hitos de la historia de la minería de carbón nacional.

- <u>Años 1894-1914: el ferrocarril hullero</u>

El despegue de la minería en este territorio comienza con la construcción del ferrocarril "hullero" en 1894, que partiendo de La Robla (León) hacia Valmaseda (Vizcaya) atravesaba las cuencas de Valderrueda, Sabero y Matallana en León (Fig. A.2), para aportar parte del combustible utilizado por la siderurgia vasca ante la subida de precio del carbón importado. Fue en ese momento cuando nacieron dos de las primeras empresas más importantes: Hulleras de Sabero y Anexas, y Hullera Vasco-Leonesa, ambas administradas por capital vasco. Esta nueva vía de comunicación y transporte del carbón dio un ligero pero importante impulso al empleo y producción en la provincia.

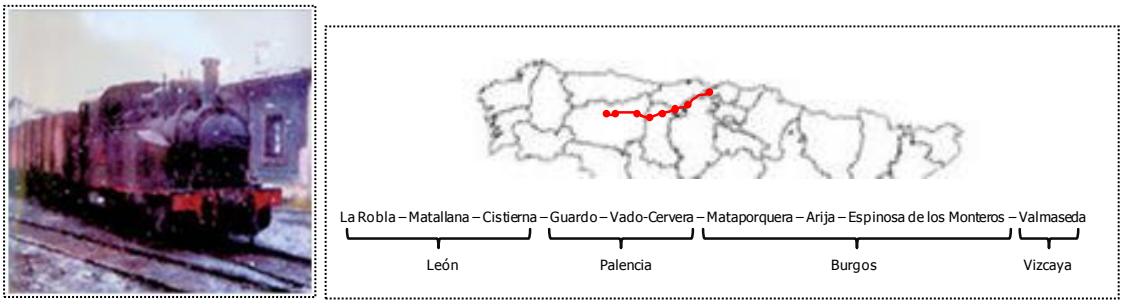


Fig. A.2. Fotografía del ferrocarril hullero de La Robla a Valmaseda (Fernández Díaz-Sarabia, 2003) y su recorrido desde La Robla (León) a Valmaseda (Bilbao, Vizcaya).

- Años 1914-1918: la I Guerra Mundial

Sin embargo, aún con la construcción del ferrocarril hullero, varias cuencas leonesas occidentales seguían estando aisladas, como las del Bierzo o Villablino, las cuales no vieron un aumento en su producción hasta el estallido de la I Guerra Mundial.

En general, esta guerra supuso una época de esplendor para toda la minería española y el surgimiento de la extracción de carbón como una actividad importante para la economía de la provincia leonesa. Este gran incremento de la producción de carbón nacional y del empleo se debió en buena medida a los bloqueos provocados durante la guerra que dificultaron la entrada de carbón procedente de otros países y, por tanto, la disminución del consumo de carbón extranjero.

Durante estos años de guerra, la necesidad propició la explotación de nuevos yacimientos a cargo de pequeños empresarios, aunque también se creó alguna empresa de mayor tamaño como la Minero Siderúrgica de Ponferrada (MSP) en 1918 con la voluntad de explotar el carbón de Villablino, diversificando sus actividades también hacia la extracción de hierro y la construcción de líneas ferroviarias y eléctricas. Pronto se convertiría en la primera empresa productora de carbón de la provincia desbancando a la Hullera Vasco-Leonesa.

La aparición de esas primeras empresas coindice, además, con la construcción del ferrocarril minero Villablino-Ponferrada que potenció la intensiva explotación de las cuencas occidentales. Aun así, todavía existía cierta incomunicación en muchos sectores, por lo que las empresas se vieron obligadas a construir cables aéreos para sacar el carbón hasta el ferrocarril.

- Años 1919-1930: la posguerra y las revueltas obreras

En los primeros años de la posguerra, muchas de las pequeñas empresas creadas durante la I Guerra Mundial se vieron obligadas a cerrar por la caída del consumo de carbón nacional y del empleo, debido, por un lado, a la entrada de carbón extranjero en el mercado español y, por otro lado, al surgimiento de movimientos huelguísticos. Paralelamente, en las cuencas occidentales de León, la construcción del nuevo ferrocarril entre Villablino y Ponferrada (en 1919) potenciaba la explotación en esta zona.

A partir de 1923, las medidas proteccionistas de la dictadura de Primo de Rivera, como el aumento de los aranceles y la obligatoriedad de consumir carbón español, dieron un cierto auge durante un tiempo al carbón nacional.

Este crecimiento se vio frenado por la crisis del 1929 y las revueltas obreras consecuentes en la Península. Sin embargo, en la provincia de León las huelgas obreras tuvieron poca incidencia y por tanto la producción no se vio tan mermada como en el resto del territorio español. Además el uso de antracita como combustible para calefacciones domésticas (en 1936 se crearía la empresa Antracitas de Fabero S.A., ANFANSA) favoreció también la extracción continuada de carbón leonés.

- Años 1931-1936: la II República

Con la proclamación de la II República se abrió un período de reivindicaciones obreras, donde destaca la huelga general revolucionaria de 1934 de Asturias, cuyo movimiento, esta vez, no fue ajeno a la cuenca leonesa.

- Años 1936-1939: la Guerra Civil

La minería nacional se vio profundamente afectada por la Guerra Civil, que provocó el colapso de la producción en muchas regiones, con excepción de las cuencas de Villablino y El Bierzo donde se empezó a aplicar la política que continuaría el régimen franquista en la autarquía.

- Años 1939-1959: el período autárquico franquista

Esta época de autosuficiencia fue un período de bonanza para el carbón nacional, el cual se convirtió en el único mineral autóctono para el país tras la economía cerrada al exterior. Para ello, se llevaron a cabo muchas medidas destinadas a incrementar la producción de carbón mediante la vía del empleo masivo en el sector.

El crecimiento comenzó en 1938 cuando prácticamente todas las cuencas hulleras y antraciteras de la provincia leonesa quedaron bajo el control franquista, lo que creó una fuerte expansión que llegó hasta 1959 provocando el incremento de la producción y el empleo. Además, la apertura de la central térmica de Compostilla en 1949 ayudó a dar cierto impulso a la producción de carbón al ser un importante eje de demanda para la generación de energía eléctrica.

- Años 1959-1973: el libre comercio y el petróleo como competidor

La apertura de las fronteras y la entrada del Plan de Estabilización de 1959 (liberación de la economía española), provocó una crisis del sector minero español. El Gobierno intentó tomar medidas (por ejemplo, la nacionalización de parte de las empresas del sector, constituyéndose la sociedad Hulleras del Norte S.A., HUNOSA) para levantar el sector ante la competencia del carbón extranjero, pero ninguna tuvo éxito y las pérdidas provocaron de nuevo el cierre de empresas. Además, esta crisis se vio agravada por la sustitución del carbón por petróleo como recurso energético.

A partir de los años setenta, se introdujo un nuevo sistema de explotación, la minería a cielo abierto, que superó ampliamente en rendimiento económico a la minería subterránea.

- Años 1973-1986: la crisis del petróleo

Con la crisis del petróleo, por su espectacular subida de los precios, apareció una nueva oportunidad para el carbón nacional que vio impulsado su consumo gracias a la sustitución parcial de las centrales de petróleo por centrales de carbón (Plan Aceleración de Construcción de Centrales de Carbón, PACCC). De esa forma se construyeron varias centrales térmicas: Anllares, grupo II de La Robla y los grupos IV y V de Compostilla II.

En este contexto, la minería a cielo abierto se vio favorecida ante una demanda de carbón que la subterránea no podía cubrir, y dado que en ese tiempo no se realizaba ninguna planificación de la operación ni tampoco una restauración postexplotación del terreno, todo eran beneficios para la empresa. A partir de 1982, el Real Decreto 2994/1982 que exigía una investigación previa de los yacimientos y planes de restauración, junto con la dificultad para vender carbón a las centrales (debido a los stocks que éstas acumularon y al establecimiento de cupos para el carbón procedente del cielo abierto frente al de origen subterráneo), provocó un retroceso de este tipo de minería, aunque ya se habían abierto muchas cortas en los municipios de Toreno-Valdesamario, Bembibre-Torre y Fabero-

Matarrosa. La explotación a cielo abierto supuso un deterioro medioambiental y de transformación de la topografía del terreno.

- A partir de 1986: la entrada en la Comunidad Económica Europea (CEE)

La entrada en la CEE significó la necesidad de acometer importantes cambios en la política carbonera nacional para adaptarla a las exigencias comunitarias, que marcaron el comienzo del proceso de reestructuración de la minería española. La primera manifestación fue el Nuevo Sistema de Contratación de Carbón Térmico (NSCCT), convenio marco visado por la Administración y firmado por Asociación de Productores de Carbón (CARBUNION) junto con la Asociación de Productores de Electricidad (UNESA) en 1986, que liberalizaba los precios de carbón a cielo abierto y fijaba un precio de referencia para el subterráneo. Tras tres años de aplicación del NSCCT, el conjunto de las empresas del sector sufrió grandes pérdidas y, en general, tanto el empleo como la producción de carbón descendieron en España.

Tras el fracaso de NSCCT, los sucesivos gobiernos han sucedido desde 1990 cuatro planes de reordenación: el Plan de Reordenación del Sector de Carbón (1990-1993), el Plan de Modernización, Racionalización, Reestructuración y Reducción de Actividad de la Industria del Carbón (1994-1997), el Plan 1998-2005 de la Minería del Carbón y Desarrollo Alternativo de las Comarcas Mineras (Plan del Carbón), y el Plan Nacional de Reserva Estratégica de Carbón 2006-2012 y Nuevo Modelo de Desarrollo Integral y Sostenible de las Comarcas Mineras.

PARTE I. GENERALIDADES

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

En este capítulo se describe el impacto ambiental ocasionado por la actividad minera, haciendo referencia a las distintas fuentes de contaminación derividas de la actividad y los efectos que ocasionan sobre el terreno. Por otro lado, se presentan los objetivos del trabajo y la estructura seguida en el presente escrito.

1.1. Impacto ambiental de la actividad minera

La extracción de materiales terrestres mediante la actividad minera, si bien es imprescindible como parte del desarrollo a nivel mundial, conlleva necesariamente una serie de impactos en el medio ambiente: alteraciones del paisaje y de la red hidrográfica, afecciones a la fauna y la flora asociada, contaminación atmosférica y acústica, etc.

Hasta hace unas décadas, la minería se centraba básicamente en la propia extracción del material, olvidando la afección y el daño causado a la naturaleza. Sin embargo, una conciencia de respeto hacia el medio ambiente ha ido creciendo en la sociedad hasta conseguir obligar legalmente a las empresas a minimizar o eliminar los prejuicios causados, mediante la elaboración de evaluaciones de impacto ambiental y planes de restauración. No obstante, y aún tomando todas las medidas necesarias para minimizar el impacto, una obra de estas características genera siempre unas alteraciones sobre el ecosistema “imposibles” de anular. Actualmente, hay que tener en cuenta, además, que las minas en actividad coexisten con antiguas explotaciones abandonadas que actúan como grandes focos de contaminación. En este contexto, Carretero-León y Pozo-Rodriguez (2007) definen «impacto ambiental de una actividad» como «las diferencias producidas en el medio natural entre el momento que la actividad comienza y en el que la actividad se desarrolla, y sobre todo, en el momento en el que cesa».

Dentro de este marco de impacto de las labores antropogénicas, es importante que toda actividad industrial tenga una relación compatible con el medio ambiente, es decir, que exista un equilibrio entre el medio ambiente y el desarrollo social y económico. Así, entra en juego la noción de «desarrollo sostenible», el cual se define como «aquel desarrollo que permite las necesidades del presente sin comprometer las necesidades de las generaciones futuras» (World Coal Institute, 2005).

1.1.1 Fuentes de contaminación

Durante la extracción de minerales, existen varias fuentes de contaminación con impactos potenciales (Carretero-León & Pozo-Rodriguez, 2007; Loredo, 2010):

- Estériles de mina y canteras. Los estériles de mina son materiales extraídos en una explotación minera que no son rentables económicamente y que, por tanto, son depositados en zonas topográficamente llanas, laderas, rellenando huecos en viejas canteras o minas abandonadas. Esta acumulación de residuos cerca de las canteras y minas recibe el nombre de **escombrera**.
- Lodos. Los lodos son unos efluentes cargados de partículas finas de roca, acumulados en presas o balsas, procedentes del lavado de minerales que quedan tras el tratamiento de los minerales mediante procesos de separación, como por ejemplo, trituración, machacado, clasificación por tamaño, flotación y otras técnicas físico-químicas.

- Combustión espontánea. En las explotaciones de carbón, los estériles procedentes de lavaderos y de las propias minas tienen un potencial riesgo de incendio. Estos procesos de combustión espontánea en las escombreras, por un lado, modifican las condiciones de estabilidad de las mismas pudiendo ocasionar una redistribución de las tensiones y como consecuencia derrumbamientos parciales, y por otro lado, producen gases nocivos y peligrosos con un alto contenido en monóxido de carbono (CO) y sulfuro de hidrógeno (H_2S).
- Drenaje de aguas de mina. Se trata de un lixiviado producido por los estériles acumulados durante la extracción que provoca una alteración de las condiciones físico-químicas del agua. Los drenajes pueden clasificarse en función del pH (Lottermosser, 2007, basado en la clasificación de Morin & Hutt, 1997):
  - Extremadamente ácida (pH < 1). Ejemplos extremos de acidez generados por reacciones de oxidación de sulfuros e hidrólisis. Las rocas están muy enriquecidas en pirita y los materiales amortiguadores de la acidez agotados.
  - Ácida (pH < 5.5). Acidez generada por la oxidación de sulfuros ricos en hierro, comúnmente encontrados en metales básicos, oro y minas de carbón. La oxidación de la pirita y de otros sulfuros es la fuente principal de hidrogeniones en las aguas de mina. Sin embargo, esta oxidación, además de promover la mencionada acidez, libera metales y sulfatos al agua acelerando el lixiviado de otros elementos. Como consecuencia, este drenaje ácido se asocia con la liberación de sulfato, metales pesados (Fe, Cu, Pb, Zn, Cd, Co, Cr, Ni, Hg), metaloides (As, Sb) y otros elementos (Al, Mn, Si, Ca, Na, K, Mg, Ba). Concretamente, cabe destacar las altas concentraciones de sulfatos (> 1000 mg/l) y de Fe y Al (> 100 mg/l), y en menor proporción de Cu, Cr, Ni, Pb y Zn (> 10 mg/l).
  - Neutra a alcalina (pH de 6 a 10). Este tipo de drenaje ocurre cuando las reacciones de la producción y de la amortiguación de acidez mantienen el pH en equilibrio, o cuando los sulfuros ricos en hierro están ausentes. La alcalinidad es generada por medio de la disolución de carbonatos, óxidos alcalinos, hidróxidos y silicatos. Estas aguas de mina son frecuentes en yacimientos explotados de diamante, metales básicos, oro, uranio, hierro y carbón. Al igual que en las aguas ácidas, los sulfatos, metales y metaloides están presentes en concentraciones importantes, pero en este caso destaca además la presencia de bicarbonatos y la concentración generalmente elevada de Ca, Mg y Na.
  - Salina. El pH es altamente variable. Se encuentra asociado a la minería de carbón e industria de minerales, incluyendo evaporitas como potasas, halitas y boratos.

De los distintos tipos de drenajes existentes, el drenaje ácido es el más común. El lixiviado producido es responsable de una disminución del pH y de un incremento en la concentración y contaminación de metales pesados como Fe, Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, Hg y As. El drenaje ocurre cuando los sulfuros metálicos (especialmente pirita, Fe_2S) (Gray, 1997; Paktunc, 1999; Nordstrom & Alpers, 1999) quedan expuestos a las condiciones físico-químicas existentes en la superficie terrestre, es decir, al agua y al oxígeno atmosférico, dando lugar a una serie de reacciones que generan este drenaje. Por tanto, la

pirita permanecerá en estado reducido mientras no exista una perturbación que modifique la condición anaeróbica en la que se encuentra en el sustrato (Gray, 1997). Mientras que si los sulfuros son expuestos en superficie, entonces, son oxidados produciendo un agua ácida cargada de sulfatos, metales pesados y metaloides (Lottermoser, 2007). Cuando este drenaje es causado por actividades mineras recibe el nombre de ***drenaje ácido de* mina** (DAM, del inglés *Acid Mine Drainage* -AMD-), mientras que si ocurre o bien de forma natural cuando los minerales sulfurosos alcanzan la superficie de la corteza terrestre por procesos geológicos, o bien por actividades antropogénicas no mineras como la construcción de infraestructuras, se denomina **drenaje ácido de roca** (DAR, del inglés *Acid Rock Drainage* -ARD-).

El proceso habitual de formación de los drenajes ácidos puede resumirse en las siguientes reacciones químicas (Gray, 1997; Nordstrom & Alpers, 1999; Loredo, 2010; Asta Andrés *et al.*, 2011):

1) El primer paso consiste en la oxidación del azufre:

$$FeS_{2(s)} + 7/2\ O_{2(g)} + H_2O_{(l)} \longrightarrow Fe^{2+}_{(ac)} + 2\ SO_4^{2-}{}_{(ac)} + 2\ H^+_{(ac)} \quad \text{(reacción 1)}$$

En esta reacción puede verse que por cada mol de pirita oxidado se generan directamente dos moles de hidrogenión (H^+), lo que se traduce en un aumento de la acidez de la solución. El producto de esta oxidación es una solución de sulfato ferroso ($FeSO_4$) y ácido sulfúrico (H_2SO_4).

2) El hierro ferroso disuelto (Fe^{2+}) liberado en la reacción anterior puede ser posteriormente oxidado:

$$Fe^{2+}_{(ac)} + 1/4\ O_{2(g)} + H^+_{(ac)} \longrightarrow Fe^{3+}_{(ac)} + 1/2\ H_2O_{(l)} \quad \text{(reacción 2)}$$

Esta reacción consume parte de la acidez generada en la disolución de la pirita (reacción 1). La presencia de bacterias oxidantes del hierro y del azufre, especialmente *Thiobacillus ferrooxidans*, que catalizan este proceso oxidativo a bajo pH, aceleran enormemente la tasa de la misma.

3) El Fe^{3+} generado puede, por un lado, promover la oxidación de más pirita:

$$FeS_{2(s)} + 14\ Fe^{3+}_{(ac)} + 8\ H_2O_{(l)} \longrightarrow 15\ Fe^{2+}_{(ac)} + 2\ SO_4^{2-}{}_{(ac)} + 16\ H^+_{(ac)} \quad \text{(reacción 3)}$$

La oxidación de pirita en esta reacción es más rápida que la llevada a cabo en la reacción (1), pero está limitada por la regeneración de Fe^{3+} mediante la reacción (2), la cual depende de la presencia de microorganismos y de la disponibilidad de oxígeno. Aunque en esta fase se produce una gran cantidad de hidrogeniones, la mayoría son necesarios para la oxidación de Fe(II) a Fe(III) en la reacción (2).

4) Por otro lado, el Fe^{3+} puede hidrolizarse y precipitar como hidróxido férrico:

$$Fe^{3+} + 3\ H_2O \longrightarrow Fe(OH)_3 + 3\ H^+ \quad \text{(reacción 4)}$$

En esta reacción de hidrólisis se genera aún más acidez. Los lechos de $Fe(OH)_3$, llamados «*yellow boys*», son visibles a simple vista, incluso cuando su concentración no supera los 5 ppm (Fernández Lorca *et al.*, 1986). Habitualmente, la presencia de estos hidróxidos, de una tonalidad ocre-amarillento-rojizo, es el primer indicador de que el agua está contaminada.

Las características generales de este efluente son (Fernández Lorca *et al.*, 1986; Carretero-León & Pozo-Rodriguez, 2007):

- Bajo pH (normalmente entre 3 y 5).
- Alto potencial redox (> +0.6 V).
- Elevada conductividad eléctrica (> 800 µS/cm).
- Alta concentración de sulfatos (habitualmente varios cientos de mg/L).
- Elevados contenidos en diversos metales: Fe (normalmente entre 50 y 200 mg/L, aunque puede ser mucho mayor), Zn (hasta 200 mg/L), Mn (generalmente entre 1 y 8 mg/L, pero puede alcanzar concentraciones mayores), y otros como Pb, Cu, Cd, Ni, Co, Al, Sb, As, Hg.
- Elevadas concentraciones de los cationes Ca y Mg frecuentemente.
- Aparición de una carga sólida constituida por óxidos e hidróxidos de hierro de color ocre-rojizo que otorgan ese color característico a las aguas de mina.

1.1.2 Problemática de la actividad minera

La actividad minera de carbón produce una serie de alteraciones relevantes en el medio ambiente, ya sea la “simple” modificación del terreno o la “complejidad” de los residuos generados.

Los impactos de este tipo de actividad, no confinados únicamente al ambiente cercano a los residuos, se producen en diferentes niveles (World Coal Institute, 2005; Carretero-León & Pozo-Rodriguez, 2007; Lottermoser, 2007; Loredo, 2010):

- Sobre la topografía y el paisaje. Una explotación minera es inseparable del consiguiente impacto sobre el paisaje, ya puramente a nivel visual. El impacto visual es mucho menor cuando se trata de minería subterránea que cuando es minería superficial (a cielo abierto), ya que en ambos tipos se produce la acumulación de escombreras y de las instalaciones de infraestructuras (como casetas, raíles, vagonetas), pero la última conlleva además grandes movimientos de tierra. Junto con la afección visual se encuentran asimismo la degradación y alteración de la calidad del paisaje, la alteración del relieve, la destrucción del patrimonio cultural, etc. debido a construcciones de carreteras de acceso, infraestructuras, caminos de inspección o reconocimiento de la zona, perforaciones, pistas mineras, huecos y acumulación de residuos.
- Sobre la atmósfera. La contaminación atmosférica se debe al polvo, humos y gases nocivos. La movilización de las partículas sólidas desde las escombreras es causada por la acción del viento y la gravedad, y pueden recorrer grandes distancias en suspensión en la atmósfera en función de: (1) las características del material (granulometría, mineralización, composición, textura, dureza y humedad), (2) las características de las rocas encajantes, y (3) las condiciones atmosféricas del lugar. En relación a este último punto, dado que las precipitaciones humedecen los materiales

almacenados o las pistas mineras, ayudan a reducir el proceso de disgregación de las partículas mientras que el viento, que seca estas partículas, provoca su puesta en suspensión en colaboración con el movimiento de maquinaria.

- Sobre el agua superficial. La alteración de los drenajes superficiales está condicionada por la propia modificación de las características fisiográficas (características geológicas físicas: relieve y litosfera en conjunto con hidrosfera, atmósfera y biosfera). Como se ha descrito anteriormente, la actividad minera produce una contaminación del agua, entorpeciendo así su uso como recurso para la pesca, riego, reserva y consumo humano, en especial cuando los límites de calidad del agua no se cumplen. Como efecto colateral, el empeoramiento de la calidad del agua puede causar graves problemas económicos a las industrias que las utilizan, forzando a buscar algún abastecimiento alternativo (Fernández Lorca *et al.*, 1986).
- Sobre las aguas subterráneas. Las aguas subterráneas ven alteradas su régimen de caudales debido a la apertura de huecos y a los procesos de bombeo con exceso del uso del agua, lo que también conlleva una alteración del nivel piezométrico. Esta alteración se produce cuando a ciertas profundidades el nivel de extracción se encuentra por debajo del nivel freático, por lo que se provoca artificialmente el descenso de éste último para que quede por debajo del nivel de trabajo y así poder seguir con las labores de extracción. Esta actuación conduce a la contaminación del agua al cambiar las direcciones de flujo y circular por nuevos materiales geológicos, así como a la desecación de los pozos circundantes provocando el deterioro de la vegetación de la zona que depende del agua aportada por el nivel freático. Al mismo tiempo, parte del agua de escorrentía, afectada por un bajo pH y concentraciones elevadas de metales, se infiltra a través del suelo pudiendo llegar a formar parte de los acuíferos a los que aporta dichos elementos que lleva disueltos. Además puede existir otro tipo de contaminación derivada del mantenimiento de la maquinaria con aceites e hidrocarburos.
- Sobre el suelo. La actividad minera conlleva, por una parte, la ocupación de suelo fértil por la creación de huecos y escombreras y por la construcción de infraestructura asociada a las labores de explotación. Esta degradación del terreno se ve agravada, además, por el aumento de la erosión hídrica y eólica del suelo al desaparecer la cubierta vegetal. Por otra parte, se producen toda una serie de residuos líquidos y sólidos que, en último término, acaban en el suelo contaminándolo. Entre estos residuos, se encuentran partículas atmosféricas que finalmente sedimentan o que son arrastradas por escorrentía, y vertidos directos de efluentes líquidos de la actividad minera, como drenajes de mina y lixiviados de escombreras, que finalmente se infiltran en el suelo.
- Sobre la vegetación. Entre algunos efectos sobre la flora del lugar se pueden apreciar la eliminación directa de la cubierta vegetal debido a las excavaciones y explanaciones, la acumulación de residuos en escombreras, la construcción de infraestructuras, la pérdida de elementos fértiles por el incremento de la erosión, la variación del régimen de escorrentía, el impedimento de la fotosíntesis al depositarse partículas sólidas sobre la vegetación y la contaminación por bioacumulación de elementos tóxicos procedentes del drenaje ácido.

- Sobre la fauna. Algunos ejemplos de las afecciones provocadas son la perturbación o destrucción de los hábitats naturales terrestres y acuáticos, los trastornos sufridos por los organismos a través del polvo, ruido, tráfico, vibraciones, elementos tóxicos, etc., la reducción de la biodiversidad y las alteraciones de las cadenas tróficas. Además, como en el caso de la flora, si las concentraciones biodisponibles de estos metales alcanzan un nivel determinado en el interior de los organismos y posteriormente son consumidos por el hombre, podrían provocar daños severos para la salud humana.
- Sobre el terreno de las labores mineras. Varios riesgos geológicos o problemas asociados a la extracción son: el aumento del riesgo de desprendimientos, deslizamientos y hundimientos (fenómeno de subsidencia) provocados por el movimiento de los materiales minados, el incremento de la erosión por la creación de taludes y eliminación de la cubierta vegetal, la variación de las tasas de sedimentación aguas abajo por la presencia de materiales sueltos, el vertido incontrolado de efluentes y la alteración de zonas inundables.
- Sobre el medio social. Afecciones debidas a la pérdida de suelo agrícola, la destrucción de zonas de recreo y la contaminación acústica, térmica y radioactividad, entre otras.

Según Nordstrom y Alpers (1999), desde los días de las civilizaciones griegas y romanas se ha sido consciente de la muerte de peces, roedores, ganado y cultivo como resultado de actividades mineras.

1.2. Objetivos

Dado que los niveles de referencia de metales pesados en agua pueden elevarse alrededor de zonas donde materiales sulfurosos han quedado expuestos en superficie, es importante analizar el nivel de impacto que sufren los sistemas acuáticos.

Por ello, el estudio se ha centrado en varios puntos que intentan discernir los diferentes grados de afección que tienen lugar en cuatro cauces fluviales con distinta presión de contaminación y las relaciones existentes entre los componentes abióticos y bióticos que conforman un ecosistema acuático.

(1) Cuantificar la alteración físico-química generada por los residuos sulfurosos sobre la masa de agua.

(2) Analizar el estado del sedimento en base a su contenido metálico y su biodisponibilidad.

(3) Caracterizar el estado ecológico de las masas de agua atendiendo a los índices biológicos de macroinvertebrados y a la composición de la comunidad macrobentónica.

(4) Estudiar la bioacumulación de metales en macroinvertebrados y peces, relacionando su contenido con el estado físico-químico del agua y del sedimiento, y valorar la posible nocividad en la salud humana por la ingesta de pescado local.

(5) Evaluar la evolución de un arroyo donde se han efectuado varias labores de restauración como la construcción de un Sistema de Tratamiento Pasivo para tratar un drenaje de mina de interior.

1.3. Estructura

Siguiendo la clásica estructura de una memoria de investigación, este documento escrito comienza con el ***índice***, seguido de la parte reservada a los ***agradecimientos*** para tantas personas que han colaborado directa o indirectamente en el estudio. A continuación se presenta un ***resumen***, tanto en castellano como en inglés, con los principales elementos de estudio, resultados y conclusiones, y los ***antecedentes*** que hacen referencia a la historia de la minería en España y en El Bierzo.

Tras este preámbulo, el grueso del trabajo se ha estructurado en seis grandes apartados. El primero de ellos, ***Parte I. Generalidades***, engloba dos capítulos. El Capítulo 1. donde se establece una *introducción* al impacto ambiental ocasionado por la minería y se describen los objetivos del trabajo; y el Capítulo 2. dedicado a la *caracterización de la zona de estudio*.

En la ***Parte II. Material y métodos*** se halla el Capítulo 3. que relata el *diseño de muestreo y los métodos analíticos* seguidos para la ejecución del trabajo.

Seguidamente, la ***Parte III. Calidad ecológica del sistema lótico*** se centra en el estudio del estado ecológico atendiendo a las masas de agua (Capítulo 4. *Caracterización del agua*), al lecho del río (Capítulo 5. *Caracterización del sedimento*) y a la comunidad macrobentónica (Capítulo 6. *Índices biológicos*).

En concordancia con el bloque anterior, en la ***Parte IV. Bioacumulación de metales pesados*** se estudia el grado de impacto de los metales en los organismos acuáticos a través del análisis de su *acumulación en la fauna macrobentónica* (Capítulo 7) y en la *fauna ictícola* (Capítulo 8).

Posteriormente, la ***Parte V. Seguimiento de la contaminación en el arroyo Rodrigatos*** trata de un estudio aparte del general que se inició un año después, centrado en el *seguimiento del estado ecológico del arroyo y la incorporación de un Sistema de Tratamiento Pasivo para la depuración de un drenaje minero* (Capítulo 9).

Para finalizar, la ***Parte VI. Aspectos generales y conclusiones finales*** ofrece una visión conjunta de los elementos analizados en los cuatro cauces fluviales de estudio y las conclusiones más destacadas del trabajo.

Por último, se aportan las ***referencias*** consultadas durante la redacción de los apartados anteriores y el bloque correspondiente a los ***anexos*** donde se recogen los datos brutos obtenidos, así como otros recursos de interés.

CAPÍTULO 2. CARACTERIZACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

Este capítulo ofrece una caracterización del área de estudio a través de la situación geográfica, las condiciones climatológicas, geológicas, hidrológicas y edafológicas, la flora y fauna existente, y del patrimonio cultural y minero más destacado.

2.1 Situación geográfica

La cuenca carbonífera El Bierzo se encuentra al noroeste de la provincia de León (comunidad autónoma de Castilla y León), lindando con la provincia de Asturias por el Norte y de Lugo y Orense por el Oeste (Fig. 2.1), y pertenece al Consejo Comarcal del Bierzo. La población más importante, aunque ubicada fuera de la cuenca de estudio, es el núcleo urbano de Ponferrada, y entre las poblaciones limítrofes cabe destacar Bembibre, Fabero y Toreno. Las vías de comunicación y transporte se organizan en torno a la carretera nacional VI, la autovía A-6 y la línea de ferrocarril que une Madrid con La Coruña.

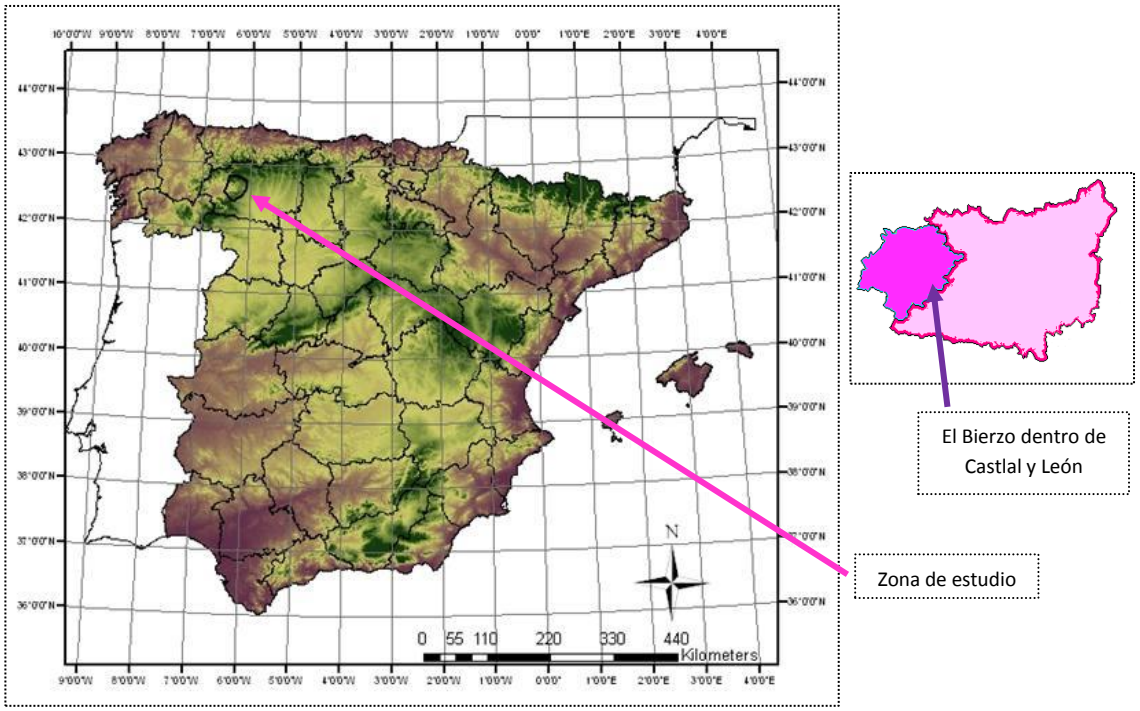


Fig. 2.1. Situación geográfica de la cuenca de El Bierzo en la Península Ibérica y en la Comunidad de Castilla y León.

A nivel geográfico se trata de una depresión o fosa rodeada de los macizos montañosos Ancares, Catoute-Sierra de Gistredo, Montes de León y Montes Aquilianos, que se extiende de este a oeste a lo largo de una distancia de 70 km entre los ríos Ancares y Luna, y con una anchura máxima en su parte central de 20 km (Instituto Geológico y Minero de España, IGME, 1984). En el Anexo 1.A se encuentra una imagen del mapa topográfico del área de estudio.

2.2 Climatología

Dado el contraste orográfico de la provincia de León, desde las montañas al norte, las llanuras y páramos del sur, y un claro valle hacia el oeste, las condiciones climatológicas muestran un patrón bien definido relacionado con la orografía (Luis Calabuig *et al.*, 2004). Este patrón a nivel provincial queda igualmente patente en la zona de estudio.

En relación a la **pluviosidad**, a lo largo del principal cauce fluvial (río Boeza), la precipitación es máxima en su nacimiento en la montaña cerca del municipio Colinas de Campo y va disminuyendo a lo largo de su tramo medio, en las cercanías de Folgoso de la Ribera, hasta llegar a la parte baja en la localidad de Bembibre (Fig. 2.2). Estos datos de pluviometría han sido recogidos por el Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH) de la Confederación Hidrográfica Miño-Sil (CHM-S, 2011) durante los años 2007 a 2010. En ellos se aprecia que la precipitación máxima ocurre durante el período invernal.

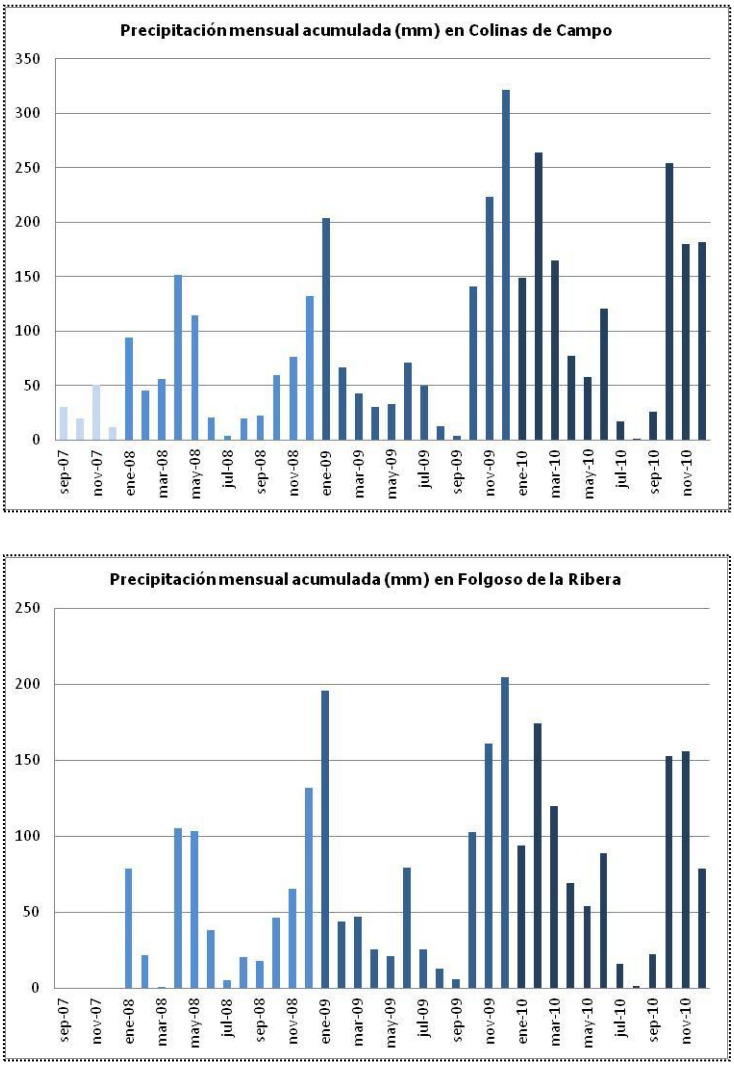


Fig. 2.2. Precipitación mensual acumulada en Colinas de Campo, Folgoso de la Ribera y Bembibre desde septiembre 2007 hasta diciembre 2010 (Fuente: CHM-S, 2011).

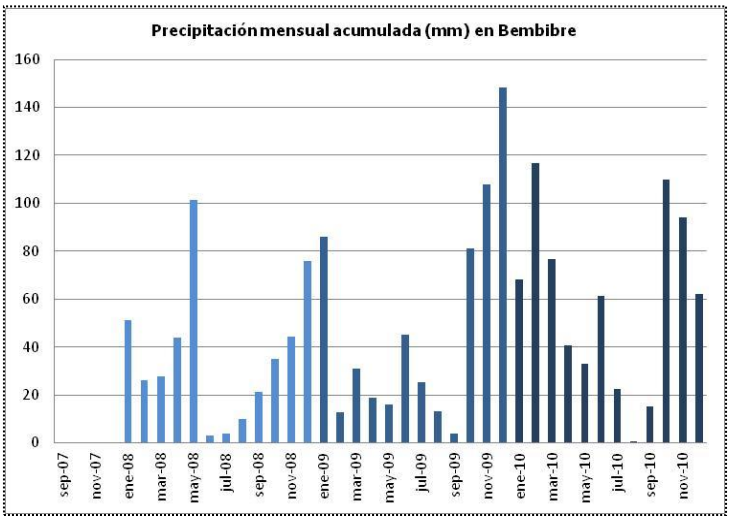


Fig. 2.2. (*Continuación*) Precipitación mensual acumulada en Colinas de Campo, Folgoso de la Ribera y Bembibre desde septiembre 2007 hasta diciembre 2010 (Fuente: CHM-S, 2011).

Para tener una visión más completa de las variaciones interanuales, en la Fig. 2.3 se presenta la serie de precipitaciones mensuales totales desde 1951 hasta los primeros meses de 2011 tomados en la estación meteorológica de Ponferrada de la Agencia Estatal de Meteorología (Aemet, 2011). En estos últimos sesenta años, el patrón de lluvias se ha mantenido constante en su fluctuación anual.

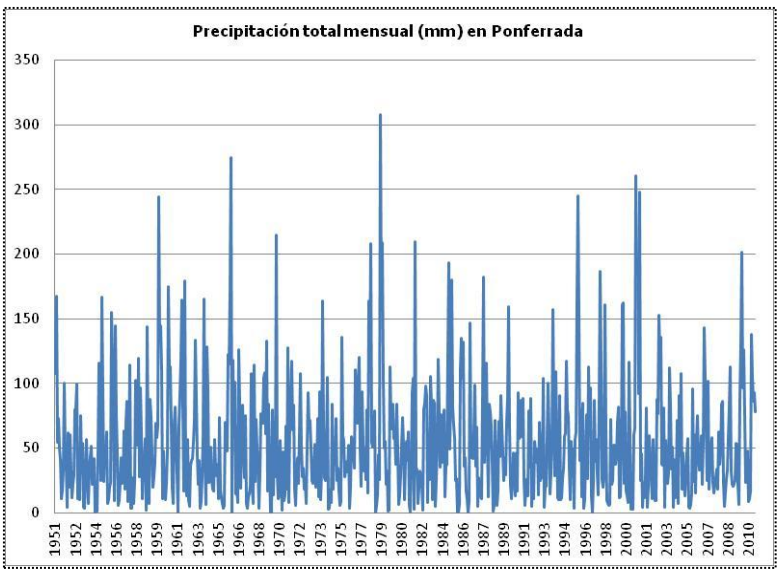


Fig. 2.3. Precipitación total mensual en Ponferrada desde 1951 a 2011 (Fuente: Aemet, 2011).

De igual modo, el gradiente de **temperatura** se ve también influido por las características orográficas. Por un lado, en la montaña los valores medios se encuentran en torno a los 6-8 °C, estando próximos a 0 °C en invierno y cerca de los 16 °C en verano, mientras que en la llanura la temperatura suele ser unos cuatro grados superior en cualquier época del año (Luis Calabuig *et al.*, 2004). De nuevo

los datos desde los años cincuenta hasta el presente muestran un patrón de variación estacional constante cada año (Fig. 2.4) (Aemet, 2011).

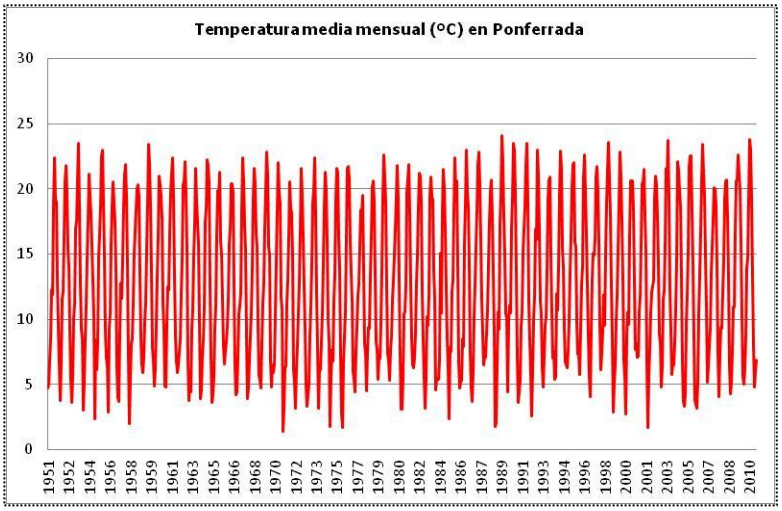


Fig. 2.4. Temperatura media mensual en Ponferrada desde 1951 a 2011 (Fuente: Aemet, 2011).

En relación con las condiciones climatológicas, es importante hablar del balance hídrico, el cual viene marcado por la diferencia entre la entrada de agua por precipitación o deshielo y la salida por evapotranspiración o recarga de acuíferos, dejando como resultado la escorrentía superficial. Durante los meses secos de escasa lluvia, el agua de escorrentía presenta un caudal mínimo que llega incluso a desaparecer en algunos pequeños arroyos. En las épocas de abundante precipitación, los ríos aumentan su caudal reflejando una cuantía abundante, como se puede observar al comparar la gráfica de precipitaciones en el municipio de Folgoso de la Ribera (Fig. 2.2) con el caudal del río Boeza (Fig. 2.5) medido a su paso por la localidad. Así, por ejemplo, se aprecia que los últimos meses del año 2009 y los primeros del 2010 fueron especialmente lluviosos, lo que se tradujo en un mayor caudal del río.

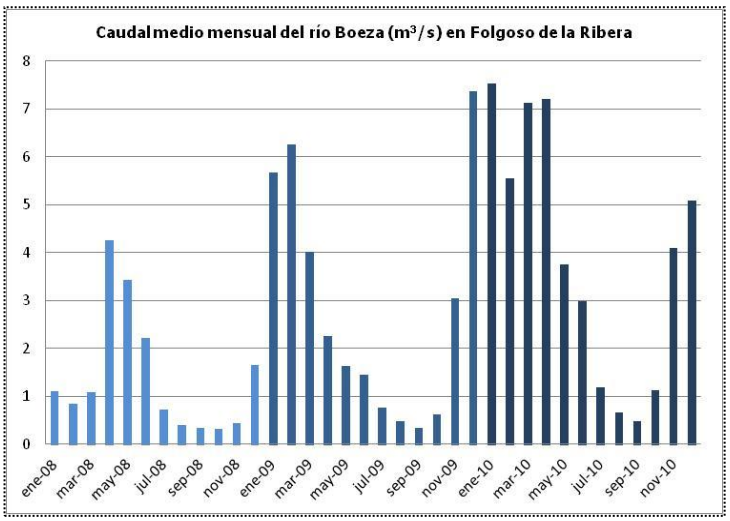


Fig. 2.5. Caudal mensual del río Boeza en Folgoso de la Ribera, 2008 – 2010 (Fuente: CHM-S, 2011).

2.3 Marco geológico regional

En la provincia de León aparecen los tres grandes **dominios litológicos** en los que se divide de forma consensuada la Península (García Meléndez & Suárez Rodríguez, 2004):

- La Iberia silícea o el área silícea, representada por las localidades más occidentales (El Bierzo excepto su depresión central, Laciana, La Cabrera, Omaña y parte de la Maragatería y La Cepeda), está formada por rocas fundamentalmente de la era del Paleozoico con extensas zonas de pizarras precámbricas, cuarcitas, areniscas y ampelitas. Además, en las cuencas carboníferas de Laciana y del Bierzo, afloran junto con los elementos anteriores, conglomerados y capas de carbón.
- La Iberia calcárea o área calcárea, situada al norte en la comarca de la Montaña Leonesa, está constituida por rocas de la era paleozoica con predominio de las calizas y dolomías, aunque en la zona sur también existen calizas mesozoicas junto otras rocas como cuarcitas, pizarras areniscas, conglomerados y arenas.
- La Iberia arcillosa o área arcillosa, ubicada en las zonas centrales y suroccidentales (Páramos y Riberas) y en la depresión central del Bierzo, abarca las riberas de los grandes ríos que proceden de la Montaña Leonesa, así como sus interfluvios o zonas elevadas que actúan como separación entre los ríos. Esta zona está compuesta mayoritariamente por gravas, arenas y arcillas cenozoicas.

Desde el punto de vista geológico, según el IGME (1984), se pueden diferenciar varios encuadres geológicos-regionales en la cuenca del Bierzo (Fig. 2.6). Dentro de este encuadre, el área concreta de estudio ocupa las Formaciones Agüeira y Luarca, y los materiales estefanienses y de cobertura postpaleozoica.

- Formación Luarca. Las pizarras de Luarca, de edad Ordovícico medio, son una serie masiva de pizarras negras, que hacia el este de la cuenca van siendo cubiertas por materiales del Carbonífero. Se presentan como una potente sucesión homogénea de pizarras negras de grano fino, lustrosas, con abundante pirita bien cristalizada en cubos y más raramente en nódulos, que en superfice se alterna a limonita. Las pizarras afloran en conjunto como un monoclinal perteneciente al flanco sur del Antiforme del Narcea. Los principales componentes son cuarzo, clorita, micas blancas y en menor proporción minerales pesados (rutilo, circón y epidota), casi siempre impregnados por grafito y óxidos de hierro.
- Formación Agüeira. Sobre las pizarras de Luarca se asienta esta serie en contacto concordante y gradual, del Ordovícico superior, constituida por grauvacas y pelitas, en facies turbídicas, con alguna presencia de areniscas y cuarcitas. Hacia el sur de esta formación aparece el Sinclinal de Pardamaza y el Anticlinal del Gistredo. Se trata de una alternancia de arenas (media-gruesa), limolitas y lutitas, con algunos niveles cuarcíticos intercalados, sobre todo hacia la base. A nivel mineralógico, las areniscas están compuestas esencialmente por plagioclasas y fragmentos de rocas en una matriz limo-arcillosa recristalizada.
- Materiales estefanienses. Los materiales carboníferos de edad Estefaniense, se encuentran en la parte más oriental del límite septentrional de la cuenca del Bierzo formando una serie que supera los 4000 m de espesor y están constituidas por brechas y pudingas, areniscas, lutitas y capas de

carbón. Dentro de la cuenca, la potencia del carbón es muy variable, desde pocos milímetros a espesores de 0.80-1 m e incluso mayores potencias en zonas localizadas. Estos materiales han sido formados *in situ* por acumulación de restos vegetales que prácticamente no han sufrido transporte o bien éste ha sido mínimo. Se trata de depósitos de carácter molásico, con secuencias iniciales fluvial o torrencial, seguidas de una serie de areniscas, limolitas y capas de carbón dispuestas en ciclotemas[1] sedimentarios a un ambiente fluvio-lacustre, es decir, cuencas intramontañosas formadas en zonas deprimidas causadas por la fracturación tardihercínica. Pueden diferenciarse tres sectores: 1) Sector septentrional que se corresponde con la zona desde el extremo oriental de la cuenca de Fabero-Matarrosa hasta la Falla de Noceda en su límite meridional; 2) Sector central, de Toreno-Tremor de Arriba, que se extiende desde el este del río Sil hasta el río Luna, siendo su límite meridional la Falla de Labaniego y el septentrional la Falla de Noceda; y 3) Sector meridional al oeste de Almagarinos, al sur de la Falla de Labaniego, hallándose en la zona más septentrional de la cuenca de Torre-Bembibre.

- Cobertura postpaleozoica. Por un lado, los materiales del Terciario aparecen en algunas zonas recubriendo parcialmente al Carbonífero y a los materiales que constituyen el zócalo sobre el cual éste último se apoya. Se trata de sedimentos arenosos y arcillosos entre los que pueden intercalarse gravas. Por otro lado, los materiales del Cuaternario, arenas y gravas en su mayor parte, se corresponden con depósitos de piedemonte y derrubios de ladera, y con depósitos aluviales en los valles, formando sistemas de terrazas en algunos casos como en el río Boeza.

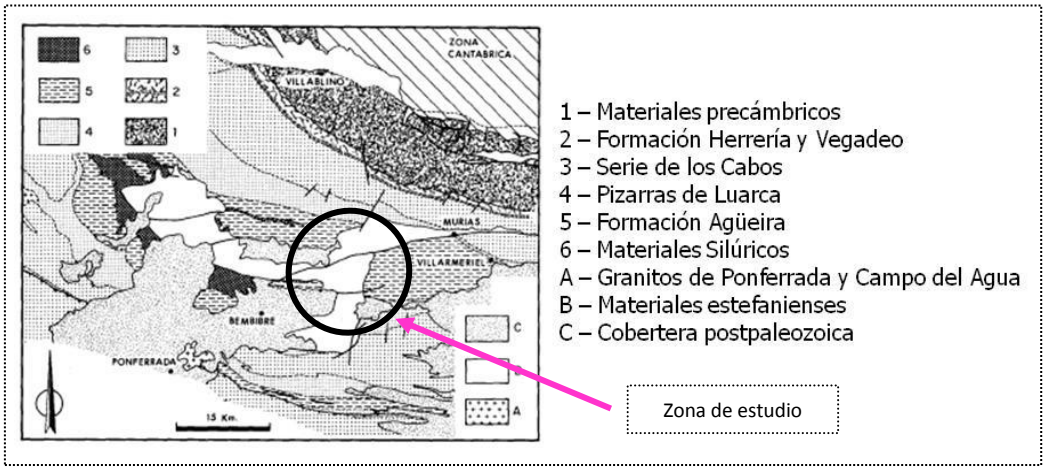


Fig. 2.6. Encuadre geológico-regional de la cuenca de El Bierzo (Fuente: IGME, 1984).

[1] *Ciclotema*: Ciclo sedimentario de orden menor que suele contener sedimentos marinos y continentales, intercalándose entre estos últimos capas de carbón.

2.4 Hidrología e hidrogeología

La red hidrográfica viene definida por la orografía del terreno. De esa forma, en la provincia de León se distinguen tres unidades hidrográficas (Luis Calabuig *et al.*, 2004):

- La cuenca del Duero, cuya superficie de drenaje hacia el río Duero supone un 72% del terreno leonés y su principal aporte se debe al río Esla.
- La subcuenca del Sil perteneciente a la cuenca del Miño, que ocupa un 22% de la superficie, definiendo la Comarca del Bierzo y representada por los ríos Boeza, Burbia, Cúa y Cabrera.
- La cuenca del norte correspondiente a los valles cantábricos de Valdeón (río Cares) y Sajambre (río Sella).

Por tanto, la cuenca carbonífera El Bierzo se enclava en la **Cuenca Hidrográfica del Miño-Sil** (CHM-S) (Fig. 2.7), concretamente en la *subcuenca del Sil Superior*, donde una serie de afluentes mineros (ríos Cúa, Noceda y Tremor; estos dos últimos tributarios del río Boeza) drenan al río principal, el Sil (Vadillo Fernández & Losa Román, 2010).

Dentro de la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE) se proponen dos sistemas de clasificación de los ríos. El primer sistema de clasificación, el Sistema A, engloba a toda la Península Ibérica y las Canarias bajo la Región ibérico-macaronésica. El segundo tipo de clasificación, el Sistema B, atiende a factores físicos y químicos que determinan las características del río y, por ende, la estructura y composición de la comunidad biológica. En base a este sistema, la CHM-S (2010a), define los ríos de la cuenca Miño-Sil en seis categorías expuestas (Fig. 2.8). En el caso de los ríos principales de la zona de estudio del Bierzo, es decir, el río Boeza y río Tremor, se trata básicamente de «Ríos de montaña húmeda silícea» con algún tramo dentro del grupo «Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos».

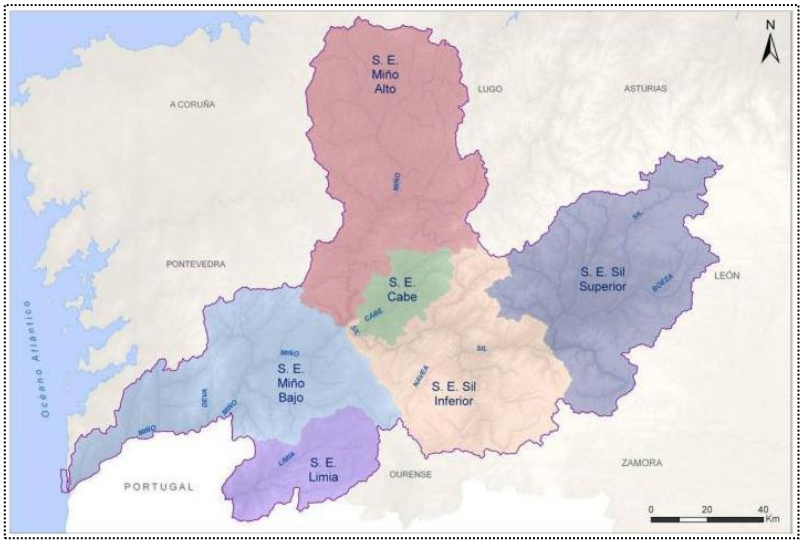


Fig. 2.7. Subcuencas hidrográficas de la cuenca del Miño-Sil (Fuente: CHM-S, 2010a).

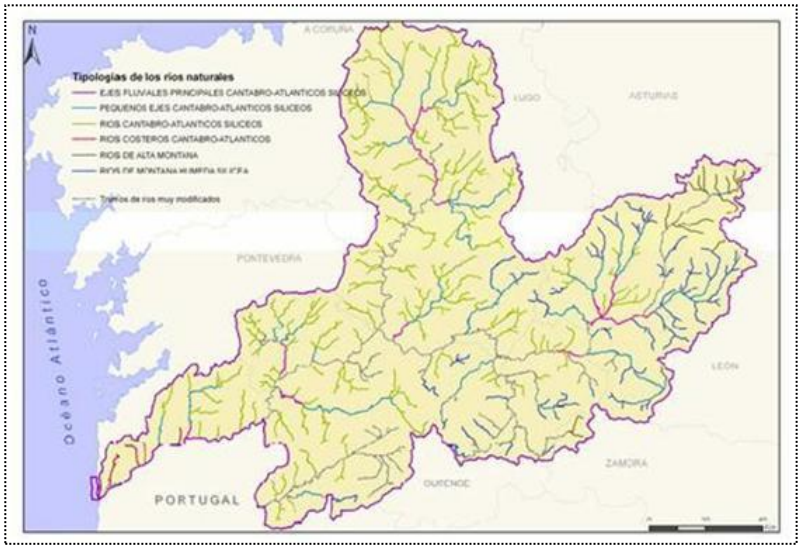


Fig. 2.8. Tipología de las masas de agua superficiales naturales de la categoría río (Fuente: CHM-S, 2010a).

Desde el punto de vista **hidrogeológico**, la cuenca del Bierzo está constituida, por un lado, por materiales paleozoicos, esto es, pizarras, areniscas, cuarcitas y conglomerados, que se comportan en su conjunto como impermeables. No obstante, localmente puede tener una cierta permeabilidad ligada a zonas de diaclasas y de fracturas que permiten el desarrollo de vías de circulación preferente del agua subterránea (Instituto Tecnológico Geominero de España, ITGE, 1993; en Losa *et al.*, 2010). Por otro lado, los materiales terciarios-cuaternarios constituyen un acuífero de carácter detrítico permeable, cuya permeabilidad depende del tamaño de la fracción y de la litología, de forma que es mayor en las zonas con más abundancia de arenas y conglomerados (Losa *et al.*, 2010).

En el año 2010, Losa y col. estudiaron la calidad química de las aguas subterráneas de la cuenca del Bierzo, concluyendo que tanto este tipo de aguas, como las fuentes, mantienales y pozos, tenían valores de pH mas ácidos que las aguas superfiales, desde 4.1 hasta ligeramente por encima de la neutralidad (7.5). Igualmente, hallaron los valores más bajos en el área de Torre del Bierzo y lo relacionaron con la litología dominante y con los procesos de oxidación de sulfuros a causa de la actividad minera. Otras características físico-químicas de las aguas subterráneas señaladas por estos autores son:

- Conductividad eléctrica entre 15-330 µS/cm, menor que en las aguas superficiales.
- Dureza variable desde 10 a 436 mg/L de $CaCO_3$, apareciendo los valores más altos en las aguas que atraviesan los materiales terciarios y cuaternarios.
- Contenido de componentes mayoritarios en orden decreciente de $SO_4^{2-} > HCO_3^- > Cl^- > NO_3^-$ para aniones y $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^+$ para cationes, siendo, por tanto, la facie predominante del tipo sulfatada magnésico-cálcica.
- Concentraciones de metales pesados elevadas en algunos puntos, especialmente en la zona de Torre del Bierzo, como hierro (por encima de 200 mg/L), manganeso (próximo a 98 mg/L) y zinc (cercano a 250 mg/L).

2.5 Edafología

La clasificación de los suelos se puede establecer según los criterios de dos sistemas: el americano marcado por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (*United States Department of Agriculture*, USDA, 1999, 2006) y el mundial diseñado por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (*Food and Agriculture Organization*, FAO, 2006).

Según la clasificación americana, los suelos de la comarca del Bierzo se encuadran dentro de los órdenes "Entisol" (subórdenes Orthent y Psamment) e "Inceptisol" (subórdenes Ochrept y Umbrept), mientras que atendiendo al sistema propuesto de la FAO sobre la base mundial de suelos, éstos están incluidos como "Cambisoles", "Regosoles", "Leptsoles", "Arenosoles" y, más ocasionalmente, "Fluvisoles" (Mejuto *et al.*, 2008; García-Álvarez & Díaz-Puente, 2010).

Por último, y más importante para el presente trabajo, cabe destacar las escombreras y vertidos producidos por la minería de carbón, que ocupan un 5.6% de la superficie de los municipios mineros de la cuenca carbonífera El Bierzo (Mejuto *et al.*, 2010). Estas escombreras se catalogan como "Tecnosoles" dentro de la clasificación de la FAO, donde se incluyen suelos cuyas propiedades y pedogénesis están dominadas por su origen "técnico", esto es, que tienen características o materiales creados por el hombre, como son los deshechos de minería y cenizas, y carecen de un perfil desarrollado.

2.6 Flora y fauna

Atendiendo a la **clasificación biogeográfica** de Rivas-Martínez (1983), el área de estudio se halla fundamentalmente en la unidad fitogeográfica de la Región Mediterránea:

Subregión Mediterránea occidental

Superprovincia Mediterráneo-Iberoaltántica

Provincia Carpetano-Ibérico-Leonesa (IX)

Sector Orensano-Sanabriense

Subsector Berciano

En relación a los **pisos bioclimáticos** (Rivas-Martínez, 1987), la zona de estudio se encuentra enclavada, casi en su totalidad, en el piso supramediterráneo caracterizado por unos valores térmicos de temperaturas medias anuales entre los 8 y 13 °C, medias mínimas del mes más frío de -4 a -1°C, y medias máximas del mes más frío entre los 2 y 9 °C.

El paisaje vegetal de la cuenca carbonífera se define en **unidades geobotánicas** que se corresponden con la comunidad de vegetación madura y aquellas derivadas de la degradación de ésta. Así, Zaballos Soriano y col (2010) interpretan dos tipos de series: una edafohigrófila en valles y depresiones, condicionada por la presencia de agua o elevada humedad edáfica, y otra climatófila en las laderas de montaña.

- <u>Series edafohigrófilas</u>

En las series edafohigrófilas o de bosques riparios, bajo la influencia de clima oceánico y sobre suelos silíceos, el bosque mayoritario en la cuenca del Bierzo está formado por el aliso (*Alnus glutinosa*).

Esta serie de alisedas (*Galio broteriani-Alno glutinosae S.*) sobre sustratos ácidos, aparece en el piso supramediterráneo con ombrotipo subhúmedo-hiperhúmedo y constituye la vegetación potencial de los bordes de los ríos y arroyos de estiaje moderado de la zona.

La etapa madura se corresponde con la asociación *Galio broteriani-Alnetum glutinosae*, donde aparecen *Alnus glutinosa*, *Fraxinus angustifolia*, *Salix atrocinerea*, *Populus nigra*, *Frangula alnus*, *Carex acuta* subsp. *reuteriana*, *Galium broterianum*, *G. rotundifolium*, *Poa nemoralis* y *Brachypodium sylvaticum*, donde también es común la presencia de otros árboles caducifolios acompañantes (*Quercus pyrenaica*, *Prunus avium*, *Corylus avellana*) con sotobosque de *Crataegus monogyna*, *Hedera helix*, *Rubus* sp., *Rosa* sp., *Geum urbanum*, *Polystichum setiferum*.

Como etapa de sustitución en los arroyos y curso medio de los ríos, aparece una comunidad espinosa (*Rubo ulmifolii-Rosetum corymbiferae*) en zonas degradadas y un herbazal perteneciente a la asociación *Geranio robertiani-Caryolophetum sempervirentis*.

Por último, entre las formaciones de ribera, también se encuentra en márgenes de ríos y arroyos con elevado estiaje sobre sustratos silíceos arenosos la serie *Salico salviifoliae S*. La variedad de taxones e híbridos del género *Salix* caracteriza a esta comunidad, en la que también pueden aparecer *Fraxinus angustifolia*, *Bryonia cretica* subsp. *dioica*, *Saponaria officinalis* y *Solanum dulcamara*.

- Series climatófilas

Las series climatófilas aparecen en laderas y en la base de zonas de montañas, siendo bosques más desarrollados de melojares y encinares.

Los bosques de roble melojo (*Quercus pyrenaica*), también denominados rebollares o reboleiras, son el tipo de vegetación potencial más extendida en la cuenca carbonífera, tratándose de bosques caducifolios marcescentes de ámbito subatlántico, propios de suelos silíceos y que ocupan grandes extensiones en el piso supramediterráneo del occidente peninsular. Se distinguen dos tipos de melojares en esta región:

- En la media montaña de la vertiente sur cantábrica y en los Montes de León y Montes Aquilianos, surgen los melojares húmedos (serie supramediterránea carpetano occidental, orensano-sanabriense y leonesa húmeda-hiperhúmeda del roble melojo (*Holco mollis-Querceto pyrenaicae S.*)), dominados por *Quercus pyrenaica* y caracterizados por presentar en su estrato herbáceo especies como *Luzula forsteri*, *Holcus mollis*, *Ajuga occidentalis*, *Viola riviniana* y *Physospermum cornubiense*. La etapa de degradación está constituida por brezales pertenecientes a la asociación *Pterosparto lasianthi-Ericetum aragonensis* en los que predomina el brezo rojo (*Erica australis*) y la carqueixa (*Pterospartum tridentatum*).
- En zonas de menor altitud, aproximadamente por debajo de los 900 m, y ligados a menores precipitaciones, se hallan los melojares subhúmedos (serie supramediterránea salmantino, orensano-sanabriense y leonesa subhúmeda del roble melojo (*Genisto falcatae-Querceto pyrenaicae S.*)) dominados por ejemplares de talla media de *Quercus pyrenaica*, sobre sustratos ácidos, con *Genista falcata*, *Festuca elegans*, *Cytisus scoparius*, *Genista florida*, *Erica arbórea*, *Primula vulgaris*, *Cytisus multiflorus*, entre otras. El matorral de sustitución está formado por

piornales con cantueso (*Lavandulo sampaioanae-Cytisetum multiflori*) de *Cytisus multiflorus* con *Lavandula pedunculata* y acompañados por *Cytisus striatus*, *Erica arbórea*, *Adenocarpus complicatus*, *Pteridium aquilinum*, o piornales con aulagas (*Genisto hystricis-Cytisetum multiflori*) de *Cytisus multiflorus* con abundancia de *Genista hystrix* y acompañados por *Genista florida* subsp. *polygalaephylla*, *Cytisus scoparius*, *Adenocarpus complicatus*.

Los bosques de encinas o carrascas (*Quercus ilex* subsp. *ballota* = *Q. rotundifolia*) ocupan como vegetación potencial una superficie mucho menor que los melojares, apareciendo normalmente por debajo de los 600 m. Son bosques perennifolios esclerófilos típicamente mediterráneos más resistentes a la sequía que los anteriores, indiferentes edáficos y que prosperan a muy diversas altitudes. Esta serie mesosupramediterránea salmantina y orensano-sanabriense silicícola de la encina (*Genisto hystricis-Querceto retundifoliae S.*) se extiende por las laderas de solana de la media montaña, en el curso bajo de las cuencas de los ríos Tremor, Cúa y Sil, con especies características como *Quercus rotundifolia*, *Genista hystrix*, *Cytisus multiflorus*, *Daphne gnidium* y *Cistus ladanifer*. Las etapas de sustitución comienzan con carrascales abiertos y diversos piornales similares a los correspondientes a la serie de los melojares subhúmedos, como los piornales con cantueso (*Lavandulo sampaianae-Cytisetum multiflori*) y los piornales con aulagas (*Genisto hystricis-Cytisetum multiflori*).

En cuanto a la fauna leonesa, hay muchos grupos de invertebrados que serán señalados a lo largo del trabajo. Por ello, esta parte se centra únicamente en los vertebrados, muchos de los cuales son típicos de la Península Ibérica que conviven en esta provincia a caballo entre la región Atlántica y la Mediterránea. Por tanto, en este lugar se dan cita tanto especies típicas eurosiberianas como mediterráneas y aquellas repartidas de forma más o menos regular por todo el territorio español (Luis Calabuig *et al.*, 2004; Vadillo *et al.*, 2006).

En el mundo de la herpetofauna, se encuentran los anfibios y los reptiles. Entre los **anfibios**, dada su afiliación acuática imprescindible durante la reproducción, pueden observarse en cualquier punto de la red fluvial, aunque muchos prefieren pequeños humedades y fuentes. Por un lado, se hallan los urodelos (anfibios con cola) como: la salamandra rabilarga (*Chioglossa lusitanica*) y la salamandra común (*Salamandra salamandra*). Por otro lado, entre los anuros (anfibios sin cola) se incluyen: el sapo partero común (*Alytes obstetricans*), el sapillo pintojo ibérico (*Discoglossus galganoi*), el sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*), el sapillo moteado común (*Pelodytes punctatus*), el sapo común (*Bufo bufo*), el sapo corredor (*Bufo calamita*), la ranita de San Antón (*Hyla arborea*) y la rana común (*Rana perezi*). En el caso de los **reptiles**, aparecen ejemplares del lagarto verdinegro (*Lacerta schreiberi*), lagarto ocelado (*Lacerta lepida*), lagartija de bocage (*Podarcis bocagei*), lagartija serrana (*Lacerta monticola*), lagartija roquera (*Podarcis muralis*), vibora de Seoane (*Vipera seoanei*), culebra de agua o viperina (*Natrix maura*), culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*) y culebra de collar (*Natrix natrix*). De este grupo, más relacionado con hábitats terrestres, la culebra de agua y la de collar tienen tendencias acuáticas.

De la **avifauna**, se encuentran, entre otros, las rapaces: águila culebrera (*Circaetus gallicus*), buitre leonado (*Gyps fulvus*), águila real (*Aquila chrysaetos*), águila-azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*),

halcón peregrino (*Falco peregrinus*), milano negro (*Milvus migrans*), gavilán vulgar (*Accipiter nisus*), alcotán europeo (*Falco subbuteo*), cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*), aguilucho pálido (*Circus cyaenus*), aguilucho cenizo (*Circus pygargus*), aguililla calzada (*Hieraaetus pennatus*) y cárabo común (*Strix aluco*); las asociadas a zonas de ribera como la cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*); y entre los pájaros de menor tamaño, algunos como el pico menor (*Dendrocopos minor*), el pico mediano (*Dendrocopos medius*), el vencejo real (*Apus melba*), y los paseriformes pechiazul (*Luscinia svecica*), camachuelo común (*Pyrrhula pyrrhula*) y roquero rojo (*Monticola saxatilis*).

Entre los **mamíferos** acuáticos se hallan la musaraña de agua o gris (*Crocidura russula*), la rata de agua (*Arvicola sapidus*) y la rata gris (*Rattus norvegicus*); y entre los terrestres el lobo ibérico (*Canis lupus*), el zorro (*Vulpes vulpes*) y la liebre de piornal (*Lepus castroviejoi*).

Por último, los **peces** de los ríos leoneses se caracterizan por aguantar fuertes variaciones estacionales, habitando en esta zona occidental: trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*), trucha común (*Salmo trutta*), bermejuela (*Chondrostoma arcasii*), boga del Duero (C*hondrostoma duriense*) y gobio (*Gobio gobio*).

Dentro de los peces citados, es de interés en el presente trabajo al ser objeto de estudio, la **trucha común** (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758; familia Salmonidae, orden Salmoniformes, clase Actinopterygii –peces con aletas radiadas–) (Fig. 2.9). Según González-Martín (1998), la trucha común, que era la especie típica de los ríos bercianos, ha descendido notablemente su presencia debido a la contaminación de las aguas. Sus principales características son (Doadrio Villarejo, 2001):

- Pez de talla media que en la Península rara vez supera los 600 mm de longitud total. Su morfología es muy variable, de cabeza grande provista de dientes que se extienden por los maxilares, premaxilares, dentarios, palatinos y vómer. Dos aletas dorsales, la primera con 9 a 11 radios ramificados y la segunda adiposa. Las escamas son muy pequeñas y su número es de 110-115 en la línea lateral. La coloración es variable, normalmente con manchas negras y rojas oceladas, que no están presentes en la aleta caudal y que se extienden por el opérculo.
- Vive en aguas rápidas y frías. Su alimentación está basada fundamentalmente en invertebrados. La reproducción tiene lugar entre noviembre y diciembre cuando la temperatura del agua oscila entre 5 y 10 °C. La puesta se deposita en la grava y el número de huevos es de 1000 a 2000 por kg de peso. La incubación dura más de 40 días a 10 °C. Algunas poblaciones atlánticas realizan migraciones al mar regresando al río para completar el ciclo reproductor.
- De amplia distribución paleártica, se distribuye por las cabeceras de casi todos los ríos de la Península, faltando en algunos del Levante, en el sur y en la cuenca del Guadiana.
- Su interés principal es como especie deportiva (Real Decreto 1095/1989 Anexo I Especie objeto de pesca; Real Decreto 1118/1989 Anexo Especie objeto de pesca comerciable), lo que hace que no presente problemas de extinción, aunque algunas poblaciones autóctonas y bien diferenciadas pueden estar en peligro por introgresión genética procedente de los ejemplares de repoblación. Dentro del Libro Rojo de los Vertebrados de España (Carlos Blanco & González España, 1992) está

catalogado como "Vulnerable", en la *Red List* de la IUCN Mundial (Freyhof, 2011) como Preocupación menor (LC) y en IUCN España como Vulnerable (VU 1cde).

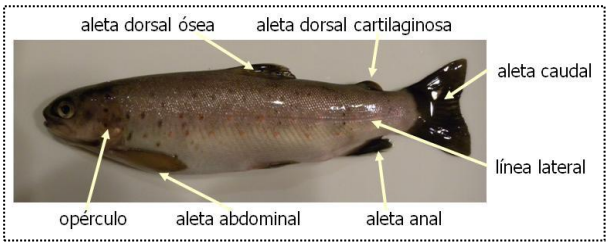


Fig. 2.9. Imagen: Ejemplar de *Salmo trutta*.

2.7 Patrimonio cultural y minero

La Red Natura 2000 creada mediante la Directiva 92/43/CEE, de Conservación de los Hábitats Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre, cuenta en toda Castilla y León con más de 48 millones de hectáreas clasificadas como Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) y más de 37 millones como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA). De los 120 LICs y 70 ZEPAs catalogados en la Comunidad Autónoma, 17 y 14 respectivamente corresponden con la provincia leonesa. Aunque ninguna se halla dentro del área de estudio, entre las más cercanas a la cuenca del Bierzo, se encuentran los LICs y ZEPAs de Omañas, Alto Sil, y Riberas del río Sil y afluentes (Natura 2000 en Castilla y León).

Pero no solamente el medio ambiente requiere de protección. Dentro del mundo de la minería existe igualmente una herencia que hay que cuidar: el patrimonio minero. El IGME define el patrimonio minero como el conjunto de labores mineras de interior y exterior, estructuras inmuebles y muebles, instalaciones periféricas, hidráulicas y de transporte, documentos, objetos y elementos inmateriales vinculados con actividades mineras del pasado, a los que un grupo social, más o menos amplio, atribuye valores históricos, culturales o sociales. Además, no sólo guarda relación con la geología, sino también con el patrimonio histórico, arqueológico e industrial y con la historia económica, tecnológica y social. El patrimonio minero tiene como propósito localizar y valorar los elementos que puedan, por sus características y estado de conservación, considerarse como bienes patrimoniales, además de proponer medidas para su conservación y fomentar su interés.

En España, la Sociedad Española para la Defensa del Patrimonio Geológico y Minero (SEDPGYM) se encarga de la protección del patrimonio minero español, entre cuyas actividades se incluye promover activamente la defensa del Patrimonio Geológico y Minero-Metalúrgico en aquellas situaciones que impliquen riesgo para el mismo (artículo 4 del Reglamento de Régimen Interno). En octubre de 2007, el Instituto de Patrimonio Histórico Español (IPHE) y la Fundación Ciudad de la Energía, con la participación de TICCIH-España (*The International Committee for the Conservation of the Industrial Heritage*), SEDPGYM y expertos y técnicos de la mayoría de las Comunidades Autónomas, se reunieron para evaluar la situación del Patrimonio Industrial en España durante la celebración *de las Jornadas técnicas sobre Patrimonio Industrial Minero* en Ponferrada, que tuvieron como resultado la "Carta del Bierzo del

Patrimonio Industrial Minero". Este documento, aprobado en junio de 2008 por el Consejo de Patrimonio Histórico, pretende impulsar iniciativas de conservación y la puesta en valor del Patrimonio Industrial Minero, así como establecer unos mínimos criterios de intervención:

- El conocimiento exhaustivo de la mina y su entorno, natural y cultural.
- La protección jurídica de los elementos que componen el complejo minero de explotación.
- La conservación de los elementos más significativos del complejo minero.
- La implicación y participación activa de las comunidades o grupos humanos en los que se inserta el complejo minero para la puesta en valor del mismo, así como para su mantenimiento.

Dentro de la provincia de León, destacan por su defensa y comunicación el Museo de la Siderurgia y la Minería de Castilla y León, en Sabero, y el recientemente abierto al público Ene.Museo Nacional de la Energía en Ponferrada a cargo de la Ciuden (Fundación Ciudad de la Energía).

PARTE II. MATERIAL Y MÉTODOS

CAPÍTULO 3. DISEÑO DEL MUESTRO Y MÉTODOS ANALÍTICOS

En este capítulo se explica cuál ha sido la red de muestreo diseñada en la cuenca hidrográfica del Bierzo, así como la metodología analítica utilizada en el estudio de los distintos elementos objeto de estudio.

3.1 Diseño: puntos de muestreo

De toda la cuenca carbonífera El Bierzo, los ríos seleccionados para el presente estudio pertenecen a la parte más oriental de la región. La cuenca de drenaje estudiada tiene un área aproximada de 412 km^2, de los cuales 166.34 km^2 se corresponden con la superficie drenada por el río Boeza y 245.75 km^2 al área del río Tremor y sus dos afluentes el arroyo Rodrigatos y La Silva.

En la Tabla 3.1 se muestra un esquema descriptivo de los ríos estudiados con los puntos concretos de toma de muestras y de los principales impactos que se producen en ellos; y en la Fig. 3.1 un mapa con los ríos y puntos citados.

Tabla 3.1. Cuadro explicativo de los puntos de muestreo en los arroyos Rodrigatos y La Silva, y ríos Boeza y Tremor en la zona de estudio de El Bierzo oriental.

Cauce	Longitud estudiada (km)	Puntos de muestreo	Descripción	Impactos
Arroyo La Silva	7.6	**S2**	Tramo alto	Escombreras de la autovía A-6
		S1	Tramo bajo, antes de la unión con el río Tremor	Actividad minera y residuos
Arroyo Rodrigatos	6	**R1**	Tramo medio	Actividad minera y residuos
Río Tremor	27	**T4**	Tramo alto, tras la unión con el arroyo Rodrigatos	Núcleos urbanos, actividad minera y residuos, aporte del arroyo Rodrigatos
		T2	Tramo medio, antes de la unión con el arroyo La Silva	Residuos de la actividad minera
		T1	Tramo medio-bajo, tras la unión con el arroyo La Silva	Núcleos urbanos, aporte del arroyo La Silva
		T0	Tramo bajo, antes de la unión con el río Boeza	Residuos de la actividad minera
Río Boeza	22	**B3**	Tramo alto, aguas arriba del municipio de Igüeña	Afección antropogénica escasa
		B1	Tramo medio, antes de la unión con el río Tremor	Núcleos urbanos
		B0	Tramo medio, tras la unión con el río Tremor	Núcleos urbanos, aguas de carácter minero aportadas por el río Tremor

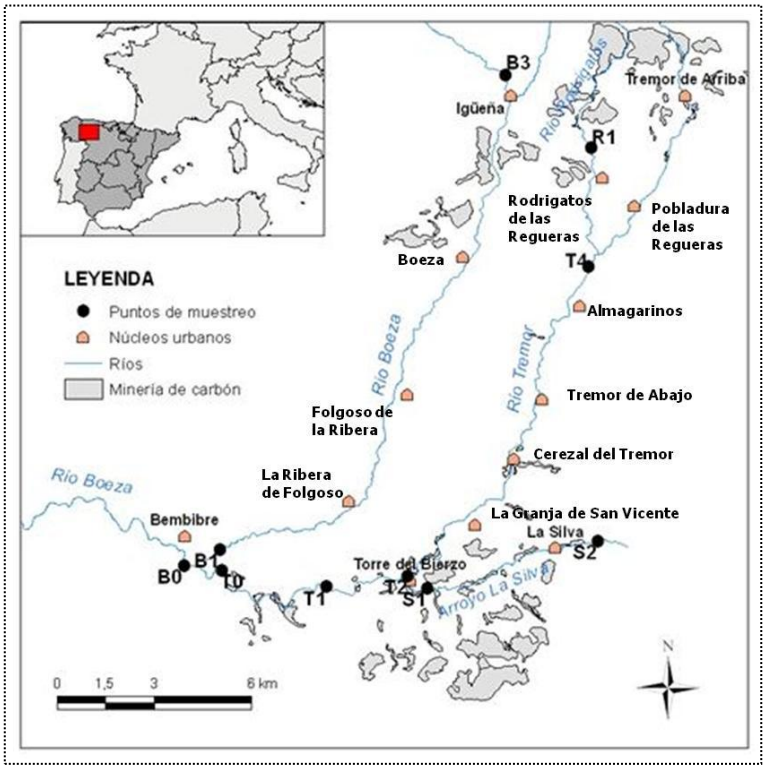
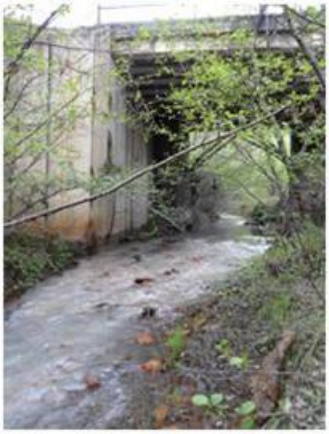


Fig. 3.1. Puntos de muestreo en los ríos de estudio de El Bierzo oriental.

3.1.1. Arroyo La Silva

Con una longitud aproximada de 7.6 km, este tributario del río Tremor, localizado en la proximidades de Manazal del Puerto, presenta una afección especial de sus aguas. Si bien el problema de contaminación metálica y sus efectos es el mismo que en el resto de la cuenca minera, el origen de esta afección es diferente. Se trata de un drenaje ácido de roca (DAR) que es causado por el lavado de una serie de materiales sulfurosos que quedaron expuestos a la intemperie durante y tras el proceso de construcción de la autovía A-6, que une Madrid con La Coruña, hace aproximadamente 15 años. Este foco de contaminación se extiende unos 3 Km desde el nacimiento del arroyo y ocasiona una fuerte contaminadción patente en la totalidad de su recorrido.

En el Cuadro 3.1 se describen los dos puntos de muestreo seleccionados en el arroyo: S2 y S1.

Punto	Descripción e imágenes
S2	(UTM huso 30 X 233047/Y 4722098). Punto de muestreo en la zona de cabecera, junto a la fuente de contaminación, es decir, el foco del drenaje ácido causado por los materiales sulfurosos testigos de la autovía.
	(junio 2008) (junio 2008)
S1	(UTM huso 30 X 227846/Y 4721100). Punto de muestro en el tramo bajo antes de su llegada al río Tremor. Muchos de los pequeños tributarios que llegan al arroyo atraviesan a lo largo de este tramo varias explotaciones mineras.
	 (mayo 2012) (mayo 2012)

Cuadro 3.1. Puntos de muestreo en el arroyo La Silva.

Un año después de la finalización de los muestreos, en el primer trimestre del año 2011, la Confederación Hidrográfica del Miño-Sil llevó a cabo una obra de saneamiento de la zona de cabecera del arroyo. Se retiraron los escombros que bañaban el tramo alto y se construyó un canal de caliza, como sistema de tratamiento pasivo para intentar paliar las condiciones ácidas del agua, así como unas pequeñas balsas de decantación a lo largo del tramo para promover la decantación de metales. En las Fig. 3.2 y 3.3. se muestran fotografías de la zona alta del arroyo tras la obra de restauración.

Fig. 3.2. Imagen: Cabecera del arroyo La Silva tras la retirada de escombros.

Fig. 3.3. Imagen: Tramo alto del arroyo La Silva tras la retirada de escombros.

3.1.2. Arroyo Rodrigatos

El arroyo desciende desde una altitud de 1400 a 900 m hasta su unión con el río Tremor, y a lo largo de sus 6 km de longitud, la afección por minería se localiza esencialmente en la parte alta y en el tramo medio. En su cuenca de drenaje existen varias explotaciones mineras, tanto de cielo abierto como de minería subterránea, muchas de ellas abandonadas sin restauración alguna y otras en actividad en la cabecera. Mejuto y col. (2008) indican que en esta zona concreta existen 18 estructuras mineras clasificadas que ocupan una superficie de 398 ha, aproximadamente el 34% de la cuenca del arroyo. Igualmente exiten dos bocaminas inundadas, que liberan agua que vierte al río, y escombreras en los márgenes del mismo.

En este arroyo se ha elegido un punto de muestreo en el tramo medio: R1 (Cuadro 3.2). No obstante, un año más tarde de comenzar el estudio, en 2008, se decidió monitorizar este cauce fluvial aumentando el número de puntos de muestreo y de campañas de campo. Esta parte del trabajo se explica en el Capítulo 9.

Punto	Descripción e imágenes
R1	(UTM huso 30 X 234071/Y 4733066). Tramo medio del arroyo, ubicado en el cruce entre la carretera principal con el río.
	 (mayo 2012)
	 (mayo 2012) Abrevadero ubicado junto al punto R1, en su margen derecho.

Cuadro 3.2. Punto de muestreo en el arroyo Rodrigatos.

3.1.3. Río Tremor

Este río tiene, potencialmente, un carácter eminentemente minero desde su nacimiento hasta su desembocadura (27 km aproximadamente) en el río Boeza, debido a las estructuras mineras presentes a lo largo de su cauce (escombreras, drenajes de mina de interior) y a la propia actividad extractiva en su nacimiento. En toda la cuenca del Tremor hay al menos unas 100 escombreras, 13 drenajes de bocamina y varios cielos abiertos (Vadillo Fernández & Losa Román, 2010). Sus principales afluentes, también afectados metálicamente, son el Fullinas, Fervienza, Rodrigatos, Fresno, San Estaban y La Silva.

En el Cuadro 3.3 se detallan los cuatro puntos de muestreo escogidos en el río: T4, T1, T1 y T0.

Punto	Descripción e imágenes
T4	(UTM huso 30 X 233721/Y 4730263). Punto más alto muestreado, tras los pueblos Tremor de Arriba (donde nace) y Pobladura de las Regueras, y pocos metros aguas abajo tras la desembocadura del arroyo Rodrigatos.
	 (mayo 2012) (mayo 2012)
T2	(UTM huso 30 X 227684/Y 4721639). Punto en el tramo medio, ubicado en el municipio de Torre del Bierzo, antes de la unión del arroyo La Silva y tras haber pasado por varios pueblos (Almagarinos, Tremor de Abajo, Cerezal del Tremor y La Granja de San Vicente). Junto con diversas estructuras mineras, el río atraviesa en esta zona de Torre del Bierzo una antigua explotación.
	 (mayo 2012) (mayo 2012)
T1	(UTM huso 30 X 224801/Y 4721451). Punto en el tramo medio-bajo, tras recibir el agua del arroyo La Silva.
	 (mayo 2012) (mayo 2012)

Cuadro 3.3. Puntos de muestreo en el río Tremor.

Punto	Descripción e imágenes
T0	(UTM huso 30 X 221998/Y 4721936). Punto en el tramo bajo, antes de la desembocadura en el río Boeza. A lo largo de este recorrido, hay presentes diversas escombreras y un drenaje de bocamina de interior importante que vierte en uno de sus tributarios, el arroyo del Rial, a la altura del desvió de San Facundo.
	 (mayo 2012)
	 (mayo 2012) Bocamina de interior que vierte al arroyo del Rial.

Cuadro 3.3. (*Continuación*) Puntos de muestreo en el río Tremor.

3.1.4. Río Boeza

Este río es el eje fluvial principal de la cuenca hidrográfica de estudio. Nace en las montañas ubicadas por encima del municipio de Igueña, atravesando varios pueblos entre los que destacan Folgoso de la Ribera y Bembibre y recibiendo las aguas de sus afluentes principales Tremor y Noceda hasta terminar desembocando en el río Sil al sur de la ciudad de Ponferrada. Con una longitud de 60 km, presenta una alta calidad ambiental en su cauce en comparación con el resto, debido a la poca actividad minera que tiene lugar, tan sólo varios cielos abiertos aguas arriba del pueblo de Boeza, la mayoría con labores de restauración, y alguna que otra escombrera de minería de interior (Vadillo Fernández & Losa Román, 2010).

De todo su recorrido, la zona de estudio engloba hasta su confluencia con el río Tremor, antes de su paso por la localidad de Bembibre. En total, la longitud del cauce analizada ha sido de 22 km, a lo largo de los cuales se reparten tres puntos de muestreo: B3, B1 y B0 (Cuadro 3.4).

Punto	Descripción e imágenes
B3 **(punto control o de referencia)**	(UTM huso 30 X 230757/Y 4734440). Punto en el tramo más alto muestreado, aguas arriba de la población de Igüeña, donde se supone una afección antropogénica mínima del ecosistema acuático.
	 (mayo 2012) (mayo 2012)
B1	(UTM huso 30 X 221890/Y 4722610). Punto en el tramo medio muestreado, tras recorrer varios núcleos urbanos y antes del aporte del río Tremor.
	 (mayo 2012) (mayo 2012)
B0	(UTM huso 30 X 220920/Y 4722313). Punto en el tramo medio muestreado, a pocos km de distancia del anterior pero tras la unión con las aguas del río Tremor.
	 (mayo 2012) (mayo 2012)

Cuadro 3.4. Puntos de muestreo en el río Boeza.

En el río Boeza también se realizó una obra de restauración en septiembre de 2009 por parte de la CHM-S, en la que se acondicionaron las orillas del río en el tramo del punto B1 (Fig. 3.4 y 3.5). Las obras perturbaron las concidiones morfométricas y el caudal de este punto, por lo que la toma de muestras, en especial de macroinvertebrados, se vio alterada en dicho momento.

Fig. 3.4. Imagen: Acondicionamiento de las orillas en el tramo B1 del río Boeza.

Fig. 3.5. Imagen: Acondicionamiento de las orillas en el tramo B1 del río Boeza.

3.2 Periodicidad de las campañas de campo

Durante un período de cuatro años (2007-2010) se han realizado dos campañas de muestreo al año:

- Una primera campaña a comienzos del verano, en junio o julio.
- Una segunda campaña a finales del verano, en septiembre.

La elección de estos meses del año para la ejecución de los muestreos estuvo determinada por el ciclo de vida de los macroinvertebrados, ya que en la zona de estudio, de elevada pluviosidad e influencia nival, el verano es la época de máxima diversidad de estos organismos.

En total, el presente trabajo comprende 8 campañas de muestreo. Sin embargo, por diversos factores socio-políticos ocurridos en la comarca del Bierzo (cortes de las carreteras por las huelgas mineras) durante la última campaña de septiembre 2010, ésta se encuentra inacabada en algunos puntos: B3 (río Boeza), T4, T2 y T1 (río Tremor), y R1 (arroyo Rodrigatos).

3.3 Analítica general de laboratorio

Para evaluar el grado de afección metálica en los ríos objeto de estudio se han analizado cuatro elementos del ecosistema fluvial:

- Elemento “agua”, donde se realiza una caracterización físico-química del estado de la masa de agua.
- Elemento “sedimento”, donde se mide el contenido metálico.
- Elemento “fauna macrobentónica”, donde la comunidad de macroinvertebrados sirve como indicador biológico de calidad y donde se examina la concentración de metales.
- Elemento “fauna ictícola”, donde se estudia el contenido en metales.

De estos cuatro elementos, el análisis de metales en macroinvertebrados y peces no fue posible llevarlo a cabo en los 10 puntos de muestreo seleccionados. En el caso de los macroinvertebrados porque la técnica analítica requiere de una biomasa próxima a 10 gramos que fue imposible conseguir en algunos puntos de muestreo donde la abundancia de estos organismos era reducida. En relación con los peces, su recogida vino determinada por la presencia de una comunidad piscícola que sólo se desarrolla en algunos tramos de la red hidrográfica estudiada. Por ello, en la Tabla 3.2 se exponen los puntos de muestreo y los parámetros analizados en cada uno de ellos.

Tabla 3.2. Resumen de los parámetros estudiados en cada punto de muestreo.

Red hidrográfica		**Elementos de estudio**				
		Agua	**Sedimento**	**Fauna macrobentónica**		**Fauna ictícola**
Cauce fluvial	**Punto de muestreo**	**Análisis físico-químico**	**Análisis de metales**	**Como indicadores biológicos**	**Análisis de metales**	**Análisis de metales**
Arroyo La Silva	S2	X	X	X		
	S1	X	X	X		
Arroyo Rodrigatos	R1	X	X	X	X	
Río Tremor	T4	X	X	X	X	X
	T2	X	X	X	X	X
	T1	X	X	X		
	T0	X	X	X		
Río Boeza	B3	X	X	X	X	X
	B1	X	X	X	X	(*)
	B0	X	X	X	X	X

(*) B1 y B0 mantienen la misma población ictícola debido a la escasa distancia entre ambos puntos y asusencia de barreras que aíslen las poblaciones, de forma que se optó por su recogida en el punto B0 al estar ubicado tras la unión con el río Tremor.

El análisis de estos cuatro componentes cuenta con una metodología propia que es explicada de forma detallada en los capítulos específicos de esta tesis para cada uno de ellos. Sin embargo, en todos ellos existe una variable común: la determinación de la concentración de metales pesados.

De forma general, la medición de la concentración de metales en el agua, el sedimento, los macroinvertebrados y los peces fue llevada a cabo en colaboración con el personal técnico del Departamento de Infraestructura Geocientífica y Servicios dentro de los laboratorios del Instituto Geológico y Minero de España (IGME).

Los metales pesados considerados en el estudio fueron:

- Aluminio (Al),
- Hierro (Fe),
- Manganeso (Mn),
- Zinc (Zn),
- Níquel (Ni),
- Cobalto (Co),
- Cromo (Cr),
- Arsénico (As),
- Cobre (Cu),
- Plomo (Pb),
- Cadmio (Cd).

La concentración de estos metales fue hallada mediante dos técnicas analíticas: Espectrofotometría de emisión atómica con plasma acoplado inductivamente (*Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy*, ICP-AES) o Espectrometría de masas con fuente de plasma de acoplamiento inductivo (*Inductively coupled plasma mass spectroscopy, ICP-MS*). El ICP-AES es una técnica multielemento que permite el análisis simultáneo de un gran número de elementos traza. Se trata de un tipo de espectrofotometría de emisión que usa el plasma acoplado inductivamente para producir átomos e iones excitados que emiten una radiación electromagnética con una longitud de onda particular de cada elemento. El ICP-MS es un tipo de espectrometría de masas altamente sensible y capaz de determinar la concentración de elementos con un límite de detección muy bajo.

En el caso de la analítica en el agua y el sedimento, el protocolo de medición está explicado en los capítulos oportunos (Capítulo 4 y 5) dado que la recogida y tratamiento de las muestras es específica para cada componente. De igual manera, la metodología de toma de muestras y tratamiento químico para la detección de metales en macroinvertebrados y en peces se detalla en los capítulos correspondientes (Capítulo 7 y 8).

PARTE III. CALIDAD ECOLÓGICA DEL SISTEMA LÓTICO

CAPÍTULO 4. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA

"El agua no es un bien comercial como los demás, sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal". Con esta frase comienza el documento de la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE) en relación a la protección del estado de las aguas de la Comunidad Europea.

En la citada Directiva, se considera el estado de las aguas superficiales englobando tanto el estado químico como el ecológico. Concretamente, enuncia que la calidad del agua viene determinada por el peor valor de ambos estados químico y ecológico. El estado químico viene marcado por unos objetivos medioambientales o normas de calidad que establecen una regulación para el control de vertidos de ciertas sustancias peligrosas, como los metales y sus compuestos. El estado ecológico es *"una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales"*.

Por tanto, para poder definir la calidad de una masa de agua corriente es necesario atender al ecosistema del río en su conjunto, abarcando tanto aspectos abióticos como bióticos. En base a esta directriz se ha elaborado el presente bloque (Parte III. Calidad del sistema lótico) donde se estudia la calidad ecológica de este territorio de la comarca del Bierzo desde un punto de vista hidroquímico (en este capítulo) e hidrobiológico (en el Capítulo 6).

4.1. Características generales de los parámetros físico-químicos considerados en el estudio y su influencia en la salud

En este apartado se describen las características generales de los parámetros físico-químicos considerados en el estudio y la clasificación de las aguas, así como su influencia en la salud.

4.1.1 Parámetros elementales usados en la clasificación de las aguas

- ALCALINIDAD. Es una medida de la capacidad de tamponamiento del agua, es decir, de su habilidad para resistir los cambios en el pH, de forma que aguas con alta alcalinidad tienen una mayor habilidad para neutralizar la contaminación ácida y, por tanto, resisten mejor las fluctuaciones de pH. Los compuestos que conducen a este tamponamiento son principalmente los bicarbonatos (HCO_3^-) y carbonatos (CO_3^{2-}) (Vos & Tarvainen, 2005).
- CALCIO (Ca). Elemento químico integrado en el Grupo 2 (IIA) de la tabla periódica con un estado de oxidación (+2). Es el quinto elemento más abundante de la corteza terrestre, además de un elemento esencial para el desarrollo de los huesos, del sistema nervioso y de las células (Vos & Tarvainen, 2005).
- CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE). Es una medida de la habilidad de una solución para transportar corriente eléctrica. A medida que aumenta la concentración de iones, la conductancia se incrementa, por tanto, la medida de CE es indicativa de la concentración de iones (Hem, 1985).
- MAGNESIO (Mg). Elemento esencial del Grupo 2 (IIA), con un estado de oxidación (+2). Es más probable la aparición de problemas por su deficiencia (Vos & Tarvainen, 2005) que por su exceso.
- OXÍGENO DISUELTO (O_2). Molécula necesaria para la mayoría de los organismos acuáticos cuyo contenido en aguas naturales varía con la temperatura, salinidad, turbulencia, actividad

fotosintética y presión atmosférica. Su presencia en aguas naturales no contaminadas es cercana a los 10 mg/L (Chapman & Kimstach, 1996).

- pH. La acidez del agua es función de la concentración de iones hidrógeno (H^+) libres y se define como pH = - log [H^+]. La escala de pH varía desde 0 a 14. El agua de los ríos en zonas no afectadas por contaminación tiene generalmente un pH en el rango de 6.5 a 8.5 (Hem, 1985).
- Potasio (K). Metal alcalino del Grupo 1 (IA), con un estado de oxidación (+1), que aparece ampliamente en el ambiente, incluyendo todas las aguas naturales. El K es un elemento esencial para humanos y raramente se encuentra en el agua de consumo en concentraciones que puedan comprometer la salud humana (*World Health Organization*, WHO, 2011).
- Potencial eléctrico (Eh). Parámetro que caracteriza el estado de oxidación-reducción de una masa de agua según los estados de oxidación de los distintos iones de un elemento. En aguas naturales, su valor puede variar desde -500 a +700 mV (Chapman & Kimstach, 1996).
- Residuo seco. Materia sólida que permanece tras la evaporación y secado en un horno a una temperatura determinada de una muestra de agua. Aproximadamente, se considera como el equivalente del contenido total de materia disuelta y en suspensión (Chapman & Kimstach, 1996).
- Sodio (Na). Metal alcalino del Grupo 1 (IA) con un estado de oxidación (+1). Es un elemento esencial que forma parte del plasma sanguíneo y participa en el sistema nervioso, en la contracción muscular y en los un procesos digestivos. Sin embargo, una dieta alta en este elemento puede causar daños en los riñones y aumento de la presión sanguínea (Vos & Tarvainen, 2005).
- Sólidos Totales. El término "sólidos" se utiliza ampliamente para referirse a la mayoría de los compuestos presentes en las aguas naturales y que permanecen en un estado sólido tras la evaporación (Chapman & Kimstach, 1996). Pueden distinguirse dos fracciones: (1) sólidos totales disueltos (TDS; siglas en inglés *Total Dissolved Solids*) como la materia disuelta en una muestra de agua previamente filtrada, y (2) sólidos totales en suspensión (TSS; siglas en inglés *Total Suspended Solids*) como la materia sedimentable que queda retenida en un filtro tras la filtración de una muestra de agua.
- Sulfato (SO_4^{2-}). Ión SO_4^{2-} con un estado de oxidación (-2). Su presencia en el agua de consumo humano puede causar un sabor distinto y en concentraciones muy altas (1000-1200 mg/L) podría ocasionar, a su vez, efectos laxantes (WHO, 2011). El azufre es un elemento esencial que forma parte de la grasa, de los fluidos corporales, de los minerales del esqueleto, de la vitamina B_1 y de la insulina, además de participar en la protección de células, en el funcionamiento del hígado y en los procesos digestivos (Vos & Tarvainen, 2005).
- Temperatura (Tª). La Tª de las aguas superficiales está influida por la latitud, la altitud, la estación del año, la hora del día, la circulación del aire, la nubosidad y el flujo y la profundidad de la masa de agua. Este parámetro afecta a los procesos físicos, químicos y biológicos del agua. Un aumento de la Tª supone, por un lado, una disminución de la solubilidad de los gases y, por otro lado, un incremento de la tasa de respiración de los organismos acuáticos que conduce a un aumento del consumo de oxígeno y de la descomposición de materia orgánica (Chapman & Kimstach, 1996).

- TURBIDEZ. La turbidez del agua está causada por partículas en suspensión o materia coloidal que obstruye el paso de la luz a través del agua. Puede deberse a la materia orgánica, a la inorgánica o a la combinación de ambas. Es un importante indicador de la posible presencia de contaminantes microbiológicos de interés para la salud humana dado que una alta turbidez incrementa el riesgo de infecciones gastrointestinales (WHO, 2011).

4.1.2 Metales y metaloides

- ALUMINIO (Al). Metal más abundante en la corteza terrestre y extensamente distribuido, englobado en el Grupo 13 (IIIA) de la tabla periódica con un estado de oxidación (+3). La mayoría de los compuestos que contienen Al no son muy solubles en agua, a menos que se trate de un agua ácida o muy alcalina. En relación al agua de consumo humano, WHO (2011) indica que la presencia de Al en concentraciones superiores a 0.1-0.2 mg/L conlleva, a menudo, quejas por parte del consumidor como resultado de la deposición de flóculos de hidróxidos de aluminio. El Al afecta principalmente al sistema nervioso y produce enfermedades en los huesos; además, aunque no está del todo demostrado, se cree que está relacionado con el Alzheimer actuando como un factor de riesgo para el desarrollo o aceleración del comienzo de la enfermedad (ATSDR, *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*, 2008a).
- ARSÉNICO (As). Elemento ampliamente distribuido en la corteza terrestre, clasificado químicamente como un metaloide al tener propiedades mixtas entre metal/no metal. Aparece en el Grupo 15 (V) de la tabla periódica y posee tres estados de oxidación principales (-3), (+3) y (+5). En agua, prácticamente está presente como arseniato (+5), pero en condiciones anaeróbicas es probable que aparezca como arsenito (+3). El As provoca varios efectos en la salud humana, como irritación del estómago y del intestino, reducción de la producción de glóbulos rojos y blancos, anormalidad del ritmo cardíaco, alteraciones del sistema nervioso y daños dermatológicos (ATSRD, 2007a). Igualmente, el As inorgánico es reconocido como sustancia carcinogénica para la piel, el hígado, la vejiga y los pulmones por la *U.S. Department of Health and Human Services* (DHHS) y la *International Agency for Research on Cancer* (IARC).
- CADMIO (Cd). Metal de la segunda fila de transición, dentro del Grupo 12 (IIB) con un estado de oxidación (+2). Se encuentra en la corteza terrestre, asociado con minerales de zinc, plomo y cobre, y en el agua fundamentalmente en forma de ión hidratado o como complejo iónico asociado a otras sustancias. Las formas solubles se movilizan en agua mientras que las insolubles son inmóviles y se depositan en el sedimento donde son absorbidas. Produce irritaciones graves del estómago con diarrea, daño y acumulación en riñones, aumento de la fragilidad de los huesos, anemia, alteraciones de los nervios y del cerebro, y en ocasiones la muerte (ATSDR, 2008b). Además, es reconocido como probable carcinogénico (DHHS e IARC) en caso de inhalación.
- COBALTO (Co). Miembro de la primera serie de transición y perteneciente al Grupo 9 (VIIIB), con dos principales estados de oxidación (+2, +3) y propiedades similares al hierro y al níquel. Suele encontrarse disuelto en forma de iones en agua o combinado con otros elementos como oxígeno,

azufre o arsénico. Es un elemento esencial para los animales que forma parte de la vitamina B_{12}, aunque niveles altos pueden ocasionar daños en el tiroides (ATSDR, 2004a).

- COBRE (Cu). Metal rojizo miembro de la primera serie de transición y del Grupo 11 (IB), que aparece naturalmente en rocas, agua, sedimentos, aire, plantas y animales, con dos estados de oxidación principales (+1, +2). Una vez en agua, la mayor parte del Cu se adhiere rápidamente a partículas o se combina con otros elementos, pudiendo precipitarse sobre el sedimento, lo que limita su exposición a menos que los sedimentos se remuevan (ATSDR, 2004b). Según la WHO (2011), su presencia en el agua de consumo por encima de 5 mg/L otorga un indeseable color y sabor amargo. Si bien es un elemento esencial para mantener una buena salud, en dosis elevadas puede resultar perjudicial causando irritaciones, dolor de cabeza, mareos, náuseas y diarrea, daños en hígado y en riñones, e incluso la muerte (ATSDR, 2004b).
- CROMO (Cr). Miembro de la primera serie de transición y del Grupo 6 (VIB), con dos estados de oxidación principales (+3, +6). Se distribuye ampliamente por la corteza terrestre, encontrándose en el polvo y gases volcánicos, en las rocas, en los animales, en las plantas y en el suelo. Aunque era considerado como un elemento no esencial en el pasado, se sabe que el Cr(III) tiene una importante función en el ser humano en la acción de la insulina y en el metabolismo de las proteínas y de los carbohidratos, ayudando a utilizar el azúcar, las proteínas y las grasas (ATSRD, 2008c). Sin embargo, el Cr(VI) es altamente tóxico causando daños en hígado y en riñones y actuando como carcinogénico (IARC) para los pulmones.
- HIERRO (Fe). Miembro de la primera serie de transición y del Grupo 8 (VIIIB), con dos estados de oxidación principales (+2, +3). Es el cuarto elemento más abundante y el segundo metal mayoritario en la corteza terrestre (tras el Al), además de uno de los siete metales conocidos desde la antigüedad, junto con el oro, la plata, el cobre, el mercurio, el plomo y el estaño (Vos & Tarvainen, 2005). Su concentración en aguas es normalmente pequeña y su solubilidad depende fuertemente del estado de oxidación y del pH del sistema. Normalmente, concentraciones por debajo de 0.3 mg/L no son apreciables en cuanto al gusto, si bien en ocasiones puede apreciarse cierta turbidez y color amarillento (WHO, 2011). Se trata de un elemento esencial en la nutrición, particularmente el Fe(II), ya que es un componente esencial de los pigmentos respiratorios (hemoglobina y mioglobina), de varios sistemas enzimáticos (como los citocromos, las catalasas, la peroxidasa y las enzimas xantina, aldehído oxidasa y succinil dehidrogenasa), y de los pigmentos respiratorios y las enzimas involucradas en la oxidación del tejido, de forma que es vital para el transporte de electrones y oxígeno dentro del cuerpo.
- MANGANESO (Mn). Miembro de la primera serie de transición y del Grupo 7 (VIIB), con varios estados de oxidación (+2, +3, +4, +5, +6, +7), que aparece en muchos tipos de rocas, combinado con otras sustancias como oxígeno, azufre y cloro. Algunos compuestos pueden disolverse en agua y así aparecer en bajos niveles en lagos, ríos y arroyos (ATSRD, 2008d). La WHO (2011) expone que niveles mayores a 0.1 mg/L otorgan un sabor indeseable en las bebidas. Se trata de un elemento esencial que ayuda en la coagulación de la sangre y en el correcto metabolismo, aunque también

resulta tóxico en altas dosis (ATSRD, 2008d). Muchos mineros han desarrollado la enfermedad conocida como "manganismo" que se caracteriza por alteraciones mentales y emocionales, así como movimientos lentos y faltos de coordinación. También puede producir debilidad, rigidez muscular y temblores.

- NÍQUEL (Ni). Metal de transición perteneciente al Grupo 10 (VIIIB), con dos estados de oxidación principales (+2, +3), que aparece de forma natural en la corteza terrestre combinado con otros elementos, sobre todo con oxígeno y azufre en forma de óxidos o sulfuros. La ATSDR (2005a) señala que el Ni suele provocar reacciones alérgicas, dolores de estómago y alteraciones en la sangre y en los riñones. También es clasificado como sustancia carcinogénica vía inhalación según la DHHS e IARC.
- PLOMO (Pb). Metal pesado miembro del Grupo 14 (IVA), con dos estados de oxidación principales (+2, +4), presente normalmente combinado con otros elementos formando compuestos de plomo. El Pb no tiene función biológica reconocida ni en plantas ni animales, resultando altamente tóxico. Afecta principalmente al sistema nervioso y es considerado como probable carcinogénico (DHHS e IARC). Además, provoca debilidad en dedos, muñecas o tobillos, altera la producción de espermatozoides y daña el cerebro y los riñones. Asimismo se relaciona con enfermedades como la anemia y puede ocasionar abortos e incluso la muerte (ATSDR, 2007b; WHO, 2011).
- ZINC (Zn). Miembro situado en la primera fila de los elementos de transición, perteneciente al Grupo 12 (IIB), con un estado principal de oxidación (+2), y uno de los elementos más comunes en la corteza terrestre, estando presente en el agua, el aire, el suelo y todos los alimentos. Puede combinarse con otros elementos como cloro, oxígeno y azufre formando compuestos de zinc, predominando los sulfuros de zinc. La mayor parte del Zn en lagos y ríos se deposita en el fondo, aunque una pequeña cantidad puede permanecer disuelta o suspendida en forma de partículas finas, cuya proporción se incrementa a medida que aumenta la acidez del agua. (ATSRD, 2005b). El Zn otorga una propiedad astringente al agua en una concentración aproximada de 4 mg/L como sulfato de zinc. Concentraciones en exceso, entre 3 y 5 mg/L, confieren al agua un aspecto opaco y el desarrollo de una película de grasa cuando es hervida, aunque rara vez el contenido de Zn en agua de consumo supera los 0.1 mg/l (WHO, 2011). El Zn es un elemento esencial en la dieta, pero en dosis altas puede provocar calambres estomacales, náuseas, anemia, daños en el páncreas y disminución de la cantidad de colesterol "bueno" (HDL) en sangre (ATSDR, 2005b).

4.2. Objetivos del estudio del agua

Para la caracterización del estado químico de las masas de agua estudiadas, se han planteado los siguientes objetivos:

- Objetivo 1: Evaluar el grado de afección del agua por contaminación metálica.
- Objetivo 2: Analizar la evolución de las condiciones físico-químicas del agua.
- Objetivo 3: Valorar el estado químico con las normas de calidad.

4.3. Metodología

Los factores físico-químicos fueron divididos en dos grupos; un primer grupo que considera aquellos factores medibles en campo y un segundo grupo que engloba aquellos que requieren un procesamiento químico posterior o instrumental propio de laboratorio.

4.3.1 Parámetros medidos *in situ*

En la Tabla 4.1 se exponen los parámetros que fueron medidos directamente en campo (Fig. 4.1). El valor de ORP (potencial de oxidación-reducción) tomado con el electrodo de plata o de cloruro de plata fue corregido matemáticamente (Anexo 4.A) para estandarizar la medida al electrodo de hidrógeno y obtener el potencial eléctrico (Eh; mV).

Tabla 4.1. Parámetros medidos *in situ* e instrumental utilizado.

Parámetros de estudio	Instrumental
pH	Sonda multi-paramétrica (*Multi 340i/SET, WTW*)
Oxígeno disuelto (O_2, mg/L)	
Conductividad eléctrica (CE, µs/cm)	
Temperatura (Tª, °C)	
Potencial óxido reducción (ORP, mV)	
Turbidez (FTU)	Turbidímetro (*HI 93703, HANNA Instruments*)

Fig. 4.1. Imagen: Medida *in situ* de los parámetros físico-químicos del agua con una sonda multi-paramétrica en el arroyo La Silva (punto S2).

4.3.2 Parámetros medidos en laboratorio

Para el posterior análisis en laboratorio de otros parámetros físico-químicos se recogieron dos tipos de muestras de agua:

- Muestra de 500 mL sin tratar para la medición de las variables descritas en la Tabla 4.2.
- Muestra de 125 mL de agua filtrada con una membrana de acetato de celulosa de 0.45 µm y acidulada hasta un pH menor de 2 con ácido nítrico (HNO_3^-) concentrado para el análisis de los elementos presentados en la Tabla 4.3. Para este tipo de muestra se utilizaron botes lavados previamente con HNO_3^- (10%). La concentración de metales obtenida hace referencia a la concentración disuelta, es decir, a la fase disuelta de una muestra de agua obtenida por filtración a través de membrana de 0.45 µm (Real Decreto 60/2011).

Ambas muestras se conservaron a 4 °C durante el transporte en una nevera eléctrica.

Tabla 4.2. Parámetros analizados en la muestra de agua sin tratar y técnica analítica empleada.

Parámetros de estudio	Técnica analítica
Sulfatos (SO_4^{2-}) (mg/L)	Espectrofotometría de Absorción UW-Vis con un autoanalizador de flujo continuo (equipo *Alliance Instruments Integral Futura*)
Bicarbonatos (HCO_3^-) (mg/L)	
Sólidos totales en suspensión (TSS) (mg/L)	Filtrado del agua y secado (a 105 °C) del residuo retenido en el filtro
Residuo seco (mg/L)	Desecación a 180 °C y gravimetría

Tabla 4.3. Parámetros analizados en la muestra de agua filtrada y acidulada y técnica analítica empleada.

Parámetros de estudio	Técnica analítica
Sodio (Na) (mg/L)	AAS (*Atomic Absorption Spectrophotometer*) de llama (equipo *Varian SpectrAA 220 FS*)
Potasio (K) (mg/L)	
Magnesio (Mg) (mg/L)	
Calcio (Ca) (mg/L)	
Hierro (Fe) (µg/L)	ICP-AES (*Inductively-Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy*) (equipo *Varian Vista MXP*)
Aluminio (Al) (µg/L)	ICP-MS (*Inductively-Coupled Plasma Mass Spectrometry*) (equipo *Leco Renaisance* -año 2007-, y *Agilent 7500ce* -años 2008/2010-)
Manganeso (Mn) (µg/L)	
Zinc (Zn) (µg/L)	
Níquel (Ni) (µg/L)	
Cobalto (Co) (µg/L)	
Cromo (Cr) (µg/L)	
Arsénico (As) (µg/L)	
Cobre (Cu) (µg/L)	
Plomo (Pb) (µg/L)	
Cadmio (Cd) (µg/L)	

Para la determinación de los metales en laboratorio se siguió el método EPA 3015 "*Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts*" (*Environmental Protection Agency*, EPA, 1995). Los límites de detección de metales se exponen en el Anexo 4.B.

Los 11 metales analizados fueron seleccionados, bien porque caracterizaban mejor la calidad del agua o bien por su potencial toxicidad tras examinar previamente mediante un análisis multielemental (23 elementos) el agua en dos puntos de muestreo (S1, arroyo La Silva; y T2, río Tremor) unos meses antes del inicio del trabajo de campo (abril 2007) (Anexo 4.C). Los valores medidos para estos puntos son considerados como la primera campaña de ambos, esto es, junio 2007.

Con el fin de asegurar que la selección de metales y metaloides permanecía adecuada, se mantuvieron las medidas multielementales periódicamente en las campañas de septiembre 2008, 2009 y 2010, incluyendo la analítica de los siguientes elementos: plata (Ag), boro (B), bario (Ba), berilio (Be), mercurio (Hg), molibdeno (Mo), antimonio (Sb), selenio (Se), torio (Th), talio (Tl), uranio (U) y vanadio (Va).

Los datos medidos tanto en campo como en el laboratorio se hallan recogidos en el Anexo 4.D.

4.3.3 Análisis estadístico de los datos obtenidos en agua

En relación a los objetivos propuestos en la caracterización del estado químico de las masas de agua estudiadas, los análisis estadísticos llevados a cabo para cada objetivo son:

- Objetivo 1: Evaluar el **grado de afección del agua por contaminación metálica**. Con el propósito de evaluar la calidad del agua o el grado de contaminación de los puntos de muestreo (S2 y S1, arroyo La Silva; R1, arroyo Rodrigatos; T4, T2, T1 y T0, río Tremor; B1 y B0, río Boeza), se han comparado las condiciones medidas con las obtenidas en el punto de control o de referencia de la zona de estudio (punto B3, río Boeza). Para ello, se ha empleado el análisis estadístico de la t-Student (realizado con el paquete estadístico SPSS versión 15.0). En el caso de que alguna variable de un punto no se ajustase a una distribución normal, se utilizó el análisis homólogo no paramétrico de la U-Mann Whitney. La normalidad de las variables para cada punto fue hallada con el test de Kolmogorov-Smirnov.
- Objetivo 2: Analizar la **evolución de las condiciones físico-químicas del agua**. Con el objetivo de analizar la evolución de las variables a lo largo del período de estudio en cada punto de muestreo, se ha llevado a cabo una comparación de los datos obtenidos entre cada año (2007, 2008, 2009 y 2010). Para ello, se ha efectuado un análisis multivariante del tipo Modelo Lineal General Multivariante (MANOVA) con pruebas Post hoc (DHS de Tukey). Cuando la variable no se distribuía según la normal, se intentó su transformación matemática para ajustarla a una distribución normal. Cuando no era posible realizar una transformación, se aplicaba el test homólogo no paramétrico de K-Kruskall Wallis. En este caso, para poder obtener entre qué años existían las diferencias, se realizaron posteriormente pruebas de U-Mann Whitney comparando los años de dos en dos.
- Objetivo 3: **Valoración del estado químico con las normas de calidad**. Se ha efectuado una valoración del estado químico del agua según la legislación vigente, atendiendo a las normas de calidad ambiental (Real Decreto 60/2011) y a los límites máximos permisibles para vida acuática en agua dulce (EPA, 2012a) y vida ictícola (Directiva 2006/44/CE). Estos tres documentos hacen referencia al desarrollo de la vida acuática en las aguas superficiales; sin embargo, tan sólo tienen en consideración alguno de los parámetros analizados en este trabajo. Por ello, se ha decido usar también como referente la concentración máxima permitida para agua de consumo humano según el Real Decreto 140/2003, la EPA (2012b) y la *World Health Organization* (WHO, 2011). Aunque el uso directo de estas aguas no es el de consumo humano, no existe otra documentación legal que contemple casi todos los parámetros.

4.4. Resultados y discusión

A continuación se presentan y se discuten los resultados obtenidos para los objetivos de estudio del agua descritos con anterioridad.

4.4.1 Grado de afección del agua por contaminación metálica

En la Tabla 4.4 se exponen los resultados obtenidos del análisis estadístico t-Student o U-Mann Whiyney sobre las diferencias significativas halladas en los valores de las variables del agua entre los puntos de muestreo y el punto de referencia (punto B3, río Boeza). En la Fig. 4.2 se muestra un esquema de los cauces con los puntos de muestreo, nombrando para cada uno de ellos aquéllas variables que resultaron diferentes en comparación con el punto control según el análisis comentado.

De las 24 variables analizadas estadísticamente, 22 presentaron diferencias significativas entre los puntos de muestreo con respecto al de referencia, y sólo dos (O_2 y Pb) poseía valores similares en toda la cuenca. La Tª ha sido omitida del análisis ya que su variabilidad está condicionada por la hora del día en que se toma la muestra, no observándose cambios bruscos de otra naturaleza, por lo que su valor en este estudio únicamente se ha utilizado para realizar la corrección oporturna para obtener el potencial de oxidación.

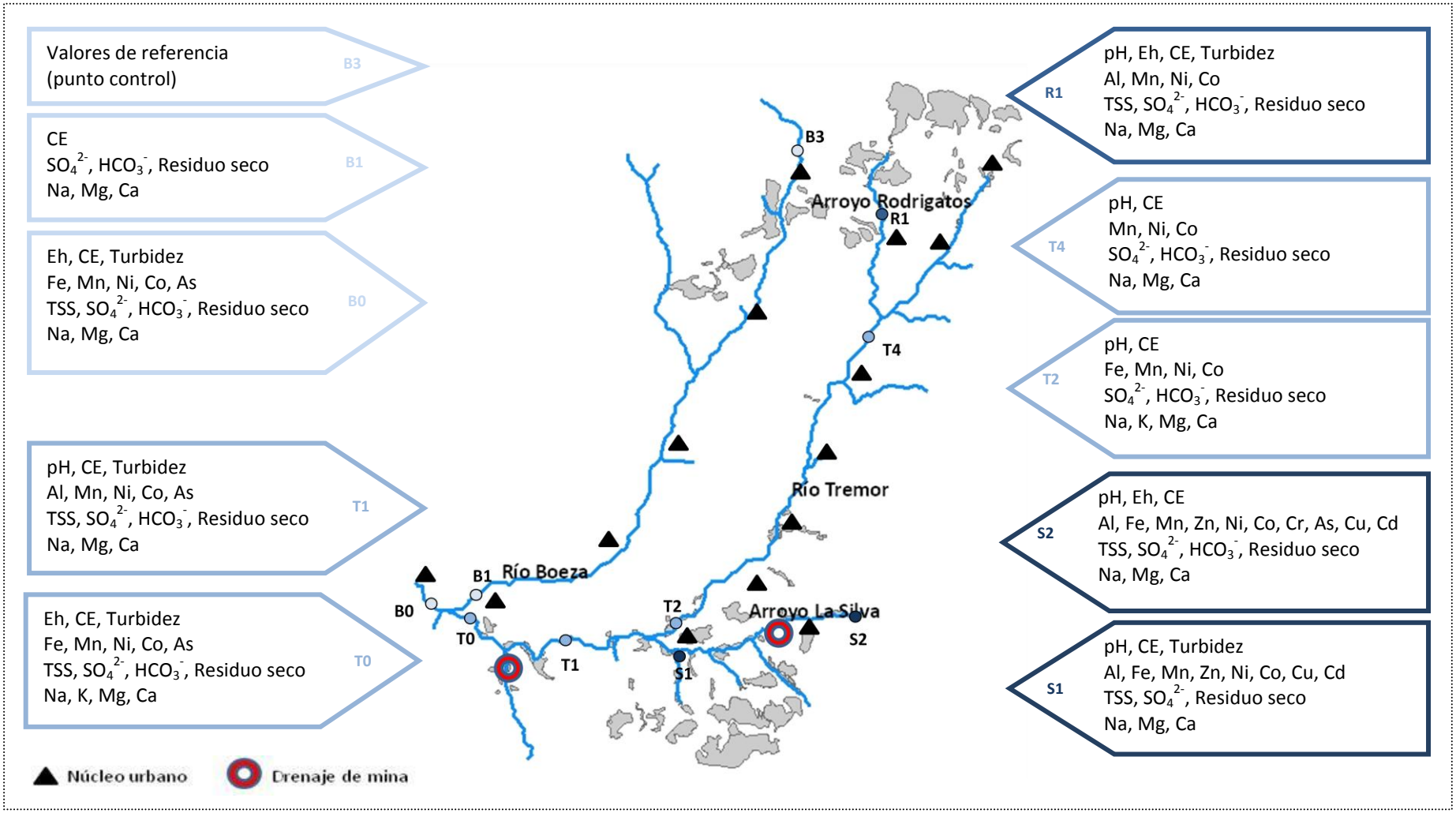
Tabla 4.4. Comparación del grado de afección de los puntos de muestreo en relación al estado de referencia marcado por el punto B3 del río Boeza. (Nota: t = valor del estadístico t-Student; z = valor del estadístico U-Mann Whitney; p = nivel de significación; DT = desviación típica).

Variable	Media ± DT (B3; control)	Media ± DT (S2)	Media ± DT (S1)	Media ± DT (R1)	Media ± DT (T4)	Media ± DT (T2)	Media ± DT (T1)	Media ± DT (T0)	Media ± DT (B1)	Media ± DT (B0)
pH	6.95±0.39	3.11±0.43 (t = 18.155, p= 0.000)	5.49±0.98 (t= 3.689, p = 0.003)	7.64±0.39 (t = -3.338, p = 0.006)	7.63±0.39 (t = -3.263, p = 0.007)	7.81±0.15 (t = -5.518, p = 0.000)	7.43±0.41 (t = -2.250, p = 0.044)	7.22±0.27	6.95±0.28	7.12±0.25
O_2 (mg/L)	9.66±2.00	9.12±2.68	9.80±2.02	9.59±1.91	9.76±2.19	10.09±1.92	9.47±1.87	9.35±1.68	8.92±1.69	9.15±1.42
Tª (°C)	10.74±1.94	13.49±1.30	14.66±2.31	11.77±2.56	11.89±2.83	13.41±1.78	13.31±2.33	14.20±2.04	15.15±3.36	14.39±1.81
Eh (mv)	451.41±58.96	796.33±49.46 (t = -12.329, p= 0.000)	451.07±105.75	382.08±52.44 (t = 2.325, p= 0.038)	445.42±61.52	410.45±75.01	396.83±59.98	356.22±87.74 (t = 2.426, p= 0.031)	394.58±54.51	379.02±54.92 (t = 2.462, p= 0.029)
CE (µS/cm)	26.43±8.72	3486.88±2033.12 (t = -4.482, p= 0.001)	735.5±190.53 (t = -9.791, p= 0.000)	842.29±255.34 (t = -8.449, p= 0.000)	380.57±82.19 (t = -11.337, p= 0.000)	384.57±100.14 (t = -9.427, p= 0.000)	443.71±118.42 (t = -9.298, p= 0.000)	519.13±154.67 (t = -8.377, p= 0.000)	92.38±22.95 (t = -7.139, p= 0.000)	338.63±151.39 (t = -5.422, p= 0.000)
Turbidez (FTU)	2.91±2.55	6.41±7.30	53.7±25.77 (t = -5.189, p = 0.000)	151.23±374.32 (z = -2.108, p = 0.035)	26.45±60.24	15.27±24.38	10.48±6.89 (z = -2.713, p = 0.020)	34.16±42.07 (z = -3.003, p = 0.003)	2.85±2.26	119.38±293.04 (z = -2.546, p = 0.011)
Al (µg/L)	30.85±50.63	316543.00±253238.28 (z = -3.240, p= 0.001)	4820.26±4150.22 (z = -2.546, p= 0.011)	99.93±77.79 (z = -2.364, p= 0.018)	24.05±12.04	27.22±21.72	58.54±23.41 (z = -2.236, p= 0.025)	36.10±18.49	17.82±13.40	28.33±18.34
Fe (µg/L)	60.59±108.41	114831.25±94635.71 (z = -3.240, p= 0.001)	1837.71±1319.14 (z = -3.240, p= 0.001)	176.54±282.34	57.52±19.45	84.71±42.03 (z = -1.983, p= 0.047)	61.19±40.02	859±1051.33 (z = -2.430, p= 0.015)	52.58±22.80	387.26±395.88 (z = -2.430, p= 0.015)
Mn (µg/L)	11.87±25.12	6914.63±4380.38 (z = -3.240, p= 0.001)	3511.25±769.81 (z = -3.240, p= 0.001)	452.43±117.24 (z = -3.130, p= 0.002)	41.72±42.84 (z = -2.364, p= 0.018)	53.76±37.72 (z = -2.364, p= 0.018)	425.14±90.95 (z = -3.130, p= 0.002)	1081.14±811.88 (z = -3.240, p= 0.001)	12.98±5.44	573.95±565.3 (z = -3.125, p= 0.002)
Zn (µg/L)	29.04±30.17	4339.88±3266.47 (t = -3.475, p= 0.004)	384.50±192.47 (t = -4.813, p= 0.000)	69.66±75.71	32.87±28.84	35.60±32.02	52.66±21.80	43.78±25.89	30.57±28.51	50.70±37.27
Ni (µg/L)	1.34±1.55	5174.38±3593.31 (z = -3.240, p= 0.001)	229.38±52.75 (z = -3.243, p= 0.001)	39.06±17.44 (z = -3.130, p= 0.002)	5.79±4.77 (z = -2.619, p= 0.009)	3.64±1.09 (z = -2.492, p= 0.013)	31.09±11.97 (z = -3.310, p= 0.002)	35.51±13.96 (z = -3.240, p= 0.001)	1.07±0.20	18.23±13.08 (z = -3.240, p= 0.000)
Co (µg/L)	0.30±0.56	2715.63±1826.83 (z = -3.243, p= 0.001)	169.71±49.56 (z = -2.546, p= 0.011)	8.98±5.30 (z = -3.134, p= 0.002)	1.06±1.34 (z = -2.366, p= 0.018)	0.62±0.32 (z = -2.239, p= 0.025)	17.70±9.17 (z = -3.134, p= 0.002)	27.10±16.07 (z = -3.243, p= 0.001)	0.21±0.05	13.38±12.40 (z = -3.127, p= 0.002)
Cr (µg/L)	0.07±0.08	91.35±65.68 (z = -3.243, p= 0.001)	0.56±0.91	0.44±0.87	0.58±0.85	0.40±0.74	0.31±0.66	0.14±0.18	0.23±0.44	0.09±0.09

Tabla 4.4. (*Continuación*) Comparación del grado de afección de los puntos de muestreo en relación al estado de referencia marcado por el punto B3 del río Boeza. (Nota: t = valor del estadístico t-Student; z = valor del estadístico U-Mann Whitney; p = nivel de significación; DT = desviación típica).

Variable	Media ± DT (B3; control)	Media ± DT (S2)	Media ± DT (S1)	Media ± DT (R1)	Media ± DT (T4)	Media ± DT (T2)	Media ± DT (T1)	Media ± DT (T0)	Media ± DT (B1)	Media ± DT (B0)
As (µg/L)	0.42±0.08	26.66±22.12 (t = -3.124, p= 0.008)	0.46±0.26	0.37±0.09	0.40±0.06	0.38±0.084	0.22±0.05 (z = -3.148, p= 0.002)	0.18±0.08 (t = 6.202, p= 0.000)	0.48±0.10	0.30±0.13 (t = 2.224, p= 0.044)
Cu (µg/L)	0.79±0.85	2761.63±2076.05 (z = -3.240, p= 0.001)	123.95±247.58 (z = -2.546, p= 0.011)	1.19±0.84	1.05±0.41	1.02±0.40	1.56±1.08	0.81±0.35	1.02±0.39	1.11±0.95
Pb (µg/L)	0.16±0.31	0.36±0.20	0.34±0.31	0.19±0.30	0.14±0.11	0.15±0.16	0.09±0.07	0.07±0.06	0.18±0.25	0.23±0.31
Cd (µg/L)	0.06±0.10	3.16±2.25 (t = -3.624, p= 0.003)	0.67±0.23 (t = -6.587, p= 0.000)	0.21±0.17	0.10±0.16	0.07±0.09	0.12±0.13	0.10±0.12	0.07±0.09	0.09±0.09
TSS (mg/L)	2.66±1.78	71.70±98.54 (z = -3.240, p= 0.001)	37.19±17.29 (t = -5.234, p= 0.000)	160.27±399.62 (z = -2.239, p= 0.025)	12.26±23.06	14.44±18.57	15.01±13.3 (z = -2.747, p= 0.006)	14.29±10.79 (t = -2.807, p= 0.015)	1.76±1.53	13.15±22.14 (z = -1.967, p= 0.049)
SO_4^{2-} (mg/L)	5.00±2.71	2824.63±1929.70 (t = -3.847, p= 0.002)	336.00±111.41 (z = -3.249, p= 0.001)	355.57±105.46 (t = -8.792, p= 0.000)	128.57±29.66 (z = -3.137, p= 0.002)	125.43±29.75 (t = -10.667, p= 0.000)	166.71±49.25 (t = -8.675, p= 0.000)	214.25±77.07 (t = -7.145, p= 0.000)	16.63±4.90 (t = -5.564, p= 0.000)	118.75±22.14 (t = -4.645, p= 0.000)
HCO_3^- (mg/L)	9.65±2.17	0.00±0.00 (t = 9.817, p= 0.000)	5.91±7.35	64.57±24.28 (t = -5.959, p= 0.000)	47.72±10.49 (t = -9.403, p= 0.000)	55.03±14.13 (t = -8.397, p= 0.000)	43.21±10.61 (t = -8.197, p= 0.000)	32.99±7.79 (t = -7.635, p= 0.000)	21.98±6.28 (t = -4.918, p= 0.000)	27.13±10.14 (t = -4.453, p= 0.001)
Residuo seco (mg/L)	20.56±5.59	4867.37±2923.37 (z = -2.739, p= 0.006)	605.4±185.13 (z = -2.739, p= 0.006)	806.16±414.05 (z = -2.611, p= 0.009)	261.84±77.72 (z = -2.611, p= 0.009)	268.04±52.02 (z = -2.611, p= 0.009)	333.44±126.6 (z = -2.611, p= 0.009)	364.8±80.49 (z = -2.739, p= 0.006)	62.03±15.43 (z = -2.739, p= 0.006)	238.23±106.88 (z = -2.739, p= 0.006)
Na (mg/L)	1.57±0.44	65.48±38.30 (t = -3.697, p= 0.005)	13.44±11.04 (z = -2.842, p= 0.004)	4.84±1.32 (t = -5.265, p= 0.001)	6.1±2.39 (t = -4.174, p= 0.003)	9.95±7.26 (t = -2.552, p= 0.031)	7.96±3.33 (t = -4.249, p= 0.003)	6.46±2.02 (t = -5.225, p= 0.001)	3.26±1.18 (t = -3.011, p= 0.015)	5.27±2.44 (t = -3.319, p= 0.009)
K (mg/L)	0.79±0.38	8.93±20.85	5.52±5.54	5.32±6.19	2.37±2.32	7.42±14.74 (z = -2.556, p= 0.011)	4.96±7.00	3.70±2.40 (t = -2.655, p= 0.026)	1.13±0.49	1.83±1.34
Mg (mg/L)	0.72±0.08	106.82±95.17 (t = -2.470, p= 0.036)	44.25±13.33 (t = -7.199, p= 0.000)	62.98±22.53 (t = -6.178, p= 0.000)	22.7±5.26 (t = -9.345, p= 0.000)	21.47±5.02 (t = -9.152, p= 0.000)	26.88±8.11 (t = -7.211, p= 0.000)	31.09±5.95 (t = -11.306, p= 0.000)	3.24±0.74 (t = -7.549, p= 0.000)	19.46±9.35 (t = -4.438, p= 0.002)
Ca (mg/L)	2.38±1.06	50.55±31.86 (t = -3.348, p= 0.009)	54.54±29.75 (t = -3.863, p= 0.003)	81.58±31.40 (t = -5.636, p= 0.000)	31.04±8.71 (t = -7.300, p= 0.000)	27.6±14.07 (t = -3.963, p= 0.003)	37.48±11.07 (t = -7.057, p= 0.000)	43.98±11.95 (t = -7.692, p= 0.000)	7.69±2.81 (t = -3.963, p= 0.003)	28.95±14.06 (t = -4.176, p= 0.002)

Fig. 4.2. Comparación del grado de afección de los puntos de muestreo en relación al estado de referencia marcado por el punto B3 del río Boeza. (Nota: Se nombran las variables con diferencias significativas según la t-Student o U-Mann Whitney).



Comenzando por el **arroyo La Silva**, afluente del río Tremor, las siguientes variables diferían con el control (Tabla 4.5).

Tabla 4.5. Variables en el arroyo La Silva (puntos S2 y S1) que difieren con el control (B3, río Boeza). Nota: (+) indica valores mayores en La Silva que en el control, (-) valores menores.

Punto	pH	Eh	CE	Turbidez	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Cd	TSS	SO_4^{2-}	HCO_3^-	Residuo seco	Na	Mg	Ca
S2	-	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
S1	-		+	+	+	+	+	+	+	+			+	+	+	+		+	+	+	+

La mayoría de las variables estudiadas presentaron diferencias con el punto control, indicando la existencia de una afección metálica dado que el arroyo posee altas concentraciones de metales (Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Co, Cr, As, Cu, Cd), sulfatos y conductividad, junto con valores bajos de pH. Por tanto, puede decirse que este arroyo se encuentra gravemente afectado por contaminación metálica, en especial en el punto de cabecera como era de esperar dada la cercanía a la fuente de contaminación. Igualmente el lavado de materiales expuestos en superficie aumentan la concentración de los cationes comunes en las rocas (Na, Mg, Ca).

En los datos obtenidos también se puede apreciar que las condiciones del agua mejoran ligeramente a lo largo del eje longitudinal del arroyo (del punto S2 a S1) conforme aumenta la distancia al foco de contaminación, ya que el pH aumenta mientras que la conductividad y las concentraciones de metales, sulfatos, sólidos en suspensión y residuo seco disminuyen. Por el contrario, la turbidez aumenta aguas abajo, lo que podría indicar que en cabecera los elementos están principalmente disueltos, ya que la carga de sólidos en suspensión representa el 1.47% del residuo seco, mientras que en la zona inferior la proporción de sólidos en suspensión con respecto al residuo seco aumenta (6.14%). Estos parámetros verifican las observaciones realizadas en campo puesto que desde S2 a S1, el lecho del arroyo se va colmando de precipitados de hidróxidos de hierro y oxihidrosulfatos de hierro y aluminio, los cuales van retirando estos elementos y ayudan en la coprecipitación de otros metales como As, Cu y Zn. Además, entre ambos puntos se produce el drenaje de una bocamina (Fig. 4.3) que posee una alta alcalinidad (525 mg $CaCO_3$/L), produciendo un aumento brusco del pH (hasta casi 5) así como un incremento en la concentración de HCO_3^-, lo que otorga al sistema una mayor resistencia frente a las fluctuaciones de pH. A partir de este pH comienza a precipitar el Al, lo que conduce a la aparición de precipitados blanquecinos de este elemento (Fig. 4.3) (datos obtenidos en un proyecto interno del IGME en Rodríguez-Gómez *et al.*, 2010).

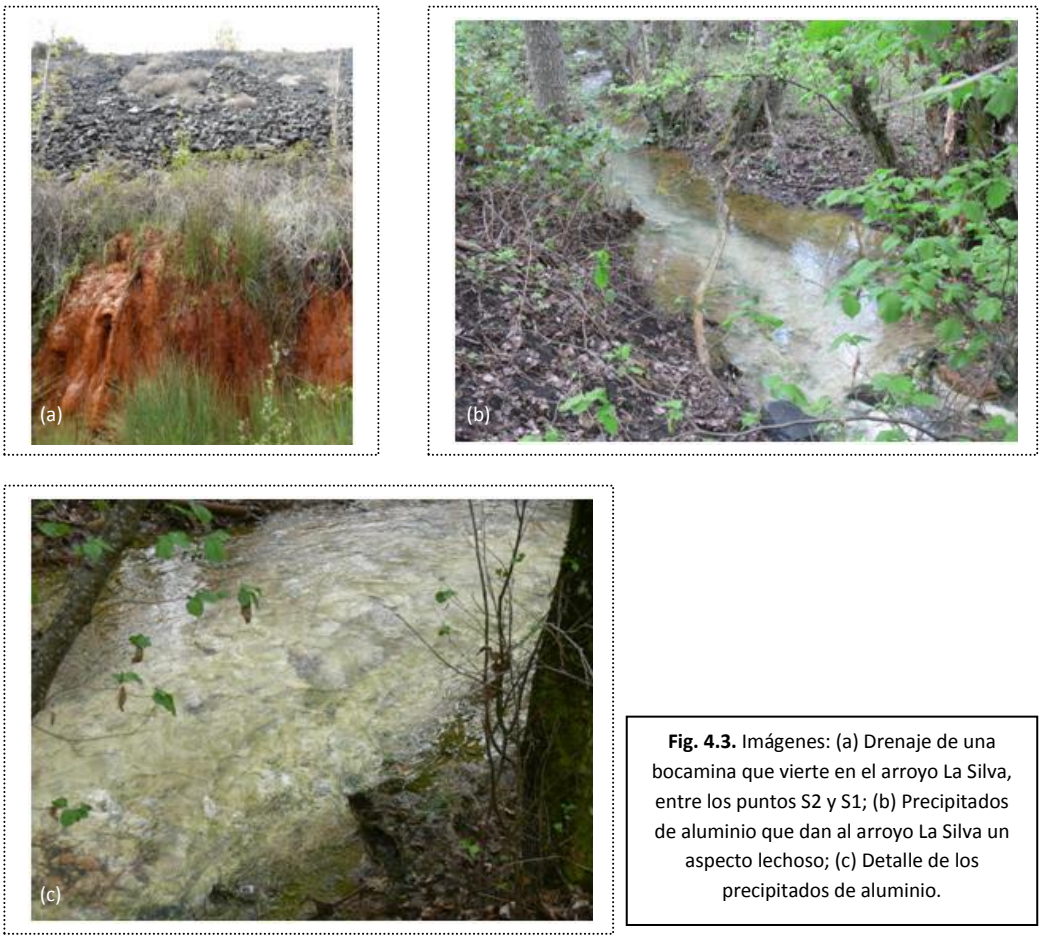


Fig. 4.3. Imágenes: (a) Drenaje de una bocamina que vierte en el arroyo La Silva, entre los puntos S2 y S1; (b) Precipitados de aluminio que dan al arroyo La Silva un aspecto lechoso; (c) Detalle de los precipitados de aluminio.

Actualmente y desde la ejecución de la obra en el primer trimestre del año 2011 basada en la retirada de los escombros y el tratamiento con caliza en la zona de cabecera (punto S2), las condiciones del agua en este tramo han mejorado. En la Tabla 4.6 se comparan los datos tomados cuatro meses después de la finalización de la obra (comunicación personal Enrique López Pamo) con la última campaña de este trabajo en septiembre de 2010. Puede observarse que la concentración de metales, sulfatos y la conductividad han disminuido, siendo especialmente notable la reducción de Fe (54%).

Tabla 4.6. Comparación de los datos en septiembre 2010 con diciembre 2011 en el punto S2 tras la retirada de escombros y tratamiento con caliza.

Medida	pH	CE (µS/cm)	SO_4^{2-} (mg/L)	Al (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Zn (mg/L)	Ni (mg/L)	Co (mg/L)	Cu (mg/L)	Th (mg/L)	U (mg/L)
2010	3.5	1794	1170	149.7	40.7	3.43	1.84	2.33	1.20	1.13	136.0	67.0
2011	3.2	2289	1204	102.3	18.9	2.78	1.28	0.88	1.64	0.68	74.8	38.9

El otro tributario del río Tremor, el **arroyo Rodrigatos**, presentó diferencias con el control para las variables expuestas en la Tabla 4.7. Estos resultados reflejan un estado del agua donde queda patente que en la zona existe actividad minera, que conlleva la exposición de residuos en escombreras

cuyo lavado aumenta la concentración de metales (Al, Mn, Ni, Co), sulfatos, sólidos en suspensión, conductividad, turbidez y residuo seco. Sin embargo, el pH es más alto en el arroyo Rodrigatos que en el control, lo que puede ser debido a una mayor capacidad de tamponamiento, dado que la concentración de bicarbonatos es también mayor en este arroyo. Como en el caso anterior, la exposición y lavado de materiales rocosos en superficie incrementan las concentraciones de los cationes.

Tabla 4.7. Variables en el arroyo Rodrigatos (puntos R1) que difieren con el control (B3, río Boeza). Nota: (+) indica valores mayores en La Silva que en el control, (-) valores menores.

Punto	pH	Eh	CE	Turbidez	Al	Mn	Ni	Co	TSS	SO_4^{2-}	HCO_3^-	Residuo seco	Na	Mg	Ca
R1	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

En el caso del **río Tremor**, que recoge las aguas en mal estado físico-químico de los dos arroyos anteriores y termina desembocando en el río Boeza, mostró diferencias frente al punto de referencia para las variables mostradas en la Tabla 4.8.

Tabla 4.8. Variables en el río Tremor (puntos T4, T2, T1 y T0) que difieren con el control (B3, río Boeza). Nota: (+) indica valores mayores en La Silva que en el control, (-) valores menores.

Punto	pH	Eh	CE	Turbidez	Al	Fe	Mn	Ni	Co	As	TSS	SO_4^{2-}	HCO_3^-	Residuo seco	Na	K	Mg	Ca
T4	+		+				+	+	+			+	+	+	+		+	+
T2	+		+			+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+
T1	+		+	+	+		+	+	+	-	+	+	+	+	+		+	+
T0		-	+	+		+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+

Al igual que en sus dos tributarios, queda patente en el río Tremor la alteración de las condiciones físico-químicas asociadas a la remoción del material geológico por la minería de carbón. Así, el río Tremor posee una mayor concentración de metales (Al, Fe, Mn, Ni, Co), sólidos en suspensión, sulfatos, residuo seco y cationes, junto con valores más altos de conductividad y turbidez que el punto control. De nuevo, en este río la concentración de bicarbonatos, mayor que en el control, ofrece un buen sistema de tamponamiento frente a las fluctuaciones de pH, ya que este compuesto, entre otros, induce a provocar una basicidad mayor. Excepción del punto más bajo analizado (punto T0) que posee un pH similar al control debido a su menor capacidad de amortiguación.

Estos resultados también ponen de manifiesto un aumento de la contaminación a lo largo del eje longitudinal del río Tremor. De esta manera, se aprecia un incremento de todas las variables indicativas de este tipo de contaminación citadas anteriormente. Sin embargo, la proporción de As disminuye aguas abajo (en T1 y T0), donde se encuentra en menor concentración que en el punto de referencia. Esta disminución de la presencia de As en agua se correlaciona con un incremento de la concentración del mismo en sedimento, por lo que este metal se precipita en los tramos bajos del río.

Igualmente, se puede deducir que el arroyo Rodrigatos no produce un efecto negativo en su desembocadura en el río Tremor en el punto T4, ya que las condiciones del agua en este punto son

similares a las medidas en el tramo siguiente (punto T2). Esta ausencia de impacto podría ser debida a una mejora natural del estado del agua del arroyo Rodrigatos desde el punto muestreado (R1) hasta su desembocadura (unos 2 km más abajo) en el río Tremor, como ya sugirió un estudio en 1994 ejecutado por Vadillo-Fernández y col. A partir de T2 y hasta llegar al punto T1, la calidad del río Tremor se ve mermada por los drenajes del lavado de los materiales de las escombreras situadas en las laderas del río, por el aporte del agua en peor estado del arroyo La Silva que incrementa claramente la proporción de Al y por los residuos de la estación depuradora de aguas residuales de Torre del Bierzo. Esta afección continua en el resto del cauce del río (punto T0) debido a las escombreras y al drenaje de la bocamina de Navaleo en uno de sus afluentes (el arroyo del Rial) con pH 5.6, Fe 144000 µg/L y SO_4^{2-} 2800 mg/L (datos medidos en marzo 2011, comunicación personal de Margarita Lacal Guzmán y Enrique López Pamo) (Fig. 4.4).

Fig. 4.4. Imágenes: (a) Mina de interior con la salida de tuberías; (b) Vertido del drenaje de mina sobre el arroyo El Rial donde se aprecian los precipitados de hierro sobre el lecho del río; (c) Unión del arroyo El Rial con el río Tremor al fondo.

En relación al **río Boeza**, que cuenta con tres puntos de muestreo, siendo el de la cabecera el punto control, los otros dos puntos inferiores B1 y B0 poseían diferencias con el precedente para las variables de la Tabla 4.9.

Tabla 4.9. Variables en el río Boeza (puntos B1 y B0) que difieren con el control (B3, río Boeza). Nota: (+) indica valores mayores en La Silva que en el control, (-) valores menores.

Punto	Eh	CE	Turbidez	Fe	Mn	Ni	Co	As	TSS	SO_4^{2-}	HCO_3^-	Residuo seco	Na	Mg	Ca
B1		+								+	+	+	+	+	+
B0	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+

El punto B1 es bastante similar al punto de referencia, con excepción de algunos valores (conductividad, sulfatos, residuo seco y cationes) que sugieren una perturbación de la masa de agua debida a su paso por núcleos urbanos (Boeza, Folgoso de la Ribera, Albares de la Ribera, Las Ventas de Albares) y por zonas de actividad industrial, agrícola y ganadera.

Finalmente, queda patente que el punto B0 aparece ya con una afección del agua más importante, manifestando el impacto ocasionado por la confluencia con el río Tremor mediante un incremento de la conductividad, turbidez, metales (Fe, Mn, Ni, Co), sulfatos, residuo seco y cationes. Como en los casos anteriores, la mayor capacidad de tamponamiento evita las fluctuaciones de pH conservando su valor próximo al de referencia. Por último, el As vuelve a ser menor en el punto más bajo muestreado (B0), coincidiendo con un incremento en el sedimento.

Por otro lado, los **análisis multielementales** revelaron una concentración superior de bario (Ba) en todos los puntos respecto al valor de referencia, con excepción del punto S2 (arroyo La Silva) donde se destacaron, en cambio, altas concentraciones de torio (Th) y uranio (U). Su concentración enmarcarda en el fondo geoquímico de la zona queda patente al exponerse en superficie por la remoción del material geológico. A continuación se expone de forma breve las características de estos tres elementos en relación a su influencia con la salud.

- BARIO (Ba). Metal del Grupo 2 (IIA) con un estado de oxidación (+2) que existe en la naturaleza en yacimientos que contienen una mezcla de elementos, donde se combina con azufre y oxígeno formando compuestos de bario. En forma de sulfato de bario, generalmente, no resulta dañino para la salud ya que no se disuelve fácilmente en agua. Si bien se ha encontrado que el Ba potencia los problemas gastrointestinales y la debilidad muscular, además de otros efectos como vómitos, calambres abdominales, diarrea, dificultades respiratorias, alteraciones de la presión sanguínea e insensibilidad en la cara (ATSRD, 2007c).
- TORIO (Th). Sustancia radiactiva, con un estado de oxidación (+4) que aparece de forma natural en combinación con otros minerales como sílice. Pequeñas cantidades están presentes en las rocas, el suelo, el agua, las plantas y los animales. Varios estudios muestran que trabajadores que respiran altas concentraciones de Th en polvo incrementan la probabilidad de desarrollar enfermedades pulmonares y que animales que beben agua con alto contenido en este elemento pueden llegar a morir por envenenamiento (ATSDR, 1990).
- URANIO (U). Elemento radiactivo natural presente en casi todas las rocas y suelos, con dos estados de oxidación (+4, +6). La mayoría del U abandona el cuerpo en la orina tras unos días, aunque tiene efectos dañinos en el hígado (ATSDR, 2011).

4.4.2 Evolución de las condiciones físico-químicas del agua

De los 10 puntos de muestreo, 4 presentaron cambios significativos en el estado físico-químico del agua en el período de estudio. Las variables con estas diferencias interanuales se recogen en la Tabla 4.10.

Tabla 4.10. Comparación de la evolución del estado del agua según el análisis MANOVA. (Nota: F = valor del estadístico; Sig.[a]= nivel de significación de MANOVA; Años x-y = años que muestran valores significativamente diferentes para un parámetro concreto; Sig.[b] = nivel de significación de la prueba Post hoc; DT = desviación típica).

Punto	Variable	F	Sig.[a]	Años x-y	Sig.[b]	Media ± DT año x	Media ± DT año y
S2	**pH**	7.511	0.040	2008-2010	0.050	2.79 ± 0.01	3.68 ± 0.2
				2009-2010	0.049	2.79 ± 0.01	3.68 ± 0.3
	Turbidez(FTU)	100.858	0.010	2008-2010	0.009	1.47 ± 0.52	11.32 ± 0.25
				2009-2010	0.006	0.34 ± 0.31	11.32 ± 0.26
	Al(mg/L)	10.889	0.021	2007-2008	0.035	179.92 ± 180	683.85 ± 2.62
				2008-2010	0.021	683.85 ± 2.62	101.75 ± 67.81
	Fe(mg/L)	11.922	0.018	2007-2008	0.033	64.82 ± 76.62	249 ± 7.07
				2008-2010	0.017	249 ± 7.07	27.21 ± 19.06
	Mn(mg/L)	11.747	0.019	2007-2008	0.042	4.57 ± 3.31	12.54 ± 0.23
				2008-2010	0.018	12.54 ± 0.23	2.29 ± 1.61
	Zn(mg/L)	12.348	0.017	2007-2008	0.030	1.96 ± 1.83	8.38 ± 1.31
				2008-2010	0.021	8.38 ± 1.31	1.24 ± 0.85
	Ni(mg/L)	9.633	0.027	2008-2010	0.029	9.49 ± 0.16	1.54 ± 1.12
	Co(mg/l)	12.500	0.017	2007-2008	0.038	1.54 ± 1.13	4.87 ± 0.24
				2008-2010	0.019	4.87 ± 0.24	0.80 ± 0.56
	Cr(µg/L)	10.713	0.022	2007-2008	0.044	51.25 ± 37.97	174 ± 22.63
				2008-2010	0.023	174 ± 22.63	24.9 ± 16.12
	As(µg/L)	11.271	0.020	2007-2008	0.033	11.74 ± 12.67	55.85 ± 10.82
				2008-2010	0.023	55.85 ± 10.82	6.22 ± 4.99
	Cu(mg/L)	7.023	0.045				
	Cd(µg/L)	15.503	0.013	2007-2008	0.023	1.37 ± 1.23	5.78 ± 1.03
				2008-2010	0.018	5.78 ± 1.03	1.04 ± 0.54
	SO_4^{2-}(mg/L)	12.350	0.017	2008-2010	0.032	4520 ± 169.71	793 ± 533.16
				2009-2010	0.031	4526.5 ± 376.89	793 ± 533.16
	Residuo seco(mg/L)	53.181	0.018	2008-2010	0.015	6002 ± 234.76	1217.9 ± 790.97
				2009-2010	0.011	7382.2 ± 434.73	1217.9 ± 790.97
	Na(mg/L)	43.777	0.022	2008-2010	0.046	64.05 ± 11.24	25.35 ± 4.45
				2009-2010	0.037	107.05 ± 22.56	25.35 ± 4.46
	Mg(mg/L)	2193.382	0.000	2008-2010	0.000	195 ± 0	19.8 ± 4.09
T2	**Co(µg/L)**	18.138	0.020	2007-2008	0.027	1.05 ± 0.16	0.35 ± 0.06
				2007-2009	0.036	1.05 ± 0.16	0.45 ± 0.06
	As(µg/L)	9.462	0.049				
	Cd(µg/L)	10.811	0.041	2009-2010	0.022	0.02 ± 0.01	0.27 ± -
B3	**SO_4^{2-} (mg/L)**	16.600	0.023	2007-2008	0.020	2.5 ± 0.71	6 ± 0
				2007-2009	0.039	2.5 ± 0.71	8 ± 1.41
B1	**Al(µg/L)**	9.954	0.025	2007-2009	0.034	36.9 ± 16.55	11±0.99
				2007-2010	0.029	36.9 ± 16.55	10.83±2.23

A nivel general la cuenca se encuentra en un estado de "estabilidad" creado por la longevidad de la actividad minera en la zona y sus impactos, dado que la variabilidad interanual es mínima en la mayoría de los puntos muestreados.

Por el contrario, en el caso del **arroyo La Silva**, se observa una mayor inestablidad en su punto de cabecera S2, principalmente en las variables: pH, tubidez y concentración de metales (excepto el Pb), sulfatos, residuo seco, sodio y magnesio, que sin una clara tenencia, aumentan o dismuyen en función de las condiciones meteorológicas, ya que una mayor precipitación supone un mayor lavado del

material geológico y, por tanto, un incremento de estos elementos en agua. Por ello, se cree que la zona de cabecera del arroyo se encuentra en un estado de "inestabilidad" debido a los pocos años, apenas una década, que lleva el material expuesto en superficie.

El resto de la cuenca, con el arroyo Rodrigatos y los ríos Tremor y Boeza, salvo por pequeñas variaciones en alguno de los parámetros medidos, puede decirse que el sistema ha alcanzado un equilibrio. Esta idea de estabilidad puede corroborarse al comparar el presente estudio con otros realizados en la zona en 1994 por Vadillo-Fernández y col. (Fig. 4.5), y en 1999 por García-Criado y col. (Fig. 4.6).

De esa forma, se puede observar que en el tramo medio del **arroyo Rodrigatos** (punto R1), si bien el valor de pH ha aumentado y la concentración de Mn ha disminuido hasta casi la mitad, dejando intuir una mejora del estado del agua en el transcurso de estos últimos casi 20 años, la conductividad y la carga de sulfatos y de residuo seco siguen apuntando hacia unas condiciones contaminadas por actividad minera y sus residuos.

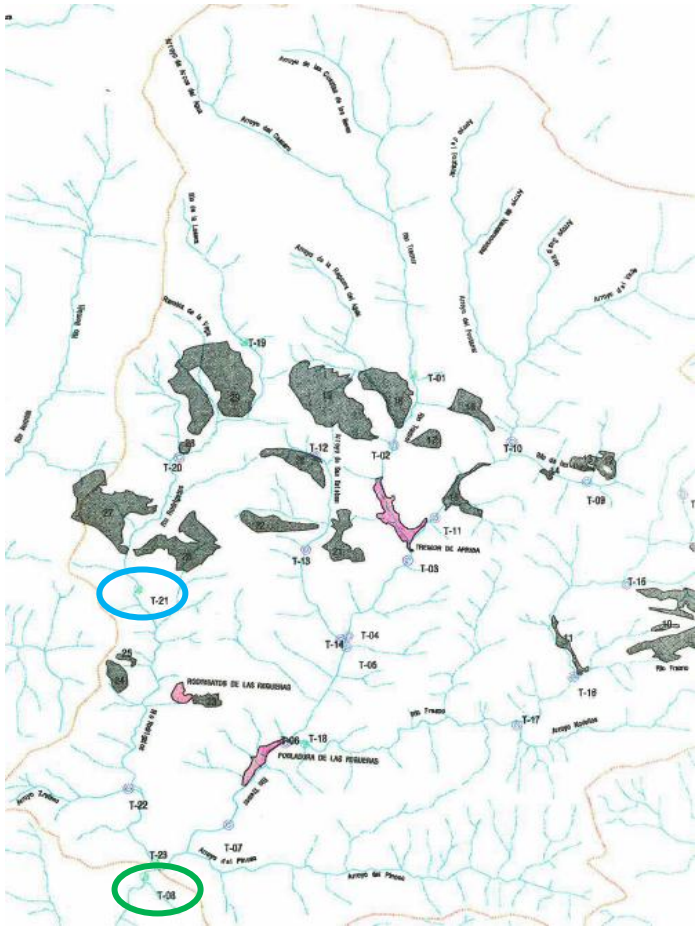
En el **río Tremor** las condiciones se han mantenido estables, con excepción de la disminución de la concentración de Mn de 150 a 50.30 µg/L, como ocurre igualmente en el arroyo Rodrigatos.

Y por último, los valores hallados en la actualidad en el **río Boeza** entran dentro de los rangos medidos por los autores citados (García-Criado *et al.*, 1999).

Fig. 4.5. Comparación de la evolución del grado de afección del arroyo Rodrigatos y del río Tremor desde 1994 (Vadillo-Fernández *et al.*) hasta junio 2010.

T-21 (1994)
pH = 4.6
CE = 411 µs/cm
Al < 1000 µg/L
Fe < 100 µg/L
Mn = 1040 µg/L
Cu < 50 µg/L
TSS = 37.50 mg/L
Residuo seco = 298 mg/L
SO_4^{2-} = 219 mg/L
Na = 3 mg/L
K = 1 mg/L
Mg = 32 mg/L
Ca = 42 mg/L

≈ R1; junio 2010
pH = 7.18
CE = 536 µs/cm
Al = 52.9 µg/L
Fe = 39.4 µg/L
Mn = 428 µg/L
Cu = 0.81 µg/L
TSS = 18.60 mg/L
Residuo seco = 442.2 mg/L
SO_4^{2-} = 229 mg/L
Na = 2.95 mg/L
K = 0.94 mg/L
Mg = 38.4 mg/L
Ca = 41.2 mg/L



T-08 (1994)
pH = 7.6
CE = 216 µs/cm
Al < 1000 µg/L
Fe < 100 µg/L
Mn = 150 µg/L
Cu < 50 µg/L
TSS = 14.20 mg/L
Residuo seco = 142 mg/L
SO_4^{2-} = 96 mg/L
Na = 2 mg/L
K < 0.5 mg/L
Mg = 20 mg/L
Ca = 17 mg/L

≈ (T4; junio 2010
pH = 6.94
CE = 234 µs/cm
Al = 18 µg/L
Fe = 38.30 µg/L
Mn = 50.30 µg/L
Cu = 0.72 µg/L
TSS = 5.10 mg/L
Residuo seco = 152.6 mg/L
SO_4^{2-} = 67 mg/L
Na = 2.97 mg/L
K = 0.64 mg/L
Mg = 13.9 mg/L
Ca = 17.2 mg/L

Fig. 4.6. Comparación de la evolución del grado de afección del río Boeza y del río Tremor desde 1999 en un estudio realizado por García-Criado y col. hasta junio 2010. (Nota: Imagen tomada de García-Criado *et al.*, 1999).

B-1 (1991)
pH = 6.9-7.6
CE = 18.23 µs/cm
TSS = 0 mg/L
SO_4^{2-} = 0-1.5 mg/L

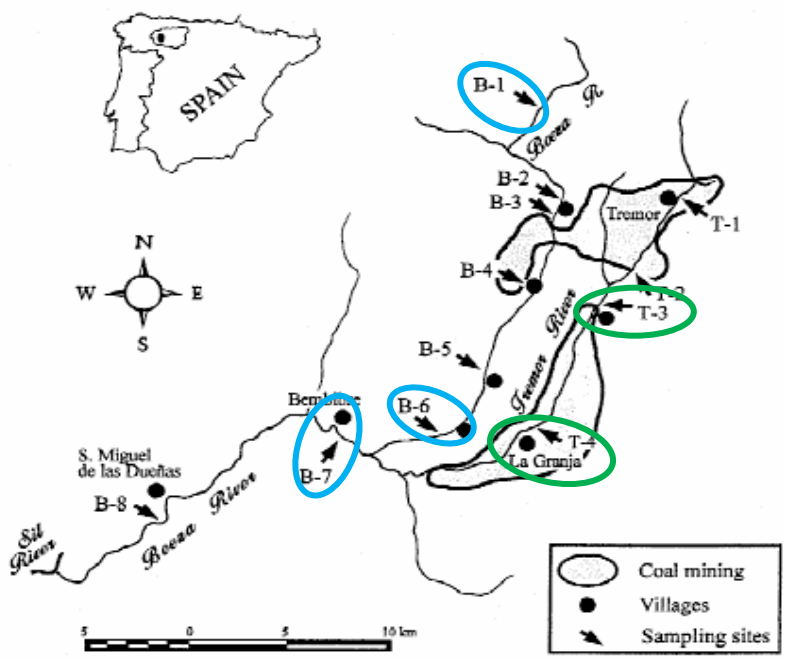
≈ B3 (junio 2010)
pH = 6.56
CE = 19 µs/cm
TSS = 2.30 mg/L
SO_4^{2-} = 2 mg/L

B-6 (1991)
pH = 6.6-7.5
CE = 46-100 µs/cm
TSS = 0-2.1 mg/L
SO_4^{2-} = 8.8-17.6 mg/L

≈ B1 (sept. 2010)
pH = 6.62
CE = 112 µs/cm
TSS = 0.70 mg/L
SO_4^{2-} = 20 mg/L

B-7 (1991)
pH = 6.6-7.4
CE = 144-280 µs/cm
TSS = 5.4-11.2 mg/L
SO_4^{2-} = 40-121 mg/L

≈ B0 (sept. 2010)
pH = 6.76
CE = 472 µs/cm
TSS = 7.20 mg/L
SO_4^{2-} = 188 mg/L



T-3 (1991)
pH = 6.8-7.7
CE = 287-472 µs/cm
TSS = 0.3-6 mg/L
SO_4^{2-} = 109-218 mg/L

≈ T4 (junio 2010)
pH = 6.94
CE = 234 µs/cm
TSS = 5.10 mg/L
SO_4^{2-} = 67 mg/L

T-4 (1991)
pH = 6.6-7.9
CE = 214-449 µs/cm
TSS = 0-2 mg/L
SO_4^{2-} = 66-183 mg/L

≈ T2 (junio 2010)
pH = 7.69
CE = 254 µs/cm
TSS = 7.60 mg/L
SO_4^{2-} = 72 mg/L

4.4.3 Valoración del estado físico-químico del agua según las normas de calidad

En relación a las **normas de calidad ambiental para la protección del medio ambiente** y los límites establecidos para un desarrollo adecuado de la vida acuática, es necesario aclarar que tan sólo algunos parámetros de los analizados cuentan con límites legales. Por ello, las variables valoradas en estos términos han sido: pH, O_2, Al, Fe, Zn, Ni, Cr, As, Cu, Cr, Cd y TSS (Tabla 4.11).

Tabla 4.11. Valoración del agua de los puntos de muestreo (valor medio) según las normas de calidad ambiental y condiciones para la vida acuática. (En azul se hallan los valores descritos por las diferentes fuentes de legislación. Bajo estos límites se escriben los valores del presente estudio cuando son superiores).

Variable	Agua superficiales continentales para el desarrollo de vida acuática				
	EPA (2012a)		Real Decreto 60/2011		
	CMC[1]	CCC[2]	NCA-MA[3]	NCA-CMA[4]	Directiva 2006/40/CE
pH	-	6.5-9.0	-	-	6.0-9.0
		S2 3.1			**S2** 3.1
		S1 5.5			**S1** 5.5
O_2 (mg/L)	-	-	-	-	50 % = 9; 100 % = 7
Al (µg/L)	750	87	-	-	-
	S2* 685700	**S2** 316543			
	S1* 8827	**S1** 4820			
		R1 100			
Fe (µg/L)	-	1000	-	-	-
		S2 114831			
		S1 1837			
Zn (µg/L)	120	120	30 – 200 – 300 – 500[a]	-	30 – 200 – 300 – 500[b]
	S2* 9310	**S2** 4340	**S2** 4340 (4)		**S2** 4340 (4)
	S1* 698	**S1** 385			**S1** 385 (3)
	R1* 239				
Ni (µg/L)	470[c]	50[c]	20	-	-
			S2 5174		
			S1 229		
			R1 39		
			T1 31		
			T0 36		
Cr (µg/L)	570 (Cr^{3+}), 16 (Cr^{6+})[d]	74 (Cr^{3+}), 11 (Cr^{6+})[d]	50	-	-
			S2 91		
As (µg/L)	340	150	50	-	-
Cu (µg/L)	-	-	5 – 22 – 40 – 120[a]	-	5 – 22 – 40 – 112[e]
			S2 2761 (4)		**S2** 2761 (4)
			S1 123 (4)		**S1** 123 (4)
Pb (µg/L)	65[c]	2.5[c]	7.2	-	-
Cd (µg/L)	2[c]	0.25[c]	≤ 0.08 – 0.08 – 0.09 – 0.15 – 0.25[f]	≤ 0.45 – 0.45 – 0.6 – 0.9 – 1.5[f]	-
			S2 3.16 (5)	**S2** 3.16 [f](1)	
			S1 0.71 (5)	**S1** 0.71 [f](1)	
TSS (mg/L)	-	-	-	-	≤ 25
					S2 71.7
					S1 37.19

[1] CMC (*Criteria Maximum Concentration*): estimación de la concentración más alta de un material en el agua superficial a la que una comunidad acuática puede ser expuesta brevemente sin resultar afectada.
[2] CCC (*Criteria Continuous Concentration*): estimación de la concentración más alta de un material en el agua superficial a la que una comunidad acuática puede ser expuesta indefinidamente sin resultar afectada.
[3] NCA-MA: concentración de un determinado contaminante o grupo de contaminantes en el agua, los sedimentos o biota, que no debe superarse en aras de la protección de la salud humana y el medio ambiente, expresada como Media Anual. En el caso de los metales, la NCA se refiere a la concentración disuelta (muestra de agua obtenida por filtración a través de una membrana de 0.45 μm).
[4] NCA-CMA: concentración de un determinado contaminante o grupo de contaminantes en el agua, los sedimentos o biota, que no debe superarse en aras de la protección de la salud humana y el medio ambiente, expresada como Concentración Máxima Admisible. En el caso de los metales, la NCA se refiere a la concentración disuelta (muestra de agua obtenida por filtración a través de una membrana de 0.45 μm).
* Concentración máxima medida en el punto.
[a] Dependiente de la dureza (mg/L $CaCO_3$): (1) ≤ 10; (2) 10-50; (3) 50-100; (4) > 100.
[b] Dependiente de la dureza (mg/L $CaCO_3$): (1) 10; (2) 50; (3) 100; (4) 500.
[c] A una dureza de 100 mg/L. (No es posible realizar la comparación porque la dureza es distinta).
[d] No es posible realizar la valoración porque se mide en Cr total.
[e] Dependiente de la dureza (mg/L $CaCO_3$): (1) 10; (2) 50; (3) 100; (4) 300.
[f] En función de la dureza (mg/L $CaCO_3$): (1) ≤ 40; (2) 40-50; (3) 50-100; (4) 100-200; (5) ≥ 200.

De los cuatro cauces fluviales, de nuevo es el arroyo La Silva (puntos S2 y S1) el que peores condiciones físico-químicas presenta, superando las recomendaciones de 8 variables de las 12 legisladas: pH, Al, Fe, Zn, Ni, Cu, Cd y TSS, en especial en el punto de cabecera. Por otro lado, el arroyo Rodrigatos (punto R1) sobrepasa los límites de Zn y Ni, estando éste último elemento en altas concentraciones en los tramos bajos del río Tremor (puntos T1 y T0), mientras que el río Boeza sí presenta una calidad apta para los organismos acuáticos incluso en su tramo bajo que se veía mermado por la confluencia con el río Tremor.

En cuanto a la evaluación basada en los **límites en agua destinada para consumo humano**, de los parámetros estudiados, 14 se encuentran legislados: pH, CE, Turbidez, Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Cr, As, Cu, Pb, Cd y SO_4^{2-} (Tabla 4.12).

Tabla 4.12. Valoración del agua de los puntos de muestreo (valor medio) según los niveles legislados para el agua de consumo humano. (En azul se hallan los valores descritos por las diferentes fuentes de legislación. Bajo estos límites se escriben los valores del presente estudio cuando son superiores).

Variable	Agua de consumo humano					
	EPA (2012b)		WHO (2011)		Real Decreto 140/2003	
pH		6.5-8.5		-		6.5-9
	S2	3.11			**S2**	3.11
	S1	5.49			**S1**	5.49
CE (µS/cm)		-		-		2500 (a 20 °C)
					S2	3486
Turbidez (FTU)		-		-		5
					S2	6.41
					S1	53.7
					R1	151.23
					T4	26.45
					T2	15.27
					T1	10.47
					T0	34.16
					B0	119.38
Al (µg/L)		50-200		-		200
	S2	316543			**S2**	316543
	S1	4820			**S1**	4820
Fe (µg/L)		300		-		200
	S2	114831			**S2**	114831
	S1	1837			**S1**	1837
	T0	859			**T0**	859
	B0	387			**B0**	387
Mn (µg/L)		50		-		50
	S2	6914			**S2**	6914
	S1	3511			**S1**	3511
	R1	452			**R1**	452
	T2	54			**T2**	54
	T1	425			**T1**	425
	T0	1081			**T0**	1081
	B0	574			**B0**	574
Zn (µg/L)		5000		3000		-
			S2	4340		
Ni (µg/L)		100		70		20
	S2	5174	**S2**	5174	**S2**	5174
	S1	229	**S1**	229	**S1**	229
					R1	39
					T1	31
					T0	36
Cr (µg/L)		100		50		50
			S2	91	**S2**	91
As (µg/L)		10		10		10
	S2	27	**S2**	27	**S2**	27
Cu (µg/L)		1300		2000		2000
	S2	2761	**S2**	2761	**S2**	2761
Pb (µg/L)		15		10		25
Cd (µg/L)		5		3		5
			S2	3.16		
SO_4^{2-} (mg/L)		250		-		250
	S2	2825			**S2**	2825
	S1	336			**S1**	336
	R1	356			**R1**	356

En este caso, de nuevo el arroyo La Silva presenta graves problemas para la mayoría de los parámetros regulados: pH, CE, turbidez, Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Cr, As, Cu, Cd, SO_4^{2-}, en especial en la zona de cabecera (punto S2), mientras que el arroyo Rodrigatos también muestra valores muy desviados de la norma para las variables: turbidez, Mn, Ni y SO_4^{2-}. A lo largo de todo el cauce del río Tremor la turbidez es mayor de lo deseado y en los tramos inferiores se superan además los límites de Fe, Mn y Ni. Por último, ésta vez sí que el río Boeza posee valores anómalos para Fe, Mn y turbidez una vez que ha recibido las aguas de su tributario, el río Tremor, en el punto B0.

4.5. Conclusiones

A continuación se presentan las conclusiones obtenidas en la caracterización del agua de los cuatro cauces fluviales estudiados en la cuenca del Bierzo:

- El arroyo La Silva presenta una alta contaminación, destacando unas elevadas concentraciones metálicas en el foco de emisión que van cediendo ligeramente hacia los tramos inferiores.
- Los drenajes ácidos de roca que afectan al arroyo La Silva se mantienen todavía en desequilibro, observándose variaciones en los niveles metálicos producto del lavado de material sulfuroso. Aun así, tras la retirada de los escombros en la zona de cabecera de este arroyo y el tratamiento del agua mediante un canal de caliza, las condiciones físico-químicas han mejorado.
- Los niveles de pH, Al, Fe, Zn, Ni, Cu, Cd y TSS obtenidos en el arroyo La Silva superan los límites establecidos para el desarrollo de una vida acuática. Estos parámetros, junto con las medidas obtenidas para CE, turbidez, Mn, Cr, As y SO_4^{2-} son también superiores a los niveles considerados aptos para el agua destinada al consumo humano.
- El arroyo Rodrigatos refleja unas condiciones acuáticas propias de la actividad minera pasada y de la que actualmente alberga esta zona.
- Las concentraciones de Zn y Ni en el arroyo Rodrigatos superan los límites marcados para el desarrollo de una vida acuática óptima, así como los parámetros turbidez, Mn, Ni y SO_4^{2-} para el agua destinada al consumo humano.
- El río Tremor se encuentra alterado físico-químicamente debido a la acción de la minería, reflejando claramente aquellos puntos donde existen focos de emisión que aportan un deterioro superior de la calidad, como son el afluente La Silva y los drenajes de la bocamina Navaleo en el afluente del Rial. En cambio, el arroyo Rodrigatos no produce ninguna afección negativa patente en su confluencia con este río principal.
- Los valores obtenidos de turbidez, Fe, Mn y Ni en el río Tremor son superiores a los límites establecidos para el agua de consumo.
- El río Boeza discurre con una escasa contaminación por la zona de estudio, viéndose ligeramente agravado a medida que atraviesa diversos núcleos urbanos. Esta situación se sucede hasta su confluencia con el río Tremor, el cual vierte sus aguas de naturaleza minera sobre el Boeza alterando la composición química y física de éste hacia un estado más contaminado.

- Únicamente los niveles de Fe y Mn en el tramo inferior del río Boeza tras la unión con su tributario (río Tremor) presentan valores superiores a los dictados para el agua destinada al consumo.
- Dado que la extracción de carbón en la zona de estudio lleva ocurriendo de forma más o menos constante desde hace décadas, los sistemas acuáticos parecen haber llegado a un estado de "estabilidad" o "equilibrio".

CAPÍTULO 5. CARACTERIZACIÓN DEL SEDIMENTO

El sedimento presente en el lecho de un río se caracteriza por poseer un gran tiempo de residencia, por lo que su consideración es importante en el análisis del impacto de las actividades antrópicas. Si bien la Directiva 2000/60/CE, cuyo objetivo de intención es alcanzar un buen estado de las aguas europeas para el 2015, no se refiere específicamente al sedimento para definir el estado ecológico de una masa de agua, sí que reconoce la unión existente entre ambos compartimentos abióticos ya que la presencia de sedimentos contaminados podrían ser un obstáculo para la consecución de un buen estado ecológico.

En este apartado se ha estudiado el estado de los sedimentos de los ríos del Bierzo en función del grado de contaminación metálica.

5.1. Características generales de los sedimentos

El sedimento es una parte esencial, integral y dinámica de un río (Batley & Maher, 2001; Brisl, 2008). Además de proveer un hábitat para muchos organismos acuáticos, es también una fuente importante de elementos químicos que se introducen en el agua. Se consideran sedimentos al conjunto de arenas, arcillas y limos que se depositan en el fondo de una masa de agua. En cuencas naturales y de agricultura, el sedimento deriva de la meteorización y erosión de minerales, materia orgánica y suelos de las zonas altas, y de la erosión de las cuencas de otros ríos (Brisl, 2008).

Desde el punto de vista ambiental, los sedimentos constituyen un material fundamental para conocer el grado de contaminación de una zona concreta ya que son el destino final de los metales pesados del agua como resultado de varios procesos: adsorción, desorción, precipitación, difusión, reacciones químicas y/o actividad biológica (Ramirez *et al.*, 2005). Como resultado de esta serie de complejos procesos físicos, químicos y biológicos, una gran parte de los metales introducidos en el sistema acuático, eventualmente, se asocian al lecho del sedimento (Tessier & Campbell, 1987). Sin embargo, ante la presencia de quelatos orgánicos o un cambio de las condiciones físico-químicas, como de pH, potencial redox, salinidad u oxígeno disuelto, estos metales retenidos en los sedimentos pueden liberarse hacia el agua (Förstner, 1987; Jain *et al.*, 2008). Por tanto, la importancia del estudio del sedimento radica en que éstos pueden actuar como fuente de contaminación y vehículo de transporte de metales (Luoma, 1989; Rubio *et al.*, 2000; Sin *et al.*, 2001; Zago *et al.*, 2001; Zoumis *et al.*, 2001).

Los metales pesados pueden estar presentes en diferentes especies químicas o complejos en el lecho de sedimentos, donde su movilidad depende en mayor medida de la forma química específica o formas de unión que en la concentración total del elemento (Galán *et al.*, 2003). En los cauces no contaminados, los metales se encuentran principalmente ligados a silicatos y minerales primarios, siendo relativamente inmóviles y no disponibles para los organismos, mientras que en sedimentos contaminados se hallan ligados a otras fases aumentando su movilidad (Glosińska *et al.*, 2004).

En los últimos años se ha visto que la concentración total de un elemento en el ecosistema no tiene porqué representar su disponibilidad biológica o potencial toxicidad. Por ello, no es suficiente con medir únicamente la concentración total de un elemento en términos de afección biológica, sino también es necesario establecer su especiación, es decir, la proporción del elemento presente en las

distintas fracciones del sedimento que determinan su movilidad, biodisponibilidad y toxicidad para la biota.

Partiendo de esta consideración, se pueden realizar dos tipos de análisis en sedimentos:

(1) Determinación de la concentración total de metales, indicativa del grado de contaminación del medio pero no así del efecto que la presencia del metal ejerce sobre la biota, de forma que no es un criterio suficiente para estimar las implicaciones medioambientales del metal (Ramos *et al.*, 1999).

(2) Determinación de la especiación o reparto de las diferentes formas químicas en las que se encuentra un metal mediante un procedimiento de extracción secuencial, que permite conocer la capacidad de movilización y biodisponibilidad del elemento (Tessier *et al.*, 1979; Raksasataya *et al.,* 1996; Ramos *et al.*, 1999), así como su toxicidad (Carapeto & Purchase, 2000; Jain *et al.*, 2008). Es bien sabido que esta fracción biodisponible, es decir, la concentración que está disponible para los organismos, refleja el verdadero efecto tóxico del metal (Hammelink *et al.*, 1994; Bernhard & Neff, 2001), siendo incluso propuesta como consideración principal en el desarrollo de un criterio de calidad del sedimento (Ankley *et al.*, 1996).

5.2. Objetivos del estudio del sedimento

Aunque no se propongan límites de calidad del sedimento en la Directiva 2000/60/CE, los sedimentos están contemplados en cuanto a una monitorización de su tendencia, esto es, cambios en la concentración de contaminantes a lo largo del tiempo. Sin bien, en este caso no se contempla la evolución temporal porque en estos cuatro años no se han dado cambios importantes en la presión ejercida por la actividad minera y/o sus residuos.

Por otro lado, el análisis de su distribución espacial indica el estado de contaminación de un área, el alcance horizontal de un contaminante y posiblemente la ubicación de la fuente (Brils, 2008). Por ello, se han planteado diversas cuestiones que otorguen una valoración del estado del ecosistema observado desde el sedimento. Así los objetivos marcados en la caracterización del sedimento son:

- Objetivo 1: Evaluar el grado de afección del sedimento por contaminación metálica.
- Objetivo 2: Analizar la distribución de la concentración de metales en las fracciones mineralógicas del sedimento.
- Objetivo 3: Valorar la concentración de metales en sedimento.

5.3. Metodología

En cada punto de muestreo se recogió una cantidad aproximada de 2 Kg de sedimento del lecho del río con ayuda de una pala de plástico. Las muestras fueron guardadas en bolsas de plástico bien cerradas para su transporte.

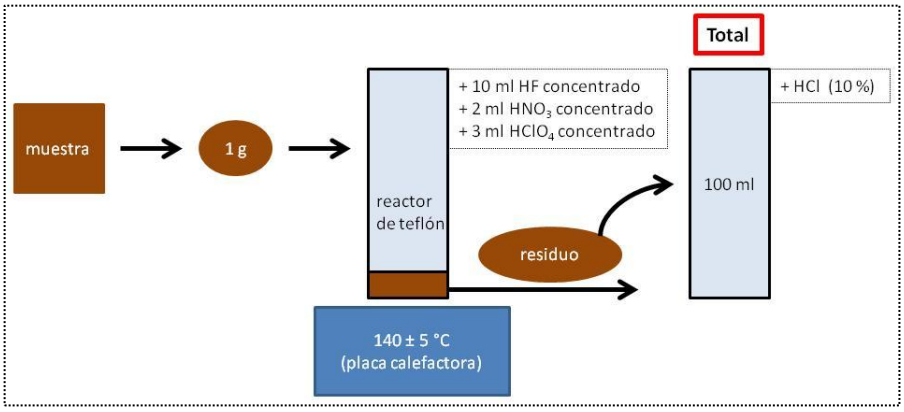
Una vez en laboratorio, cada muestra fue acondicionada mediante secado a temperatura ambiente. Posteriormente, se separó con un tamiz la fracción inferior a 2 mm, considerada como sedimento propiamente dicho y donde se realiza usualmente el análisis del contenido metálico en sedimento (Loring, 1979; Lin *et al.*, 2007; Villalobos-Castañeda *et al.*, 2010), ya que concentra casi toda

la materia orgánica y metales pesados (Sakai *et al.*, 1986; Filipek and Owen 1979; Martinčić *et al.*, 1990; Singh *et al.*, 1999; Rubio *et al.*, 2000). En esta fracción, una vez molida, se llevó a cabo el análisis del contenido de metales en sedimento. En primer lugar, se midió el contenido total de cada metal y, en segundo lugar, se efectuó la extracción secuencial de elementos metálicos en las distintas fracciones mineralógicas siguiendo el procedimiento indicado por Tessier y col. (1979).

La falta de sedimento en algunos puntos de muestreo (S1 arroyo La Silva, R1 arroyo Rodrigatos, T0 río Tremor y B1 río Boeza) condicionado por un sustrato rocoso o superficie de fango, impidió su recogida y posterior análisis en algunas campañas.

5.3.1 Metales totales en sedimento

Protegida por un reactor de teflón, se tomó una alícuota de 1 gramo de la fracción seleccionada (inferior a 2 mm) y se procedió a un ataque ácido, tal y como se expone en Cuadro 5.1, para obtener una disolución.



Cuadro 5.1. Digestión de la muestra de sedimento para hallar el contenido total de metales.

En la disolución resultante se midió la determinación del contenido total de metales (Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Co, Cr, As, Cu, Pb y Cd en µg/g) por ICP-AES en un equipo *Varian Vista MPX*. En el Anexo 5.A se presentan los límites de detección de los metales y la fórmula utilizada para el cálculo de la concentración total de cada elemento.

5.3.2 Metales en las fracciones mineralógicas del sedimento

La determinación de la concentración de cada metal en las distintas fracciones mineralógicas del sedimento se ejecutó según el protocolo de extracción secuencial elaborado por Tessier y col. (1979). Las fracciones descritas en dicho trabajo son las siguientes:

- **Fracción I** o **Intercambiable**: relacionada con los procesos de adsorción-desorción. Los metales de esta fracción pueden ser fácilmente liberados por pequeños cambios en la composición iónica.

- **Fracción II** o **Ligada a carbonatos**: referida a la presencia de sedimentos carbonatados. Los metales unidos a esta fase pueden liberarse al descender el pH, lo que conduce a la disolución de los metales precipitados en forma de carbonatos.
- **Fracción III** o **Ligada a óxidos de hierro y manganeso**: los cuales tienen un alto poder de adsorción. Estos óxidos son termodinámicamente inestables en condiciones anóxicas, como ocurre bajo condiciones reductoras, lo que provoca la liberación de metales.
- **Fracción IV** o **Ligada a materia orgánica**: metales ligados a organismos, detritus, costras en partículas minerales, etc. Esta fase representa los metales que son liberados al pasar a condiciones de oxidación, esto es, cuando la materia orgánica es degradada.
- **Fracción V** o **Residual**. Se trata del residuo sólido que queda tras la liberación de las cuatro fracciones anteriores y que contiene principalmente minerales primarios y secundarios en cuya estructura cristalina están retenidos los metales. Bajo condiciones normales de la naturaleza es bastante improbable la liberación de los metales en un período razonable de tiempo.

El protocolo de extracción de metales en las fracciones mineralógicas del sedimento se describe en el Anexo 5.B. No obstante, se cita a continuación el ácido utilizado en la extracción de cada fracción:

- Fracción I extraída con cloruro de magnesio 1 M.
- Fracción II extraída con acetato de sodio 1 M.
- Fracción III extraída con cloruro de hidroxilamonio 0.04 M.
- Fracción IV extraída con ácido nítrico 0.02 M, peróxido de hidrógeno 30% ajustado a pH 2.0 y acetato de amonio 3.2 M.
- Fracción V extraída con ácido fluorhídrico concentrado, ácido nítrico concentrado y ácido perclórico concentrado.

La concentración de los metales fue medida en la disolución de cada fracción por ICP-AES. Los límites de detección en cada fracción, así como el cálculo de la concentración, se hallan recogidos en el Anexo 5.B.

Los datos obtenidos en laboratorio tanto de la concentración total de cada metal como de su concentración en cada fracción del sedimento se presentan en el Anexo 5.C.

5.3.3 Análisis estadístico de los datos obtenidos en sedimento

En concordancia con los objetivos marcados para el estudio del sedimento, se han realizado los siguientes análisis estadísticos:

- Objetivo 1: Evaluar el **grado de afección del sedimento por contaminación metálica**. Con el propósito de evaluar el grado de afección del sedimento en la zona de campo estudiada, se ha efectuado su comparación con respecto a las condiciones consideradas como naturales o punto blanco del área (punto B3, río Boeza). Para ello, se ha empleado el análisis estadístico de la t-Student o de la U-Mann Whitney según la normalidad de las variables (paquete estadístico SPSS v.15.0). Además, los datos obtenidos se han enfrentado con los estimados para el área de estudio según el Atlas Geoquímico de Europa desarrollado por Vos & Tarvainen (2005).

- Objetivo 2: Analizar la **distribución de los metales en las distintas fracciones mineralógicas del sedimento**. Dado que un metal puede existir en distintas proporciones en cada fracción mineralógica del sedimento, lo que determina su grado de biodisponibilidad para los organismos y, por ende, su importancia a nivel de afección, se ha estudiado la proporción en porcentaje de los metales en cada una de las fracciones por medio de su representación gráfica. Conjuntamente, se han comparado los valores obtenidos con un código de riesgo (*Risk Assessment Code*, RAC) en función de la liberación de los metales presentes en determinadas fracciones y su potencial riesgo sobre el medio ambiente.
- Objetivo 3: **Valoración de la concentración de metales en sedimento**. Si bien se ha mencionado que no existen límites legales de la calidad del sedimento, se ha evaluado el estado del mismo atendiendo a los valores guía (*Sediment Quality Guidelines*, SQGs) y a un índice de contaminación (*Index of geoaccumulation*, Igeo).

5.4. Resultados y discusión

Seguidamente se exponen los resultados obtenidos en el análisis del estado del sedimento en base a los objetivos de estudio señalados.

5.4.1 Grado de afección del sedimento por contaminación metálica

Los resultados hallados en el análisis estadístico t-Student o U-Mann Whitney en cuanto a las posibles diferencias significativas entre la concentración de metales en los puntos de muestreo con respecto al punto de referencia o control (punto B3, río Boeza) se recogen en la Tabla 5.1, mientras que en la Fig. 5.1 se representan gráficamente (diagrama de caja y bigotes) los datos de cada metal en los correspondientes puntos de muestreo. Tanto en la tabla como en la figura se exponen, asimismo, los límites máximo y mínimo de la concentración estimada para el área de estudio según el Atlas Geoquímico de Europa (Vos & Tarvainen, 2005) y que sirven como marco de referencia.

Tabla 5.1. Evaluación según el Atlas Geoquímico de Europa (Vos & Tarvainen, 2005) y comparación del grado de afección de los puntos de muestreo en relación al estado de referencia marcado por el punto B3 del río Boeza (nota: t = valor del estadístico t-Student; z = valor del estadístico U-Mann Whitney; p = nivel de significación; DT = desviación típica).

Variable	Vos & Tarvainen (2005)	Media ± DT (B3; control)	Media ± DT (S2)	Media ± DT (S1)	Media ± DT (R1)	Media ± DT (T4)	Media ± DT (T2)	Media ± DT (T1)	Media ± DT (T0)	Media ± DT (B1)	Media ± DT (B0)
Al(µg/g)	149000-177000 (Al_2O_3)	99533.28± 6393.21	63590.20± 44573.36	83537.72± 19148.75	72273.19± 10914.34 (t = 5.604, p = 0.000)	66838.61± 17727.75 (t = 4.590, p = 0.001)	81352.00± 18468.29 (t = 2.461, p = 0.030)	89108.26± 13511.16	88448.71± 8531.21 (t = 2.751, p= 0.018)	76255.71± 13320.19 (t = 4.168, p= 0.001)	84271.88± 10761.47 (t = 3.272, p= 0.006)
Fe(µg/g)	44400-64100 (Fe_2O_3)	49689.26± 3562.28	232793.20± 114963.14 (t = -4.192, p= 0.001)	45083.29± 3574.96 (t = 2.320, p= 0.041)	36935.65± 5770.54 (t = 4.881, p= 0.000)	38053.59± 6779.45 (t = 4.020, p = 0.002)	42143.14± 7531.69 (t = 2.396, p= 0.034)	44601.34± 9576.34	63667.00± 17545.44	42248.71± 9098.69	47968.00± 8631.32
Mn(µg/g)	400-500 (MnO)	510.76± 50.76	357.12± 184.27	361.67± 39.90 (t = 5.808, p = 0.000)	681.45± 149.53 (t = -2.852, p= 0.016)	632.51± 172.23	609.43± 217.21	567.57± 133.93	1838.43± 2114.23 (z = -3.130, p= 0.002)	403.14± 50.28 (z = -2.878, p= 0.004)	1137.63± 668.71 (t = -2.462, p= 0.029)
Zn(µg/g)	71-109	91.9±11.96	64.01±28.47 (t = 2.405, p= 0.032)	99.52±34.05	200.50±113.27 (t = -2.539, p= 0.028)	123.04±21.81 (t = -3.311, p= 0.006)	117.99±15.01 (t = -3.596, p= 0.004)	195.45±119.89 (z = -3.003, p= 0.003)	202.09±75.15 (t = -3.831, p= 0.002)	89.79±10.28	125.68±27.10 (t = -3.037, p= 0.010)
Ni(µg/g)	21-36.8	28.76±2.42	18.41±9.45 (t = 2.806, p= 0.015)	35.62±6.46 (t = -2.619, p = 0.024)	81.23±40.92 (t = -3.412, p = 0.006)	57.11±13.41 (t = -5.506, p = 0.000)	48.87±9.77 (t = -5.286, p= 0.000)	61.60±15.39 (t = -5.579, p = 0.000)	90.37±51.01 (z = -3.130, p = 0.002)	26.14±2.86	54.89±18.21 (t = -3.751, p = 0.002)
Co(µg/g)	11-14	12.18±1.66	15.61±11.11	19.85±4.67 (t = -4.081, p= 0.002)	34.21±16.00 (t = -3.646, p= 0.004)	27.81±8.29 (t = -4.888, p = 0.000)	23.23±5.97 (t = -4.714, p= 0.001)	37.87±12.79 (t = -5.271, p= 0.000)	70.99±44.21 (z = -3.130, p= 0.002)	11.03±1.38	37.88±17.74 (t = -3.800, p= 0.002)
Cr(µg/g)	76-89	75.35±6.90	79.44±17.34	54.63±7.55 (t = 5.196, p= 0.000)	50.94±6.65 (t = 6.463, p= 0.000)	53.78±9.35 (t = 4.911, p = 0.000)	61.91±9.40 (t = 3.048, p= 0.010)	61.49±8.11 (t = 3.445, p= 0.005)	63.21±4.29 (t = 3.952, p= 0.002)	57.51±7.40 (t = 4.664, p= 0.001)	61.78±6.24 (t = 4.003, p= 0.002)
As(µg/g)	11-36	14.61±2.01	79.99±15.06 (t = -11.347, p= 0.000)	15.54±2.23	14.97±3.09	16.77±2.86	19.23±1.49 (t = -4.877, p= 0.000)	19.37±4.26 (t = -2.674, p= 0.020)	24.86±5.29 (t = -4.791, p= 0.000)	13.60±3.34	17.89±4.36
Cu(µg/g)	22-27	16.20±1.43	47.63±14.97 (t = -5.505, p= 0.000)	39.85±9.49 (t = -6.551, p= 0.000)	26.80±8.56 (t = -3.246, p= 0.008)	20.50±3.55 (t = -2.973, p = 0.012)	21.51±3.57 (t = -3.651, p= 0.003)	49.47±22.87 (t = -3.842, p= 0.002)	43.79±11.45 (t = -6.326, p= 0.000)	15.03±3.40	25.18±6.02 (t = -3.834, p= 0.002)
Pb(µg/g)	20.5-26	24.49±3.52	35.24±21.60	22.82±4.39	19.32±3.73 (t = 2.569, p= 0.026)	18.91±4.20 (t = 2.696, p= 0.019)	35.44±13.36	26.55±6.01	31.41±8.69 (z = -2.494, p= 0.013)	21.67±1.41	25.33±8.25
Cd(µg/g)	0.29-0.51	0.01±0.02	0.07±0.08	0.02±0.03	0.41±0.26 (z = -3.090, p= 0.002)	0.32±0.65 (z = -2.682, p= 0.007)	0.09±0.09 (z = -2.682, p= 0.007)	0.15±0.11 (z = -2.685, p= 0.007)	0.20±0.23 (z = -2.397, p= 0.017)	0.07±0.15	0.31±0.84

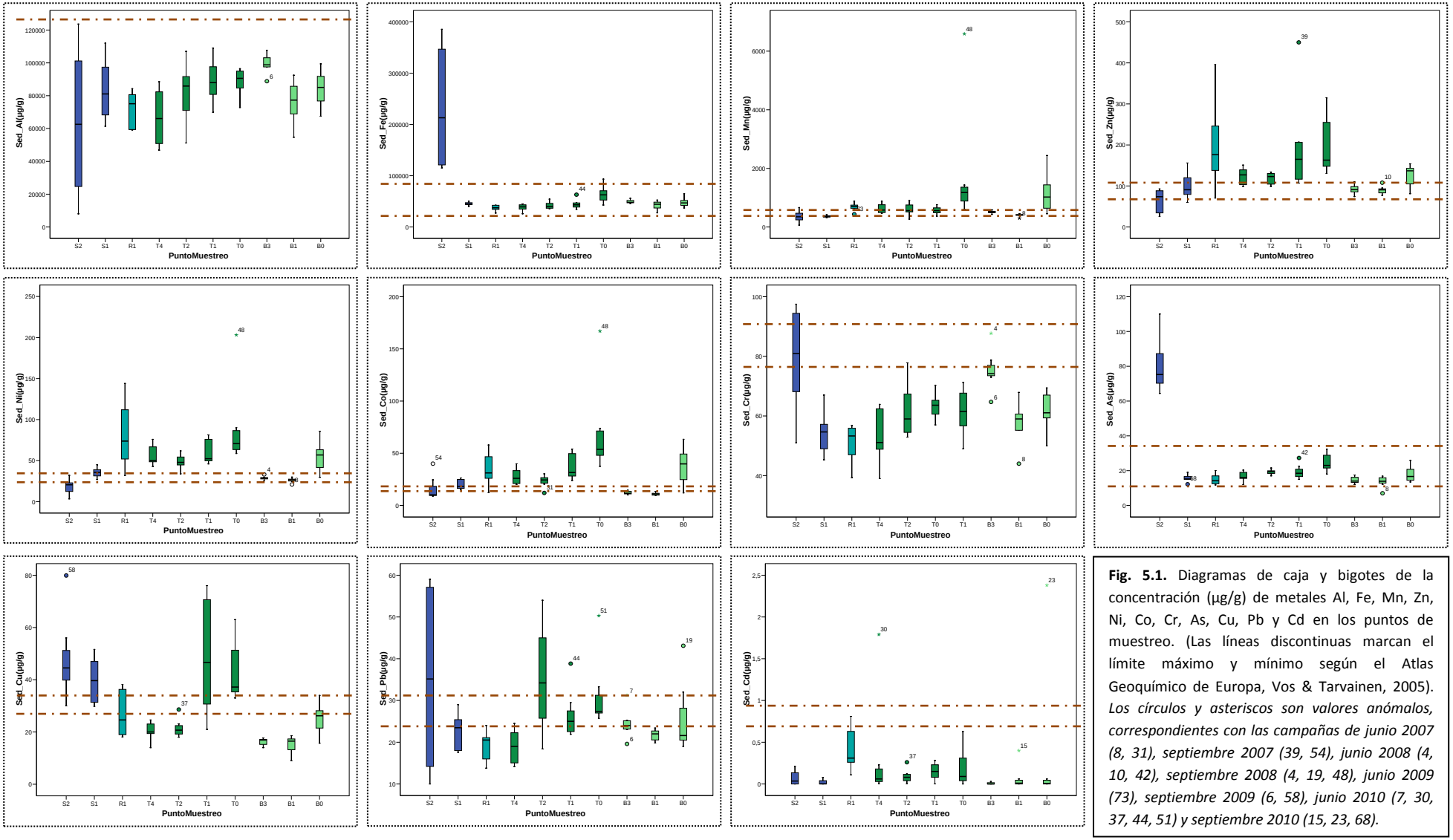


Fig. 5.1. Diagramas de caja y bigotes de la concentración (µg/g) de metales Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Co, Cr, As, Cu, Pb y Cd en los puntos de muestreo. (Las líneas discontinuas marcan el límite máximo y mínimo según el Atlas Geoquímico de Europa, Vos & Tarvainen, 2005). *Los círculos y asteriscos son valores anómalos, correspondientes con las campañas de junio 2007 (8, 31), septiembre 2007 (39, 54), junio 2008 (4, 10, 42), septiembre 2008 (4, 19, 48), junio 2009 (73), septiembre 2009 (6, 58), junio 2010 (7, 30, 37, 44, 51) y septiembre 2010 (15, 23, 68).*

De los 11 metales estudiados, en la mayoría de los puntos prácticamente todos ellos mostraron diferencias estadísticamente significativas frente al valor del punto control (B3, río Boeza) (Tabla 5.1). Las concentraciones en este punto control siempre estuvieron dentro de los límites marcados por el Atlas, e incluso en ocasiones, por debajo de este valor esperado (Fig. 5.1).

En el caso del **arroyo La Silva**, tributario del río Tremor, las variables que mostraron diferencias significativas en el análisis estadístico con respecto al punto de referencia fueron (Tabla 5.1):

- Fe, Zn, Ni, As y Cu en el punto S2.
- Fe, Mn, Ni, Co, Cr y Cu en el punto S1.

En el punto de cabecera del arroyo (S2), las concentraciones de Fe, As y Cu son mayores que en el control, superando ampliamente además los valores estimados del Atlas y reflejando el impacto de los metales ligados a sulfuros acumulados en la construcción de la autovía, mientras que las proporciones de Zn y Ni son menores. En el tramo inferior (S1), por un lado, el Ni, Co y Cu están presentes en mayores concentraciones que en el punto de referencia, estando por encima del límite esperado según el Atlas. Por otro lado, el Fe, Mn y Cr se presentan en inferiores proporciones que el punto control. Parece posible suponer, por tanto, que la zona de estudio tiene un fondo geoquímico importante en determinados metales como Fe, Mn, Zn, Ni y Cr. Además, observando los gráficos de caja y bigotes (Fig. 5.1), se aprecia de forma general un aumento de la concentración de metales en el sedimento de S1 con respecto a S2. Esto concuerda con la observación de precipitados en el lecho del cauce a lo largo del transcurso longitudinal del arroyo (Capítulo 4).

En cuanto al otro afluente del río Tremor, el **arroyo Rodrigatos**, presentó en su punto de muestreo R1 diferencias significativas con el control para todos los metales excepto el As (Tabla 5.1). En primer lugar, un grupo formado por Mn, Zn, Ni, Co, Cu y Cd se halla en concentraciones superiores en este arroyo frente a las medidas en el punto de referencia, entre los cuales el Zn, Ni y Cu sobrepasan la estimación del Atlas. Así, parece que la concentración alta de estos metales es consecuencia de la contaminación producida por los años de actividad minera. Un segundo grupo englobado por Al, Fe, Cr y Pb está presente en menores proporciones, poniendo de manifiesto de nuevo los valores naturales del fondo geoquímico.

A lo largo del **río Tremor**, las concentraciones de los siguientes metales se hallaron significativamente diferentes con el control (Tabla 5.1):

- Al, Fe, Zn, Ni, Co, Cr, Cu, Pb y Cd en el punto T4.
- Al, Fe, Zn, Ni, Co, Cr, As, Cu y Cd en el punto T2.
- Zn, Ni, Co, Cr, As, Cu y Cd en el punto T1.
- Al, Mn, Zn, Ni, Co, Cr, As, Cu, Pb y Cd en el punto T0.

Estos resultados y los gráficos muestran un patrón en cuanto a la proporción de metales. Un primer conjunto (Zn, Ni, Co, Cu y Cd) se encuentra en todo el río en concentraciones superiores al control, mostrando un aumento desde los tramos superiores (T4, T2) a los inferiores (T1, T0), y en valores mayores a lo esperado según el Atlas (a excepción del Cd). Junto con estos metales, también se presentan en concentraciones mayores al control el As en los tramos medio e inferiores, y el Mn y Pb en

la zona más baja muestreada del río. De esa forma, la presencia de estos metales pone de manifiesto la afección del sedimento debido a las labores mineras.

En un segundo conjunto estarían los metales medidos en concentraciones inferiores al control (Al y Cr, Fe en tramos superiores, y Pb en cabecera), los cuales provienen del fondo geoquímico y se hallan disueltos en agua en mayor proporción en el Tremor debido a su composición físico-química.

Finalmente, los tramos inferiores del **río Boeza** diferían estadísticamente con respecto al control (su tramo de cabecera) en los valores de los metales (Tabla 5.1):

- Al, Mn y Cr en el punto B1.
- Al, Mn, Zn, Ni, Co, Cr y Cu en el punto B0.

Las concentraciones de metales entre el control y B1 son muy semejantes, si bien, el Al, Mn y Cr están presentes sensiblemente en menor proporción en B1, apuntado de nuevo a la existencia de un fondo geoquímico en la zona para algunos metales y su disolución en el agua. Ya en el tramo inferior B0, tras la unión con su tributario el río Tremor, tanto el Al como el Cr se siguen manteniendo en menores concentraciones que el control, mientras que el Mn, Zn, Ni, Co y Cu aumentan su presencia, superando todos, salvo el Cu, la estimación del Atlas e indicando, por tanto, el efecto de contaminación.

5.4.2 Distribución de los metales en las distintas fracciones mineralógicas del sedimento

En la Fig. 5.2 se exponen los gráficos que representan el porcentaje correspondiente a cada fracción mineralógica del sedimento para cada metal según los puntos de muestreo.

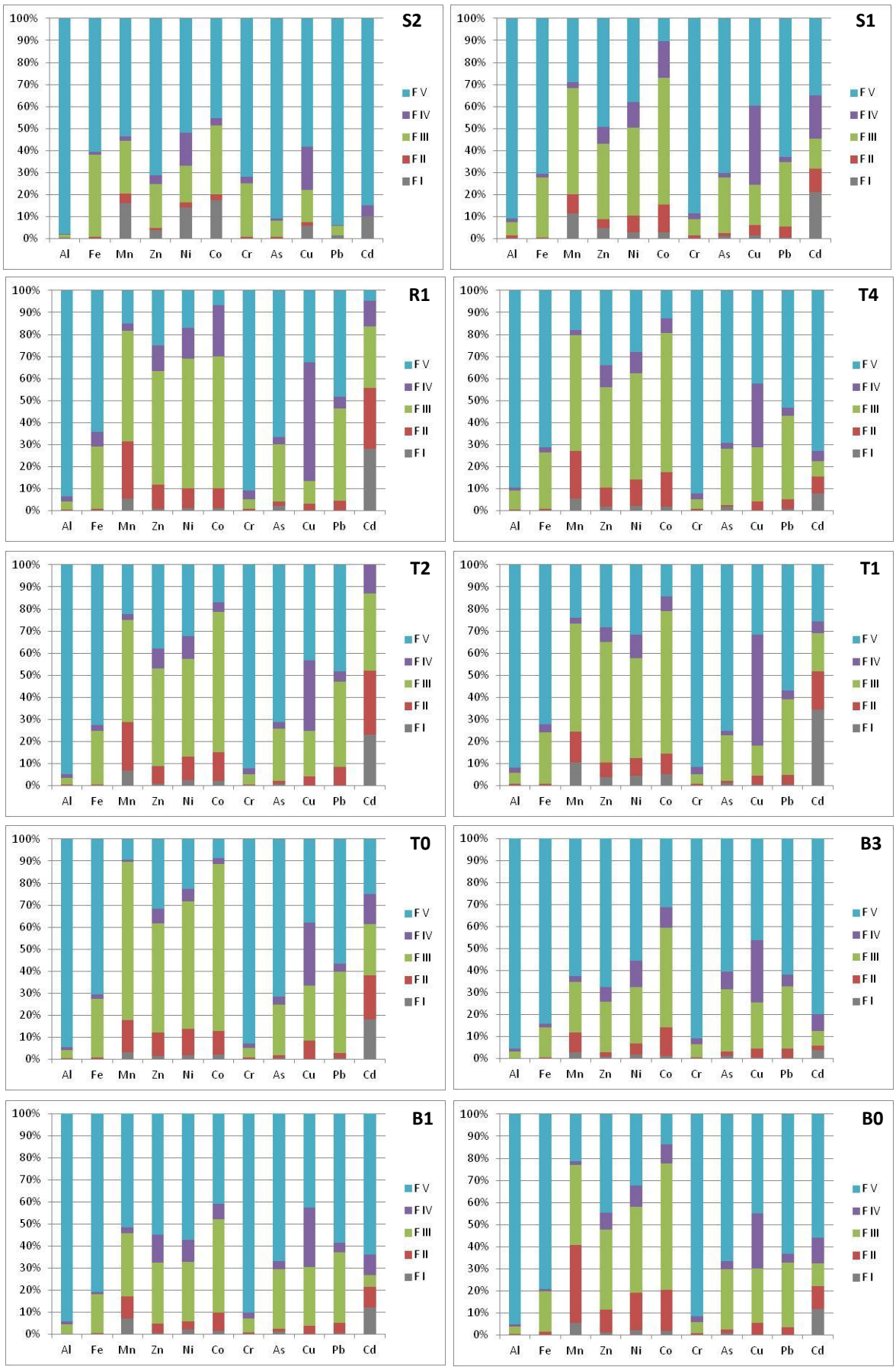


Fig. 5.2. Proporción (%) de cada metal en las fracciones mineralógicas del sedimento en cada punto de muestreo.

- Los metales pesados de la **fracción intercambiable (F I)** provienen tanto del fondo geoquímico como de actividades antropogénicas (Singh *et al.*, 1999). Los metales presentes en esta fracción son los más móviles y están rápidamente disponibles para ser tomados por los organismos. Como es lógico, esta fracción más móvil supone un riesgo de contaminación debido a la liberación de metales que se produce en condiciones naturales. En los sedimentos estudiados, la porción de metales en la F I es mínima, lo que sugiere una pobre disponibilidad de estos metales para los organismos del bentos. Si bien, puede alcanzar una proporción del 30% para Cd en el arroyo Rodrigatos y entre 5-10% para Mn, Zn, Ni y Co en el resto de cauces.
- En la **fracción ligada a carbonatos (F II)**, los metales pueden tener un origen detrítico o mineral ya que muchas especies de carbonatos son estables en condiciones normales de pH y Eh (Stumm & Morgan, 1981). Según Singh y col. (1999), en sedimentos contaminados esta fase ocupa más del 50% de los metales pesados no litogénicos. Sin embargo, en el presente estudio la representación de esta fracción es mínima para la mayoría de los metales dada la poca presencia de carbonatos en el material geológico de la zona, con excepción de un variable porcentaje de < 10-30 % para Mn, Zn, Ni, Co y Cd.
- Los **óxidos de hierro y manganeso (F III)** son la fase reducida del sedimento bajo condiciones oxidantes y constituyen un sumidero importante de metales pesados en los ecosistemas acuáticos (Gibbs, 1977). En esta fase los metales son acumulados por mecanismos de adsorción y coprecipitación ya que los coloides de Fe-Mn tienen una fuerte adsorción por los metales (Chao & Theobald, 1976; Singh *et al.*, 1984). Está fracción es la más importante para los metales Mn, Zn, Ni y Co en el río Tremor y sus dos arroyos Rodrigatos y La Silva, y medianamente destacada (entre 5-30 %) para Cd.
- Los metales pesados muestran afinidad por las sustancias orgánicas y los productos de su descomposición, por lo que la **materia orgánica (F IV)** juega un papel importante como sumidero de metales (Filipek *et al.*, 1981) y en su distribución y dispersión a través de procesos de quelación e intercambio catiónico (Förstner & Wittman, 1983). Esta fase es significativa en el caso del Cu, llegando a representar hasta el 40 %, lo que coincide con otros trabajos (Singh *et al.*, 1999; Jain *et al.*, 2008) y que puede ser explicable por la alta afinidad del metal hacia las sustancias húmicas (Hering & Morel, 1988; Baek & Yang, 2005). También ocupa hasta un 10 % en Zn, Ni, Co y Cd.
- La **fracción residual o litogénica (F V)** es la principal fase de transporte de los metales en la mayoría de los sistemas acuáticos (Gibbs, 1977; Singh *et al.*, 1999). La concentración de metales en esta fracción cristalina depende de la mineralogía y meteorización (Filipek & Owen, 1979), hallándose fuertemente ligados al sedimento (Morillo *et al.*, 2002). Por ello, su presencia no se relaciona con entradas antropogénicas (Gibbs, 1977). Los metales Al, Fe, Cr, As, Cu, Pb y en algunos puntos Cd, contenidos en esta fase representan entre el 50 y 90 %, de forma que no están accesibles para los organismos acuáticos (Tessier *et al.*, 1979). El alto contenido de Al y Fe en esta fase se debe a que ambos son dos de los elementos más representados en la corteza terrestre.

A la luz de estos resultados y considerando que los metales de las cuatro fracciones no detríticas (I a IV) están sujetos a intercambios con el agua, se puede deducir una cierta biodisponibilidad de varios metales, principalmente Mn, Zn, Ni y Co en el río Tremor y sus dos arroyos, y Cu en toda la zona.

Por otro lado, tal y como se ha anticipado anteriormente, un metal puede encontrarse en altas concentraciones pero estar representado esencialmente en la fracción no biodisponible, no suponiendo ningún riesgo, mientras que otro metal, a una baja concentración pero presente en las fracciones biodisponibles sí que puede resultar peligroso. Por ello, Perin y col. (1985) desarrollaron un código de riesgo, denominado *Risk Assessment Code* (RAC), relativo al riesgo para el ambiente en función de la proporción de metales correspondientes a la fracción intercambiable (F I) y carbonatada (F II). Estos autores relataban que aquellos sedimentos que pueden liberar en la fracción intercambiable y en la carbonatada menos del 1% del total del metal son considerados seguros para el medio ambiente, mientras que si liberan más del 50% de estas fracciones con respecto al total, han de considerarse como altamente peligrosos y pueden entrar fácilmente en la cadena trófica.

En la Tabla 5.2 se expone el código RAC y los metales analizados en el estudio. Puede observarse que el Al, Fe y Cr no suponen ningún riesgo, al igual que el Zn, Ni, Co, As, Cu y Pb, de riesgo bajo. Sin embargo, en algunos puntos el Ni y el Co adquieren un riesgo medio, lo mismo que el Mn y Cd, los cuales llegan incluso a alcanzar niveles de riesgo alto y riesgo muy alto respectivamente.

Tabla 5.2. *Risk Assessment Code* (RAC) de los metales en el sedimento de los puntos de muestreo.

RAC	Sin riesgo (< 1 %)	Riesgo bajo (1-10 %)	Riesgo medio (11-30 %)	Riesgo alto (31-50 %)	Riesgo muy alto (> 50 %)
S2 (La Silva)	Al, Fe, Cr, As	Zn, Cu, Pb, Cd	Mn, Ni, Co		
S1 (La Silva)	Fe	Al, Zn, Ni, Cr, As, Cu, Pb	Mn, Co	Cd	
R1 (Rodrigatos)	Al, Fe, Cr	Ni, Co, As, Cu, Pb	Zn	Mn	Cd
T4 (Tremor)	Al, Fe, Cr	Zn, As, Cu, Pb	Mn, Ni, Co, Cd		
T2 (Tremor)	Al, Fe, Cr	Zn, As, Cu, Pb	Mn, Ni, Co		Cd
T1 (Tremor)	Al, Fe, Cr	Zn, As, Cu, Pb	Mn, Ni, Co		Cd
T0 (Tremor)	Al, Fe, Cr	As, Cu, Pb	Mn, Zn, Ni, Co	Cd	
B3 (Boeza)	Al, Fe, Cr	Zn, Ni, As, Cu, Pb, Cd	Mn, Co		
B1 (Boeza)	Al, Fe, Cr	Zn, Ni, Co, As, Cu, Pb	Mn, Cd		
B0 (Boeza)	Al, Cr	Fe, As, Cu, Pb	Zn, Ni, Co, Cd	Mn	

5.4.3 Valoración de la concentración de metales en sedimento

El tema de la calidad de los sedimentos es un punto importante en la evaluación, protección y manejo de los ecosistemas acuáticos (Smith *et al.*, 1996), aunque, contrariamente a lo deseable, no existen niveles obligatorios legales. Sin embargo, desde hace décadas se utilizan con este fin una serie de valores numéricos, considerados como “valores guía”, “criterios”, “objetivos” o “estándares”, que se suelen englobar bajo la denominación de ***Sediment Quality Guidelines*** **(SQGs)**. Según Batley & Maher (2001) la inclusión de unos valores guía de calidad de sedimento dentro del análisis del estado de un río subyace en el reconocimiento del sedimento como parte integral de una masa de agua que actúa como fuente y como sumidero de contaminantes del agua, teniendo efectos directos sobre los organismos que viven sobre el lecho del sedimento e indirectos sobre la biota del agua.

El propósito de los SQGs es proteger el medio ambiente acuático y los organismos bentónicos que en él habitan, al establecer niveles seguros de metales, nutrientes (sustancias que potencian el crecimiento algal) y compuestos orgánicos (Persaud *et al.*, 1993). Cuando son usados en combinación con otras herramientas representan un acercamiento útil en el establecimiento de la calidad o salud de los sedimentos de agua dulce y marinos (MacDonald *et al.*, 2000; Çevik *et al.*, 2009).

Los primeros SQGs proporcionaban poco entendimiento sobre el impacto en el ecosistema de un sedimento contaminado ya que simplemente comparaban las concentraciones con un nivel de referencia o de fondo. Por ello, se desarrollaron SQGs específicos para cada metal en el que no sólo se consideraba la concentración en sedimento sino también sus efectos biológicos testados en campo o laboratorio (Burton, 2002).

Existen varios niveles guía de SQGs que, de forma general, se engloban en dos conjuntos siguiendo la designación propuesta por MacDonald y col. (2000):

(1) Las *threshold effect concentrations* (TECs) que pretenden identificar la concentración de un metal bajo la cual efectos dañinos en los organismos bentónicos no son esperables. Entre las TECs se hallan: TEL (*threshold effect level*), ERL (*effects range low*), LEL (*lowest effect level*) y MET (*minimal effect threshold*).

(2) Las *probable effect concentrations* (PECs) que tratan de identificar la concentración de un metal sobre la cual efectos dañinos en los organismos bentónicos son esperables de ocurrir con frecuencia. Entre las PECs se distinguen: PEL (*probable effects level*), ERM (*effect range media*), SEL (*severe effect level*) y TET (*toxic effect threshold*).

En la Tabla 5.3 se exponen los valores de las TECs y PECs frente a la concentración total observada en los sedimentos de estudio.

Tabla 5.3. Valoración de la concentración total (media) de metales en los sedimentos de estudio según los *Sediment Quality Guidelines* (SQGs). Nota: en rojo se resaltan los valores obtenidos que superan los límites PECs que indican la posibilidad de que ocurra un efecto dañino para los organismos, y en azul los que superan el límite máximo de TECs que señala el valor bajo el cual no es esperable un efecto perjudicial.

Metales		Fe(µg/g)	Mn(µg/g)	Zn(µg/g)	Ni(µg/g)	Cr(µg/g)	As(µg/g)	Cu(µg/g)	Pb(µg/g)	Cd(µg/g)
Puntos de muestreo	**S2**	232793	357.12	64.01	18.41	79.44	79.99	47.63	35.24	0.07
	S1	45083	361.67	99.52	35.62	54.63	15.54	39.85	22.82	0.02
	R1	36935	681.45	200.50	81.23	50.94	14.97	26.80	19.32	0.41
	T4	38053	632.51	123.04	57.11	53.78	16.77	20.50	18.91	0.32
	T2	42143	609.43	117.99	48.87	61.91	19.23	21.51	35.44	0.09
	T1	44601	567.57	195.45	61.60	61.49	19.37	49.47	26.55	0.15
	T0	63667	1838.43	202.09	90.37	63.21	24.86	43.79	31.41	0.20
	B3	49689	510.76	91.90	28.76	75.35	14.61	16.20	24.49	0.01
	B1	42248	403.14	89.79	26.14	57.51	13.60	15.03	21.67	0.07
	B0	47968	1137.63	125.68	54.89	61.78	17.89	25.18	25.33	0.35
SQG	**TEL** (a)	-	-	123	18	37.3	5.9	35.7	35	0.596
	ERL (b)	-	-	120	30	80	33	70	35	5
	LEL (c)	2000	460	120	16	26	6	16	31	0.6
	MET (d)	-	-	150	35	55	7	28	42	0.9
	PEL (a)	-	-	315	36	90	17	197	91.3	3.53
	ERM (b)	-	-	270	50	145	85	390	110	9
	SEL (c)	4000	1100	820	75	110	33	110	250	10
	TET (d)	-	-	540	61	100	17	86	170	3

Referencias:
(a) Smith *et al.* (1996)
(b) Long & Morgan (1991)
(c) Persaud *et al.* (1993)
(d) EC & MENVIQ (1992)

TECs: *threshold effect concentrations*

PECs: *probable effect concentrations*

Antes de examinar la comparación, es necesario indicar que si un valor es superior al límite PEC, también lo es del TEC, que es más grave superar el PEC que el TEC, y que aquellos valores mayores al TEC pero menores al PEC se encuentran en un estado que puede considerarse entre "es igualmente probable que ocurra un efecto dañino como que no ocurra".

De los 11 metales analizados, Al y Co carecen de valores de referencia, Cr, Cu, Pb y Cd se hallan bajo los SQGs, por lo que no suponen ningún problema. Los cinco metales restantes (Fe, Mn, Zn, Ni y As) superan en algún punto de muestreo los valores guía:

- El Fe medido en todos los puntos de muestreo supera los criterios de calidad PECs, si bien, recordemos que salvo el punto S2 del arroyo La Silva, las concentraciones se encuentran en el rango esperado según el Atlas Geoquímico.
- El Mn sobrepasa los niveles PECs en el caso de los puntos bajos del río Boeza (B0) y Tremor (T0), y los TECs en el resto del río Tremor, arroyo Rodrigatos y cabecesa del Boeza (B3).
- El Zn supera los límites TECs en el arroyo Rodrigatos y tramos bajos del río Tremor (T1, T0) y Boeza (B0).
- El Ni se halla en valores superiores al límite PEC en todo el cauce del río Tremor, en su afluente el arroyo Rodrigatos y en el tramo inferior del río Boeza (punto B0), así como es mayor que el TEC en el punto bajo del arroyo La Silva (S1).
- El As prevalece por encima de los valores guía PEC en el punto superior del arroyo La Silva (S2), mientras que en el río Tremor supera algunos de dichos criterios.

De forma paralela, la valoración del estado del sedimento puede llevarse a cabo mediante el cálculo de **índices de contaminación** (Förstner *et al.*, 1990; Rubio *et al.*, 2000; Singh, 2002; Rubio *et al.*, 2002; Lin *etr al.*, 2007; Çevik *et al.*, 2009; Villalobos *et al.*, 2010). Uno de los más utilizados es el índice de geoacumulación (*Index of geoaccumulation*; Igeo) definido por Müller (1979) según la fórmula expuesta en el Cuadro 5.2 para la concentración de un metal en la fracción menor a 2 mm. En el Cuadro 5.3 se muestra la significación del valor de este índice.

$$Igeo = \log_2 (Cn / 1.5 * Bn),$$

- Cn: concentración en sedimento para el metal n;
- Bn: valor de referencia geoquímico para el metal n en sedimentos pizarrosos;
- 1.5: factor usado para posibles variaciones del valor de referencia debido a efectos litogénicos.

Cuadro 5.2. Fórmula para el cálculo del índice de geoacumulación (Müller, 1979).

Igeo	Clase	Intensidad de la contaminación
> 5	6	Muy fuertemente contaminado
4-5	5	De fuertemente a muy fuertemente contaminado
3-4	4	Fuertemente contaminado
2-3	3	De moderadamente a fuertemente contaminado
1-2	2	Moderadamente contaminado
0-1	1	De no contaminado a moderadamente contaminado
< 0	0	No contaminado

Cuadro 5.3. Clasificación de la intensidad de la contaminación según el valor del índice de geoacumulación (Förstner *et al.*, 1990).

Dado que para el cálculo del Igeo se precisa de un valor de referencia (Bn), se ha utilizado las concentración estimada para la zona de estudio según el Atlas Geoquímico de Europa (Vos & Tarvainen, 2005).

Los resultados del Igeo para cada metal en cada punto de muestreo se presentan en la Tabla 5.4.

Tabla 5.4. Resultados del Igeo e intensidad de la contaminación correspondiente en el sedimento de los ríos de estudio. Nota: en colores se resaltan los puntos ligeramente contaminados.

Metal	S2	S1	R1	T4	T2	T1	T0	B3	B1	B0
Al	-1.94 Clase 0	-1.55 Clase 0	-1.76 Clase 0	-1.87 Clase 0	-1.59 Clase 0	-1.46 Clase 0	-1.47 Clase 0	-1.30 Clase 0	-1.68 Clase 0	-1.54 Clase 0
Fe	1.52 Clase 2	-0.85 Clase 0	-1.14 Clase 0	-1.10 Clase 0	-0.95 Clase 0	-0.87 Clase 0	-0.35 Clase 0	-0.71 Clase 0	-0.95 Clase 0	-0.76 Clase 0
Mn	-0.92 Clase 0	-0.90 Clase 0	0.01 Clase 1	-0.09 Clase 0	-0.15 Clase 0	-0.25 Clase 0	1.45 Clase 2	-0.40 Clase 0	-0.74 Clase 0	0.75 Clase 1
Zn	-1.0.8 Clase 0	-0.44 Clase 0	-0.57 Clase 1	-0.13 Clase 0	-0.19 Clase 0	0.53 Clase 1	0.58 Clase 1	-0.55 Clase 0	-0.59 Clase 0	-0.10 Clase 0
Ni	-1.24 Clase 0	-0.28 Clase 0	0.91 Clase 1	0.40 Clase 1	0.17 Clase 1	0.51 Clase 1	1.06 Clase 1	-0.59 Clase 0	-0.73 Clase 0	-0.34 Clase 1
Co	-0.26 Clase 0	0.08 Clase 1	0.87 Clase 1	0.57 Clase 1	0.31 Clase 1	1.01 Clase 2	1.92 Clase 2	-0.62 Clase 0	-0.77 Clase 0	1.01 Clase 2
Cr	-0.64 Clase 0	-1.18 Clase 0	-1.28 Clase 0	-1.20 Clase 0	-1.00 Clase 0	-1.01 Clase 0	-0.97 Clase 0	-0.72 Clase 0	-1.11 Clase 0	-1.00 Clase 0
As	1.18 Clase 2	-1.18 Clase 0	-1.24 Clase 0	-1.07 Clase 0	-0.87 Clase 0	-0.86 Clase 0	-0.50 Clase 0	-1.27 Clase 0	-1.37 Clase 0	-0.98 Clase 0
Cu	0.37 Clase 1	0.12 Clase 1	-0.46 Clase 0	-0.84 Clase 0	-0.77 Clase 0	0.43 Clase 1	0.25 Clase 1	-1.18 Clase 0	-1.29 Clase 0	-0.55 Clase 0
Pb	0.01 Clase 1	-0.61 Clase 0	-0.85 Clase 0	-0.88 Clase 0	0.02 Clase 1	-0.39 Clase 0	-0.15 Clase 0	-0.51 Clase 0	-0.69 Clase 0	-0.46 Clase 0
Cd	-3.13 Clase 0	-4.86 Clase 0	-0.57 Clase 0	-0.89 Clase 0	-2.69 Clase 0	-2.00 Clase 0	-1.56 Clase 0	-5.91 Clase 0	-3.07 Clase 0	-0.76 Clase 0

Para la mayoría de los metales, los resultados obtenidos indican un valor del índice correspondiente a la *Clase 0 «No contaminado»*, aunque algunos metales se desvían de esta naturalidad en algún tramo muestreado:

- El Fe alcanza un valor englobado en la *Clase 2 «Moderadamente contaminado»* en la zona de cabecera del arroyo La Silva (punto S2).
- El Mn llega a la *Clase 1 «De no contaminado a moderadamente contaminado»* en el arroyo Rodrigatos (punto R1) y tramo del río Boeza anterior a su unión con el río Tremor (punto B1), y *Clase 2 «Moderadamente contaminado»* en el tramo inferior del río Tremor (punto T0).
- El Zn posee valores de la *Clase 1 «De no contaminado a moderadamente contaminado»* en el arroyo Rodrigatos (punto R1) y tramos inferiores del río Tremor (puntos T1 y T0).
- El Ni muestra un índice de *Clase 1 «De no contaminado a moderadamente contaminado»* en el arroyo Rodrigatos (punto R1), río Tremor (puntos T4, T2, T1, T0) y tramo del río Boeza inferior (punto B0).
- El Co tiene una a la *Clase 1 «De no contaminado a moderadamente contaminado»* en el tramo inferior del arroyo La Silva (punto S1), arroyo Rodrigatos (punto R1) y tramos superiores del río Tremor (puntos T4 y T2), y *Clase 2 «Moderadamente contaminado»* en el resto del cauce del río Tremor (puntos T1 y T0) y tras la unión con el río Boeza (punto B0).
- Al As alcanza una *Clase 2 «Moderadamente contaminado»* en la zona alta del arroyo La Silva (punto S2).

- El Cu adquiere una *Clase 1 «De no contaminado a moderadamente contaminado»* en el arroyo La Silva (puntos S2 y S1) y tramos bajos del río Tremor (puntos T1 y T0).
- El Pb obtiene valores de *Clase 1 «De no contaminado a moderadamente contaminado»* en la cabecera del arroyo La Silva (punto S2) y tramo medio del río Tremor (punto T2).

5.5. Conclusiones

El análisis del contenido metálico en los sedimentos de los cuatro cauces fluviales objeto de estudio de la cuenca del Bierzo pone de manifiesto las siguientes conclusiones:

- Analizando la desviación existente entre el fondo geoquímico del punto control dentro de la zona de estudio, puede deducirse que dicho fondo es superado en el caso del Fe, As y Cu en la cabecera del arroyo La Silva, del Ni, Co y Cu en su tramo inferior, y del Mn, Zn, Ni, Co, Cu y Cd en el resto de la cuenca (arroyo Rodrigatos, río Tremor y tramo bajo del río Boeza).
- La concentración de los metales citados superan los rangos estimados en el Atlas Geoquímico (Vos & Tarvainen, 2005) para la zona de estudio.
- Según el porcentaje de cada metal hallado en las fracciones mineralógicas del sedimento, el Mn, Zn, Ni y Co muestran cierto grado de biodisponibilidad (entre 50-90%) en los dos arroyos y río Tremor, y el Cu en todo el área de estudio.
- Atendiendo al código de riesgo RAC basado en la liberación de metales presentes en determinadas fracciones del sedimento y su potencial riesgo sobre el medio ambiente, las concentraciones obtenidas de Ni y de Co suponen un riesgo medio, de Mn un riesgo alto y de Cd un riesgo muy alto.
- Los metales Fe, Mn, Ni y As superan en varios tramos fluviales los límites señalados por los valores guía (SQGs).
- El índice de contaminación del sedimento Igeo revela que las concentraciones de Fe, Mn, Zn, Ni, Co, As, Cu y Pb son reflejo de un sedimento con carácter de no contaminado a moderadamente contaminado.

CAPÍTULO 6. ÍNDICES BIOLÓGICOS

En el Anexo V de la Directiva 2000/60/CE se contempla la clasificación del *estado ecológico* de los ríos en función de los siguientes indicadores de calidad biológica:

(1) la composición y abundancia de la flora acuática,

(2) la composición y abundancia de la fauna bentónica de invertebrados,

(3) la composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica.

Este capítulo aborda la evaluación de la calidad del agua de los ríos estudiados atendiendo al segundo apartado de la Directiva, esto es, en función de la fauna de invertebrados acuáticos como elemento indicador. Concretamente se analiza la calidad del agua atendiendo a los valores de dos índices biológicos (IBMWP y EPT) basados en la tolerancia de las familias de macroinvertebrados, además de su relación con la abundancia, la riqueza de taxones y la representación de los grupos funcionales de alimentación de la fauna macrobentónica.

6.1 Características generales de la fauna macrobentónica y los índices biológicos

La fauna invertebrada bentónica que vive en los medios acuáticos puede diferenciarse en dos grupos de invertebrados según su tamaño. Por un lado, los **microinvertebrados**, organismos no visibles a simple vista por sus dimensiones microscópicas (en general inferiores a 1 mm), como protozoos, nemátodos, rotíferos o algunos grupos de minúsculos crustáceos, que viven flotando en la columna de agua de lagos, lagunas, embalses y océanos, constituyendo el zooplancton. Por otro lado, los **macroinvertebrados**, observables a simple vista al ser de un tamaño superior (habitualmente entre 3 y 5 mm, aunque con frecuencia pueden superar un par de cm dependiendo de los grupos), entre los que se encuentran juveniles de insectos, moluscos o sanguijuelas, que habitan fundamentalmente en los ríos, otros sistemas de agua corriente y márgenes de lagos. La gran parte de estos organismos están relacionados con el medio acuático en el estado de larva y de ninfa, abandonándolo una vez que son adultos con el fin de reproducirse y regresar a él para la puesta, cerrando así su ciclo de vida.

En el presente trabajo son objeto de estudio aquellos organismos pertenecientes al grupo de los macroinvertebrados, los cuales se ordenan a lo largo del eje longitudinal del río en función de sus características morfológicas, etológicas y fisiológicas que les permiten su adaptación al medio. De esa forma, al ocupar un nicho concreto, son sensibles a perturbaciones o degradaciones de algunos factores presentes en el medio acuático. Esta capacidad de adaptación y supervivencia ante una perturbación varía de unos taxones a otros, existiendo, por un lado, invertebrados exigentes con el hábitat y por tanto sensibles a las modificaciones, es decir, con un límite de tolerancia estrecho (especies estenoicas), y por otro lado, invertebrados que no se ven afectados al ser tolerantes a los cambios (especies eurioicas). Si la perturbación es tal que los sensibles llegan a desaparecer, entonces el biotopo es ocupado por las comunidades de taxones tolerantes. Por ello, su consideración como herramienta de calidad sirve para la detección y seguimiento de diferentes presiones antropogénicas sobre el ambiente, como contaminación orgánica, inorgánica, eutrofización, alteración del régimen de caudal o de las riberas del río, etc. Así, además de ser uno de los elementos biológicos que utiliza la Directiva 2000/60/CE para la

evaluación del estado ecológico de los ríos en Europa, son una herramienta útil y ampliamente reconocida a nivel mundial para el control de la calidad de las aguas epicontinentales.

Tradicionalmente, la valoración sobre el estado del agua se realizaba mediante un análisis físico-químico. Sin embargo, este tipo de estudios requiere normalmente una toma periódica de muestras y un coste derivado del análisis, junto con otros recursos técnicos. En la actualidad ya está implantado prácticamente de forma internacional el uso de macroinvertebrados, los cuales, contrariamente a los análisis físico-químicos que dan información sobre el estado puntual del sistema, reflejan las condiciones existentes a lo largo del tiempo antes de la toma de muestras, es como si "contaran la película de lo ocurrido en el agua" en vez de ser "una instantánea". En las últimas décadas se han publicado trabajos con los macroinvertebrados como elemento indicador de la calidad del agua y se ha visto que el estudio de esta comunidad macrobentónica presenta diversas ventajas:

- Indican alteraciones que ocurren a medio y largo plazo, ya que se trata de organismos con ciclos de vida entre menos de un mes hasta más de un año. Por este motivo permanecen en los cursos de agua el tiempo suficiente para detectar cualquier posible alteración (Confederación Hidrográfica del Ebro, CHE, 2007).
- Tras una perturbación del medio necesitan un tiempo mínimo de recolonización cercano al mes o incluso más (Alba-Tercedor, 1996).
- Son distinguibles a simple vista y el muestreo, además de existir varios estandarizados, no requiere equipos costosos (Alba-Tercedor, 1996).
- Son muy abundantes en la mayoría de los cauces fluviales, incluso los ríos de primer o segundo orden soportan una fauna macrobentónica diversa (Barbour *et al.*, 1999).
- Son buenos indicadores de las condiciones del lugar concreto donde se hallan porque muchos de ellos tienen patrones limitados de migración o modos de vida sésiles (Barbour *et al.*, 1999).
- Son relativamente fáciles de identificar hasta nivel de familia; nivel que ya difiere entre sensibles y tolerantes (Barbour *et al.*, 1999), por lo que la presencia o ausencia de grupos provee de información sobre la calidad del agua.
- El muestreo tiene efectos mínimos en la biota restante (Barbour *et al.*, 1999).

Los estudios de presencia o ausencia de los distintos taxones de macroinvertebrados en función del estado físico-químico de la masa del agua confluyeron en la creación de varios índices biológicos, entre los que se pueden nombrar: BMWP (*Biological Monitoring Working Party*), IBMWP (*Iberian Biomonitoring Working Party*), ASPT (*Average Score Per Taxon*), riqueza EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), EPT/Chironomidae, EPT/(Chironomidae+EPT), riqueza OCH (Odonata, Coleoptera y Heteroptera), % Baetidae en Ephemeroptera, % Chironomidae en Diptera, FBI (*Family Biotic Index*), TBI (*Trent Biotic Index*). De este amplio abanico de posibles índices, se han seleccionado en este estudio los índices IBMWP y EPT.

El **índice IBMWP** (*Iberian Biomonitoring Working Party*) tiene su origen en la adaptación a la fauna ibérica del índice británico BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) (Armitage *et al.*, 1983), nombrándose inicialmente como BMWP´ (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988). El original BMWP

consiste en una ordenación de las familias de macroinvertebrados acuáticos en diez grupos según un gradiente de menor a mayor tolerancia a la contaminación, otorgando a cada familia una puntuación que oscila entre 10 y 1 respectivamente (Alba-Tercedor, 1996). En su aplicación a la Península Ibérica se observó que no todas las familias de macroinvertebrados existentes en los ríos peninsulares estaban incluidas en la ordenación británica y que, además, algunas de las familias presentaban comportamientos diferentes respecto a la contaminación. En una primera adaptación del índice, Alba-Tercedor & Jiménez-Millán (1987) añadieron nuevas familias y cambiaron la puntuación de otras. Si bien con este sistema se podían comparar distintos escenarios de calidad, no se podían establecer unas condiciones de calidad. Es por ello que Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988) correlacionaron los valores del índice BMWP´ con cinco grados o clases de contaminación, cada una con su significación correspondiente y donde valores de cinco unidades por exceso o por defecto entre dos clases se consideraban intermedios entre dichas clases. Posteriormente, durante el desarrollo del proyecto GUADALMED (Alba-Tercedor *et al.*, 2002), en el que se analizó la situación de la calidad de las aguas de doce cuencas mediterráneas de la Península y el comportamiento del BMWP´, se propuso definitivamente el cambio de nombre de BMWP´ a IBMWP. A nivel mundial, el índice BMWP es prácticamente el más recomendado para la evaluación de la calidad del agua, mientras que en España el IBMWP es uno de los dos índices macrobentónicos propuestos como elementos biológicos indicadores de calidad para la clasificación del estado ecológico de las aguas superficiales (ORDEN ARM/2656/2008).

El segundo índice elegido en este estudio, el **índice de riqueza EPT**, hace referencia al número total de familias pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, los cuales se correlacionan generalmente con aguas de buena calidad (Lenat, 1988). Por tanto, se basa en la premisa de que un río de alta calidad tendrá mayor riqueza de estos taxones. Inicialmente fue desarrollado para la identificación hasta nivel de especie, pero se vio que es igualmente válido en el nivel de familia (Plafkin *et al.*, 1989). Este índice es de gran aceptación en cuanto a la distinción de la contaminación tanto orgánica como inorgánica (Klemm *et al.*, 1990; García-Criado *et al.*, 1999; Marqués *et al.*, 2001; Alonso & Camargo, 2005; Gray & Delaney, 2008).

En el apartado 6.2.2 de este capítulo se describe el cálculo de ambos índices, así como las clases de calidad correspondientes.

6.2 Objetivos del estudio de los índices biológicos

El estudio de las comunidades bentónicas como indicadores biológicos se ha enfocado en función de los siguientes objetivos:

- Objetivo 1: Caracterizar la calidad de las masas de agua según los índices biológicos IBMWP y EPT.
- Objetivo 2: Clasificar el estado ecológico según el Ratio de Calidad Ecológica (RCE).
- Objetivo 3: Analizar la evolución temporal de la calidad del agua según los índices biológicos IBMWP y EPT.
- Objetivo 4: Estudiar la composición de la comunidad macrobentónica.

- Objetivo 5: Examinar la relación entre la afección metálica del agua y del sedimento con los índices biológicos.
- Objetivo 6: Analizar la relación entre los índices biológicos y el desarrollo y composición de la comunidad macrobentónica.

6.3 Metodología

A continuación se describe el método utilizado en la captura de macroinvertebrados, las claves usadas en su posterior identificación y los índices biológicos de calidad del agua basados en la tolerancia de los ejemplares hallados. Igualmente, se describe el cálculo del estado ecológico marcado por la Directiva 2000/60/CE, los distintos grupos funcionales de alimentación existentes y los objetivos de estudio perseguidos.

6.3.1 Captura e identificación de macroinvertebrados

Recientemente, gracias al fruto que la investigación ha proporcionado durante casi tres décadas sobre el método de muestreo de macroinvertebrados, se han marcado unas pautas comunes que quedan recogidas en la circular de la Directiva General del Agua, de 12 de julio de 2011, del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM, 2011a) (ahora Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, MAGRAMA). Este protocolo de muestreo y laboratorio es de obligada aplicación en la evaluación del estado ecológico en cumplimiento de la Directiva 2000/60/CE.

En base a estas técnicas de muestreo aceptadas para ríos vadeables, el método de muestreo y recolección de los macroinvertebrados llevado a cabo en los ríos del presente estudio se realizó en función a los criterios descritos a continuación:

- Se seleccionó un transecto de aproximadamente 100 m de longitud representativo del tramo de río.
- Se recogieron los insectos que vivían en la interfase agua-atmósfera, como zapateros (familia Gerridae del suborden Heteroptera, orden Hemiptera), y que escapaban en la toma convencional con la red o manga de muestreo.
- Se recolectaron los ejemplares de macroinvertebrados del bentos mediante la técnica del pateo (*kick sampling*) (Fig. 6.1), durante 1 minuto, con una manga manual de bentos en forma de “D” de dimensiones 0.50 m de ancho x 0.60 m de alto y una luz de malla de 300 µm.
- Se llevó a cabo una remoción del lecho del río en diversas zonas a lo largo del transecto, de aguas abajo a aguas arriba, quedando representados los distintos hábitats de macroinvertebrados presentes (zonas lóticas, lénticas, de estrato rocoso, fangoso o con macrófitos), hasta conseguir la ausencia de nuevos taxones.
- Tras cada pateo, se trasladaron los organismos a una bandeja de plástico donde se recogieron con pinzas entomológicas y se guardaron en botes de plástico con alcohol etílico al 80% para su conservación.

- Dada la existencia de una superficie de muestreo de 0.5 m^2 (Fig. 6.2), el tipo de muestreo adoptado es semicuantitativo, con un área total muestreada en cada tramo de estudio que resulta de multiplicar la superficie de muestreo por el número de pateos realizados en cada transecto.

Fig. 6.1. Imagen: Muestreo de macroinvertebrados mediante la técnica del pateo (*kick sampling*).

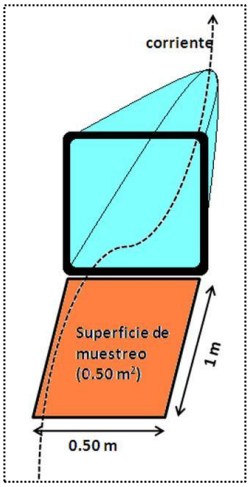


Fig. 6.2. Dibujo esquemático de la superficie de muestreo con la técnica del pateo.

Una vez en el laboratorio se identificaron taxonómicamente, con ayuda de una lupa binocular (KYOWA OPTICAL Model SD-2PL), los diferentes grupos de invertebrados usando diversas guías y claves: Needham & Needham (1982), Chinery (1997), Tachet y col. (2003), y Bouchard (2004); junto con varios recursos webs:

- *Aquatic Invertebrates of Alberta Online Textbook, by Hugh F. Clifford.*
- *©Dale Parker, AquaTax Consulting, Saskatoon, SK.*
- *Murray Darling Freshwater Research Centre. Identification and Ecology of Australian Freshwater Invertebrates.*

La identificación taxonómica necesaria se llevó a cabo hasta el nivel de familia, tal y como se requiere para el cálculo de los índices biológicos elegidos.

6.3.2 Índices biológicos de calidad del agua: IBMWP y EPT

Como se ha mencionado con anterioridad, la utilización de los índices bióticos o biológicos IBMWP y EPT son una herramienta de valoración de la calidad del agua basados en la respuesta diferente de los organismos ante las alteraciones o perturbaciones del medio, es decir, en su grado de sensibilidad o tolerancia.

En primer lugar, el cálculo del **IBWMP**, recogido en la Circular de la Directiva General del Agua, de 12 de julio de 2011 (MARM, 2011b), se obtiene de la suma de las puntuaciones asignadas a las familias identificadas (Anexo 6.A). En función de la puntuación obtenida (desde 0 a ≥ 101), se clasifica en una de

cinco clases de calidad asignadas inicialmente a los niveles ecológicos marcados por la Directiva 2000/60/CE (Jáimez-Cuellar *et al.*, 2002) (Tabla 6.1).

Tabla 6.1. Clases de calidad, significación de los valores IBMWP y colores a utilizar en las representaciones cartográficas (Jáimez-Cuellar *et al.*, 2002).

Clase	Estado ecológico	Calidad	IBMWP	Color^
I	Muy bueno	Buena. Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible.	≥ 101	Azul
II	Bueno	Aceptable. Son evidentes algunos efectos de contaminación.	61-100	Verde
III	Aceptable (=Moderado)*	Dudosa. Aguas contaminadas.	36-60	Amarillo
IV	Deficiente	Crítica. Aguas muy contaminadas.	16-35	Naranja
V	Malo	Muy crítica. Aguas fuertemente contaminadas.	< 15	Rojo

* Ortiz-Casas (2002) señala que fue un error la permanencia del término "Aceptable", al mantener la traducción de "*Fair*" de una primera versión del texto en inglés de la Directiva 2000/60/CE, en vez de corregirlo a "Moderado", término "*Moderate*" que fue el que definitivamente quedó en la versión inglesa.
^ El establecimiento de colores determinado por la Directiva es un criterio estandarizado para todos los miembros de la Unión Europea.

En segundo lugar, el índice basado en la **riqueza EPT** se halla sumando el número de familias pertenecientes a los órdenes de efemerópteros, plecópteros y tricópteros que han sido encontradas. Dependiendo del número total de taxones, Bode y col. (2004) establecieron cuatro clases o rangos de calidad del agua (Tabla 6.2).

Tabla 6.2. Clases de calidad, significación de los valores EPT y colores a utilizar en las representaciones cartográficas.

Clase	Calidad del río	Riqueza de taxones EPT	Color*
I	Sin impacto.	> 10	Azul
II	Ligeramente impactado.	6-10	Verde
III	Moderadamente impactado.	2-5	Naranja
IV	Severamente impactado.	0-1	Rojo

* La correspondiente clasificación por colores de los rangos de calidad para este índice han sido elegidos en concordancia con los propuestos para el índice IBMWP.

6.3.3 Estado ecológico: Ratio de Calidad Ecológica

Si bien el índice IBMWP es indicativo de la calidad del agua, la Directiva 2000/60/CE marca la necesidad de establecer el ya mencionado **estado ecológico**. Este se define como la *desviación del muy buen estado ecológico*, es decir, la diferencia frente al supuesto estado de referencia de la masa de agua según su tipología en la Península. Para ello, se ha de calcular el denominado Ratio de Calidad Ecológica (RCE), el cual se obtiene dividiendo la puntuación del IBMWP observada en un punto de muestreo entre la del valor de referencia. Este estado de referencia viene descrito en el Anexo III de la ORDEN ARM 2656/2008, donde a los ríos de la zona de estudio que se enmarcan en el tipo de agua de masa superficial «Tipo 25. Ríos de montaña húmeda silícea» (en el Anexo II. Tipos de aguas superficiales) les corresponde un valor IBMWP de referencia igual a 178 (Tabla 6.3). Por último, este valor de RCE

obtenido se encuadra dentro de una de las cinco categorías de estado ecológico que marca la Directiva, cuyos límites entre el cambio de clases quedan expuestos en la Tabla 6.3.

Tabla 6.3. Condición de referencia y límites de cambio de clases del estado ecológico para los ríos del Tipo 25. Ríos de montaña húmeda silícea (ORDEN ARM 2656/2008).

Indicador	Condición de referencia	Límite Muy bueno / Bueno	Límite Bueno / Moderado	Límite Moderado / Deficiente	Límite Deficiente / Malo
IBMWP	178	0.84	0.63	0.42	0.21

6.3.4 Grupos funcionales de alimentación

Atendiendo a las adaptaciones o mecanismos, tanto morfológicas como de comportamiento, por medio de las cuales los macroinvertebrados obtienen alimento, Cummins & Klug (1979) describieron varias categorías que denominaron «Grupos Funcionales de Alimentación» (del inglés *Functional Feeding Groups*, FFG):

- **Desmenuzadores** (*shredders*, Sh). Macroinvertebrados que se alimentan de materia orgánica particulada gruesa (CPOM, *coarse particulate organic matter*, > 1 mm), normalmente bien colonizada por microorganismos al ser una fuente importante de nutrientes. Dentro de esta categoría se hallan varias familias de tricópteros (Limnephilidae), plecópteros (Nemouridae), dípteros (Tipulidae) y crustáceos (Amphipoda).
- **Colectores** (*collectors*). Macroinvertebrados que consumen esencialmente la superficie colonizada de las pequeñas partículas detríticas (< 1 mm), esto es, materia orgánica particulada fina (FPOM, *fine particulate organic matter*). Dentro de esta categoría pueden diferenciarse los **filtradores** (*filterers*, C-F) cuando la alimentación es de materia en suspensión, y los **recolectores** (*gatherers*, C-G) cuando los detritos están sedimentados. Como ejemplos de filtradores se encuentran una familia de tricópteros (Hydropsychidae) y algunas de dipteros (Simuliidae), mientras que entre los recolectores aparecen la mayoría de los efemerópteros (Caenidae, Ephemeridae) y dípteros (Chironomidae).
- **Raspadores** (*scrapers*, Sc). Macroinvertebrados con adaptaciones morfológicas y de comportamiento para raspar el alimento que se adhiere a superficies, en particular, el perifiton. Este grupo más diverso engloba desde coleópteros (Psephenidae), tricópteros (Glossosomatidae), efemerópteros (Heptageniidae) y lapas.
- **Depredadores** (p*redators*, Pr). Macroinvertebrados adaptados específicamente a capturar presas vivas. En esta categoría aparecen los odonatos, megalópteros (Sialidae) y algunos plecópteros, tricópteros, dípteros y coleópteros.

6.3.5 Análisis estadístico de los datos obtenidos en los índices biológicos

El tratamiento de los datos de las comunidades bentónicas de los ríos de estudio seguido para cada objetivo ha sido:

- Objetivo 1: Caracterizar la **calidad de las masas de agua según los índices biológicos IBMWP y EPT**. La legislación pertinente (ORDEN ARM 2656/2008) recomienda el uso de las condiciones medias anuales, siempre y cuando sea posible, en la valoración del resultado del índice IBMWP. Por ello, y como en este apartado se pretende dar una visión global del estado ecológico de los ríos, se ha trabajado con las medias de los valores de IBMWP y de EPT de las 7/8 campañas de muestreo. Así, se ha caracterizado y comparado la calidad del agua de los ríos de estudio en función de los resultados de ambos índices.
- Objetivo 2: Clasificar el **estado ecológico según el Ratio de Calidad Ecológica (RCE)**. Para definir el estado ecológico marcado por la Directiva 2000/60/CE, se ha calculado el Ratio de Calidad Ecológica (RCE) en cada punto.
- Objetivo 3: Analizar la **evolución temporal de la calidad del agua según los índices biológicos IBMWP y EPT**. Con el fin de comprobar si existe alguna tendencia estacional o anual de mejora o empeoramiento de la calidad, se han representado gráficamente, para cada una de las campañas, los valores de ambos índices biológicos IBWMP y EPT. Por otro lado, se han comparado los datos obtenidos con otros realizados en la zona hace más de una década por otros autores.
- Objetivo 4: Estudiar la **composición de la comunidad macrobentónica**. En este bloque se exponen las diferencias en la composición de la comunidad de macroinvertebrados que habita en cada punto de muestreo, atendiendo a (1) la abundancia y al número de taxones, (2) a la distribución de los órdenes o familias de macroinvertebrados y sus características ecológicas, y (3) al porcentaje de grupos funcionales de alimentación (FFG).
- Objetivo 5: Examinar la **relación entre la afección metálica del agua y del sedimento con los índices biológicos**. Con el objetivo de estudiar en qué grado las clases de calidad de los índices biológicos están determinadas por el estado del agua y del sedimento de los ríos de estudio, se ha llevado a cabo un análisis de correlaciones (paquete estadístico SPSS v.15.0) entre las clases de los índices IBMWP y EPT con las distintas variables medidas en agua y en sedimento. Dado que los valores del arroyo La Silva son muy diferentes al resto de la cuenca, como se ha visto en los Capítulos 3 y 4 sobre el agua y el sedimento respectivamente, las correlaciones se han efectuado sin tener en cuenta este arroyo. Las correlaciones realizadas fueron de tipo Spearman ya que las variables no se distribuían según la normal.
- Objetivo 6: Analizar la **relación entre los índices biológicos y el desarrollo y composición de la comunidad macrobentónica** (abundancia, número de familias y proporción de FFG). El análisis efectuado en este caso es igual al desarrollado en al apartado anterior, mediante correlaciones de Spearman y sin considerar los datos del arroyo La Silva.

6.4 Resultados y discusión

Seguidamente se presentan los resultados obtenidos en el estudio de cada objetivo detallado en el apartado anterior.

6.4.1 Calidad de las masas de agua según los índices biológicos IBMWP y EPT

En relación a la calidad del agua definida por los **índices biológicos IBMWP y EPT**, en la Fig. 6.3 se puede apreciar que ambos indicadores muestran un comportamiento semejante, donde el punto de referencia (punto B3, río Boeza) obtuvo los valores más altos, revelando por tanto una mejor calidad frente al resto de puntos de estudio y confirmando los resultados obtenidos en el análisis del estado físico-químico del agua (Capítulo 4). En el Anexo 6.B se presenta un listado con los taxones identificados en cada punto y en cada muestreo, con los valores de los índices biológicos.

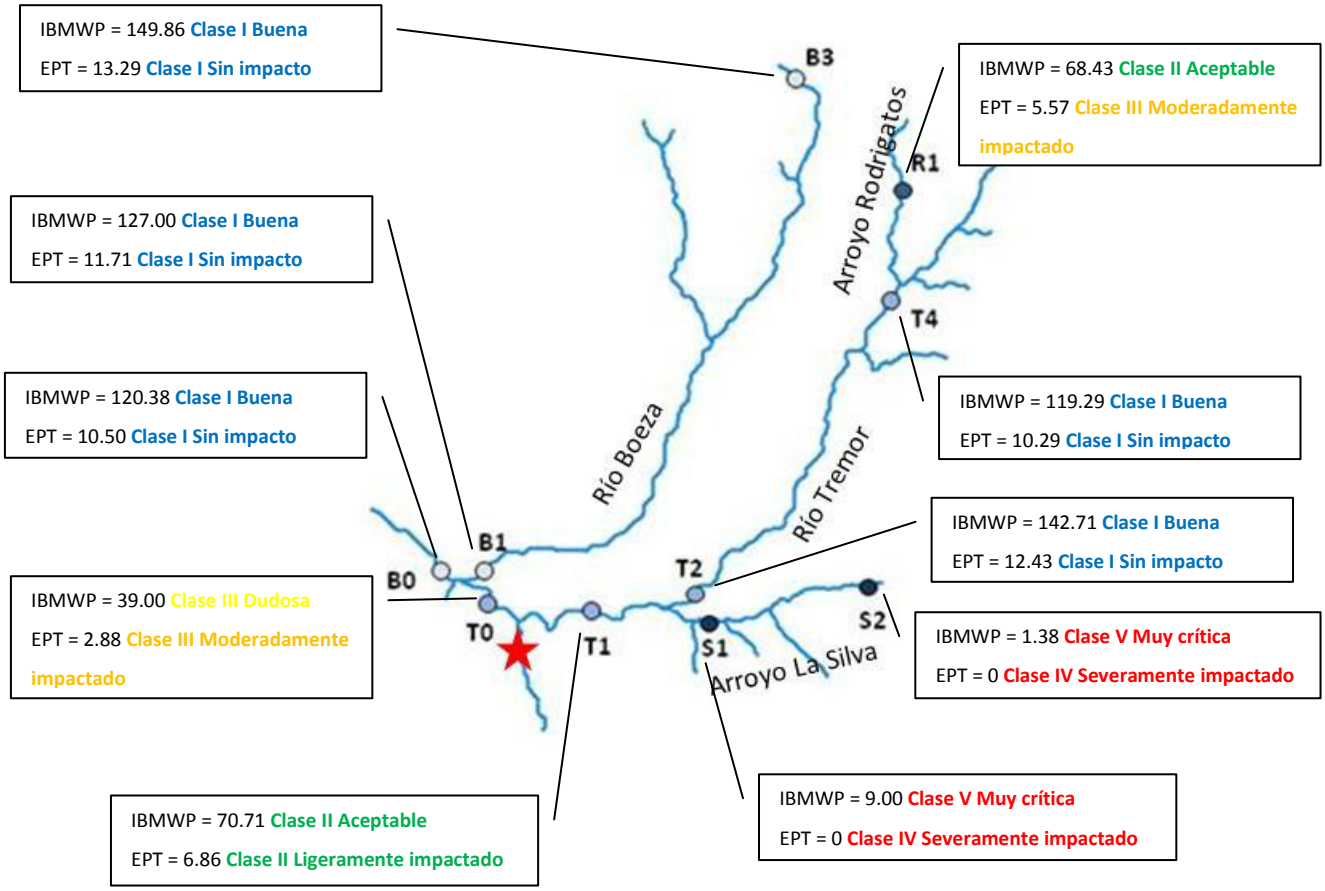


Fig. 6.3. Valores medios del índice IBMWP y del EPT, con las clases correspondientes de calidad del agua.
★ Bocamina "Navaleo".

En el **arroyo La Silva** la calidad del agua según ambos índices se encuentra en condiciones muy críticas en todo su cauce: Clase V «Muy crítica. Aguas fuertemente contaminadas» (IBMWP) y Clase IV «Severamente impactado» (EPT). De hecho, en la mayoría de las campañas de muestreo no se halló

ningún macroinvertebrado en el punto de cabecera (punto S2) encuadrado en el foco de contaminación. Tras 4 km de recorrido, en el tramo inferior (punto S1), el sistema sufre una variación en su composición debido a la incorporación de agua de otros arroyos secundarios y su posible capacidad de autodepuración, motivando el hallazgo de algunos organismos macrobentónicos pertenecientes a las familias más tolerantes a la contaminación, ya que en ningún caso fueron individuos clasificados en los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera o Trichoptera a los que hace referencia el índice EPT.

El tramo medio del **arroyo Rodrigatos** adquiere una calidad intermedia de Clase II «Aceptable. Aguas donde son evidentes algunos signos de contaminación» (IBMWP) y Clase III «Moderadamente impactado» (EPT). En este caso, el EPT parece ser ligeramente más estricto, señalando un estado del agua que todavía no es capaz de albergar una fauna con buena representación de taxones indicadores de buena calidad.

El **río Tremor** muestra un empeoramiento de la calidad del agua a lo largo de su recorrido según el índice IBMWP, desde Clase I «Buena. Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible» en los tramos superiores hasta alcanzar la Clase II «Aceptable. Aguas donde son evidentes algunos signos de contaminación» y la Clase III «Dudosa. Aguas contaminadas» en los dos puntos examinados del tramo bajo respectivamente. Aplicando para este mismo río el índice EPT se interpreta un mismo patrón de merma de la calidad a lo largo del eje longitudinal del río desde Clase I «Sin impacto» a Clase II «Ligeramente impactado» y Clase III «Moderadamente impactado». El punto más alto de muestreo (punto T4) posee valores de ambos índices ligeramente menores al punto siguiente (punto T2), lo que puede deberse al aporte del arroyo Rodrigatos y a la actividad minera que tiene lugar en su nacimiento. Estos resultados concuerdan con el análisis físico-químico del agua (Capítulo 4) que ponía de manifiesto una cierta mejora del agua a lo largo de los 12 km que separan T4 de T2. A partir de esta zona, la calidad disminuye en el punto T1 debido principalmente a tres condicionantes: (1) el aporte del arroyo La Silva, (2) el lavado de material de las escombreras ubicadas en los márgenes y (3) el vertido del núcleo urbano (Torre del Bierzo) parcialmente depurado. Hacia su tramo más inferior, en el punto T0, la calidad se ve mermada de una forma más acusada al seguir recibiendo el lavado de materiales y el drenaje minero aportado a través de una bocamina denominada “Navaleo”. Este empeoramiento de la calidad del agua en el río Tremor que ya fue señalado en el análisis de las condiciones físico-químicas de la masa de agua concuerda perfectamente con el estudio de la comunidad macrobentónica.

En el **río Boeza**, la calidad del agua en todo su cauce obtiene una clasificación elevada de Clase I «Buena. Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible» (IBMWP) y Clase I «Sin impacto» (EPT). Si bien esta clase se mantiene a lo largo del eje longitudinal, se aprecia una disminución del valor numérico de ambos índices aguas abajo. Este descenso puede deberse a la contaminación producida por núcleos urbanos circundantes en el punto B1 y a la entrada de agua del río Tremor en peor estado dejando patente la afección que sufre el sistema en el tramo de B0.

La idea desarrollada por Vannote y col. (1980) al considerar el «río como un continuo» (*River Continuum concept*, RCC), donde todos los cambios ocurridos en un tramo fluvial determinado tienen una repercusión en los equilibrios físico-químicos aguas abajo, conllevando un reemplazo gradual de las

comunidades biológicas, expresa fielmente las circunstancias determinadas en los ríos de estudio. En este caso la afección metálica provoca la aparición y desaparición de familias de macroinvertebrados según su tolerancia a este tipo de contaminación, lo que conduce a la reducción de las puntuaciones de los índices biológicos IBMWP y EPT conforme aumenta la polución de la masa de agua. Esta tendencia refleja, a su vez, que el efecto no es sólo observable de forma puntual sino que se extiende a los tramos inferiores.

Igualmente, son muchos los autores (García-Criado *et al.*, 1999; Malmqvist & Hoffsten, 1999; Clements *et al.*, 2000; Ferreras *et al.*, 2008; Gray & Delaney, 2008; Pond *et al.*, 2008) que señalan esta tendencia de menor calidad del agua determinada por los índices IBMWP y EPT en aguas con altas concentraciones de metales, poniendo de manifiesto el uso adecuado de estos índices.

6.4.2 Estado ecológico según el Ratio de Calidad Ecológica (RCE)

Los valores RCEs calculados para cada punto de muestreo y el correspondiente estado ecológico se recogen y se representan en la Tabla 6.4 y Fig. 6.4.

Tabla 6.4. Ratio de Calidad Ecológica de los puntos de muestreo y consiguiente Clase de estado ecológico (código de colores marcado por la Directiva 2000/60/CE).

Punto de muestreo	RCE (valor IBMWP observado/ valor IBMWP referencia)	Clase de estado ecológico
S2	1.38/178 = 0.008	Malo
S1	9/178 = 0.051	Malo
R1	68.43/178 = 0.384	Deficiente
T4	119.29/178 = 0.670	Bueno
T2	142.71/178 = 0.802	Bueno
T1	70.71/178 = 0.397	Deficiente
T0	39/178 = 0.219	Deficiente
B3	149.86/178 = 0.842	Muy bueno
B1	127/178 = 0.713	Bueno
B0	120.38/178 = 0.676	Bueno

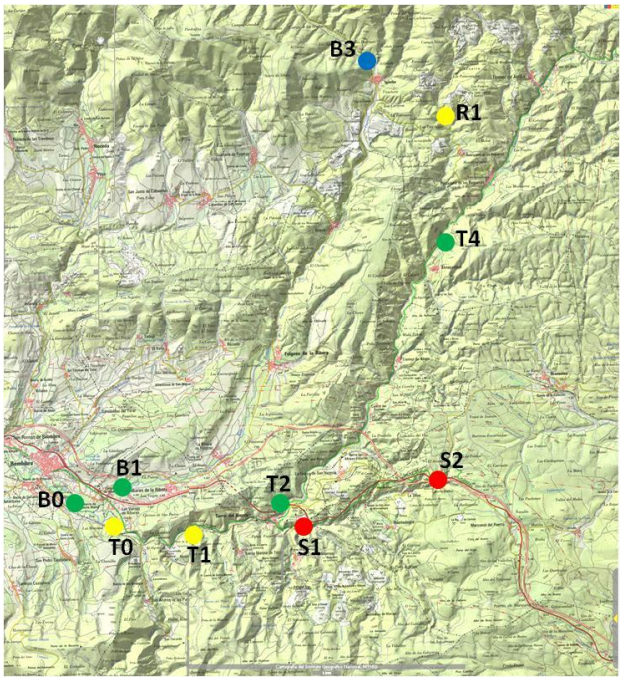


Fig. 6.4. Clase de estado ecológico (código de colores marcado por la Directiva 2000/60/CE).

- El arroyo La Silva (puntos S2, S1) se halla en una situación muy crítica, dado que muestra un estado ecológico «**Malo**» en todo su cauce, con una polución acusada desde prácticamente su nacimiento.
- El arroyo Rodrigatos (punto R1) mantiene un estado ecológico «**Deficiente**».
- El río Tremor obtiene en los tramos superiores (puntos T4 y T2) un estado ecológico «**Bueno**», donde el primer tramo muestreado (T4) se encuentra ligeramente más contaminado que el segundo (T2). En los tramos inferiores (puntos T1 y T0) el estado del agua empeora hasta ser «**Deficiente**», influyendo su aporte en el río Boeza.

- Como era de esperar, el punto de referencia en el estudio (punto B3) del río Boeza presenta un estado ecológico «**Muy bueno**», por lo que su calidad es óptima para ser utilizada como punto de control, mientras que aguas abajo (puntos B1 y B0) se aprecia una reducción del estado ecológico a «**Bueno**».

En conclusión, según la evaluación realizada, existe una situación preocupante en el arroyo La Silva, el arroyo Rodrigatos y los tramos bajos del río Tremor. No obstante, se ha de mencionar que el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Miño-Sil (CHM-S) (2010b) tiene dentro de sus objetivos medioambientales la mejora del estado ecológico de estos cauces hasta alcanzar el grado «Bueno» para el año 2027.

6.4.3 Evolución temporal de la calidad del agua según los índices biológicos IBMWP y EPT

En la Fig. 6.5 se exponen los gráficos que representan la evolución temporal de los valores de los índices biológicos IBMWP y EPT en los puntos de muestreo **a lo largo de los 4 años de estudio (2007-2010)**.

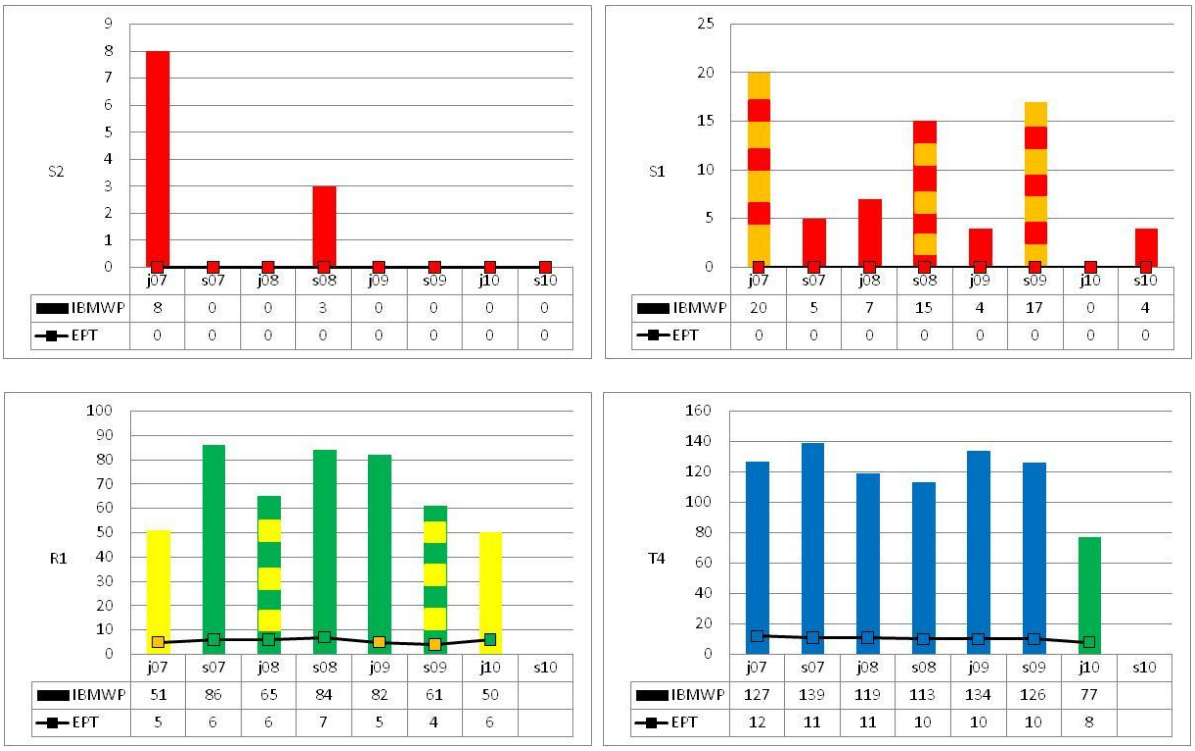
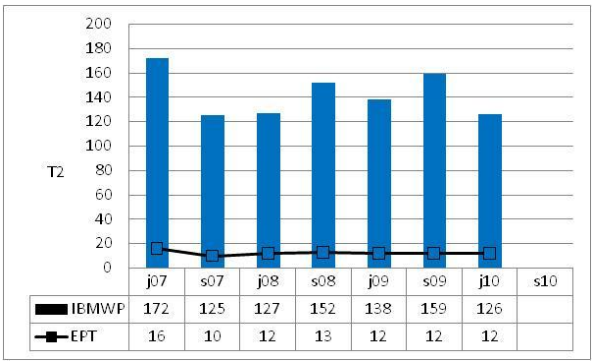
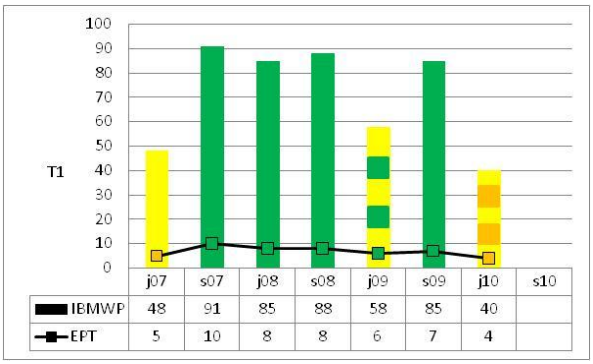
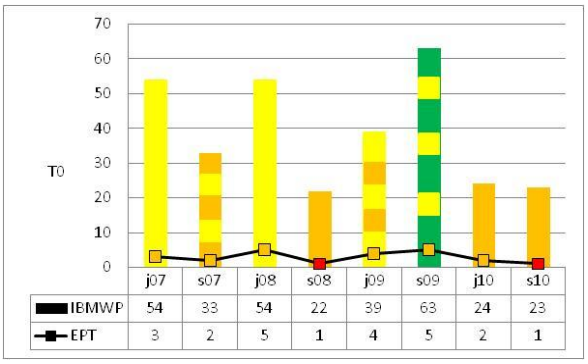
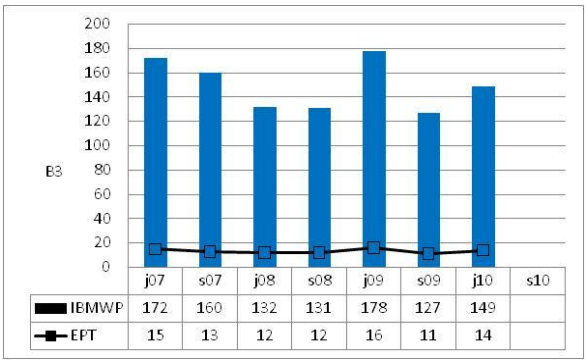


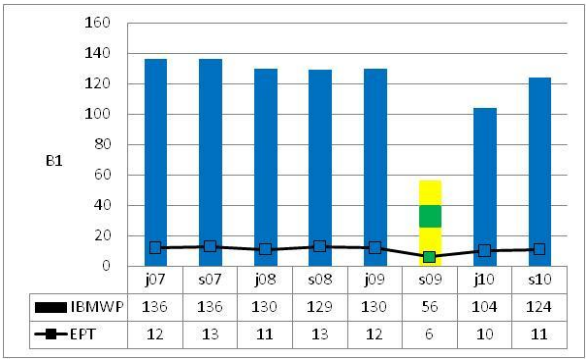
Fig. 6.5. Valores del índice IBMWP y EPT. Código de colores:
IBMWP Clase I. Buena. Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible; Clase II. Aceptable. Son evidentes algunos signos de contaminación; Clase III. Dudosa. Aguas contaminadas; Clase IV. Crítica. Aguas muy contaminadas; Clase V. Muy crítica. Aguas fuertemente contaminadas. (Nota: Los valores de cinco unidades por exceso o por defecto entre dos clases se consideran intermedios entre dichas clases y se representan con una alternancia de los dos colores correspondientes).
EPT Clase I. Sin impacto; Clase II. Ligeramente impactado; Clase III. Moderadamente impactado; Clase IV. Severamente impactado.
Campañas: (j) junio y (s) septiembre. Años: 2007-2010.











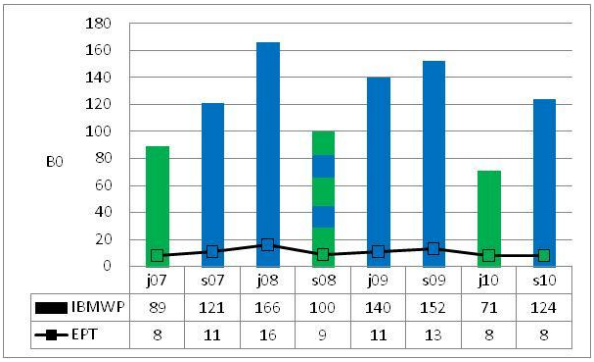


Fig. 6.5. (*Continuación*). Valores del índice IBMWP y EPT. Código de colores:

IBMWP Clase I. Buena. Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible; Clase II. Aceptable. Son evidentes algunos signos de contaminación; Clase III. Dudosa. Aguas contaminadas; Clase IV. Crítica. Aguas muy contaminadas; Clase V. Muy crítica. Aguas fuertemente contaminadas. (Nota: Los valores de cinco unidades por exceso o por defecto entre dos clases se consideran intermedios entre dichas clases y se representan con una alternancia de los dos colores correspondientes).

EPT Clase I. Sin impacto; Clase II. Ligeramente impactado; Clase III. Moderadamente impactado; Clase IV. Severamente impactado.

Campañas: (j) junio y (s) septiembre. Años: 2007-2010.

En primer lugar, en cuanto a las diferencias estacionales se puede destacar que no se ha apreciado ningún patrón que separe las estaciones de junio frente a las de septiembre, por lo que las variaciones halladas en un mismo punto no se deben a factores climáticos de la variabilidad estacional. Aunque en este estudio no se tomaron muestras invernales, en la bilbiografia aparecen citas como Zamora-Muñoz y col. (1995) que si bien hallaron valores menores del índice BMWP en los meses invernales, determinaron que esta reducida variación de los índices biológicos más que estar relacionada con la temperatura era causada por la polución, de forma que se supone su independencia de la estacionalidad.

En segundo lugar, en relación a la evolución temporal desde la primera campaña de 2007 hasta la última de 2010, se puede apreciar que la gran mayoría de los tramos muestreados se han mantenido prácticamente estables. No obstante, existe una variación ocasional de la calidad por factores perfectamente explicables en determinados puntos, que se comenta seguidamente:

- El arroyo La Silva, como se ha mencionado en el apartado anterior, presenta un estado pésimo de la calidad del agua a lo largo del período de muestreo. El índice EPT es invariable en ambos puntos S2 y S1 con un valor de 0 (Clase V «Severamente impactado»), mientras que el índice IBWMP muestra ligeras variaciones en el punto de aguas abajo S1 entre las Clases IV «Crítica» y V «Muy crítica». Esta variación es debida principalmente a la aparición ocasional, quizás llegados por deriva, de alguna familia de heterópteros y dípteros junto con las habituales Chironomidae (Diptera), Gerridae (Heteroptera) y Sialidae (Megaloptera).
- El tramo medio del arroyo Rodrigatos se mantiene con ligeras variaciones entre las Clases II «Aceptable» y III «Dudosa» según el IBMWP y Clases II «Ligeramente impactado» y III «Moderadamente impactado» según el EPT. Esta desviación está relacionada con la presencia o ausencia de familias pertenecientes al orden Plecoptera, que poseen un alto valor en el índice IBMWP (familias estenoicas).
- Los tramos superiores del río Tremor (puntos T4 y T2) muestran ligeras variaciones de las puntuaciones de ambos índices, pero siempre manteniéndose en la máxima categoría de calidad de Clase I «Buena» (IBMWP) y Clase I «Sin impacto» (EPT). Los tramos inferiores (puntos T1 y T0) sufren una variabilidad mayor en los resultados de ambos índices, de nuevo ligados a un menor número de familias de plecópteros además de efemerópteros. Las variaciones en estos dos puntos pueden estar ligadas a cambios relacionados con la minería como sueltas de lodos, mayor lavado de los escombros por períodos de lluvia intensos o aumento del caudal del drenaje de minas de interior, así como por los residuos de la depuradora de Torre del Bierzo. Cabe señalar que durante la última campaña de junio 2010 en el punto T4 la calidad definida por ambos índices disminuye a una Clase II «Aceptable» (IBMWP) y Clase II «Ligeramente impactado» (EPT), observándose una bajada del número de familias de plecópteros halladas. Este suceso podría estar relacionado con el aporte de agua en peor estado del arroyo Rodrigatos marcado por el índice IBMWP.
- En el río Boeza, los puntos B3 y B1 manifiestan pequeñas desviaciones en los valores de ambos índices, si bien siempre dentro del rango más alto de Clase I «Buena» (IBMWP) y Clase I «Sin

impacto» (EPT). Es destacable la notable disminución de ambos índices en la campaña de septiembre 2009 en el punto B1, cuando se obtuvo un valor de Clase III «Dudosa» (IBMWP) y Clase II «Ligeramente impactado» (EPT), que tiene su origen explicable en la importante modificación del cauce como consecuencia de las labores de restauración de las riberas en ese tramo que removieron el lecho del río. En cuanto al punto más bajo (B0), se aprecian ciertas variaciones entre Clase I y Clase II de ambos índices, debido principalmente a la presencia o ausencia de las familias de los órdenes Plecoptera y Trichoptera. Así, aquellos momentos en los que la contaminación es más acusada son reflejo de las condiciones que arrastra el río Tremor sobre este punto.

Por otro lado, en relación a la **evolución histórica** de la zona de estudio, gracias a los trabajos realizados por otros autores (Vadillo-Fernández *et al.*, 1994; García-Criado *et al.*, 1999) hace más de una década, es posible obtener un panorama más amplio sobre la tendencia de estos ríos.

De esa forma, en la Tabla 6.5 se exponen los datos sobre la calidad del agua mediante índices biológicos macrobentónicos obtenidos por los autores anteriormente citados y su comparación con el valor medio hallado en este estudio.

Tabla 6.5. Comparación histórica de la calidad del agua a través de índices biológicos (valor y clase correspondiente) en el arroyo Rodrigatos (punto R1), tramos superiores del río Tremor (puntos T4, T2) y río Boeza (puntos B3, B1, B0).

Puntos	**Vadillo- Fernández *et al.* (1994)**	**García-Criado *et al.* (1999)**				**Estudio actual (2007-2010) (valor medio)**	
		Primavera		**Verano**			
	BMWP´	**BMWP´**	**EPT**	**BMWP´**	**EPT**	**IBMWP**	**EPT**
R1	0 (V)	-	-	-	-	68.43 (II)	5.57 (III)
T4	30 (IV)	86 (II)	8 (II)	120 (I)	9 (II)	119.29 (I)	10.29 (I)
T2	-	104 (I)	9 (II)	87 (II)	7 (II)	142.71 (I)	12.43 (I)
B3	-	184 (I)	15 (I)	146 (I)	14 (I)	149.86 (I)	13.29 (I)
B1	-	116 (I)	10 (I)	145 (I)	12 (I)	127.00 (I)	11.71 (I)
B0	-	151 (I)	13 (I)	121 (I)	9 (II)	120.38 (I)	10.50 (I)

De la tabla anterior puede concluirse que la calidad ha permanecido estable dentro de un rango de variación estrecho en el río Boeza y tramos superiores del río Tremor, lo que es esperable ya que se trata de una zona donde no han ocurrido grandes cambios en la presión minera ni en el resto de impactos antropogénicos. Sin embargo, en la cuenca del arroyo Rodrigatos la actividad minera ha disminuido, por lo que su calidad se ha visto mejorada considerablemente atendiendo al índice IBMWP, desde una Clase V «Muy crítica. Aguas fuertemente contaminadas» a Clase II «Aceptable. Aguas donde son evidentes algunos signos de contaminación» (ver Capítulo 9).

6.4.4 Composición de la comunidad macrobentónica

Como se ha anticipado al inicio de este capítulo, el estudio de la composición y abundancia de la comunidad de organismos formada por los macroinvertebrados es un indicador de la salud ambiental del ecosistema marcado por la Directiva 2000/60/CE.

Por ello, el análisis de la composición de la comunidad macrobentónica se ha divido atendiendo a varias ramas de estudio: (1) abundancia y número de taxones identificados, (2) porcentaje de los niveles taxonómicos de órdenes y familias y sus implicaciones ecológicas, y (3) representación de los distintos grupos funcionales de alimentación (FFG).

6.4.4.1 **Abundancia y número de taxones**

Se ha trabajado con el número de taxones totales identificados (o riqueza) y con la abundancia, esto es, número de individuos por metro cuadrado, de los ejemplares dentro de la categoría taxonómica de Hexapoda, principalmente Insecta.

En la Fig. 6.6 se representan la abundancia de insectos y el número de taxones identificados por campaña en cada punto de muestreo, mientras que en la Tabla 6.6 se recogen los valores medios de estas variables considerando todo el estudio.

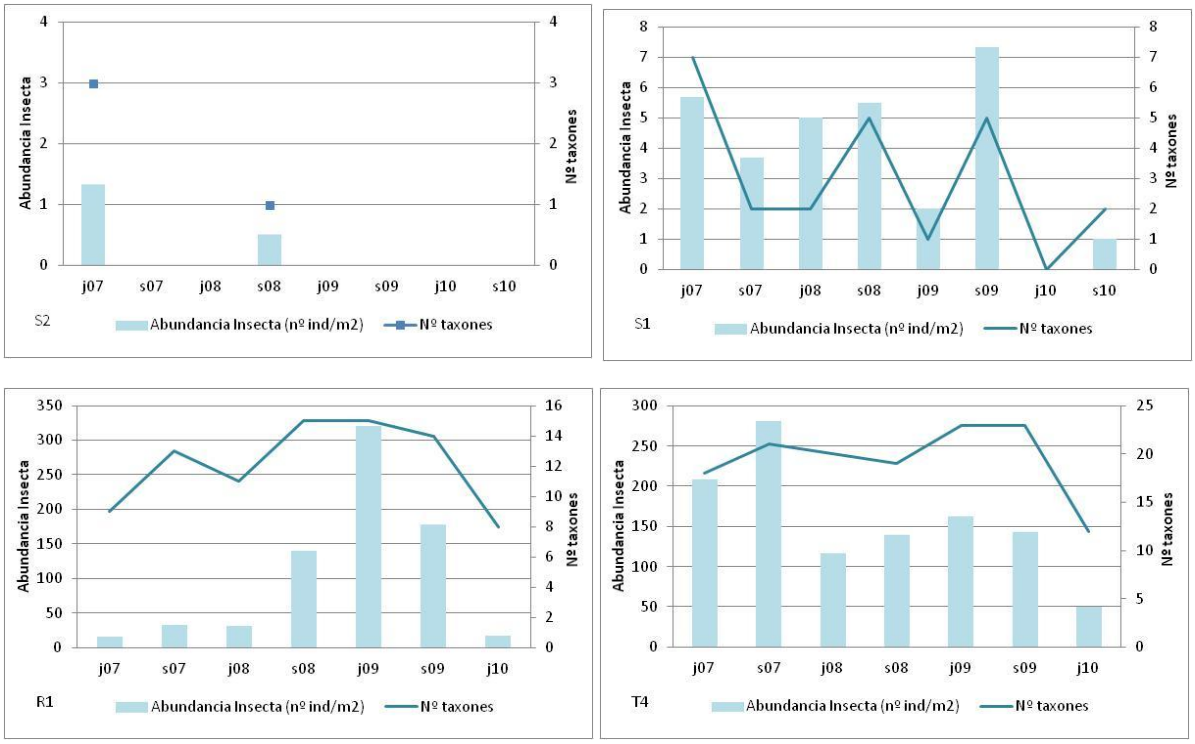


Fig. 6.6. Abundancia de insectos y número de taxones totales en el arroyo La Silva (S1), arroyo Rodrigatos (R1), río Tremor (T4, T2, T1, T0) y río Boeza (B3, B1, B0). Campañas de muestreo: junio (j) 2007 - septiembre (s) 2010, o junio (j) 2007 - junio (j) 2010.

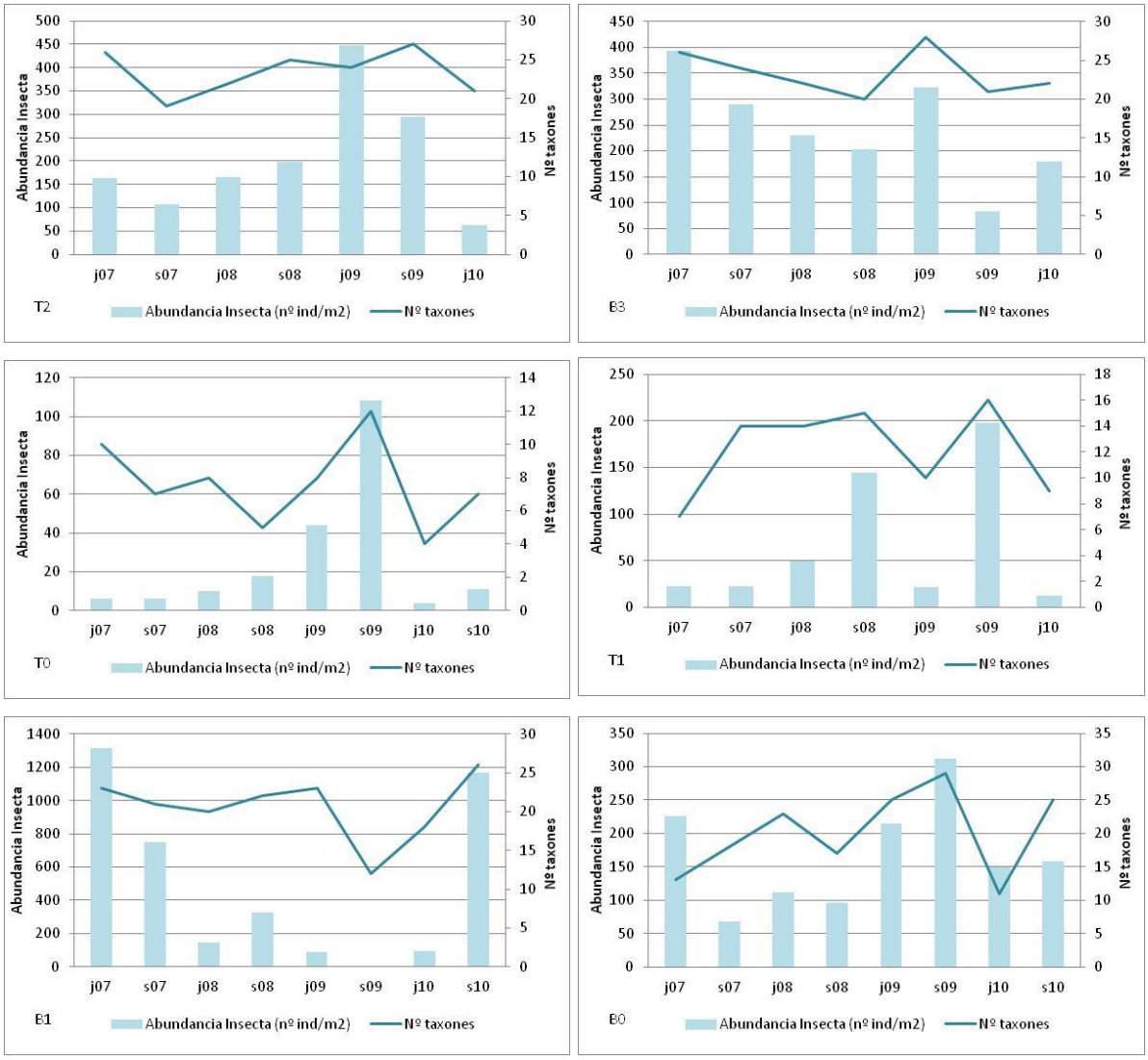


Fig. 6.6. (*Continuación*) Abundancia de insectos y número de taxones totales en el arroyo La Silva (S1), arroyo Rodrigatos (R1), río Tremor (T4, T2, T1, T0) y río Boeza (B3, B1, B0). Campañas de muestreo: junio (j) 2007 - septiembre (s) 2010, o junio (j) 2007 - junio (j) 2010.

Tabla 6.6. Valores medios de abundancia (nº individuos/m^2) de insectos y del nº de taxones totales identificados en el arroyo La Silva (S1), arroyo Rodrigatos (R1), río Tremor (T4, T2, T1, T0) y río Boeza (B3, B1, B0).

Punto	Abundancia	Nº taxones
S2	0.29	0.50
S1	3.81	3.00
R1	106.50	12.14
T4	166.00	19.43
T2	227.93	23.43
T1	69.00	12.14
T0	26.38	7.63
B3	261.86	23.14
B1	577.07	20.63
B0	175.60	20.13

En líneas generales y en concordancia con los datos de índices biológicos ya comentados, puede argumentarse que un incremento en la calidad del río se corresponde con unos valores más elevados de abundancia y riqueza taxonómica. Así, el río Boeza y los tramos superiores del río Tremor poseen una comunidad macrobentónica rica, mientras que en los tramos inferiores del río Tremor y en sus dos tributarios, arroyo La Silva y arroyo Rodrigatos, esta comunidad es más limitada y pobre.

De hecho, en la cabecera del arroyo La Silva (punto S2) no se halló ningún ejemplar macrobentónico en seis de las ocho campañas de muestreo, y aguas abajo (punto S1) se llega a un escaso máximo de 7 taxones y de 7 individuos por m^2.

Por otro lado, en la parte alta del río Tremor, el punto T4 ubicado tras la desembocadura del arroyo Rodrigatos posee una menor abundancia y número de taxones que el punto posterior T2 como ya señalaban las puntuaciones de los índices.

En el caso del punto B1 del río Boeza, la campaña de septiembre 2009 carece de un valor de abundancia al ser considerada anómala debido a las obras de restauración de la ribera que se estaban llevando a cabo en ese momento perturbando el cauce y el caudal del río, lo que pudo conllevar la deriva de los organismos macrobentónicos al tramo consecutivo (punto B0), como se aprecia en el incremento de la abundancia de insectos y de taxones en dicho período. Por último, como es de esperar, el mayor número de taxones, esto es, la mayor riqueza, se encuentra en el punto control B3 del río Boeza, aunque no así la abundancia, cuyo valor máximo se ha encontrado en B1. Esto es debido a que una mayor calidad del agua descrita por los índices biológicos IBMWP y EPT hace referencia a la riqueza de taxones pero no tiene en cuenta la abundancia de los mismos. Es decir, se ajusta más fielmente a la realidad una calidad calculada con la riqueza que con la abundancia, ya que un tramo fluvial puede contener una alta abundancia pero estar representada por unas pocas familias, por lo que la riqueza y, por ende, su calidad, serían bajas.

6.4.4.2 Distribución de órdenes o familias de macroinvertebrados y sus implicaciones ecológicas

El porcentaje de los taxones (nivel taxonómico de orden o familia) de los macroinvertebrados, concretamente aquellos pertenecientes al Subphylum Hexapoda hallado en cada punto se representa gráficamente en la Fig. 6.7. Se observa que las familias más representadas pertenecen a los órdenes Diptera, Ephemeroptera, Heteroptera, Megaloptera, Plecoptera y Trichoptera (en el Anexo 6.B se recoge un listado detallado de los taxones identificados y del número de individuos recolectados en cada campaña para cada punto de muestreo).

Fig. 6.7. Porcentaje (%) de los órdenes de hexápodos en el arroyo La Silva (S1), arroyo Rodrigatos (R1), río Tremor (T4, T2, T1, T0) y río Boeza (B3, B1, B0). Campañas de muestreo: junio (j) 2007 - septiembre (s) 2010, o junio (j) 2007 - junio (j) 2010.

¿Y qué se puede decir de la presencia o ausencia de un taxón? ¿De su mayor o menor abundancia? Para tratar de explicar el por qué de ambas cuestiones se resume a continuación las características ecológicas básicas en cuanto a la tolerancia frente a la contaminación de los taxones representativos en los ríos de estudio.

Los dípteros (orden Diptera) son un grupo muy diverso y cosmopolita que cuenta con 22 familias en la Península Ibérica, de las cuales únicamente 2 son consideradas como intolerantes a la contaminación (con un valor de 10 según el índice IBMWP), quedando el resto representado por organismos poco exigentes que se habitúan fácilmente a condiciones desfavorables del ecosistema acuático (con un valor ≤ 5). En los ríos estudiados, de las dos familias sensibles, Blephariceridae sólo ha sido hallada en el punto control, y Athericidae se ha localizado en todos los puntos, con excepción del arroyo La Silva, aunque su frecuencia de aparición fue mayor en el punto control. En cuanto al conjunto tolerante, se han identificado un total de 12 familias, con un predominio abrumador de la familia Chironomidae (Fig. 6.8 y 6.9). Los quironómidos, altamente tolerantes a la contaminación (valor de 2), constituyen el grupo de insectos más ampliamente distribuido, diversificado y frecuente en los ecosistemas acuáticos (González-González & Cobo-Gradín, 2006). De hecho, son considerados como bioindicadores de aguas afectadas por contaminación metálica (Tomkiewick & Dunson, 1977; Kiffney & Clements, 1994; Mize & Deacon, 2002; Smolders *et al.*, 2003; Gerhardt *et al.*, 2004; Bisthoven *et al.*, 2005; Wenn, 2008), por lo que su presencia y abundancia en una zona minera no causa sorpresa. Debido a su amplia valencia ecológica, llegan incluso a sobrevivir en las condiciones metálicas del arroyo La Silva, además de constituir una importante representación en los tramos considerados de peor calidad.

Fig. 6.8. Imagen: Orden Diptera, familia Chironomidae, subfamilia Orthocladiinae (ninfa).

Fig. 6.9. Imagen: Orden Diptera, familia Chironomidae, subfamilia Tanypodinae (ninfa).

Los efemerópteros (orden Ephemeroptera) pueden vivir tanto en aguas corrientes como estancadas, pero generalmente en aguas limpias y bien oxigenadas (González-González & Cobo-Gradín, 2006). De las 11 familias peninsulares, 8 han sido identificadas en este estudio, destacando 4 familias que por orden de abundancia son: Baetidae, Heptageniidae, Ephemerellidae y Leptoplebiidae. En cuanto a la valencia ecológica de las mismas, el orden Ephemeroptera suele asociarse a aguas de buena calidad y sensibles a metales (Bell, 1971; Tomkiewick & Dunson, 1977; Clements, 1994; Courtney & Clements,

2002; Mize & Deacon, 2002; Gerhardt *et al.*, 2004; Doi *et al.*, 2007). No obstante, algunas de sus familias son también consideradas bastante tolerantes a la contaminación, como Baetidae y Heptageniidae (García-Criado *et al.*, 1999; Kiffney & Clements, 1994; Hall *et al.*, 2006), aunque en ningún caso este orden sobrevive en las aguas del arroyo La Silva. Atendiendo a los valores de tolerancia del IBMWP, Baetidae (Fig. 6.10) tiene una puntuación de 4, lo que concuerda con su relativa abundancia en sitios contaminados, mientras que Heptageniidae (Fig. 6.11) posee un valor de 10, es decir, es muy poco tolerante. Sin embargo, en estos ríos de estudio, los heptagénidos son capaces de vivir en aguas de dudosa calidad, como en los puntos R1 (arroyo Rodrigatos) y T0 (río Tremor) donde aparecen algunos individuos ocasionales. En cambio, la familia Ephemerilladae que tiene un valor de 7, sólo se ha encontrado en los tramos superiores del río Tremor y en el río Boeza, siendo más abundante en el punto control (B3), mientras que desaparece en los tramos más contaminados (arroyo Rodrigatos y tramos inferiores del río Tremor). Por último, Leptophlebiidae, muy sensible (valor de 10), está bien representada en el río Boeza, sobre todo en el tramo de referencia, pero se convierte en un taxón raro en el río Tremor y desaparece en el arroyo Rodrigatos.

Fig. 6.10. Imagen: Orden Ephemeroptera, familia Baetidae (larva).

Fig. 6.11. Imagen: Orden Ephemeroptera, familia Heptageniidae (larva).

Los heterópteros (orden Hemiptera, suborden Heteroptera) pueden vivir en todo tipo de ambientes acuáticos, pero se encuentran generalmente en aguas estancadas o en las zonas leníticas de las aguas corrientes (González-González & Cobo-Gradín, 2006). De las 10 familias ibéricas, 6 han sido localizadas en estos ríos, pero realmente la familia Gerridae (Fig. 6.12 y 6.13) ha sido el gran representante de este grupo taxonómico. Con excepción de una familia, el resto son muy resistentes a la contaminación (valor de 3), siendo señalados por Gerhardt y col. (2004) como tolerantes a metales y acidez. De ahí que consigan vivir de forma ocasional incluso en el arroyo La Silva. Además, varios individuos de heterópteros pertenecientes a la familia Veliidae en el punto S2 y Gerridae en el punto S1 fueron encontrados un año después de que tuviera lugar la obra de restauración en la cabecera del cauce. La colonización por estos organismos, en especial en la zona donde se encontraba el foco de contaminación, es un comienzo, aunque no hay que olvidar que se trata de un grupo de "respiradores de aire" que viven en la interfase agua-atmósfera y que por tanto no dependen tanto del estado del agua como el resto de órdenes de macroinvertebrados acuáticos. Por otro lado, ni en el punto de

referencia (B3) ni en la zona alta del río Tremor (T4) se han encontrado estos insectos, posiblemente debido a las características morfométricas de estos tramos, con una mayor corriente del agua.

Fig. 6.12. Imagen: Orden Hemiptera, suborden Heteroptera, familia Gerridae.

Fig. 6.13. Imagen: Orden Hemiptera, suborden Heteroptera, familia Gerridae.

Los megalópteros (orden Megaloptera) son un pequeño orden de insectos, representado en Europa por una única familia, Sialidae (Fig. 6.14), que viven ocultos entre restos orgánicos o bajo piedras (González-González & Cobo-Gradín, 2006). Con un valor de tolerancia de 4, esta familia ha sido hallada en toda la zona con excepción del punto control (B3, río Boeza) y el tramo superior del arroyo La Silva (S2). Es decir, habita en todos los tramos de calidad inferior al control, salvo en la zona alta de La Silva donde prácticamente ningún macroinvertebrado es capaz de sobrevivir a tales condiciones. En otros estudios efectuados en ríos cargados con metales se han encontrados individuos de este orden (Warner, 1971; Tomkiewick & Dunson, 1977).

Fig. 6.14. Imagen: Orden Megaloptera, familia Sialidae (larva).

Los plecópteros (orden Plecoptera), conocidos vulgarmente como “moscas de las piedras o perlas”, viven bajo piedras en aguas limpias, sobre todo en arroyos y ríos de montaña con sustratos pedregosos o en zonas de cascadas, siempre donde el agua esté bien oxigenada. Desde el punto de vista ecológico, son muy exigentes (valor de 10), por lo que su presencia suele considerarse indicadora de una buena calidad del agua (González-González & Cobo-Gradín, 2006). Según varios autores (Bell, 1971; Mize & Deacon, 2002), los plecópteros tienen una tolerancia media a la contaminación, aunque su

abundancia se ve reducida en zonas afectadas metálicamente (Malmqvist & Hoffsten, 1999). Hay 7 familias peninsulares, todas ellas presentes en alguno de los puntos, con excepción del arroyo La Silva. Por su presencia en el resto de tramos y abundancia destaca la familia Perlodidae. También Perlidae (Fig. 6.15) es notable, excepto en los tramos inferiores del río Tremor donde aparece de forma puntual, y en el arroyo Rodrigatos donde está ausente. Del resto de familias identificadas, se trata más bien de ejemplares aislados en algunas de las campañas.

Fig. 6.15. Imagen: Orden Plecoptera, familia Perlidae (larva).

Los tricópteros (orden Trichoptera) viven en todo tipo de aguas dulces y por lo general son bastante exigentes ecológicamente, viviendo preferentemente en aguas frías y bien oxigenadas (González-González & Cobo-Gradín, 2006). En la Península se han determinado 20 familias, 17 de ellas identificadas en la mayoría de los tramos de estudio, con excepción del arroyo La Silva que carece de tricópteros. Si bien de forma global los tricópteros son considerados indicadores de aguas limpias (valores ≥ 7), varios estudios resaltan su tolerancia a la contaminación (Malmqvist & Hoffsten, 1999; Clements, 1994; Kiffney & Clements, 1994; Gerhardt *et al.*, 2004). De todas las familias, Hydropsychidae (Fig. 6.16) y Limnephilidae (Fig. 6.17) han sido las más frecuentes y abundantes en los tramos estudiados, en concordancia con las características ecológicas señaladas por otros autores. De esa forma, Hydropsychidae, con un valor de tolerancia de 5, alcanzó una máxima presencia en la zona dentro de los tricópteros, además de ser la habitual en zonas impactadas por minería (Canton & Ward, 1981; Mize & Deacon, 2002); mientras que la segunda familia (Limnephilidae) se ve igualmente menos afectada que el resto de las familias de tricópteros (Hall *et al.*, 2006). Fernández-Aláez y col. (2002) coinciden con los datos de estudio en relación a la dominancia de la familia Hydropsychidae en los ríos Boeza y Tremor cuando analizaron las comunidades de tricópteros existentes en toda la cuenca del Sil. Sin embargo, para estos autores Limnephilidae quedó relegada a la presencia de familias poco abundantes, destacando por el contrario la familia Glossosomatidae, que en el presente estudio fue la tercera familia más abundante.

Fig. 6.16. Imagen: Orden Trichoptera, familia Hydropsychidae (larva).

Fig. 6.17. Imagen: Orden Trichoptera, familia Limnephilidae (estuche).

Otros grupos menos representativos pero presentes en todos los puntos, con excepción del arroyo La Silva, son Coleoptera (Fig. 6.18) y Odonata (Fig. 6.19). Los coleópteros son escarabajos acuáticos que colonizan todo tipo de ambientes acuáticos en estado larvario, algunas familias también como adultos (González-González & Cobo-Gradín, 2006), y que poseen una tolerancia considerable a la contaminación (valor entre 3 y 5). Los odonatos (libélulas y caballitos del diablo), cuyas ninfas acuáticas son voraces depredadoras, viven en su mayor parte en aguas estancadas, entre los acúmulos de sedimentos o entre la vegetación (González-González & Cobo-Gradín, 2006) y muestran una tolerancia intermedia a la contaminación (valor 6-8).

Fig. 6.18. Imagen: Orden Coleoptera, familia Elmidae (larva).

Fig. 6.19. Imagen: Orden Odonata, familia Cordulegasteridae (ninfa).

Por último, de forma ocasional se han encontrado algunos colémbolos (Collembola) y lepidópteros (Lepidoptera). Los colémbolos son pequeños apterigotas de amplia distribución, frecuentes en el medio edáfico pero también presentes en el agua donde pueden constituir enormes agregaciones (González-González & Cobo-Gradín, 2006). Las larvas de los lepidópteros son básicamente terrestres, salvo las pertenecientes a la familia Pyralidae, que viven tanto en sistemas palustres como en ríos, asociados a zonas de macrófitas (González-González & Cobo-Gradín, 2006). La aparición de estos dos taxones estaría más relacionada con las condiciones fisiográficas del tramo que con el grado de contaminación.

Aparte de los niveles de tolerancia comentados para cada grupo, considerando las relaciones entre los distintos órdenes, Clements y col. (1992) indicaban la siguiente graduación de tolerancia a metales pesados: quironómidos > tricópteros > plecópteros > efemerópteros. Esta sucesión parece cumplirse en los ríos de estudio, donde los principales órdenes encontrados son Chironomidae y Trichoptera.

No obstante, teniendo en cuenta el peso de cada familia en el cálculo de los índices biológicos, en los que el hallazgo de un individuo ya determina su presencia en el cálculo, quizá sería necesario una revaloración de las puntuaciones, al menos de algunas familias que con valores de 10 son localizadas en aguas de dudosa calidad, como Heptageniidae o Perlodidae. Asimismo, dada la diferente tolerancia de las familias dentro de un mismo orden, en el caso del índice EPT podría ser más adecuado excluir el conteo de familias tolerantes como Baetidae e Hydropsychidae. Estas ideas ya han sido sugeridas por otros autores, como Vivas y col. (2002), quienes señalaban que bastantes familias de EPT no parecen merecer el alto valor indicador de buena calidad que se les atribuye.

6.4.4.3 **Grupos funcionales de alimentación**

Los distintos grupos funcionales de alimentación (FFG) se establecen según el tipo de alimentación de los macroinvertebrados, distinguiéndose: (1) desmenuzadores (Sh) que se alimentan de materia orgánica particulada gruesa colonizada por microorganismos, (2) filtradores (C-F) que se nutren de materia en suspensión, (3) recolectores (C-G) que se alimentan de los detritos sedimentados, (4) raspadores (Sc) que raspan el alimento adherido a superficies, y (5) depredadores (Pr) que comen presas vivas.

Considerando este ordenamiento en cinco FFG (Sh, C-F, C-G, Sc, Pr), se elaboró una lista (Anexo 6.C) de los taxones identificados con su correspondiente grupo funcional de alimentación tras la revisión de diversos trabajos: Bode y col. (1996, 1997, 2002; en Mandaville, 2002), Ribera & Foster (1997), Barbour y col. (1999), Mackie (2001), y Fenoglio y col. (2005a,b); y varios recursos webs (*Keith Arthur John Wise*; *Murray Darling Freshwater Research Center*).

Esta adaptación alimentaria se relaciona frecuentemente con la calidad del agua, de forma que existen diferencias en el grado de tolerancia a la contaminación entre los distintos FFG. De esta manera, los depredadores y recolectores muestran un comportamiento tolerante según Gerhardt y col. (2004), mientras que para Barbour y col. (1999) y la EPA (2010) la respuesta de ambos grupos es variable. Los raspadores y desmenuzadores son sensibles tal y como exponen Chadwick & Canton (1983), Barbour y col. (1999), y la EPA (2010). Y los filtradores pueden bien ser sensibles (Chadwick & Canton, 1983) o variar en su respuesta (Barbour *et al.*, 1999; EPA, 2010). Puede deducirse que incluso en la bibliografía existen diferentes criterios según los autores consultados.

Por otro lado, atendiendo a la idea del «río como un continuo» (Vannote *et al.*, 1980), los recolectores son el grupo mayoritario en todo el cauce del río, los depredadores representan un porcentaje pequeño pero siempre presente, los desmenuzadores aparecen en la parte alta y los raspadores en el tramo medio.

En la Fig. 6.18 se expone el porcentaje de cada uno de los FFG en cada campaña y para cada punto de muestreo.

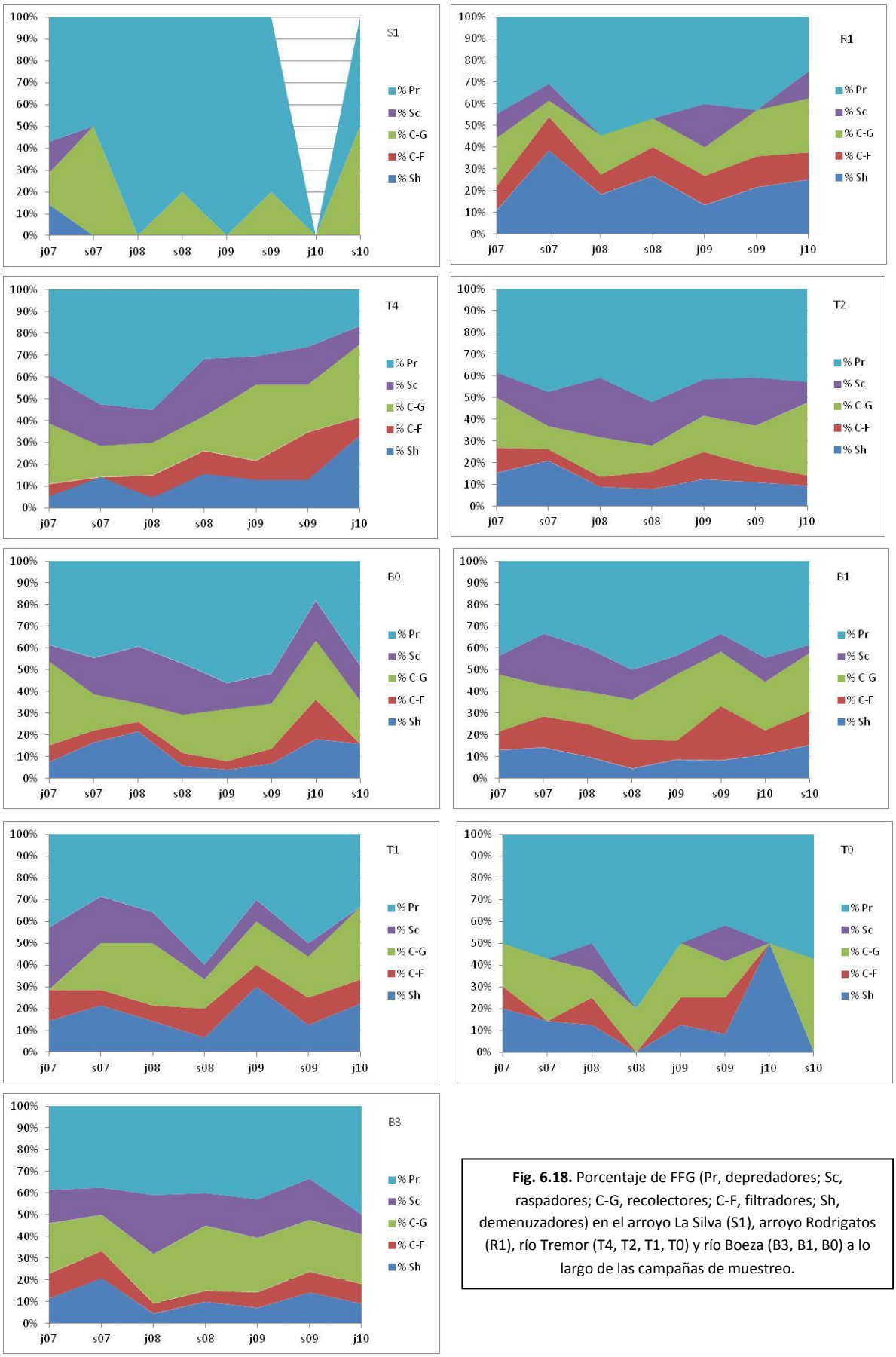


Fig. 6.18. Porcentaje de FFG (Pr, depredadores; Sc, raspadores; C-G, recolectores; C-F, filtradores; Sh, demenuzadores) en el arroyo La Silva (S1), arroyo Rodrigatos (R1), río Tremor (T4, T2, T1, T0) y río Boeza (B3, B1, B0) a lo largo de las campañas de muestreo.

En el punto de referencia (B3, río Boeza) se hallan representados todos los grupos, aunque existe una dominancia de los depredadores y recolectores. Como se ha explicado anteriormente, los primeros están siempre presentes en el cauce y los segundos son el grupo mayoritario en un río natural. Ahora bien, tomando como patrón las proporciones del punto control, se aprecian ciertas desviaciones de las mismas en el resto de los puntos, de forma que cuanto más contaminado está el tramo, mayor es la variación en la presencia de los FFG.

En el arroyo La Silva, obviando la zona de cabecera donde la captura de algún macroinvertebrado es más bien accidental, la zona baja del arroyo (punto S1) está dominada esencialmente por los depredadores, junto con los recolectores, ambos grupos tolerantes a la polución. Los otros tres grupos (raspadores, desmenuzadores y filtradores) no aparecen en este cauce.

En el tramo medio del arroyo Rodrigatos, de nuevo, los depredadores resultan el grupo predominante. Pero en este caso, los desmenuzadores cobran mayor peso que los recolectores y la representación de raspadores disminuye.

El río Tremor posee una distribución similar al control en los tramos superiores (puntos T4, T2), pero no así en los inferiores (puntos T1, T0) donde el porcentaje de raspadores y filtradores se ve disminuido y la de depredadores aumentado.

Por último, la zona baja del río Boeza (puntos B1, B0) es homogénea en la representación de los distintos grupos dado que la calidad del agua es sólo ligeramente menor al control. No obstante, en el punto ubicado tras la unión con el río Tremor (punto B0), los filtradores disminuyen levemente su presencia.

En conclusión, en concordancia con las descripciones anteriores realizadas por otros autores, los grupos señalados como dominantes, esto es, los recolectores y los depredadores son los más representativos de estas aguas, mientras que los desmenuzadores se ven afectados en las zonas más contaminadas (S1 del arroyo La Silva y T0 del río Tremor), y los raspadores y los filtradores son más sensibles a la contaminación metálica. El efecto negativo de este tipo de polución podría estar relacionado con: (1) los raspadores, que se alimentan raspando el perifiton adherido a las rocas, tienen dificultades para prosperar y encontrar alimento en aquellos puntos donde el lecho rocoso posee una capa de precipitados de hierro, como ocurre en S1 (arroyo La Silva) y T0 (río Tremor); (2) los filtradores, que se alimentan de materia en suspensión (materia orgánica particulada fina) resultan afectados en los ríos de estudio posiblemente porque están en contacto más directo con los metales del agua y no pueden soportar esta carga metálica disuelta.

6.4.5 Relación entre la afección metálica del agua y del sedimento con los índices biológicos

El análisis de correlaciones se ha efectuado sin considerar el arroyo La Silva dado que sus condiciones abióticas extremadamente diferentes al resto de la cuenca y la prácticamente nula existencia de vida macrobentónica enmascaraban las verdaderas relaciones entre las variables del agua y del sedimento con los valores de los índices biológicos. Por tanto, el análisis ha contado con un número de muestras N igual a 59 (8 puntos de muestreo por 7 u 8 campañas de muestreo).

En primer lugar, las correlaciones de Spearman entre las **variables en agua y los índices biológicos (clases)** se presentan en la Tabla 6.7.

Tabla 6.7. Correlaciones de Spearman entre los índices biológicos (IBWMP, EPT) y las variables del agua. (*) La correlación es significativa al nivel 0.05; (**) La correlación es significativa al nivel 0.01; r = correlación; p = p-valor.

Variable	Clase IBMWP	Clase EPT
pH	-	-
Eh	r = -0.335(*); p = 0.010	r = -0.281(*); p = 0.033
CE	r = +0.521(**); p = 0.000	r = +0.609(**); p = 0.000
Turbidez	r = +0.485(**); p = 0.000	r = +0.485(**); p = 0.000
Al	r = +0.432(**); p = 0.001	r = +0.349(**); p = 0.007
Fe	-	-
Mn	r = +0.712(**); p = 0.000	r = +0.672(*); p = 0.000
Zn	r = +0.300(*); p = 0.021	-
Ni	r = +0.731(**); p = 0.000	r = -0.702(**); p = 0.000
Co	r = +0.747(*); p = 0.000	r = +0.701(**); p = 0.000
Cr	-	-
As	r = -0.495(**); p = 0.000	r = -0.563(**); p = 0.000
Cu	-	-
Pb	-	-
Cd	r = +0.333(**); p = 0.010	r = +0.301(*); p = 0.021
TSS	r = +0.426(**); p = 0.001	r = +0.404(**); p = 0.001
SO_4^{2-}	r = +0.540(*); p = 0.000	r = +0.612(**); p = 0.000
HCO_3^-	-	-
Cl^-	-	-
Residuo seco	r = +0.526(**); p = 0.000	r = +0.635(*); p = 0.000
Na	-	-
K	-	r = +0.359(*); p = 0.017
Mg	r = +0.536(**); p = 0.000	r = +0.632(**); p = 0.000
Ca	r = +0.503(*); p = 0.000	r = +0.606(**); p = 0.000

Resulta evidente pensar que a una mayor concentración de metales en agua se corresponde una peor calidad determinada por los índices biológicos (Zamora-Munóz *et al.*, 1995; Malmqvist & Hoffsten, 1999; Pond *et al.*, 2008).

Recordando que una Clase mayor de ambos índices indica una peor calidad, los resultados obtenidos señalan una correlación positiva entre los índices y las variables del agua: CE, turbidez y concentración de Al, Mn, Zn, Ni, Co, Cd, TSS, SO_4^{2-}, residuo seco, K, Mg y Ca. Dentro de estas correlaciones, cabe destacar las más fuertes o significativas con Mn, Ni, Co y SO_4^{2-}. Esto es, cuanto mayor es la Clase de ambos índices, mayor es la proporción de los elementos indicadores de la actividad minera y, por ende, peor es el estado físico-químico del agua. Estos resultados concuerdan con los análisis llevados a cabo en el Capítulo 4 sobre las diferencias físico-químicas del agua de los puntos de muestreo con respecto al control. De esa forma, en el punto control, con la Clase de calidad más pequeña en ambos índices (Clase I «Buena. Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible» (IBMWP) y Clase I «Sin impacto» (EPT)), se hallan los valores menores de estas variables físico-químicas, mientras que conforme va aumentado la Clase de calidad de los índices (hacia una peor calidad), las concentraciones de metales y demás productos del lavado de materiales mineros y drenajes de mina van aumentando.

Por el contrario, la Clase de los índices se correlacionan negativamente con el Eh y la concentración de As, es decir, aguas de mejor calidad coinciden con aguas de menor Eh y mayores concentraciones de As. En relación al Eh, esto es debido a que el agua en el punto control tiene un menor estado de oxidación dado que no ocurren tantas reacciones redox como en los otros puntos de ambiente oxidante a causa del lavado de materiales y la entrada de drenajes mineros que activan el sistema químico. En cuanto a la concentración de As, ésta es mayor en el tramo de referencia que en el resto de la cuenca a causa del ya mencionado fondo geoquímico, por lo que este resultado es único para esta zona de estudio.

En segundo lugar, en la Tabla 6.8 se exponen las correlaciones entre la **concentración de metales en sedimento y los índices**.

Tabla 6.8. Correlaciones de Spearman entre los índices biológicos (IBWMP, EPT) y las variables del sedimento. (*) La correlación es significativa al nivel 0.05; (**) La correlación es significativa al nivel 0.01; r = correlación; p = p-valor.

Variable	Clase IBMWP	Clase EPT
Al	-	-
Fe	-	-
Mn	r = +0.457(**); p = 0.000	r = +0.415(**); p = 0.001
Zn	r = +0.649(**); p = 0.000	r = +0.580(**); p = 0.000
Ni	r = +0.605(**); p = 0.000	r = +0.581(**); p = 0.000
Co	r = +0.651(**); p = 0.000	r = +0.620(**); p = 0.000
Cr	-	-
As	r = +0.463(**); p = 0.000	r = +0.436(**); p = 0.000
Cu	r = +0.714(**); p = 0.000	r = +0.651(**); p = 0.000
Pb	-	-
Cd	r = +0.367(**); p = 0.005	r = +0.362(**); p = 0.006

Se han obtenido correlaciones positivas de las Clases de los índices con Mn, Zn, Ni, Co, As, Cu y Cd, indicando que cuanto peor es la calidad determinada por los índices, mayor es la concentración de estos metales en el sedimento. Debido a las diferencias entre la concentración de metales en sedimento del punto control con el resto de tramos fluviales analizados (ver Capítulo 5), cabría esperar unas correlaciones estadísticamente más fuertes entre la calidad del agua y la presencia de metales en sedimento que señalasen la importancia de este como reservorio de elementos químicos, tal y como se expuso en el Capítulo 5.

6.4.6 Relación entre los índices biológicos y el desarrollo y composición de la comunidad macrobentónica

Como en el apartado anterior, este análisis se ha llevado a cabo sin los valores obtenidos en La Silva debido a la muy escasa presencia de organismos macrobentónicos.

En la Tabla 6.9 se exponen las correlaciones de Spearman entre las clases de los índices biológicos y la composición de la comunidad macrobentónica.

Tabla 6.9. Correlaciones de Spearman entre los índices biológicos (IBWMP, EPT) y la composición de la comunidad macrobentónica. (*) La correlación es significativa al nivel 0.05; (**) La correlación es significativa al nivel 0.01; r = correlación; p = p-valor.

Variable	Clase IBMWP	Clase EPT
Abundancia	r = -0.728(**); p = 0.000	r = -0.678(**); p = 0.000
Nº taxones	r = -0.906(**); p = 0.000	r = -0.827(**); p = 0.000
%Pr	-	-
% Sc	r = -0.523(**); p = 0.000	r = -0.443(**); p = 0.000
% C-G	-	-
% C-F	-	-
% Sh	-	-

Se observa que los índices se correlacionan negativamente con la abundancia (de insectos), el nº de taxones totales y el porcentaje de raspadores (Sc). Lógicamente, cuanto mayor es la Clase de calidad (mayor contaminación), menor es la abundancia y la diversidad de macroinvertebrados. Además, dentro de los FFG, los raspadores eran considerados de los más sensibles ante la contaminación metálica (Chadwick & Canton, 1983; Barbour *et al.*, 1999; EPA, 2010), lo que concuerda con los resultados obtenidos en los ríos de estudio.

6.5 Conclusiones

Seguidamente se exponen las conclusiones obtenidas en la valoración del estado del agua de los cuatro cauces de estudio en la cuenca del Bierzo a través del análisis de los índices biológicos basados en la comunidad de macroinvertebrados:

- Los índices biológicos IBMWP y EPT basados en la tolerancia de los macroinvertebrados a la contaminación muestran unas condiciones del agua muy críticas del arroyo La Silva, una calidad intermedia del arroyo Rodrigatos, un aumento de contaminación en el río Tremor desde su nacimiento hasta su desembocadura, y una buena calidad del río Boeza que disminuye ligeramente en el tramo inferior.
- Conforme aumenta la polución de las masas de agua se produce una reducción de los valores de ambos índices a causa de la desaparición de familias más propias de aguas limpias.
- Según el estado ecológico, de carácter obligatorio por la Directa 2000/60/CE, existe una situación preocupante de los arroyos La Silva y Rodrigatos y de los tramos inferiores del río Tremor.
- Las fluctuaciones entre clases de calidad según los índices ocurridas en el tramo inferior del río Boeza son debidas a las condiciones que arrastra el río Tremor sobre este punto.
- Los indicadores biológicos muestran una estabilidad del estado del agua para el río Tremor y río Boeza, mientras que el arroyo Rodrigatos ha mejorado su calidad desde hace dos décadas, tal y como señalaban igualmente las condiciones físico-químicas del agua.
- El incremento en la calidad del río se corresponde con unos valores más elevados de abundancia y riqueza taxonómica, de forma que el río Boeza y tramos superiores del río Tremor muestran una

comunidad macrobentónica rica y abundante en comparación con los tramos inferiores del río Tremor y los dos arroyos, quedando patente la alteración sufrida por contaminación en estos puntos.

- La calidad del agua que tiene en cuenta la riqueza de taxones ofrece unos resultados más acordes con la realidad que aquella calidad que considera la abundancia de cada taxón.
- Algunas familias determinadas como indicadoras de buena calidad han sido encontradas en puntos de dudoso estado ecológico en la zona de estudio, por lo que sería recomendable considerar una revaloración de sus puntuaciones. Este sería el caso de:
    - efemerópteros Baetidae y Heptageniidae,
    - plecópteros Perlodidae,
    - tricópteros Hydropsychidae.
- De las cinco categorías existentes como grupos funcionales de alimentación (FFG), los raspadores y filtradores son los más sensibles a la contaminación metálica.
- Estadísticamente se demuestra que existe una correlación entre :
    - una baja calidad del agua con altas concentraciones de Mn, Ni, Co y SO_4^{2-} en agua,
    - una baja calidad del agua con el elevadas concentraciones en sedimento de Mn, Zn, Ni, Co, As, Cu y Cd,
    - una baja calidad de agua con un descenso en el nº de invidivuos, la presencia de diferentes taxones y la porporción de organismos raspadores.

PARTE IV. BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS

CAPÍTULO 7. ACUMULACIÓN EN LA FAUNA MACROBENTÓNICA

Con este capítulo se abre el bloque de este trabajo dedicado a la transferencia y bioacumulación de metales pesados en la cadena trófica, atendiendo a los grupos que conforman la fauna macrobentónica e ictícola.

Como se ha explicado en los capítulos anteriores, los cursos acuáticos o ríos pueden verse afectados en sus distintos componentes ante una contaminación metálica, ya sea por la modificación del cauce fluvial como por el aumento del contenido metálico en sedimentos o por la variación de las condiciones físico-químicas del agua. El nivel de alteración generado es proporcional al cambio provocado en la biodiversidad de los seres vivos que habitan este ecosistema, pudiendo ocasionar la aparición o desaparición de especies de la fauna macrobentónica, así como la bioacumulación de sustancias tóxicas en todos los organismos presentes.

Concretamente, este apartado se centra en el análisis de la concentración bioacumulada de metales en los macroinvertebrados que habitan en los ríos de estudio y en su relación con la proporción de metales hallada en el agua y en los sedimentos.

7.1 Características generales de la acumulación de metales en macroinvertebrados

Los metales pesados pueden llegar a los seres vivos por varios caminos: aire, agua, suelo, sedimento y dieta (Drexler *et al.*, 2003). Lógicamente, los metales son tomados y seguidamente acumulados por los organismos tanto de fuentes naturales como de efluentes contaminados. Para que este proceso tenga lugar es necesario que el metal se encuentre químicamente en una forma biodisponible, entendiendo por **biodisponibilidad** "especies metálicas que son bioaccesibles y absorbidas o adsorbidas por un organismo con el potencial de ser distribuida, metabolizada, eliminada y bioacumulada" (Drexler *et al.*, 2003).

Una vez que los elementos entran en la red trófica, tienen la capacidad de bioacumularse, es decir, de acumularse en los tejidos de los organismos. Puede definirse **bioacumulación** como "acumulación neta de un metal en un tejido concreto o en todo el organismo que resulta de su exposición" (Drexler *et al.*, 2003), que ocurre cuando una sustancia o elemento es absorbido e incorporado a una mayor tasa de la que es eliminado, pudiendo ocasionar graves daños a los organismos. Por ello, entre los efectos de una larga exposición a contaminantes se encuentran su acumulación en órganos y tejidos, y la aparición de alteraciones moleculares irreversibles debido a su acción deletérea (Barata *et al.*, 2005).

Asimismo, la bioacumulación puede conllevar la **biomagnificación** del elemento en la cadena alimenticia, lo que constituye una potencial amenaza para la salud humana, concibiendo por biomagnificación "incremento de la concentración de un metal en todo el organismo desde un nivel trófico menor a uno mayor a través de la cadena trófica" (Drexler *et al.*, 2003).

Se sabe que no todos los elementos son directamente tóxicos para los organismos, sino que una parte, y a un nivel determinado, resultan beneficiosos, necesarios y esenciales para el desarrollo de las funciones vitales. No obstante, estos elementos beneficiosos pueden igualmente convertirse en perjudiciales cuando su presencia es mayor a la requerida u originar problemas fisiológicos cuando su

concentración es menor. Por tanto, la concentración de un elemento es fundamental, de manera que su exceso o deficiencia puede causar efectos adversos en el organismo e incluso la muerte. En conclusión, un elemento esencial puede resultar beneficioso, tóxico o letal, mientras que uno no esencial resulta tolerable, tóxico o letal (Carretero-León & Pozo-Rodríguez, 2007). Este comportamiento queda reflejado en la curva descrita en la Fig. 7.1., apreciándose tres áreas que representan:

- Deficiencia. Los umbrales A y D señalan los efectos dañinos para la vida cuando la concentración disminuye o supera la concentración umbral, respectivamente.
- Idoneidad. Dentro de la concentración umbral, en la cual el organismo resulta beneficiado de la presencia del elemento, existe una región concreta o meseta (B-C) de concentración óptima y máximo beneficio para la vida del organismo.
- Toxicidad. Cuando las concentraciones superan el umbral, pueden ocurrir varios efectos negativos, dependiendo de la dosis, resultando tóxico (D), dañino (E) o letal (F).

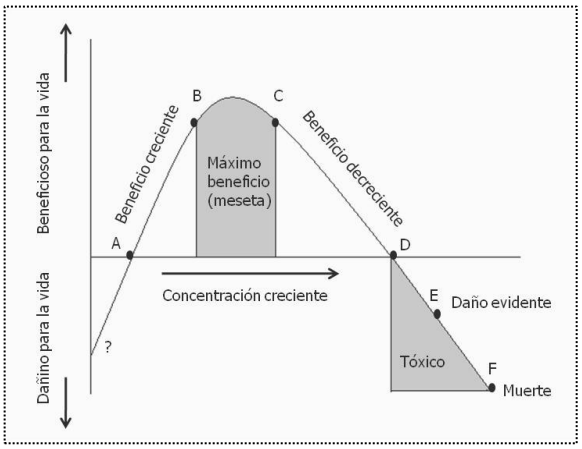


Fig. 7.1. Curva de respuesta de los seres vivos ante la concentración creciente de un determinado compuesto (Fuente: Carretero-León & Pozo-Rodríguez, 2007).

Así, dependiendo de la dosis se distinguen los elementos de la tabla periódica como esenciales, tóxicos o ambos (Fig. 7.2). Según esta información, los 11 metales estudiados se corresponden con el grupo de "tóxicos" (Al, As, Pb y Cd) y de "esenciales y tóxicos" (Fe, Mn, Zn, Ni, Co, Cr, Cu).

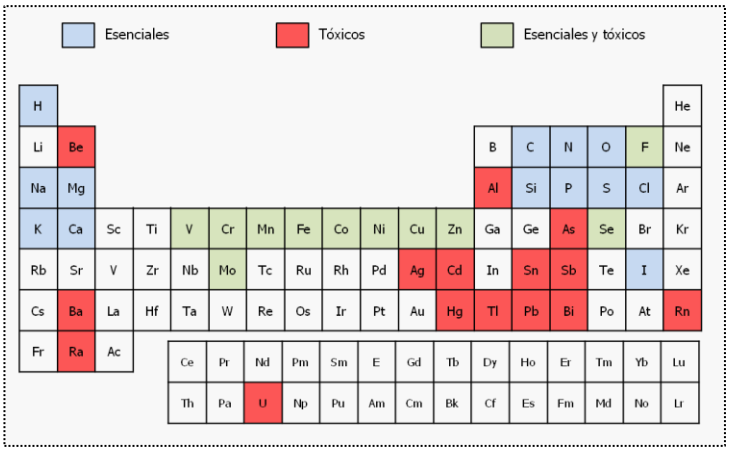


Fig. 7.2. Tabla periódica indicando los elementos esenciales y tóxicos para la salud humana (Fuente: Carretero-León & Pozo-Rodríguez, 2007).

Por tanto, la exposición a un elemento está relacionada con la concentración que puede ser bioacumulada en un organismo y, por ende, con el posible efecto dañino. Es importante remarcar que aunque la dosis puntual de metales pesados esté por debajo de valores que puedan producir efectos adversos sobre los organismos, el término de bioacumulación, sin embargo, tiene en cuenta que la continua acumulación en situaciones en las que el balance metálico ingreso/excreción sea positivo, puede hacer que los niveles de los metales pesados en el organismo se incrementen con el tiempo hasta valores en los que se manifiesten efectos adversos (Vicente Martorell, 2010).

Además, se ha de tener en cuenta que la mayoría de los invertebrados acuáticos muestran patrones de acumulación para casi todos los metales que incluyen algún tipo de almacenamiento del metal en una forma no tóxica dentro del cuerpo (Rainbow, 2007), aunque no todas las especies macrobentónicas pueden regular la bioacumulación, sobre todo si se trata de metales no esenciales (Cain *et al.*, 2004). Esto implica que no todo los seres vivos tienen el mismo comportamiento hacia un metal, ya que algunos organismos tienen una capacidad de excreción mayor mientras que en otros la asimilación puede llegar a ser superior.

Por otro lado, el análisis de la bioacumulación de metales en la biota es necesario para evaluar la relevancia de la polución metálica en los ecosistemas acuáticos (Zhou *et al.*, 2008). Con este propósito, las larvas de los insectos han sido ampliamente utilizadas tanto desde el nivel de comunidad como de especies (Chapman *et al.*, 2003). En este trabajo el análisis de metales se ha efectuado sobre la comunidad macrobentónica en su conjunto, pues el interés radica en observar la transferencia de metales en el ecosistema de forma global.

7.2 Objetivos del estudio de la acumulación de metales en la fauna macrobentónica

En relación a la bioacumulación de metales en la fauna macrobentónica se han propuesto los objetivos siguientes:

- Objetivo 1: Estudiar el grado de bioacumulación de metales entre los puntos de muestreo y el control.
- Objetivo 2: Caracterizar la bioacumulación de metales en la comunidad macrobentónica en función de las condiciones del agua y del sedimento.
- Objetivo 3: Comparar con otros trabajos de bioacumulación en macroinvertebrados.

7.3 Metodología

Seguidamente se detalla la metodología usada en la recogida de los ejemplares de macroinvertebrados y su conservación hasta el laboratorio, el protocolo de determinación de metales pesados en las muestras y los objetivos de estudio marcados para la fauna macrobentónica.

7.3.1. Recogida de macroinvertebrados y conservación de las muestras

A lo largo de 7 campañas (junio de 2007 a junio de 2010) se recogieron ejemplares de macroinvertebrados para el análisis de metales pesados en 6 de los 10 puntos de muestreo elegidos en la red hidrográfica (Fig. 7.3):

- Río Boeza: puntos B3, B1 y B0.
- Tramos superiores del río Tremor: puntos T4 y T2.
- Arroyo Rodrigatos: punto R1.

En los otros cuatro puntos restantes, arroyo La Silva (S2, S1) y tramos inferiores del río Tremor (T1, T0), al estar ausentes estos organismos o en baja presencia, no fue posible realizar este estudio ya que la técnica analítica requiere un mínimo de 10 gramos que resultaba inalcanzable o inexistente en dichos puntos.

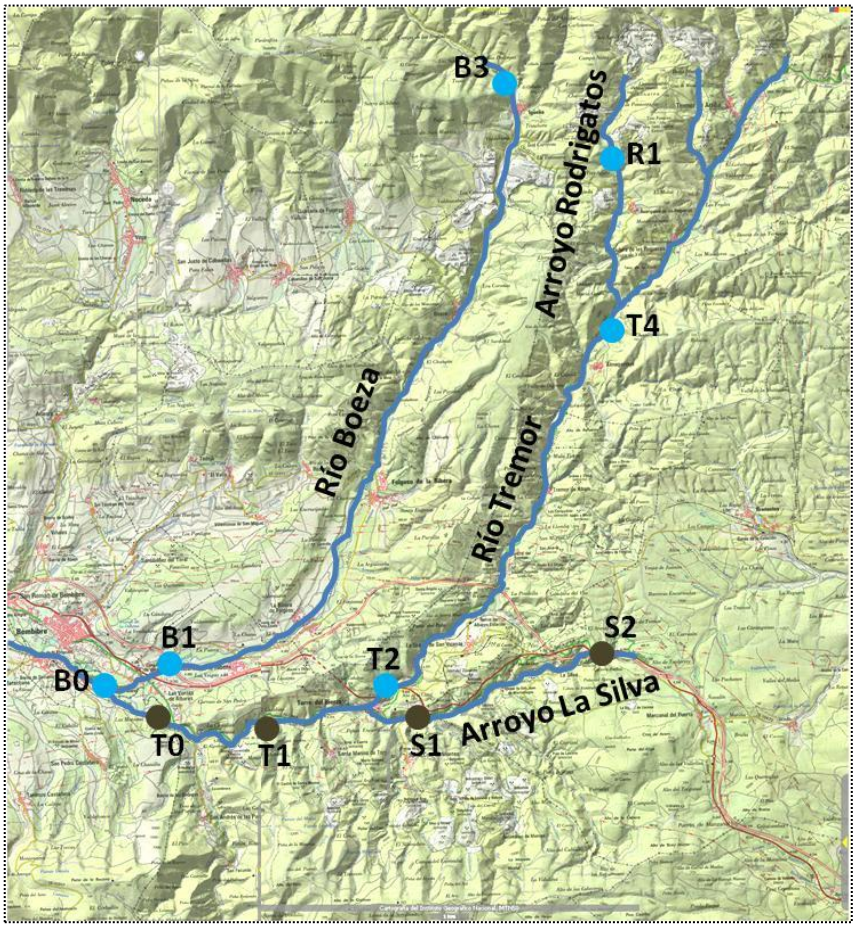


Fig. 7.3. Puntos de muestreo donde se ha realizado el análisis del contenido metálico en macroinvertebrados (puntos azules) y donde la abundancia era nula o insuficiente para realizar el análisis (puntos grises).

Los macroinvertebrados fueron recolectados con una manga manual de bentos en forma de "D" y de una luz de malla de 300 µm mediante la técnica del "pateo" (ver Capítulo 6, apartado 6.2.1 para mayor información del tipo de red y técnica del pateo) (Fig. 7.4). Asimismo, de forma manual se recogieron aquellos macroinvertebrados que se adhieren a superficies rocosas como los tricópteros (Trichoptera). A continuación, los individuos fueron atrapados con pinzas de plástico, limpiados con agua destilada y congelados para su transporte en botes de plástico previamente lavados con ácido nítrico (al 10%).

La biomasa de macroinvertebrados acopiada en cada punto fue de aproximadamente 10 gramos en peso húmedo; que es el peso mínimo requerido para utilizar la técnica analítica seleccionada en este estudio para la medición de metales pesados bioacumulados.

Fig. 7.4. Imagen: Recolección de macroinvertebrados del bentos mediante la técnica del pateo.

7.3.2. Determinación de metales pesados en macroinvertebrados

Una vez en laboratorio, las muestras de macroinvertebrados fueron liofilizadas (sublimación) durante 24 horas en un liofilizador de laboratorio Telstar LYOALFA-6. Posteriormente, se molió cada muestra con un mortero de ágata (Fig. 7.5) y se guardó en la nevera (a 4 °C) hasta su tratamiento químico.

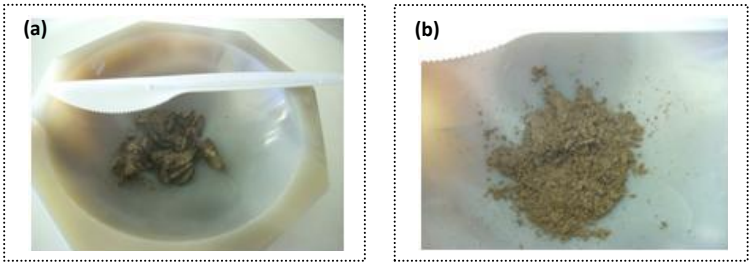


Fig. 7.5. Imagen: (a) Macroinvertebrados liofilizados antes de la molienda en el mortero de ágata; (b) Macroinvertebrados después de la molienda.

La digestión química de las muestras (0.5 g) se realizó en un horno CEM MARS 5 (*Microwave Accelerated Reaction System*) con una mezcla de 9 ml de ácido nítrico destilado y 2 ml de peróxido de oxígeno 30% p/v, siguiendo el método EPA 3052 "*Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrix*" (EPA, 1996). La disolución obtenida fue transferida a un matraz que se enrasó hasta los 100 ml con agua Milli-Q (ultra pura), donde se efectuó el análisis de los metales (en µg/g peso seco) por ICP-AES (equipo Varian Vista MPX).

La precisión de los procedimientos analíticos se evaluó mediante la realización de tres réplicas (siempre y cuando la cantidad de muestra lo permitiera) y el análisis de un material de referencia o patrón certificado (*Certified Reference Material* del *National Research Council Canada*): TORT-2 "*Lobster Hepatopancreas Referente Material for Trace Metals*".

En el Anexo 7.A se muestran los valores certificados para el patrón y en Anexo 7.B los límites de detección de metales para las muestras orgánicas de macroinvertebrados. Igualmente, el análisis de blancos sirvió para verificar alguna posible contaminación durante el procesamiento analítico. Los datos brutos de metales hallados en el laboratorio se encuentran recogidos en el Anexo 7.C.

Complementariamente se comprobaron los resultados obtenidos en un laboratorio de referencia, el Centro de Espectrometría Atómica de la Universidad Complutense de Madrid, mediante el análisis por espectrometría ICP-OES de dos muestras escogidas al azar. En el Anexo 7.D se enfrentan las dos muestras analizadas en el laboratorio de referencia con respecto a los resultados obtenidos, pudiendo observar que las medidas son similares en ambos laboratorios.

7.3.3. Análisis estadístico de los datos obtenidos en la acumulación de metales en la fauna macrobentónica

El análisis de la concentración de metales en la fauna macrobentónica se ha enfocado para realizar:

- Objetivo 1: **Estudio del grado de bioacumulación de metales entre los puntos de muestreo y el control**. Las concentraciones medidas en macroinvertebrados recolectados en los puntos muestreados se han comparado con el punto de referencia a través de un análisis de comparación de medias: t-Student (variables normales) o U-Mann Whitney (variables no normales). Asimismo, estos datos se han representado en diagramas de caja (paquete estadístico SPSS v.15.0).
- Objetivo 2: **Caracterización de la bioacumulación de metales en la comunidad macrobentónica en función de las condiciones del agua y del sedimento**. En un primer paso, con el objetivo de analizar el grado de influencia de la concentración de metales existente en agua y en sedimento con aquella que es bioacumulada por los organismos macrobentónicos, se ha llevado a cabo un análisis de correlación de Pearson (variables normales) o de Spearman (variables no normales). En un segundo paso se ha realizado una clasificación jerárquica o cluster (método de conglomeración: vinculación Inter-grupos) con el fin de agrupar los seis puntos de muestreo según su semejanza (distancia euclídea al cuadrado) en función de la concentración de metales presentes en agua, sedimentos y macroinvertebrados.
- Objetivo 3: **Comparación con otros trabajos de bioacumulación en macroinvertebrados**. Los valores medidos en los macroinvertebrados del Bierzo han sido comparados con varios trabajos que analizaban: (1) concentración de metales en la comunidad macrobentónica en áreas de impacto minero, (2) concentración de metales en un grupo taxomómico concreto en áreas de impacto minero y (3) concentración de metales en un grupo taxomómico concreto en un área de impacto urbano y residual.

7.4 Resultados y discusión

A continuación se exponen los resultados del análisis del contenido metálico en la comunidad macrobentónica según los objetivos señalados.

7.4.1. Estudio del grado de bioacumulación de metales entre los puntos de muestreo y el control

Los resultados del análisis de comparación de medias entre la concentración de cada metal hallada en el punto control (B3, río Boeza) frente a la medida en el resto de los tramos muestreados se recoge en la Tabla 7.1.

Tabla 7.1. Comparación del grado de bioacumulación de metales (µg/g peso seco) en la comunidad macrobentónica de los puntos de muestreo en relación al estado de referencia marcado por el punto B3 del río Boeza. Los valores estadísticamente significativos se muestran coloreados. (Nota: t = valor del estadístico t-Student; z = valor del estadístico U-Mann Whitney; p = nivel de significación; DT = desviación típica).
* El valor extremadamente anómalo (ver valor 16 de la Fig. 7.6) de la campaña septiembre 2007 de 42538 µg/g desvirtúa el valor medio de este punto B0, que sería igual a 5976.00±2120.72 µg/g.

Variable	Media ± DT (B3; control)	Media ± DT (R1)	Media ± DT (T4)	Media ± DT (T2)	Media ± DT (B1)	Media ± DT (B0)
Al(µg/g)	1911.77±945.83	3731.62±1983.44 (t = -2.191, p = 0.049)	2545.20±1021.50	4361.24±1595.25 (t = -3.494, p = 0.004)	3634.77±1718.96 (t = -2.323, p= 0.039)	3954.75±1949.35 (t = -2.495, p= 0.028)
Fe(µg/g)	1866.40±847.00	4810.15±2607.23 (t = -2.841, p= 0.015)	2858.87±1150.43	4306.79±2194.36 (t = -2.745, p= 0.018)	5023.08±1855.01 (t = -4.096, p= 0.001)	*11199.15±13954.11 (z = -3.130, p= 0.002)
Mn(µg/g)	132.74±79.12	1006.06±539.68 (t = -4.236, p= 0.001)	577.92±239.95 (t = -4.662, p = 0.001)	886.97±285.91 (t = -6.727, p= 0.000)	294.68±137.41 (t = -2.702, p= 0.019)	912.39±734.75 (t = -2.791, p= 0.016)
Zn(µg/g)	184.56±40.53	238.96±87.92	273.74±110.81 (z = -1.981, p= 0.006)	268.25±105.13	186.55±40.53	233.17±38.14 (z = -1.981, p= 0.048)
Ni(µg/g)	18.43±29.73	65.10±29.07 (z = -2.492, p= 0.013)	16.80±6.87	17.16±6.61	7.82±4.09	22.24±8.95 (z = -2.108, p = 0.035)
Co(µg/g)	17.81±20.13	25.39±14.91	12.01±9.66	15.64±6.11	5.73±3.00	28.71±14.78
Cr(µg/g)	1.78±0.56	2.31±1.27	2.38±0.83	3.76±1.18 (t = -4.004, p= 0.002)	4.17±1.02 (t = -5.428, p= 0.000)	2.87±1.60
As(µg/g)	2.07±1.14	2.95±2.08	2.47±1.31	3.84±1.65 (t = -2.337, p= 0.038)	3.34±0.85 (t = -2.362, p= 0.036)	4.93±1.82 (z = -2.619, p= 0.009)
Cu(µg/g)	25.92±4.92	29.28±15.50	26.91±9.45	29.39±6.91	22.20±5.82	32.85±9.84
Pb(µg/g)	1.12±0.70	2.35±1.32 (t = -2.181, p= 0.050)	2.61±1.44 (t = -2.452, p= 0.031)	4.52±3.38 (t = -2.605, p= 0.023)	4.57±2.99 (t = -2.978, p= 0.012)	2.72±1.56 (t = -2.468, p= 0.030)
Cd(µg/g)	0.34±0.29	0.91±0.64	1.22±0.62 (t = -3.351, p= 0.006)	0.96±0.53 (t = -2.691, p= 0.020)	0.23±0.33	0.62±0.27

De los 11 metales analizados, tan sólo Co y Cu no mostraron diferencias significativas con el control (punto B3, río Boeza). El resto de metales diferían en al menos algún punto de muestreo, siendo siempre las concentraciones en macroinvertebrados menores en la zona de referencia (Fig. 7.6), lo que indica su apropiada elección como punto de control.

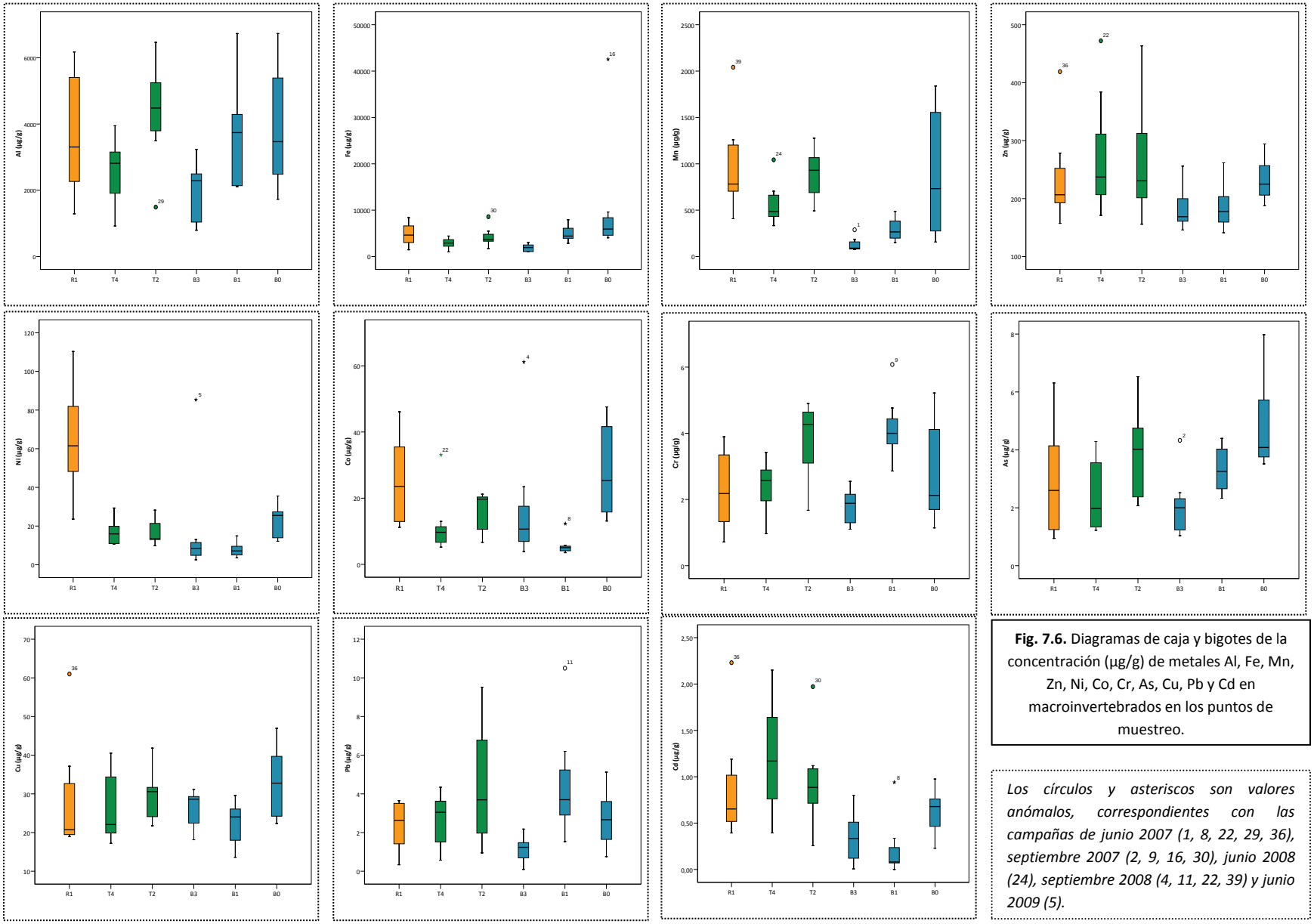


Fig. 7.6. Diagramas de caja y bigotes de la concentración (µg/g) de metales Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Co, Cr, As, Cu, Pb y Cd en macroinvertebrados en los puntos de muestreo.

Los círculos y asteriscos son valores anómalos, correspondientes con las campañas de junio 2007 (1, 8, 22, 29, 36), septiembre 2007 (2, 9, 16, 30), junio 2008 (24), septiembre 2008 (4, 11, 22, 39) y junio 2009 (5).

Estos resultados ponen de manifiesto que:

(1) **tanto el número de metales como la concentración de los mismos se incrementa a lo largo del eje longitudinal de los cauces fluviales**. Esto es, el agua en su trayectoria se va cargando en metales a medida que lava escombreras y recibe drenajes de mina, de forma que dicho aumento queda reflejado en la concentración acumulada en el interior de los macroinvertebrados que habitan en un tramo fluvial determinado. En el punto más bajo analizado de la cuenca de estudio, el punto B0 que muestra la zona de confluencia entre el río Tremor (con contaminación más elevada) y el río Boeza (con menor carga metálica), se observa en general una bioacumulacion intermedia producto de la dilución de los contaminantes.

(2) **las mayores concentraciones de metales en macroinvertebrados se manifiestan en aquellos puntos donde la comunidad macrobentónica es más pobre y el agua de menor calidad según los índices biológicos** (ver Capítulo 6).

De forma más detallada, pueden observarse las siguientes tendencias:

- Los metales Al, Fe, Mn y Pb se hallaron en mayores concentraciones en todos los puntos que en el punto de referencia.
- Las concentraciones de Zn, Ni, Co y Cd en el punto control y tramo B1 son similares entre ellas, y menores que las obtenidas en el resto de la zona.
- La cantidad de Cu se mantiene en valores dentro del mismo rango en todos los tramos analizados.
- Las concentraciones de Cr y As mostraron valores similares en la zona, aunque fueron ligermante mayores en el punto T2 y tramos inferiores del río Boeza.

7.4.2. Caracterización de la bioacumulación de metales en la comunidad macrobentónica en función de las condiciones del agua y del sedimento

En el primer análisis estadístico se pretende observar la relación entre la concentración de metales en los componentes abióticos (agua y sedimento) con la acumulada en la comunidad macrobentónica (N = 6 puntos x 7 campañas = 42). En el caso de la concordancia entre la **concentración metálica bioacumulada en macroinvertebrados y la medida en agua**, la correlación existente fue positiva para 7 metales (Tabla 7.2). Los metales Mn, Ni, Co, Zn y Fe mostraron una correlación más fuerte, mientras que para Pb y Cu esta correlación fue menor.

Tabla 7.2. Correlación entre la concentración de cada metal bioacumulada en macroinvertebrados y la presente en agua. (Nota: S = correlación de Spearman, p = nivel de significación).

Metal	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
Correlación	-	r (S) = 0.511, p = 0.001	r (S) = 0.628, p = 0.000	r (S) = 0.531, p = 0.000	r (S) = 0.699, p = 0.000	r (S) = 0.537, p = 0.000	-	-	r (S) = 0.349, p = 0.024	r (S) = 0.357, p = 0.020	-

revela que cuanto mayor es la proporción de dicho metal disuelto en agua mayor es la concentración acumulada dentro de estos organismos. Este hecho se corresponde con lo observado por otros autores que hallaron igualmente este tipo de correlación entre la proporción de metales en agua y la acumulada en invertebrados acuáticos (Maret *et al.*, 2003; Barata *et al.*, 2005; Solà & Prat, 2006).

En cuanto a la influencia de la concentración de **metales en sedimento y el contenido metálico bioacumulado en macroinvertebrados**, se observaron 5 correlaciones positivas (Tabla 7.3). Las correlaciones más fuertes se corresponden con los metales Ni, Co, Cd y Zn, mientras que una correlación menor tuvo lugar para el Mn.

Tabla 7.3. Correlación entre la concentración de cada metal bioacumulada en macroinvertebrados y la presente en sedimento. (Nota: S = correlación de Spearman, p = nivel de significación).

Metal	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
Correlación	-	-	r (S) = 0.353, p = 0.026	r (S) = 0.452, p = 0.003	r (S) = 0.528, p = 0.000	r (S) = 0.483, p = 0.002	-	-	-		r (S) = 0.469, p = 0.002

Este resultado implica que una mayor presencia de metales en sedimento conlleva un incremento en la concentración acumulada en estos organismos. De la misma forma, otros autores (Borgmann & Norwood, 1997; Solà & Prat, 2006; Santoro *et al*., 2009) indican una correlación positiva entre la presencia de metales en sedimento y en macroinvertebrados, destacando la importancia de los sedimentos como fuente de metales (Luoma, 1989).

Las correlaciones halladas tanto para la relación entre la concentración en la comunidad macrobentónica con la del agua, como con la del sedimento, no han sido excesivamente fuertes tal y como cabría esperar. Esto se debe, por un lado, a que se ha trabajado con los seis puntos "más limpios" de la zona de estudio, ya que los otros cuatro puntos restantes poseían un nivel de contaminación tal que imposibilitaba la recogida de masa macrobentónica necesaria para el análisis. Por otro lado, según Hare (1992; en Solà *et al.*, 2004) las correlaciones entre la concentración de metales en los organismos acuáticos y su medio ambiente son frecuentemente débiles porque la bioacumulación depende de muchos factores, incluyendo factores tanto del individuo (especie, edad, tamaño o estado nutricional) como del ambiente (especiación del metal o condiciones químicas). No obstante, las correlaciones obtenidas son suficientes para indicar una **transferencia de los metales hacia los macroinvertebrados, principalmente desde el agua**.

Los resultados del seguno análisis, la **clasificación jerárquica** (cluster) de los puntos de muestreo atendiendo al grado de metales bioacumulados en los macroinvertebrados y la concentración presente en agua y en sedimento, se representan en la Fig. 7.7 y Tabla 7.4.

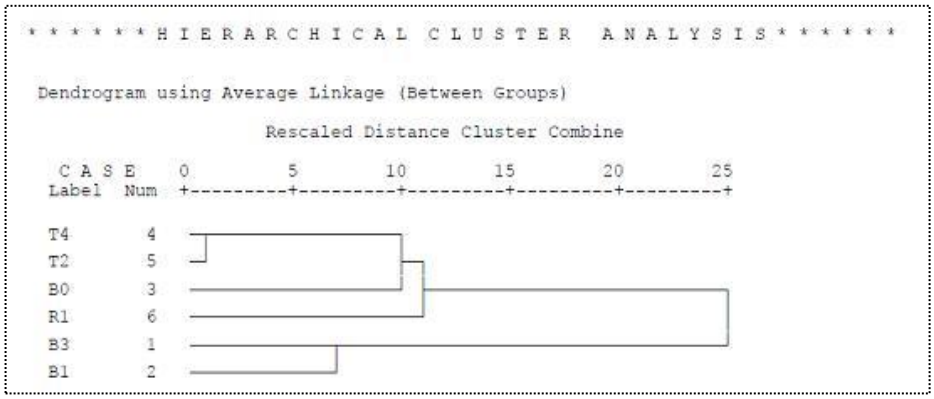


Fig. 7.7. Clasificación jerárquica (cluster) de los puntos de muestreo R1 (arroyo Rodrigatos), T4 y T2 (río Tremor), B3, B1 y B0 (río Boeza) en función de la concentración bioacumulada en macroinvertebrados y la presente en agua y en sedimento.

Tabla 7.4. Historial de conglomeración de la clasificación jerárquica (cluster) de los puntos de muestreo R1 (arroyo Rodrigatos), T4 y T2 (río Tremor), B3, B1 y B0 (río Boeza) en función de la concentración bioacumulada en macroinvertebrados y la presente en agua y sedimento.

Etapa	Conglomerado que se combina		Coeficientes	Etapa en la que el conglomerado aparece por primera vez		Próxima etapa
	Conglomerado 1	Conglomerado 2	Conglomerado 1	Conglomerado 2	Conglomerado 1	Conglomerado 2
1	4	5	,922	0	0	3
2	1	2	4,030	0	0	5
3	3	4	5,369	0	1	4
4	3	6	6,066	3	0	5
5	1	3	13,240	2	4	0

Esta clasificación pone de manifiesto la agrupación de los seis puntos de muestreo analizados en dos grupos diferentes:

(1) Un primer grupo formado por los puntos del río Boeza: B3 (control) y B1 (situado con anterioridad a la unión con el río Tremor). Ambas zonas cuentan con condiciones del agua y del sedimento similares, que al contener una menor proporción de metales conllevan a su vez una menor cantidad de metales bioacumulada en la comunidad macrobentónica.

(2) Un segundo grupo constituido por los puntos con carácter minero: B0 (tramo bajo del río Boeza tras la confluencia con el río Tremor), tramos altos del río Tremor T4 y T2, y R1 (arroyo Rodrigatos). Este conjunto puede subdividirse a su vez en otros dos grupos:

- Tramos elevados del río Tremor: T4 y T2. Estos puntos, además de estar cercanos geográficamente, poseen características hidroquímicas y sedimentológicas semejantes, marcadas con un moderado impacto minero, y soportan por tanto una comunidad de macroinvertebrados de concentraciones bioacumuladas de metales en un grado análogo.
- Puntos de mayor representación minera: B0 (tramo bajo del río Boeza tras la confluencia con el río Tremor) y R1 (arroyo Rodrigatos), con las concentraciones de metales más altas medidas en macroinvertebrados. A su vez, tal y como muestra el cluster, estos puntos se

hallan más cercanos al río Tremor, por su carácter minero, que a los puntos más limpios del río Boeza.

7.4.3. Comparación con otros trabajos de bioacumlación en macroinvertebrados

En este apartado se han comparado las concentraciones de metales halladas en la comunidad macrobentónica de los ríos de estudio con las medidas en otros trabajos.

En esta primera parte, la comparación se ha llevado a cabo frente a cuatro estudios realizados en el conjunto de la comunidad macrobentónica existente en ambientes impactados por metales a causa de la minería:

- **Poulton y col. (1995)** analizaron las relaciones entre la concentración de metales (Al, As, Cd, Cu, Pb y Zn) bioacumuladas en macroinvertebrados y la estructura de la comunidad macrobentónica en el río Clark Fork (Montana) que recibía una intensa actividad minera, con altas concentraciones de Cu, Cd y Pb, desde finales del siglo XIX. Este estudio reveló que los macroinvertebrados con mayores concentraciones de los metales analizados habitaban en las zonas con mayor impacto minero según las medidas de los parámetros biológicos de la comunidad (riqueza de taxones, riqueza de EPT, riqueza de quironómidos, porcentaje del taxón dominante y densidad) (Tabla 7.5).

Tabla 7.5. Comparación del grado de bioacumulación de metales en los puntos de muestreo (El Bierzo) frente al río Clark Fork (Poulton *et al.*, 1995). Los rangos expuestos se corresponden con la mínima y la máxima concentración (µg/g peso seco).

Área	Al	Zn	As	Cu	Pb	Cd
Clark Fork	591-4193	212-1665	2.70-34.1	26-1382	0.54-67.1	0.13-8.38
Bierzo	793-6734	141-472	1.04-7.98	14-61	0.09-10.50	0.01-2.23

Los valores obtenidos en El Bierzo se encuentran dentro de los rangos hallados para este trabajo. En general las concentraciones son menores, con excepción del Al, el cual supera las concentraciones del río Clark Fork.

- **Farag y col. (1998)** analizaron la concentración de metales (Cd, Cu, Pb, Zn y As) en sedimento y su bioacumulación en biofilm, macroinvertebrados y peces del río Coeur d'Alene (Idaho, EEUU) afectado por minería desde 1885 y con una alta presencia de los metales citados. Las concentraciones fueron en proporción: sedimento y biofilm > macroinvertebrados > peces, señalando la movilidad de los metales desde el agua y el sedimento a los organismos (Tabla 7.6).

Tabla 7.6. Comparación del grado de bioacumulación de metales en los puntos de muestreo (El Bierzo) frente al río Coeur d´Alene (Farag *et al.*, 1998). Los rangos expuestos se corresponden con la mínima y la máxima concentración (µg/g peso seco).

Área	Zn	As	Cu	Pb	Cd
Coeur d'Alene	255-3050	2.1-97	16-201	9-3900	1.2-57
Bierzo	141-472	1.04-7.98	14-61	0.09-10.50	0.01-2.23

Aunque las concentraciones máximas del río Coeur d'Alene que sirve de comparación son mucho más grandes que las de la zona estudiada, los valores medidos en los macroinvertebrados analizados poseen concentraciones dentro del rango obtenido en el río de Idaho.

- **Winterbourn y col. (2000)** analizaron la concentración de Al y Fe en algas, briófitos e insectos acuáticos de 24 cauces fluviales en Nueva Zelanda contaminados por drenajes ácidos de mina de carbón (Tabla 7.7).

Tabla 7.7. Comparación del grado de bioacumulación de metales en los puntos de muestreo (El Bierzo) frente a los ríos de Nueva Zelanda (Winterbourn *et al.*, 2000). Los rangos expuestos se corresponden con la mínima y la máxima concentración (µg/g peso seco).

Área	Al	Fe
Nueva Zelanda	nd[a]-3660	160-12650
Bierzo	793-6734	985-9609[b]

[a] No detectable.
[b] Se ha despreciado el valor considerado extremadamente anómalo (valor 16 de la Fig. 7.6) de 42538 µg/g.

En este caso, los macroinvertebrados estudiados bioacumulan una mayor cantidad de Al que los invertebrados de Nueva Zelanda, mientras que las concentraciones de Fe se hallan en las mismas proporciones.

- **Quinn y col. (2003)** estudiaron los efectos del drenaje ácido de mina en las comunidades de macroinvertebrados de los ríos Fisher Creek y Sheep Creek (Montana) y su relación con la concentración de metales (Fe, Cu y Zn) acumulados, concluyendo que las zonas adyacentes a la actividad minera poseían mayores concentraciones de estos metales en agua e insectos, además de una menor riqueza de taxones (Tabla 7.8).

Tabla 7.8. Comparación del grado de bioacumulación de metales en los puntos de muestreo (El Bierzo) frente a los ríos Fisher Creek y Sheep Creek (Quinn *et al.*, 2003). Los rangos expuestos se corresponden con la mínima y la máxima concentración (µg/g peso seco).

Área	Fe	Zn	Cu
Montana	1284-1680	164-246	30-502
Bierzo	985-9609[a]	141-472	14-61

[a] Se ha despreciado el valor considerado extremadamente anómalo (valor 16 de la Fig. 7.6) de 42538 µg/g.

De los tres metales, el Fe y Zn medidos en la comunidad macrobentónica de estudio presentan mayores rangos que los obtenidos en Montana, mientras que los valores de Cu son menores.

Por otro lado y abordando una segunda parte de este apartado, se ha realizado la comparación con tres estudios que, si bien se refieren a impacto minero, midieron las concentraciones de metales en un grupo taxomómico concreto en vez de en toda la comunidad macrobentónica:

- **Cain y Luoma (1998)** estudiaron la concentración de Cd, Pb, Cu y Zn en ejemplares de *Hydropsyche* sp. (tricóptero) del río Clark Fork (Montana) contaminado por minería. De los resultados hallados dedujeron que los tricópteros estaban expuestos a metales biológicamente disponibles (Tabla 7.9).

Tabla 7.9. Comparación del grado de bioacumulación de metales en los puntos de muestreo (El Bierzo) frente al río Clark Fork (Cain & Luoma, 1998). Los rangos expuestos se corresponden con la mínima y la máxima concentración (µg/g peso seco).

Área	Zn	Cu	Pb	Cd
Clark Fork	100-350	10-250	1-20	< 1-3
Bierzo	141-472	14-61	0.09-10.50	0.01-2.23

Las concentraciones bioacumuladas de estos cuatro metales en la comunidad macrobentónica de los ríos de estudio entran dentro del rango de los valores hallados en los tricópteros del río Clark Fork.

- **Smolders y col. (2003)** estudiaron la relación entre la concentración de metales (Zn, Cu, Pb y Cd) en agua, sedimento y quironómidos en el río Pilcomayo (cuenca del Plata, América del Sur). Los autores observaron que los valores eran mayores en las zonas afectadas por minería que los valores de referencia, además de verse fuertemente afectada la comunidad macrobentónica (Tabla 7.10).

Tabla 7.10. Comparación del grado de bioacumulación de metales en los puntos de muestreo (El Bierzo) frente al río Pilcomayo (Smolders *et al.*, 2003). Los rangos expuestos se corresponden con la mínima y la máxima concentración (µg/g peso seco).

Área	Zn	Cu	Pb	Cd
Pilcomayo	71-5177	15-227	10.5-4232	0.05-196
Bierzo	141-472	14-61	0.09-10.50	0.01-2.23

Los quironómidos del río Pilcomayo presentan unas concentraciones muy superiores de Zn, Cu, Pb y Cd que aquellas determinadas en los macroinvertebrados del área de estudio.

- **Solà y col. (2004)** midieron las concentraciones de metales (Zn, Cu, Pb y Cd) en agua, sedimento y tricópteros (*Hydropsychidae* sp.) del río Guadiamar (Huelva, España) dos años después del accidente de Aznalcóllar, obteniendo valores superiores que en las zonas de referencia (Tabla 7.11).

Tabla 7.11. Comparación del grado de bioacumulación de metales en los puntos de muestreo (El Bierzo) frente al río Guadiamar (Solà *et al.*, 2004). Los rangos expuestos se corresponden con la mínima y la máxima concentración (µg/g peso seco).

Área	Zn	As	Cu	Pb	Cd
Guadiamar	118-3207	2.79-383	17-125	2.38-60.4	0.07-6.63
Bierzo	141-472	1.04-7.98	14-61	0.09-10.50	0.01-2.23

Ninguno de los cinco metales analizados en los macroinvertebrados de estudio supera las concentraciones en los tricópteros del río Guadiamar.

Por último, se han considerado un trabajo más como ejemplo de diferente fuente de contaminación:

- **Barata y col. (2005)** hallaron un incremento de la concentración de metales (Fe, Al, Zn, Cu, Pb, Cr, Ni, Co y Cd) en las larvas de tricópteros (*Hydropsyche exocellata*) a lo largo del eje longitudinal del río Llobregat, el cual estaba afectado por efluentes residuales urbanos e industriales (Tabla 7.12).

Tabla 7.12. Comparación del grado de bioacumulación de metales en los puntos de muestreo (El Bierzo) frente al río Llobregat (Barata *et al.*, 2005). Los rangos expuestos se corresponden con la mínima y la máxima concentración (µg/g peso seco).

Área	Al	Fe	Zn	Ni	Co	Cr	Cu	Pb	Cd
Llobregat	1000-4000	1000-7000	100-150	2-7	1-4	3-10	10-20	1-6	0.05-0.15
Bierzo	793-6734	985-9609[a]	141-472	2.56-110	3.52-57.59	0.72-4.90	14-61	0.09-10.50	0.01-2.23

[a] Se ha despreciado el valor considerado extremadamente anómalo (valor 16 de la Fig. 7.6) de 42538 µg/g.

De los metales considerados, los macroinvertebrados de la zona de estudio presentan mayores concentraciones máximas de todos los metales, excepto de Cr, que el río Llobregat.

A la luz de esta comparativa, aunque existe una variación según los diferentes trabajos seleccionados, puede concluirse que, de forma general, las concentraciones halladas en los seis puntos de estudio se encuentran dentro del rango esperado de acumulación en una zona con afección metálica, donde también se evidencian unas concentraciones superiores en metales en los macroinvertebrados de aquellos puntos de mayor impacto. Por tanto, **las comunidades macrobentónicas de los ríos del Bierzo presentan unas concentraciones de metales bioacumulados que reflejan una biodisponibilidad de los metales en agua y en sedimento fruto de la contaminación metálica causada por la minería**.

7.5 Conclusiones

El estudio del contenido metálico acumulado en las comunidades macrobentónicas existentes en tres de los cuatro cauces fluviales analizados en la cuenca del Bierzo revela las siguientes conclusiones:

- La nula o escasa comunidad de macroinvertebrados del arroyo La Silva y zonas bajas del río Tremor imposibilitan el análisis del contenido metálico bioacumulado en la masa de estos organismos.
- Las concentraciones de Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Cr, As, Pb y Cd obtenidas en las comunidades macrobentónicas del arroyo Rodrigatos, tramos superiores del río Tremor e inferiores del río Boeza son superiores a las medidas en el punto control, de forma que la concentración metálica bioacumulada en macroinvertebrados se incrementa a lo largo del eje longitudinal de los cauces fluviales.

- Las mayores concentraciones de estos metales se corresponden con las comunidades más pobres a nivel de riqueza, abundancia y baja calidad del agua, esto es, con los puntos donde tiene lugar una mayor afección metálica.
- Cuanto mayor es la concentración de Mn, Ni, Co, Zn y Fe en el agua, mayor es la proporción de estos metales bioacumulada en la comunidad macrobentónica, por lo que existe una transferencia de metales desde el agua a estos organismos. Igualmente, se ha obtenido una correlación entre los niveles de Ni, Co, Cd y Zn en sedimento y en macroinvertebrados.
- Los valores de metales medidos en las comunidades macrobentónicas de estudio se hallan en los rangos esperados para una zona de afección metálica.

CAPÍTULO 8. ACUMULACIÓN EN LA FAUNA ICTÍCOLA

A lo largo del presente trabajo se ha visto que si bien los metales son elementos intrínsecos y naturales del medio ambiente que se encuentran en pequeñas cantidades en los sistemas acuáticos, pueden también aumentar su presencia debido a las acciones antropogénicas que liberan metales al medio.

En el capítulo anterior se introdujo el término de bioacumulación de metales en los organismos y se procedió a su estudio en la fauna macrobentónica. En este caso, se continúa el análisis de la bioacumulación hacia un eslabón trófico superior, el de la fauna ictícola.

8.1 Características generales de la acumulación de metales en peces

En los ecosistemas acuáticos, los metales pesados están recibiendo una considerable atención debido a su toxicidad y acumulación en la biota (por ejemplo: Amundsen *et al.*, 1997; Has-Schön *et al.*, 2006; Mendil *et al.*, 2010). El problema aparece cuando esta acumulación de metales en los ambientes acuáticos tiene consecuencias directas negativas en los ecosistemas naturales, pudiendo llegar al hombre a través de la cadena alimentaria. De hecho, parece que toda la información disponible dentro de este campo de investigación indica que las concentraciones de metales tóxicos en muchos ecosistemas están alcanzando niveles sin precedentes (Akan *et al.*, 2009).

Por ello, por su alto potencial para entrar y acumularse en la cadena trófica, los metales pesados son considerados como contaminantes críticos de los ecosistemas acuáticos (Directiva 2000/60/CE). Y dado que los peces están generalmente situados en la cima de la cadena alimentaria, pueden acumular una gran cantidad de estos metales. Además, dentro de la fauna acuática son los más susceptibles a los metales pesados tóxicos (Nwaedozie, 1998).

Como se ha mencionado, los metales pueden llegar al hombre a través de la cadena alimentaria. Esto es, los humanos pueden contaminarse a través del consumo de peces intoxicados u otros productos alimentarios provenientes de ambientes contaminados. Por ejemplo, tras la catástrofe en Minamata (Japón) en la década de los años cincuenta causada por el consumo de pescado contaminado con metilmercurio, los estudios de los efectos de los metales pesados presentes en peces como parte de la dieta humana han sido y son de un interés especial (Castro-González & Méndez-Armenta, 2008).

Pero no solamente reside el interés en los estudios o investigaciones pertinentes, sino que los poderes públicos se han interesado en proteger la salud y en consecuencia se han desarrollado normativas legales. En España, desde hace más de veinticinco años transcurridos desde que se reconoció el derecho de la protección de la salud en la Constitución Española de 1978 (artículo 43) hasta la última ley sobre seguridad alimentaria y nutrición (Ley 17/2011), han existido diversas leyes destinadas a la protección de la salud alimentaria de los seres humanos al fijar los contenidos máximos de determinados contaminantes en los productos alimenticios.

Al mismo tiempo que los niveles de contaminantes en peces son un riesgo para la salud humana, existen unos beneficios nutricionales en los peces relacionados principalmente con el contenido en ácidos grasos omega-3. Sin embargo, el contenido de metales en peces pueden contrarrestar los efectos beneficiosos de estos ácidos (Chan & Egeland, 2004). Esta cantidad de metales absorbida y acumulada

depende de varios factores, como la concentración en el medio, la duración de la exposición, la salinidad, la temperatura, la dureza y el metabolismo de los animales (Pagenkopf, 1983; Cusimano *et al.*, 1986; Heath, 1987).

Los metales entran en el cuerpo de los peces a través de tres posibles caminos: la superficie del cuerpo, las branquias o el tracto digestivo (Dallinger *et al.*, 1987; Pourang, 1995), pudiendo influir en las funciones fisiológicas y en las tasas de crecimiento, en la reproducción y en la mortalidad de los peces (Mance, 1987; Sorensen, 1991; Farag *et al.*, 1994, 1999). Esto es debido a que tanto los metales esenciales (por ejemplo, Cu y Zn) como los no esenciales (Cd y Pb) cuentan con mecanismos de regulación en los organismos. En concreto, existen unas proteínas que se unen a metales, llamadas metalotioneínas (MT), de gran importancia para la unión intracelular y la regulación de metales esenciales y no esenciales (Kägi & Kojima, 1987). Esta unión de los metales tóxicos a las MT representa una función de secuestro asociada a la protección celular frente a la toxicidad de los metales (Roesijadi, 1992). Varios trabajos (Roch *et al.*, 1982; Linde *et al.*, 1999; Ureña-Robles, 2007) han demostrado que los peces controlan la concentración de metales en órganos concretos al unirlos a estas proteínas como un mecanismo de detoxificación. También se ha comprobado, a través de la correlación entre los niveles de MT y el contenido de metales pesados en el medio ambiente, que la exposición de los organismos a altas concentraciones de iones metálicos induce la síntesis de MT (Benedicto *et al.*, 2005). Sin embargo, dado que la producción de estas proteínas implica un coste metabólico para el organismo, el pez debe derivar la energía de otros importantes procesos fisiológicos (por ejemplo: crecimiento, reproducción) hacia la regulación del metal (Clements, 1992).

En resumen, el conocimiento de la concentración de metales en peces no sólo es relevante para el manejo de la naturaleza en sí, sino también para el consumo de pescado por parte de los humanos.

8.2 Objetivos del estudio de la acumulación de metales en la fauna ictícola

El estudio de la bioacumulación de metales bioacumados en la fauna ictícola se ha centrado en los objetivos descritos a continuación:

- Objetivo 1: Definir el estado morfométrico de las poblaciones trucheras.
- Objetivo 2: Determinar las diferencias en el grado de bioacumulación de metales entre los puntos de muestreo y el control.
- Objetivo 3: Caracterizar la bioacumulación de metales en la comunidad ictícola en función de las condiciones del agua y del sedimento y de la bioacumulación en macroinvertebrados.
- Objetivo 4: Valorar los niveles de metales en las truchas del Bierzo.

8.3 Metodología

En este apartado se presenta la información pertinente a la recolección de los ejemplares de peces, su disección y tratamiento para la determinación de la concentración de metales pesados, y los objetivos planteados en el estudio de la fauna ictícola.

8.3.1 Recogida de peces, disección y conservación de las muestras

La recogida de los ejemplares de peces, pertenecientes a la especie *Salmo trutta* (L., 1758) (trucha común), tuvo lugar en cuatro de los diez puntos de muestreo elegidos en la red hidrográfica (Fig. 8.1) a lo largo de las ocho campañas de muestreo (junio de 2007 a septiembre de 2010). La localización de los puntos fue la siguiente:

- Río Boeza: puntos B3 y B0.
- Tramos superiores del río Tremor: puntos T4 y T2.

El intercambio de peces entre estos tramos fluviales se ve dificultado por la presencia de barreras en el cauce, por lo que se trata de poblaciones ictícolas aisladas.

En el resto de los puntos, el arroyo La Silva (S2, S1), el arroyo Rodrigatos (R1) y los tramos inferiores del río Tremor (T1, T0), no fue posible realizar esta parte del trabajo porque la contaminación del agua impide la supervivencia de peces. Tampoco se recolectaron peces en el punto B1 del río Boeza dada su proximidad al siguiente punto B0, 500 m aproximadamente, asumiendo que ambos tramos soportan la misma población de truchas.

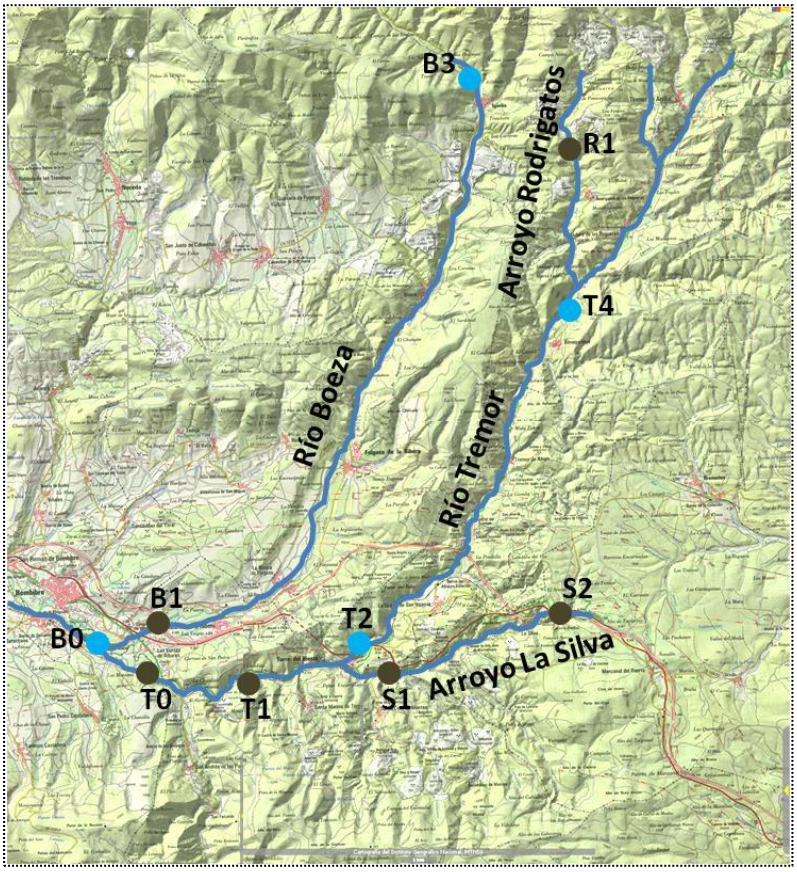


Fig. 8.1. Ríos de estudio con los puntos de muestreo donde se ha realizado el análisis del contenido metálico en peces (puntos azules) y donde no se ha llevado a cabo (puntos grises).

Los ejemplares de truchas fueron capturados mediante pesca eléctrica ejecutada por la empresa ICTHIOS Gestión Ambiental S.L. (Fig. 8.2). El área de muestreo tenía una longitud aproximada de diez veces la anchura media del río (CHE, 2007). Dependiendo de los tamaños, se capturaron entre 7 y 10 peces por punto de muestreo, anotando sus medidas morfométricas de peso (g) y longitud (mm). Los organismos fueron conservados en frío hasta realizar su disección, que tuvo lugar en un tiempo inferior a 5 horas desde su captura. Durante la disección con instrumental de plástico, se extrajeron: (1) el hígado, (2) las branquias y (3) dos gramos de músculo (Fig. 8.3 y 8.4). Para cada punto se preparó una muestra de hígados, de branquias y de músculos que fueron guardadas en botes de plástico (lavados previamente con ácido nítrico al 10%) y congeladas para su conservación y transporte. El hígado y las branquias fueron seleccionados para su análisis debido a que son órganos importantes de acumulación de metales, mientras que el tejido muscular fue elegido en base a su relación con la salud humana al ser objeto de consumo.

Fig.8.2. Imagen: Pesca eléctrica realizada por el personal de la empresa ICTHIOS Gestión Ambiental S. L.

Fig.8.3. Imagen: Disección de un ejemplar de *Salmo trutta*.

Fig. 8.4. Imagen: Muestras de hígado, branquias y músculo de las truchas.

8.3.2 Determinación de metales pesados en peces

El procedimiento seguido para la determinación de la concentración de metales en las distintas muestras de peces fue análogo al descrito para la comunidad macrobentónica (Capítulo 7).

Una vez en laboratorio, las muestras de hígado, branquias y músculos de las truchas eran liofilizadas (sublimación) durante 24 horas en un liofilizador de laboratorio Telstar LYOALFA-6. Posteriormente se molieron con un mortero de ágata (Fig. 8.5) para su homogeneización y se guardaron en la nevera (a 4 °C) hasta su tratamiento químico.

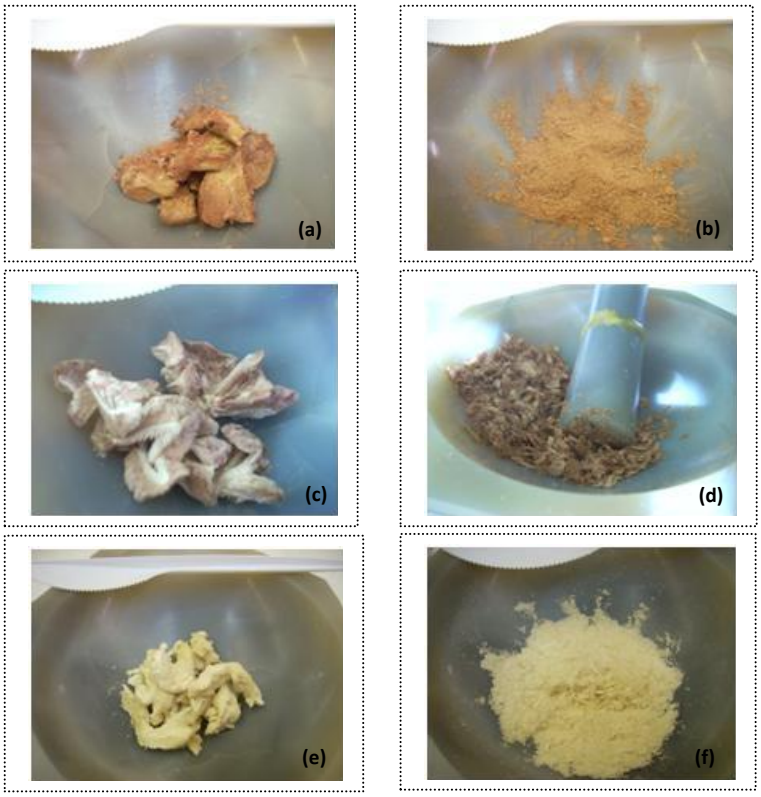


Fig. 8.5. Imagen: (a, b) Hígados liofilizados antes y después de la molienda en el mortero de ágata; (c, d) Branquias liofilizadas antes y después de la molienda en el mortero de ágata; (e, f) Músculo liofilizado antes y después de la molienda en el mortero de ágata.

La digestión química de cada muestra (0.5 g) se realizó en un horno CEM MARS 5 (*Microwave Accelerated Reaction System*) con una mezcla de 9 ml de ácido nítrico destilado y 2 ml de peróxido de oxígeno 30% p/v, siguiendo el método EPA 3052 "*Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrix*" (EPA, 1996). La disolución obtenida fue llevada a un matraz que se enrasó hasta los 100 ml con agua Milli-Q (ultra pura), y donde se efectuó el análisis de los metales (Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Co, Cr, As, Cu, Pb y Cd; µg/g peso seco) por ICP-AES (equipo Varian Vista MPX).

Como patrones certificados o de referencia (*Certified Reference Material* del *National Research Council Canada*) se utilizaron DOLT-3 "*Dogfish Liver Certified Referente Material for Trace Metals*" y DORM-3 "*Fish Protein Certified Referente Material for Trace Metals*", cuyos valores se muestran en el Anexo 8.A.

Por otro lado, la certeza de los resultados analíticos se obtuvo mediante la realización de tres réplicas, siempre y cuando la cantidad de muestra lo permitiera, mientras que el análisis de blancos sirvió para verificar alguna posible contaminación durante el procesamiento analítico.

Los límites de detección de metales para las muestras de peces y los datos brutos de metales hallados en el laboratorio quedan recogidos en el Anexo 8.B y 8.C., respectivamente.

Por último, con el fin de valorar los resultados obtenidos, se seleccionaron al azar siete muestras (dos o tres de cada tipo de tejido) para su análisis en un laboratorio de referencia, el Centro de Espectrometría Atómica de la Universidad Complutense de Madrid, mediante el análisis por

espectrometría ICP-OES. En el Anexo 8.D se enfrentan las siete muestras analizadas en el laboratorio de referencia con respecto a los resultados obtenidos, pudiendo observar que las medidas son similares en ambos laboratorios.

8.3.3 Análisis estadístico de los datos obtenidos en la acumulación de metales en la fauna ictícola

De acuerdo con los objetivos marcados en el estudio de la bioacumulación de metales en la fauna ictícola, se han efectuado los siguientes análisis estadísticos:

- Objetivo 1: Definir el **estado morfométrico de las poblaciones trucheras**. Se han representado gráficamente en diagramas de caja y bigotes las variables de longitud, peso, peso hígado y peso branquias de las cuatro comunidades ictícolas analizadas, con el propósito de observar posibles diferencias en cuanto al estado morfométrico de las mismas.
- Objetivo 2: Determinar las **diferencias en el grado de bioacumulación de metales entre los puntos de muestreo y el control**. En un primer paso, se han representado en diagramas de caja y bigotes las concentraciones medias de los once metales obtenidas en los órganos y tejidos analizados (hígado, branquias y músculo) de las poblaciones trucheras de cada punto de muestreo.

  Complementariamente, se ha realizado una comparación entre los valores hallados en los tres puntos de muestreo (B0 río Boeza, T4 y T2 río Tremor) frente a los obtenidos en el punto de referencia (B3 río Boeza) a través de un análisis de comparación de medias: t-Student (variables normales) o U-Mann Whitney (variables no normales) (paquete estadístico SPSS v.15.0).

  En un segundo paso, se ha estudiado la diferente proporción de metales en los órganos y tejidos estudiados, así como sus implicaciones metabólicas.
- Objetivo 3: **Caracterización de la bioacumulación de metales en la comunidad ictícola en función de las condiciones del agua y del sedimento y de la bioacumulación en macroinvertebrados**. Se ha realizado una clasificación jerárquica o cluster (método de conglomeración: vinculación Inter-grupos) de los cuatro puntos de muestreo para obtener grupos según su similitud (distancia euclídea al cuadrado) en cuanto a las características del ecosistema. Para ello se ha utilizado la media de cada variable ((transformada a log(x+1)) analizada en los diferentes elementos:
  - agua: pH, Eh, CE, turbidez, concentración de cada metal, SST, SO_4^{2-}, HCO_3^-, Residuo seco, Na, K, Mg, Ca,
  - sedimento: concentración de cada metal,
  - macroinvertebrados: concentración de cada metal e indicadores biológicos (valor IBWMP, valor EPT, abundancia, nº familias y % de los grupos funcionales de alimentación),
  - peces: medidas morfométricas y concentración de cada metal en hígado, branquias y músculo.
- Objetivo 4: **Valoración de los niveles de metales en las truchas del Bierzo**. En primer lugar, los resultados obtenidos en la acumulación de metales en hígado, branquias y músculo se han comparado con aquellos niveles determinados por otros autores en trabajos de índole similar, ya

sea por tener como objeto de estudio a la misma especie piscícola o por tratarse de una zona con contaminación metálica. De esa forma, se ha dividido la comparación en cuatro bloques: a) ríos nacionales con trucha, b) ríos internacionales con trucha, c) ríos nacionales sin trucha y d) ríos internacionales sin trucha.

En segundo lugar, para adquirir una idea del grado de contaminación de los peces de estudio, en especial a lo concerniente con la salud alimentaria, se han enfrentado las concentraciones halladas en el músculo con los niveles máximos permitidos en carne de pescado según la legislación.

8.4 Resultados y discusión

A continuación se presentan y se discuten los resultados obtenidos en el estudio de la fauna ictícola de los ríos Boeza y Tremor de la cuenca del Bierzo, atendiendo a los objetivos marcados en el apartado anterior.

8.4.1 Estado morfométrico de las poblaciones trucheras

Hipotéticamente, es de suponer que las truchas de estudio con mayor tamaño se hallarían en el punto más limpio muestreado. En los gráficos de las Fig. 8.6 y 8.7 se representan en diagramas de caja y bigotes los valores medios y desviaciones típicas de las variables longitud (en mm) y peso (en gramos) de cada población analizada en los cuatro tramos fluviales durante los cuatro años de estudio (ocho campañas de muestreo).

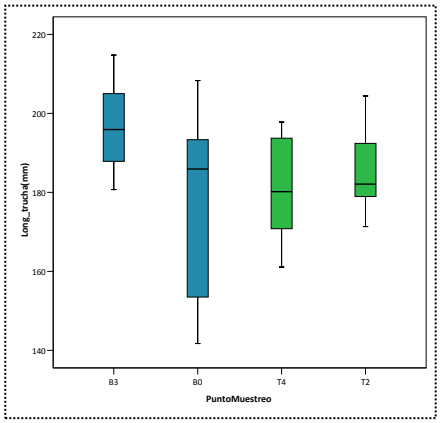


Fig. 8.6. Longitud (media y desviación típica), en mm, de los peces del río Boeza (B3, B0) y río Tremor (T4, T2).

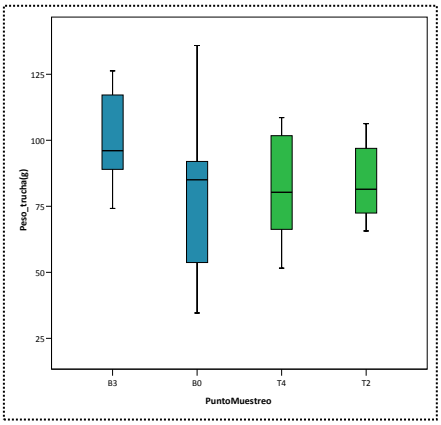


Fig. 8.7. Peso (media y desviación típica), en gramos, de los peces del río Boeza (B3, B0) y río Tremor (T4, T2).

Puede observarse que la hipótesis resultó acertada, dado que los peces de mayor longitud y de mayor peso son los pertenecientes al punto de referencia B3 del río Boeza. En los otros tres puntos, las medidas son semejantes, si bien los peces del tramo bajo del río Boeza tras la unión con el río Tremor (punto B0) alcanzan los menores tamaños. Por tanto, es lógico concluir que el tamaño de los peces guarda relación con las condiciones físico-químicas del agua donde habitan.

Esta relación también aparece en los órganos estudiados (hígado y branquias), ya que, como era de esperar, cuanto más grande es el pez, mayor es el peso de sus órganos (Fig. 8.8 y 8.9).

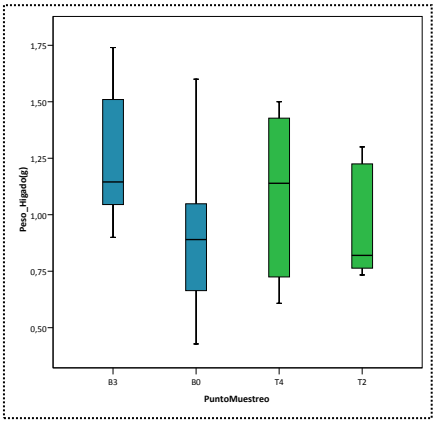


Fig. 8.8. Peso hígado (media y desviación típica), en gramos, de los peces del río Boeza (B3, B0) y río Tremor (T4, T2).

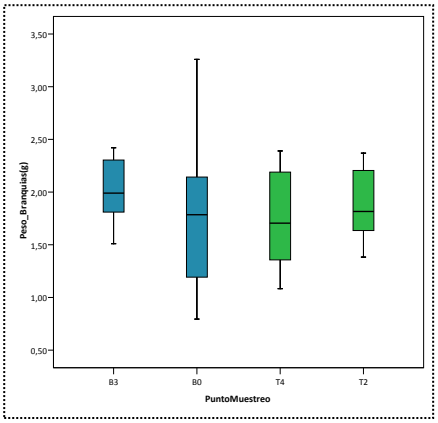


Fig. 8.9. Peso branquias (media y desviación típica), en gramos, de los peces del río Boeza (B3, B0) y río Tremor (T4, T2).

8.4.2 Diferencias en el grado de bioacumulación de metales entre los puntos de muestreo y el control

En esta parte, en primer lugar, se han comparado los niveles medidos de cada metal en hígado, branquias y músculo de los tres tramos de muestreo (B0 río Boeza, y T4 y T2 río Tremor) con los hallados en la población truchera del punto control (B3 río Boeza). En segundo lugar, se ha analizado la diferente proporción de metales en los tejidos estudiados, así como sus implicaciones metabólicas.

8.4.2.1. **Comparación de los niveles bioacumulados de metales en hígado, branquias y músculo**

Las mediciones obtenidas en la determinación de la concentración de cada metal en los distintos tejidos del pez (hígado, branquias y músculo) se han representado gráficamente en diagramas de caja y bigote (valores medios y desviaciones típicas) para observar diferencias en el grado de acumulación entre los puntos. Asimismo, con el fin de discernir aquellas diferencias estadísticamente significativas, se han trabajado los datos a través de un análisis de comparación de medias entre los valores determinados en cada punto de muestreo T4, T2 (río Tremor) y B0 (río Boeza) con los considerados como niveles normales de la población truchera del punto control (B3, río Boeza).

A continuación se exponen y discuten los resultados obtenidos en los análisis según cada tejido: hígado, branquias y músculo.

a) *Metales en hígado*

En relación al contenido de metales en hígado, la Fig. 8.10 muestra en gráficos de caja y bigotes la media y desviaciones típicas de la concentración de cada metal en hígado de las distintas comunidades ictícolas.

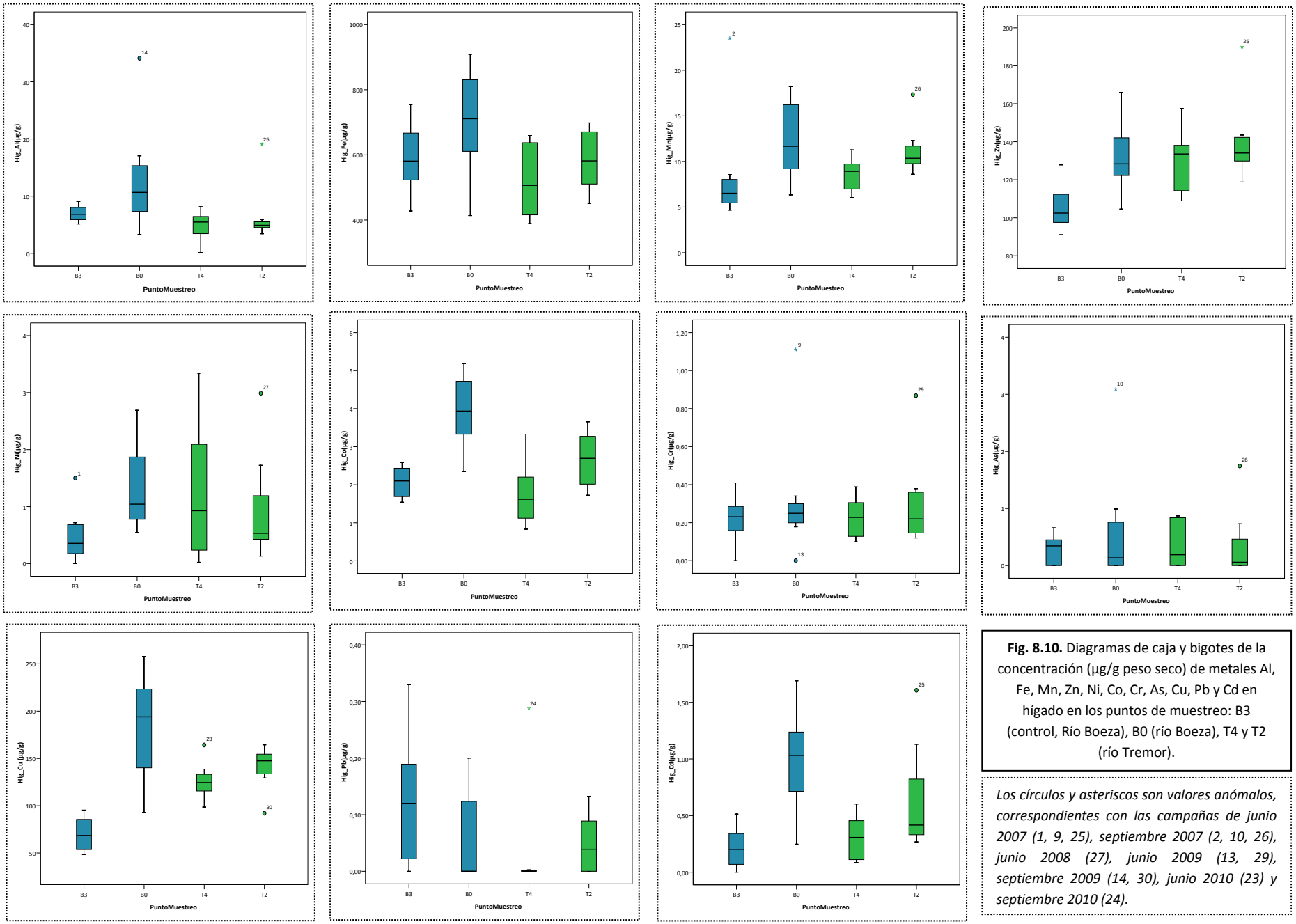


Fig. 8.10. Diagramas de caja y bigotes de la concentración (µg/g peso seco) de metales Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Co, Cr, As, Cu, Pb y Cd en hígado en los puntos de muestreo: B3 (control, Río Boeza), B0 (río Boeza), T4 y T2 (río Tremor).

Los círculos y asteriscos son valores anómalos, correspondientes con las campañas de junio 2007 (1, 9, 25), septiembre 2007 (2, 10, 26), junio 2008 (27), junio 2009 (13, 29), septiembre 2009 (14, 30), junio 2010 (23) y septiembre 2010 (24).

Observando los datos representados gráficamente, pueden apreciarse ciertas tendencias de los metales entre los tramos muestreados:

(1) El Cr, As y Pb se hallan en concentraciones muy similares en los tres puntos y el control. Cabe mencionar que en la mayoría de las ocasiones la concentración de Pb fue nula.

(2) El Al y Fe aparecen en mayores concentraciones en el punto B0 (río Boeza) en comparación con el control. Esto puede deberse a la cantidad de estos metales proporcionada por el arroyo La Silva que vierte sobre el río Tremor y finalmente alcanza la zona baja del río Boeza. Es necesario recordar que desde la unión del arroyo La Silva con el río Tremor (posterior al punto T2), en los tramos correspondientes al punto T1 y T0, no viven organismos piscícolas.

(3) El Co se presenta en concentraciones superiores en el tramo T2 (río Tremor) y, sobre todo, en B0 (río Boeza) en relación al control.

(4) El Mn, Zn, Ni, Cu y Cd se encuentran en concentraciones mayores en los tres puntos, en especial el punto B0 (río Boeza), con respecto al control.

De estas diferencias, el análisis estadístico de comparación de medias de los tres puntos de muestreo frente al punto control revela las diferencias significativas mostradas en la Tabla 8.1.

Tabla 8.1. Comparación del grado de bioacumulación de metales en hígado (µg/g peso seco) en los puntos de muestreo en relación al estado de referencia marcado por el punto B3 del río Boeza. Los valores estadísticamente significativos se muestran coloreados. (Nota: t = valor del estadístico t-Student; z = valor del estadístico U-Mann Whitney; p = nivel de significación; DT = desviación típica).

Variable	Media ± DT (B3; control)	Media ± DT (B0)	Media ± DT (T4)	Media ± DT (T2)
Al(µg/g)	6.96±1.41	13.00±9.57	4.87±2.50	6.54±5.11
Fe(µg/g)	590±106	704±161	521±116	584±92
Mn(µg/g)	8.52±6.20	12.34±4.36 (z = -2.205, p= 0.027)	8.57±1.79	11.19±2.71 (z = -2.521, p= 0.012)
Zn(µg/g)	105±12	132±19 (t = -3.393, p= 0.004)	130±16 (t = -3.375, p= 0.005)	140±22 (z = -3.256, p= 0.001)
Ni(µg/g)	0.49±0.48	1.33±0.79 (t = -2.567, p= 0.022)	1.23±1.22	0.93±0.96
Co(µg/g)	2.07±0.40	3.94±0.93 (t = -5.213, p= 0.000)	1.76±0.83	2.67±0.73
Cr(µg/g)	0.22±0.12	0.33±0.33	0.23±0.10	0.31±0.25
As(µg/g)	0.28±0.27	0.61±1.06	0.37±0.42	0.35±0.62
Cu(µg/g)	70±19	183±56 (t = -5.472, p= 0.000)	126±19 (t = -5.915, p= 0.000)	141±23 (t = -6.862, p= 0.000)
Pb(µg/g)	0.12±0.12	0.06±0.08	0.04±0.10	0.05±0.05
Cd(µg/g)	0.22±0.18	0.99±0.44 (t = -4.603, p= 0.000)	0.30±0.20	0.63±0.48 (z = -2.205, p= 0.027)

En la representación gráfica (Fig. 8.10) se han apreciado diferencias en la concentración de 8 metales entre el punto control y el resto de los puntos, de las cuales, son estadísticamente significativas las diferencias para 6 metales (Tabla 8.1). Así, frente al punto de referencia (B3):

- El punto T4 (río Tremor) posee mayores concentraciones de Zn y Cu.

- El punto T2 (río Tremor) tiene concentraciones mayores de Mn, Zn, Cu y Cd.
- El punto B0 (río Boeza) resulta ser el tramo con la mayor bioacumulación, poseyendo concentraciones superiores de Mn, Zn, Ni, Co, Cu y Cd.

Tanto gráfica como estadísticamente puede deducirse que de cabecera a desembocadura, esto es, desde T4 a T2 en el río Tremor y desde B3 a B0 en el río Boeza, los peces poseen un contenido metálico mayor en hígado (**Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Co, Cu y Cd**). Así, conforme el cauce va lavando los materiales acumulados en las escombreras y recibe drenajes de mina de interior adquiriendo el agua una peor calidad, mayor es la cantidad de un metal bioacumulada en este órgano del pez con respecto a la zona de referencia.

Estos resultados concuerdan con las conclusiones obtenidas del estado morfométrico de los peces (ver apartado 8.3.1), donde los organismos de menor tamaño y de menor peso tanto corporal como del hígado, se hallaban en los puntos afectados (T4 y T2 río Tremor, y B0 río Boeza).

b) *Metales en branquias*

En cuanto a la proporción de metales en branquias, los valores medios y desviaciones típicas de la concentración de cada metal en los cuatro tramos de muestreo se exponen en los diagramas de caja y bigotes en la Fig. 8.11.

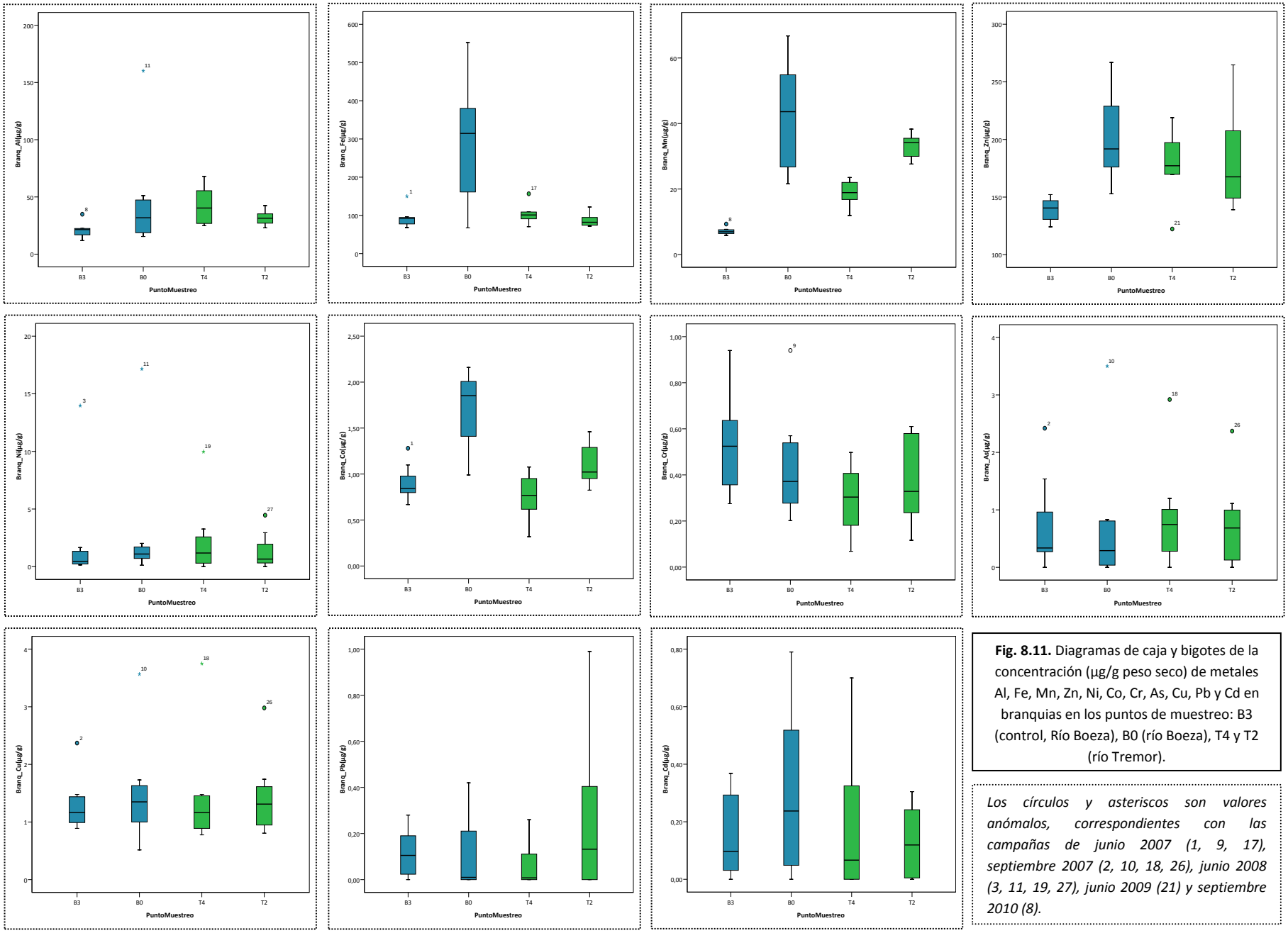


Fig. 8.11. Diagramas de caja y bigotes de la concentración (µg/g peso seco) de metales Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Co, Cr, As, Cu, Pb y Cd en branquias en los puntos de muestreo: B3 (control, Río Boeza), B0 (río Boeza), T4 y T2 (río Tremor).

Los círculos y asteriscos son valores anómalos, correspondientes con las campañas de junio 2007 (1, 9, 17), septiembre 2007 (2, 10, 18, 26), junio 2008 (3, 11, 19, 27), junio 2009 (21) y septiembre 2010 (8).

En este caso, la observación de los datos en gráficos permite discernir las diferencias siguientes:

(1) El Ni, Cr, As, Cu, Pb y Cd se hallan en concentraciones semejantes en los puntos de muestreo con respecto al control. De igual manera que en el hígado, el Pb en branquias fue mínimo en la mayoría de las campañas.

(2) El Fe aparece en proporciones muy superiores en el punto B0 (río Boeza) con respecto al control y los otros dos puntos.

(3) El Co se presenta en concentraciones mayores en el punto B0 (río Boeza) y T2 (río Tremor) que en el control.

(4) El Al, Mn y Zn muestran concentraciones superiores en los puntos de muestreo, sobre todo el punto B0 (río Boeza), que en el punto control.

Los resultados estadísticos del análisis comparativo del contenido en branquias entre el punto de referencia y los otros tres puntos de muestreo se recogen en la Tabla 8.2.

Tabla 8.2. Comparación del grado de bioacumulación de metales en branquias (µg/g peso seco) en los puntos de muestreo en relación al estado de referencia marcado por el punto B3 del río Boeza. Los valores estadísticamente significativos se muestran coloreados. (Nota: t = valor del estadístico t-Student; z = valor del estadístico U-Mann Whitney; p = nivel de significación; DT = desviación típica).

Variable	Media ± DT (B3; control)	Media ± DT (B0)	Media ± DT (T4)	Media ± DT (T2)
Al(µg/g)	21.04±6.71	46.41±47.74	42.25±16.15 (z = -3.046, p= 0.002)	31.58±6.29 (z = -2.836, p = 0.005)
Fe(µg/g)	93±25	291±165	104±25	87±18
Mn(µg/g)	7.13±1.06	42.35±16.60 (t = -5.991, p= 0.000)	18.86±3.85 (t = -8.305, p= 0.000)	33.15±3.61 (t = -19.542, p= 0.000)
Zn(µg/g)	139±10	202±38 (t = -4.479, p= 0.001)	179±29	182±43 (t = -2.754, p= 0.016)
Ni(µg/g)	2.27±4.76	3.04±5.73	2.26±3.30	1.29±1.57
Co(µg/g)	0.90±0.20	1.71±0.42 (z= -3.046, p= 0.002)	0.76±0.25	1.10±0.23
Cr(µg/g)	0.53±0.21	0.44±0.24	0.29±0.15 (t = 2.561, p= 0.023)	0.38±0.19
As(µg/g)	0.70±0.83	0.72±1.17	0.87±0.92	0.75±0.77
Cu(µg/g)	1.31±0.48	1.51±0.91	1.44±0.97	1.44±0.70
Pb(µg/g)	0.11±0.10	0.11±0.19	0.06±0.11	0.26±0.35
Cd(µg/g)	0.15±0.15	0.30±0.30	0.19±0.26	0.13±0.12

Este análisis estadístico revela que 5 de los 11 metales exhiben concentraciones diferentes al control:

- El punto T4 (río Tremor) posee mayores concentraciones de Al y Mn, pero menores de Cr.
- El punto T2 (río Tremor) tiene concentraciones mayores de Al, Mn y Zn.
- El punto B0 (río Boeza) posee concentraciones superiores, en ocasiones, muy superiores, de Mn, Zn y Co. En este caso, no ha resultado significativa la diferencia en la concentración de Al por la elevada desviación típica que presenta en este punto, aunque considerando el valor medio, éste es claramente superior a la media obtenida en el punto de referencia.

Exceptuando el caso del Cr cuyo valor menor obtenido ha sido en T4, el resto de los metales citados (**Al, Fe, Mn, Zn y Co**) son bioacumulados en mayor cantidad en las branquias de los peces que habitan en los tramos afectados por minería en comparación con la zona de referencia. Asimismo, estos peces son también los de menor tamaño, peso corporal y masa branquial (ver apartado 8.3.1).

c) *Metales en músculo*

Por último, la concentración medida de cada metal en músculo en los cuatro puntos de muestreo a lo largo del estudio se presenta en los diagramas de la Fig. 8.12.

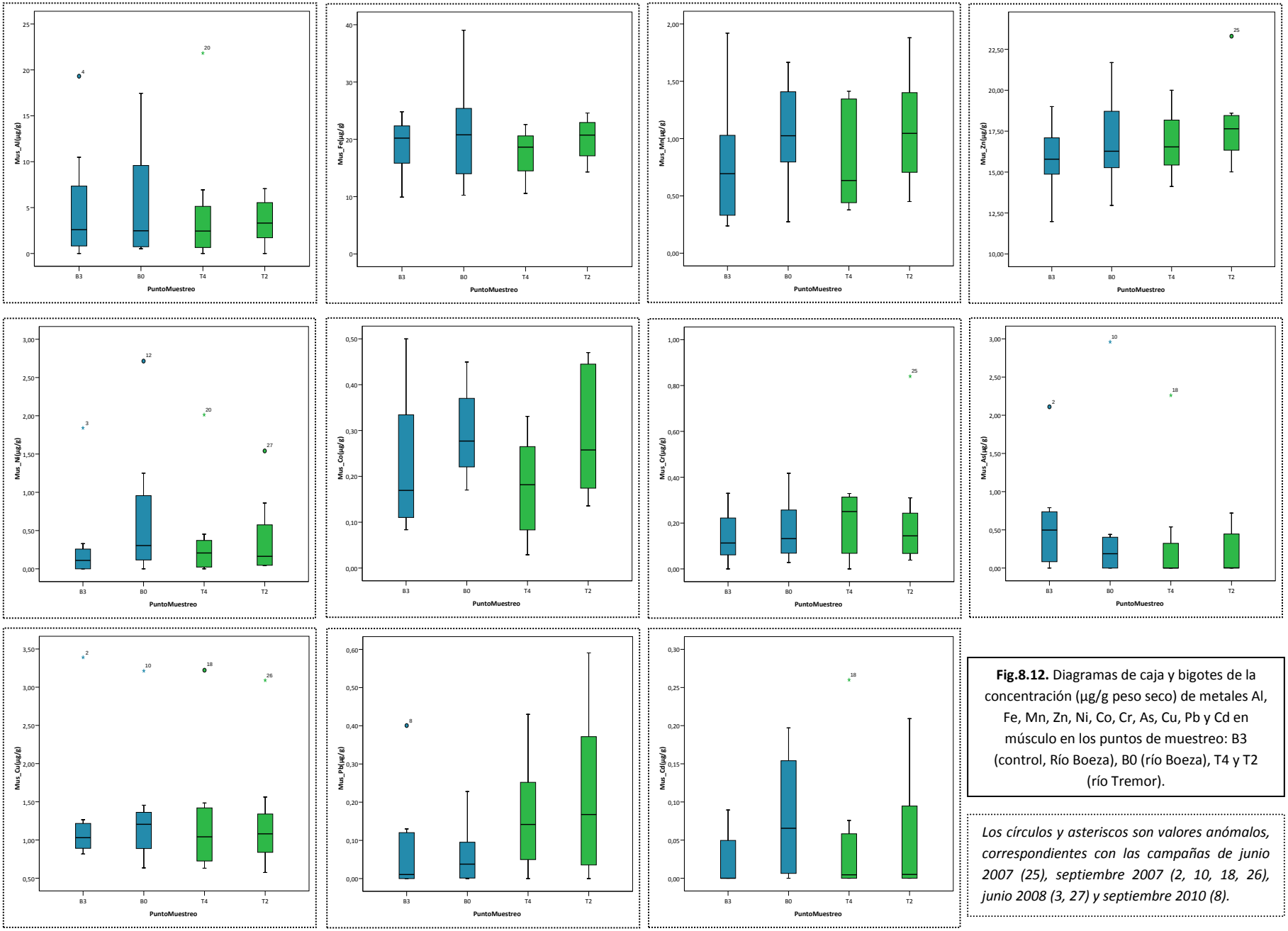


Fig.8.12. Diagramas de caja y bigotes de la concentración (µg/g peso seco) de metales Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Co, Cr, As, Cu, Pb y Cd en músculo en los puntos de muestreo: B3 (control, Río Boeza), B0 (río Boeza), T4 y T2 (río Tremor).

Los círculos y asteriscos son valores anómalos, correspondientes con las campañas de junio 2007 (25), septiembre 2007 (2, 10, 18, 26), junio 2008 (3, 27) y septiembre 2010 (8).

En estos gráficos puede apreciarse que de forma general la concentración en el músculo de los peces es muy semejante entre el tramo de referencia y los otros tres tramos, aunque el contenido de **Mn, Zn y Co** sí que resulta levemente superior en el tramo más afectado B0 (río Boeza). Como en los casos anteriores, el Pb medido fue mínimo en la mayoría de las campañas, además del As y Cd en determinados momentos.

Sin embargo, en el análisis estadístico efectuado en el caso del contenido de cada metal en músculo entre la población truchera del punto de referencia y el resto de tramos muestreados, que se recoge en la Tabla 8.3., no se han obtenido diferencias significativas.

Tabla 8.3. Comparación del grado de bioacumulación de metales en músculo (µg/g peso seco) en los puntos de muestreo en relación al estado de referencia marcado por el punto B3 del río Boeza. Los valores estadísticamente significativos se muestran coloreados. (Nota: t = valor del estadístico t-Student; z = valor del estadístico U-Mann Whitney; p = nivel de significación; DT = desviación típica).

Variable	Media ± DT (B3; control)	Media ± DT (B0)	Media ± DT (T4)	Media ± DT (T2)
Al(µg/g)	5.11±6.63	5.45±6.25	4.79±7.23	3.53±2.44
Fe(µg/g)	18.94±5.02	21.21±9.27	17.58±4.39	20.06±3.80
Mn(µg/g)	0.78±0.56	1.05±0.45	0.83±0.46	1.08±0.50
Zn(µg/g)	15.81±2.14	16.90±2.71	16.80±2.02	17.90±2.50
Ni(µg/g)	0.32±0.62	0.68±0.92	0.40±0.67	0.39±0.54
Co(µg/g)	0.23±0.15	0.29±0.10	0.18±0.11	0.30±0.14
Cr(µg/g)	0.14±0.12	0.17±0.14	0.20±0.13	0.22±0.26
As(µg/g)	0.59±0.68	0.52±1.00	0.36±0.79	0.20±0.31
Cu(µg/g)	1.31±0.86	1.35±0.80	1.29±0.85	1.27±0.79
Pb(µg/g)	0.08±0.14	0.06±0.08	0.17±0.14	0.22±0.21
Cd(µg/g)	0.02±0.04	0.08±0.08	0.05±0.09	0.05±0.09

En resumen, en relación a la concentración de metales en hígado, branquias y músculo, puede concluirse que los peces que habitan en el río Tremor (T4, T2) y tramo inferior del Boeza (B0) poseen, de forma global, mayores concentraciones de metales que aquellos existentes en el punto de referencia (B3, río Boeza), presentando igualmente un tamaño menor. De hecho, varios autores (Liang *et al.*, 1999; Nussey *et al.*, 2000; Canli & Atli, 2003; Agah *et al.*, 2009) apoyan la existencia de una relación negativa entre los niveles de metales en tejidos y el tamaño de los peces, dado que altas concentraciones de metales en agua pueden retardar el desarrollo de los peces conllevando posibles alteraciones en su tamaño (Heath, 1987; Weis & Weis, 1989).

Por otro lado, considerando la concentración de metales en los órganos (hígado y branquias) y en el tejido muscular de los peces (Tablas 8.1 - 8.3), los metales que se acumulan en mayor proporción son el Fe y el Zn. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por otros autores que midieron la concentración de varios metales en los tejidos de peces (Cordón *et al.*, 1987; Canli & Atli, 2003; Ikem *et al.*, 2003; Andreji *et al.*, 2005; Abu-Hilar & Ismail, 2008; Akan *et al.*, 2009; Kandemir *et al.*, 2010; Jaric *et al.*, 2011; Bashir *et al.*, 2012).

Es necesario mencionar que se han obtenido valores altos de desviaciones típicas en este análisis, que pueden estar relacionados con las diferencias en el tamaño de los peces recolectados en una campaña de muestreo y en otra.

8.4.2.2. Preferencia de los metales hacia los tejidos analizados

Como resultado de los mecanismos de absorción, regulación, almacenamiento y excreción de metales, los órganos y tejidos difieren en las tasas de bioacumulación y en el papel de estos procesos (Storelli *et al.*, 2006). De esa forma, se ha estudiado si existe alguna diferencia en cuanto al grado de bioacumulación de un metal en las distintas partes del pez, a través de la proporción en porcentaje del contenido total de cada metal en cada órgano y tejido analizado de las cuatro poblaciones trucheras conjuntamente (Fig. 8.13). Asimismo, se señalan las implicaciones metabólicas que conlleva el almacenamiento de un metal concreto en el tejido destacado.

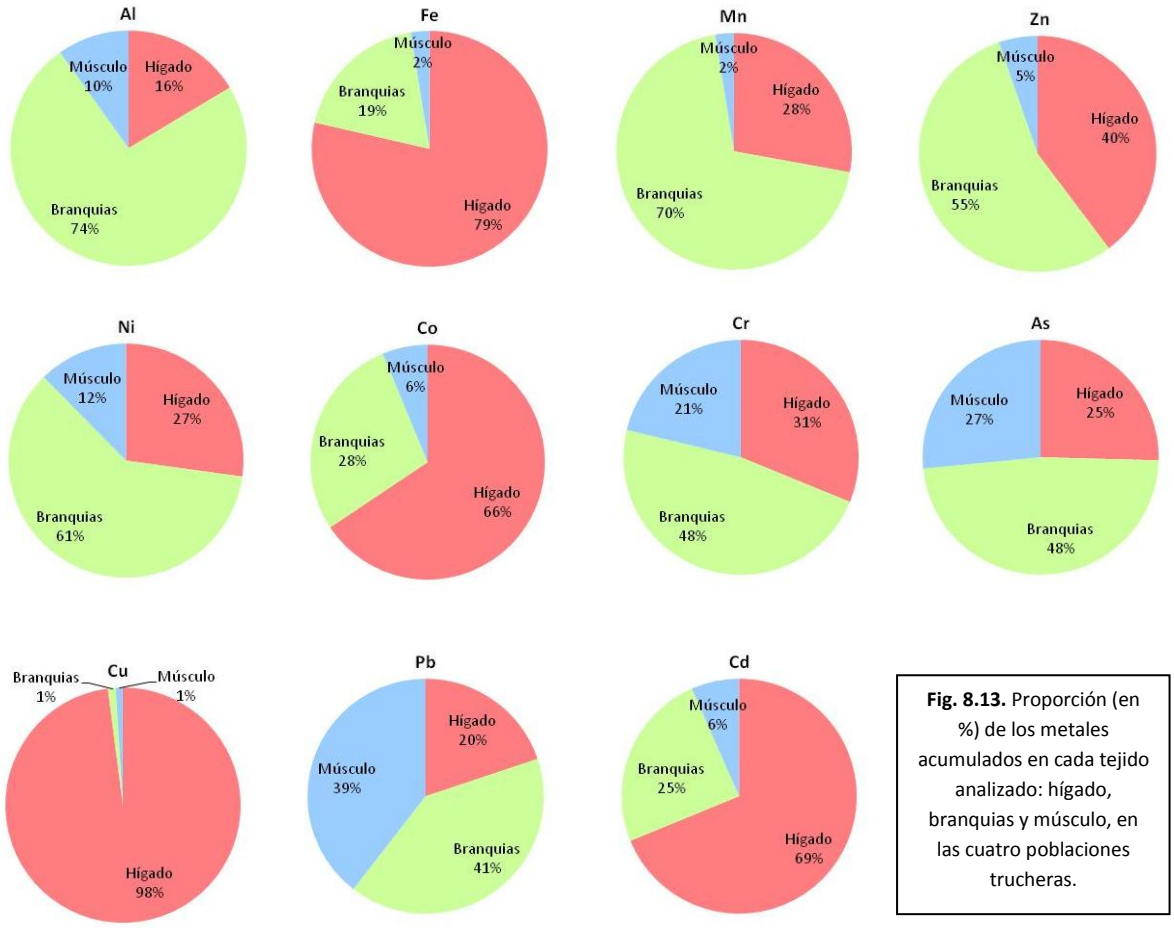


Fig. 8.13. Proporción (en %) de los metales acumulados en cada tejido analizado: hígado, branquias y músculo, en las cuatro poblaciones trucheras.

En gran parte de la bibliografía consultada se ha hallado la acumulación preferente de los metales en algún órgano o tejido del pez, concentrándose particularmente en hígado y en branquias, y en menor proporción en músculo (Amundsen *et al.*, 1997; Sánchez-Galán *et al.*, 1998; Arellano *et al.*, 1999; Teodorovic *et al.*, 2000; Canli & Atli, 2003; Ikem *et al.*, 2003; Öztürk *et al.*, 2009; Yilmaz *et al.*, 2009; Javed & Usmani, 2011; Bashir *et al.*, 2012). Esta idea coincide con los resultados obtenidos, donde parece existir una selección de los metales, a excepción del Pb cuyas concentraciones son frecuentemente por debajo del límite de detección, para acumularse en mayor cantidad en una zona que en otra del organismo:

(1) El Fe, Co, Cu y Cd se almacenan preferentemente en **hígado** en proporciones de 79%, 66%, 98% y 69%, respectivamente. La acumulación de metales en el hígado es debido a que se trata de órganos acumuladores (Honda *et al.*, 1983). De forma general, el hígado tiende a acumular metales y juega el papel principal en la detoxificación y excreción de metales a través de la inducción de las proteínas que se unen a metales. Se sabe que la mayor parte de la inducción de metalotioneínas (MT) ocurre en el hígado (Canli & Atli, 2003; Yilmaz, 2009), y debido a la presencia de las mismas, este órgano puede acumular una mayor proporción de metales que otros tejidos, reduciendo la toxicidad de los metales y permitiendo su mayor acumulación (Demirak *et al.*, 2006; Ploetz *et al.*, 2007; Uysal *et al.*, 2009; Jaric *et al.*, 2011). De hecho, el hígado es frecuentemente recomendado como tejido indicador a analizar cuando se monitorea la concentración de metales en el ambiente acuático (Henry *et al.*, 2004; Agah *et al.*, 2009; Jaric *et al.*, 2011).

(2) El Al, Mn, Zn, Ni, Cr y As se acumulan mayoritariamente en **branquias** en razón de 74%, 70%, 55%, 61%, 48% y 48%, respectivamente. Las branquias son consideradas como el lugar más importante de toma directa de sustancias desde el agua (Hughes & Flos, 1978; Pärt & Svanberg, 1981; Thomas *et al.*, 1983). Algunos autores (McDonald & Wood, 1993) señalan a las branquias como el órgano más vulnerable a la exposición aguda, debido a su contacto con el medio externo y a la fina membrana que separa el interior del exterior (Evans *et al.*, 2005). Como primera estrategia de defensa, los peces intentarían evitar la acumulación del metal por medio de una secreción mucosa en las branquias que uniera e inmovilizara los metales fuera del organismo (Handy & Eddy, 1990).

(3) Ninguno de los metales medidos ha mostrado una preferencia destacada para su acumulación en el **músculo**. Universalmente, se considera que el músculo tiene un bajo potencial de acumulación (Erdoğrul & Erbilir, 2007; Uysal *et al.*, 2009; Jaric *et al.*, 2011), y por esta razón, no es siempre el mejor indicador de contaminación (Henry *et al.*, 2004; Has-Schön *et al.*, 2006; Jaric *et al.*, 2011). No obstante, su análisis es casi obligatorio por su relación directa con el consumo humano y sus implicaciones en la salud.

Seguidamente se describen las características metabólicas más destacadas de cada metal dentro del cuerpo de un pez y la preferencia hallada por otros autores:

- El **Al** no juega un papel en las actividades metabólicas o no tiene un beneficio conocido (EPA, 2004). Este metal muestra una concentración diferenciada en los tejidos del pez. En concordancia con lo obtenido en este trabajo, otros autores (Teodorovic *et al.*, 2000; Visnjic-Jeftic *et al.*, 2010; Jaric *et al.*, 2011; Bashir *et al.*, 2012) también midieron una concentración mayor de Al en branquias que en el resto de órganos. Sin embargo, Azmat y col. (2011) señalan que el hígado y los riñones exhiben un potencial mayor para su acumulación.
- El **Fe** es un metal esencial nutricionalmente beneficioso (EPA, 2004). Los datos de este trabajo muestran una acumulación preferente por el hígado, al igual que otros estudios (Legorburu *et al.*, 1988; Arellano *et al.*, 1999; Ikem *et al.*, 2003; Abu-Hilal & Ismail, 2008; Kandemir *et al.*, 2010; Visnjic-Jeftic *et al.*, 2010; Jaric *et al.*, 2011; Javed & Usmani, 2011; Bashir *et al.*, 2012). No obstante,

algunos autores indican una proporción más elevada en branquias (Canli & Atli, 2003; Öztürk *et al.*, 2009).

- El **Mn** es un metal esencial con beneficios nutricionales (EPA, 2004). En la mayoría de los trabajos consultados, el Mn tiende a presentarse en mayor proporción en branquias (Legorburu *et al.*, 1988; Arellano *et al.*, 1999; Ikem *et al.*, 2003; Abu-Hilal & Ismail, 2008; Yilmaz, 2009; Kandemir *et al.*, 2010; Javed & Usmani, 2011), en concordancia con los resultados obtenidos. Sin bien, en otros estudios (Karadede & Ünlü, 2000; Akan *et al.*, 2009) la mayor concentración medida se presentaba en hígado.
- El **Zn** es un elemento esencial (EPA, 2004), constituyente de todas las células y muchas enzimas, con importantes funciones biológicas. No obstante, en altas concentraciones puede resultar tóxico para peces (Everall *et al.*, 1989), causando desde alteraciones ácido-base, disrupción del tejido branquial e hipoxia (Hogstrand *et al.*, 1994) hasta mortalidad, retraso del crecimiento y problemas reproductivos (Sorensen, 1991). Parece existir una discrepancia entre investigadores para discernir qué órgano es el principal acumulador. Así, en este trabajo y en otros (Legorburu *et al.*, 1988; Amundsen *et al.*, 1997; Clements, 1992; Abu-Hilal & Ismail, 2008; Kandemir *et al.*, 2010; Bashir *et al.*, 2012), el Zn posee una preferencia por acumularse en branquias, mientras que en otros casos (Arellano *et al.*, 1999; Karadede & Ünlü, 2000; Teodorovic *et al.*, 2000; Canli & Atli, 2003; Ikem *et al.*, 2003; Murugan *et al.*, 2007; Akan *et al.*, 2009; Vicente-Martorell *et al.*, 2009; Yilmaz, 2009; Visnjic-Jeftic *et al.*, 2010; Jaric *et al.*, 2011; Javed & Usmani, 2011) la acumulación es preferentemente en hígado.
- El **Ni** es un elemento de dudosa esencialidad, es decir, existe la posibilidad de que tenga algún efecto beneficioso (EPA, 2004). Las mediciones realizadas señalan una mayor proporción de este metal en branquias, ajustándose con otros resultados (Amundsen *et al.*, 1997; Canli *et al.*, 1998; Abu-Hilal & Ismail, 2008; Vinodhini & Narayanan, 2008; Begum *et al.*, 2009; Jaric *et al.*, 2011), aunque su presencia también es relevante en hígado (Akan *et al.*, 2009; Öztürk *et al.*, 2009; Javed & Usmani, 2011) e incluso en músculo (Kandemir *et al.*, 2010).
- El **Co** es un metal esencial con beneficios nutricionales para el organismo (EPA, 2004). Según Buckley y col. (1982) el hígado es el órgano principal de acumulación para este metal, lo que concuerda con los datos examinados. Como en los casos anteriores, existen trabajos que obtuvieron resultados similares señalando el hígado como órgano principal de acumulación (Ikem *et al.*, 2003; Akan *et al.*, 2009; Kandemir *et al.*, 2010) y otros que indican las branquias como foco principal (Abu-Hilal & Ismail, 2008; Javed & Usmani, 2011).
- El **Cr** es un elemento esencial (EPA, 2004), pero en exceso puede provocar efectos letales o subletales en peces (Akan *et al.*, 2009). Este elemento tiende a concentrarse en mayor proporción en branquias (Amundsen *et al.*, 1997; Canli *et al.*, 1998; Abu-Hilal & Ismail, 2008; Begum *et al.*, 2009; Öztürk *et al.*, 2009), tal y como ocurre en este trabajo, aunque otros autores han encontrado una concentración superior en hígado (Canli & Atli, 2003; Akan *et al.*, 2009; Kandermir *et al.*, 2010; Javed & Usmani, 2011) e incluso en músculo (Vinodhini & Narayanan, 2008).

- El **As** es considerado como un metal sin beneficio conocido (EPA, 2004) y tóxico en ciertos niveles. En los peces de estudio, el As se acumula de forma semejante en los tres tejidos analizados, si bien, de forma global las mayores concentraciones se han medido en branquias. Otros autores (Culioli *et al.*, 2007; Akan *et al.*, 2009; Vicente-Martorell *et al.*, 2009; Kandemir *et al.*, 2010; Visnjic-Jeftic *et al.*, 2010; Jaric *et al.*, 2011; Bashir *et al.*, 2012) apuntan igualmente hacia unas concentraciones próximas en los tres tejidos.
- El **Cu**, aunque es considerado como un elemento esencial (EPA, 2004), sus efectos sobre peces no están muy bien establecidos. Se sabe que altas concentraciones en peces pueden conllevar toxicidad (Woodward *et al.*, 1994). Según Akan y col. (2009) la vía más posible de contaminación se produciría por la toma directa desde el agua por las branquias, acumulándose posteriormente en el hígado. De esa forma, el hígado es descrito como el órgano objetivo para la acumulación de este elemento (Akan *et al.*, 2009; Gundogdu *et al.*, 2009). Efectivamente, en este proyecto la práctica totalidad de la concentración de Cu ha sido medida en hígado, tal y como ocurre en toda la bibliografía consultada (Clements, 1992; Amundsen *et al.*, 1999; Canli *et al.*, 1998; Karadede & Ünlü, 2000; Teodorovic *et al.*, 2000; Canli & Atli, 2003; Ikem *et al.*, 2003; Abu-Hilal & Ismail, 2008; Akan *et al.*, 2009; Gundogdu *et al.*, 2009; Öztürk *et al.*, 2009; Vicente-Martorell *et al.*, 2009; Yilmaz, 2009; Kandermir *et al.*, 2010; Visnjic-Jeftic *et al.*, 2010; Jaric *et al.*, 2011; Javed & Usmani, 2011).
- El **Pb** es altamente tóxico para los organismos acuáticos, no conociéndose ningún beneficio fisiológico (EPA, 2004). Entre los efectos subletales se incluyen retraso del desarrollo embrionario, supresión de la reproducción e inhibición del crecimiento, incremento de la formación de mucosa, problemas neurológicos y disfunción en riñones (Akan *et al.*, 2009), además de cambios en lípidos, tiroides, química de la sangre y actividad enzimática (Haux & Larsson, 1982; Haux *et al.*, 1986; Katti & Sathyanesan, 1987). Este elemento es una neurotoxina que causa déficits en el comportamiento de los vertebrados (Weber & Dingel, 1997) y disminuye la tasa de crecimiento-supervivencia y metabólica (Burger & Gochfeld, 2000). El Pb suele hallarse en mayores concentraciones en branquias y en hígado debido a los altos niveles de MT, mientras que su menor presencia en músculo puede deberse a los niveles relativamente bajos de estas proteínas en dicho tejido (Allen-Gil & Martynov, 1995). Mientras que varios estudios consultados sí que indican una predilección de Pb por hígado (Canli *et al.*, 1998; Teodorovic *et al.*, 2000; Ikem *et al.*, 2003; Vinodhini & Narayanan, 2008; Akan *et al.*, 2009; Begum *et al.*, 2009; Öztürk *et al.*, 2009; Yilmaz, 2009; Bashir *et al.*, 2012, los resultados obtenidos en este trabajo indican una concentración similar en los tres tejidos analizados, lo que podría deberse a la mínima concentración de Pb en la zona de estudio.
- El **Cd** es un metal no esencial potencialmente tóxico para la mayoría de los organismos (EPA, 2004). Es sabido que el Cd penetra en el organismo a través de las células de las branquias, ya sea por difusión facilitada vía los canales de calcio o por transporte pasivo (Foulkes, 2000). Como el Pb, este elemento es retenido en hígado a causa de los niveles de MT, siendo menores en músculo (Allen-Gil & Martynov, 1995). En este trabajo, el Cd se acumula preferentemente en hígado, tal y como señalan otros autores (Clements, 1992; Amundsen *et al.*, 1997; Canli *et al.*, 1998; Teodorovic *et al.*,

2000; Canli & Atli, 2003; Ikem *et al.*, 2003; Abu-Hilal & Ismail, 2008; Akan *et al.*, 2009; Begum *et al.*, 2009; Öztürk *et al.*, 2009; Vicente-Martorell *et al.*, 2009; Yilmaz, 2009; Kandermir *et al.*, 2010; Visnjic-Jeftic *et al.*, 2010; Jaric *et al.*, 2011; Bashir *et al.*, 2012).

A la luz de lo comentado, puede concluirse que los resultados obtenidos en este estudio coindicen en la mayoría de las ocasiones con trabajos similares efectuados sobre toxicología.

8.4.3 Caracterización de la bioacumulación de metales en la comunidad ictícola en función de las condiciones del agua y del sedimento y de la bioacumulación en macroinvertebrados

En la clasificación de los cuatro puntos de muestreo trabajados en este apartado en función de las condiciones del ecosistema en su conjunto a través de un análisis cluster, se han obtenido los resultados expuestos en la Tabla 8.4, junto con el dendrograma de la Fig. 8.14.

Tabla 8.4. Historial de conglomeración de la clasificación jerárquica (cluster) de los puntos de muestreo T4 y T2 (río Tremor) y B3 y B0 (río Boeza) en función de la concentración bioacumulada en truchas y en macroinvertebrados y la presente en agua y en sedimento.

Etapa	Conglomerado que se combina		Coeficientes	Etapa en la que el conglomerado aparece por primera vez		Próxima etapa
	Conglomerado 1	Conglomerado 2	Conglomerado 1	Conglomerado 2	Conglomerado 1	Conglomerado 2
1	3	4	2,221	0	0	2
2	2	3	7,705	0	1	3
3	1	2	20,506	0	2	0

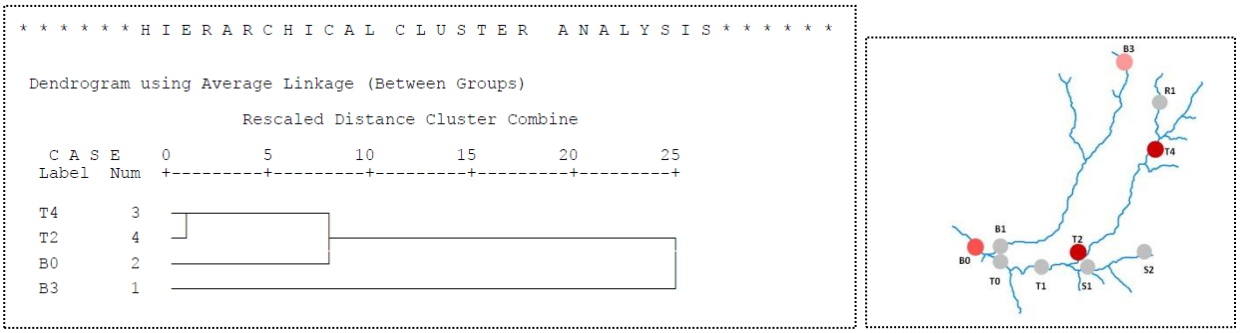


Fig. 8.14. Clasificación jerárquica (cluster) de los puntos de muestreo T4 y T2 (río Tremor) y B3 y B0 (río Boeza) en función de la concentración bioacumulada en truchas y en macroinvertebrados y la presente en agua y en sedimento.

La clasificación jerárquica resultante diferencia:

(1) Un grupo formado por dos puntos similares entre sí, correspondientes a los dos tramos del **río Tremor (T4 y T2)**. Como se ha venido anticipando a lo largo de todo el trabajo, estas dos zonas del cauce fluvial presentan unas condiciones prácticamente semejantes tanto del agua y del sedimento, como de la calidad del agua según los índices biológicos y como del contenido metálico en la comunidad macrobentónica e ictícola. Esta similitud es esperable ya que entre ambos puntos sólo existen

escombreras y no otros focos destacados de contaminación metálica que potencien la afección del río (como ocurre una vez pasado el punto T2).

(2) El tramo inferior **(punto B0) del río Boeza** tras recibir el aporte del río Tremor muestra unas condiciones de su ecosistema más parecidas a su tributario Tremor que a su propio cauce. Lógicamente, este punto es el que recoge toda la afección cargada por el río Tremor, mostrando su desvinculación con las características de referencia del punto de cabecera B3.

(3) Como punto de muestreo totalmente distinto a los otros tres, aparece la **zona control del río Boeza (B3)**, desmarcándose del resto en las condiciones más naturales y sin afección que serían propias de la cuenca.

8.4.4 Valoración de los niveles de metales en las truchas del Bierzo

Los niveles de metales hallados en los tres tejidos analizados (hígado, branquias y músculo) de las poblaciones trucheras de los cuatro tramos fluviales del río Tremor y río Boeza han sido comparados, inicialmente, con los valores obtenidos en otros estudios.

Posteriormente, se ha evaluado el contenido en músculo de aquellos metales que cuentan con niveles regulados en el área de seguridad alimentaria con fines de consumo humano.

8.4.4.1. **Comparación con otros trabajos de bioacumulación de metales en peces**

Con el fin de obtener una idea del significado de las concentraciones halladas en los tejidos de los peces, se ha realizado una comparación con los niveles medidos por otros autores en sus correspondientes estudios. De toda la cantidad de trabajos consultados, se ha realizado una selección de los mismos por su relación con el presente estudio, de forma que se han elegido aquellas investigaciones centradas en la misma especie piscícola o en otras especies pero que guardasen relación en cuanto al tipo de contaminación.

Para facilitar la lectura, se ha marcado en azul aquellos ríos comparados que se suponen de aguas limpias, en rojo los de aguas contaminadas y en negro aquellos donde la contaminación no estaba determinada. Asimismo, se han resaltado los valores propios que superan a los niveles hallados en los estudios citados.

Las comparaciones efectuadas se han dividido en bloques atendiendo a la zona geográfica (nacional o internacional) y a la especie piscícola objeto de estudio (trucha o no trucha).

a) *Ríos nacionales con trucha*

- **Anadon y col. (1984)** llevaron a cabo un estudio sobre la distribución de los metales pesados Zn, Cu y Pb en la especie *Salmo trutta* forma *fario* de diferentes regiones fluviales de España: río Moros (Segovia), río Ason (Santander), río Arlanzón (Burgos) y río Guadalaviar (Teruel) (Tabla 8.5).

Tabla 8.5. Comparación de la concentración de metales (µg/g peso seco) en hígado (H), branquias (B) y músculo (M) de la trucha de río (*S. trutta* forma *fario*) en varias regiones españolas con la de El Bierzo (puntos B3, B0, T4, T2) (concentración media y desviación típica del estudio).

Metal	Tejido	Río Moros	Río Ason	Río Arlanzón	Río Guadalaviar	B3	B0	T4	T2
Zn	H	330±23	246±19.8	2.4±0.5	19±2.3	105.43±12.02	131.99±18.59	129.78±16.49	140.14±21.58
	B	421±16.85	-	-	-	139.05±9.94	201.67±38.28	178.70±28.70	181.52±42.47
	M	36±8	-	-	-	15.81±2.14	16.90±2.71	16.80±2.01	17.90±2.50
Cu	H	145±9.8	1011±134	26±6.9	46±11.5	69.91±18.62	183.26±55.55	126.16±19.41	140.94±22.60
	B	143±8.4	-	-	-	1.31±0.48	1.50±0.91	1.44±0.97	1.44±0.70
	M	16±3	-	-	-	1.31±0.85	1.35±0.80	1.28±1.85	1.27±0.79
Pb	H	91±64	9.2±1.7	-	-	0.12±0.12	0.06±0.08	0.04±0.10	0.05±0.05
	B	29±5.2	-	-	-	0.11±0.10	0.11±0.19	0.06±0.11	0.26±0.35
	M	5.5±12	-	-	-	0.08±0.14	0.06±0.08	0.16±0.14	0.22±0.21

Dentro del trabajo de estos autores, parece claro distinguir entre los ríos Moros y Ason, con altas concentraciones de los metales Zn, Cu y Pb en los tejidos de la trucha de río, frente a los ríos Arlanzón y Guadalaviar, cuyas truchas poseen menores proporciones de estos metales. Comparando con las truchas del presente trabajo en El Bierzo, las concentraciones de metales superan a los ríos caracterizados a priori como limpios pero no así a los más contaminados.

- **Legorburu y col. (1988)** evaluaron la concentración de diversos metales (Al, Fe, Mn, Zn, Cu y Cd) en los tejidos de *Salmo trutta* forma *fario* en cinco puntos de la cuenca del río Urola, en País Vasco, que se encontraba afectado por aguas residuales urbanas e industriales (Tabla 8.6).

Tabla 8.6. Comparación de la concentración de metales (µg/g peso seco) en hígado (H), branquias (B) y músculo (M) de los peces del río Urola (concentración media geométrica mínima y máxima) con la de El Bierzo (puntos B3, B0, T4, T2) (concentración media geométrica del estudio). Nota: < lim = menor que el límite de detección.

Metal	Tejido	Río Urola	B3	B0	T4	T2
Al	H	26 - 38	6.832	10.494	3.418	5.599
	B	24 - 130	20.165	34.188	39.574	31.047
Fe	H	410 - 670	581.979	685.379	509.430	577.851
	B	170 - 340	90.983	234.954	101.199	85.545
	M	< lim - 24	18.236	19.515	17.020	19.724
Mn	H	2.2 - 4.0	7.375	11.643	8.403	10.952
	B	4.4 - 14.0	7.069	39.354	18.479	32.977
	M	0.4 - 0.9	0.627	0.937	0.721	0.974
Zn	H	120 - 210	104.853	130.868	128.866	138.869
	B	170 - 340	138.730	198.609	176.475	177.569
	M	17 - 26	15.678	16.710	16.699	17.758
Cu	H	117 - 145	67.731	174.923	124.903	139.064
Cd	H	0.32 - 1.10	0.094	0.875	0.241	0.512
	B	0.04 - 0.11	0.045	0.099	0.018	0.035
	M	0.03 - 0.10	0.004	0.026	0.007	0.008

Los datos del estudio en el río Urola son expresados en forma de media geométrica para cada punto de muestreo. Para la comparación con el actual trabajo, se han escogido las medias geométricas mínima y máxima halladas en el río Urola.

Se observa que las concentraciones medias geométricas mínimas del río vasco son superadas en varias ocasiones: en los cuatro puntos del Bierzo para Fe en hígado y Mn en los tres tejidos; en los tres puntos más afectados (T4 y T2 del río Tremor y B0 del río Boeza) para Al en branquias, Zn en branquias e hígado y Cu en músculo; en dos puntos (T2 del río Tremor y B0 del río Boeza) para Cd en hígado; y en un punto (B0 río Boeza) para Fe y Cd en branquias.

Asimismo, superan las medias geométricas máximas de los peces del río Urola tanto para la concentración de Mn en los tres tejidos de las truchas analizadas en los cuatro puntos del Bierzo como para la proporción de Fe y Cu en hígado de la zona baja del río Boeza (punto B0).

- **Sánchez-Galán y col. (1998)** estudiaron los niveles de Cu, Pb y Cd en poblaciones naturales de trucha de río (*Salmo trutta*) en dos ríos Asturianos, el Ferreiras y el Raíces (Tabla 8.7), concluyendo que los niveles hallados reflejaban el contenido de metales en el medio ambiente.

Tabla 8.7. Comparación de la concentración de metales (µg/g peso húmedo) en hígado (H), branquias (B) y músculo (M) de los peces del río Ferreiras y Raíces con la de El Bierzo (puntos B3, B0, T4, T2) (concentración media y desviación típica del estudio).

Metal	Tejido	Río Ferreiras	Río Raíces	B3	B0	T4	T2
Cu	H	70.41±65.1	69.18±60.47	15.26±4.36	39.90±12.59	28.13±4.87	30.71±5.39
	M	0.278±0.13	0.22±0.034	0.28±0.18	0.29±0.22	0.30±0.21	0.29±0.18
Pb	H	0.275±0.29	0.05±0.037	0.03±0.03	0.01±0.02	0.008±0.02	0.01±0.01
	M	0.026±0.026	0.001±0	0.02±0.03	0.01±0.02	0.04±0.03	0.05±0.05
Cd	H	0.98±0.41	0.223±0.19	0.05±0.04	0.21±0.10	0.07±0.05	0.14±0.11
	M	0.024±0.014	0.006±0.008	0.004±0.008	0.02±0.02	0.01±0.02	0.01±0.02

Comparando las concentraciones de los tres metales obtenidas en el hígado de las truchas de ambos ríos asturianos con las obtenidas en las del Bierzo, se observa que los valores son muy parecidos. En el caso de las mediciones realizadas en músculo, los datos del presente estudio superan mínimamente los obtenidos en los dos ríos de Asturias.

- **Linde y col. (1999)** ejecutaron un estudio comparativo entre la concentración de metales (Zn, Cu, Pb y Cd) en hígado de las especies *Salmo trutta* y *Anguilla anguilla* de los ecosistemas fluviales en Asturias, diferenciando entre machos y hembras. En este caso sólo se han usado los niveles medidos en *S. trutta* (Tabla 8.8).

Tabla 8.8. Comparación de la concentración de metales (µg/g peso húmedo) en hígado de los peces (*S. trutta*) del los ríos de Asturias con la de El Bierzo (puntos B3, B0, T4, T2) (concentración media y desviación típica del estudio).

Metal	Ríos de Asturias		B3	B0	T4	T2
	Hembras	Machos				
Zn	27.61±7.54	29.97±8.53	22.94±2.75	28.68±4.46	28.95±4.31	30.69±6.32
Cu	11.89±8.04	15.37±13.66	15.26±4.36	39.90±12.59	28.13±4.87	30.71±5.39
Pb	0.28±0.42	0.18±0.25	0.03±0.03	0.01±0.02	0.008±0.02	0.01±0.01
Cd	0.13±0.31	0.14±0.17	0.05±0.04	0.21±0.10	0.07±0.05	0.14±0.11

De los cuatro metales comparados, se deduce que en la zona de estudio, tres de ellos (Zn, Cu y Cd) superan en algún punto los valores de los cauces asturianos. Las concentraciones de Cu en hígado de las truchas del río Tremor (T4 y T2) y del tramo bajo del río Boeza (B0) son superiores a las medidas en Asturias, al igual que los niveles de Cd en la zona inferior del río Boeza (B0). Asimismo, los niveles de Zn en estos tres puntos más conflictivos de la zona de estudio (T4, T2 y B0) son similares a los hallados en las truchas asturianas.

- **Lamas y col. (2007)** llevaron a cabo un estudio sobre la acumulación de Fe, Zn y Cu en hígado de *Salmo trutta* de varios ríos gallegos pertenecientes a la cuenca del río Ulla. Esta cuenca se encontraba afectada por residuos urbanos, escombros de una mina de Cu no restaurada y piscifactorías (Tabla 8.9).

Tabla 8.9. Comparación de la concentración de metales (µg/g peso seco) en hígado de *S. trutta* en ríos gallegos con la de El Bierzo (puntos B3, B0, T4, T2) (concentración mínima y máxima del estudio).

Metal	Ríos gallegos	B3	B0	T4	T2
Fe	375±102 - 570±161	427.74 - 754.80	413.56 - 909.00	388.79 - 659.53	451.27 - 698.28
Zn	131±19.7 - 184±34.1	91.05 - 127.81	104.58 - 166.00	108.88 - 157.54	118.80 - 189.99
Cu	75.9±22.4 - 435±240	48.36 - 95.40	92.99 - 258.00	98.59 - 164.22	92.05 - 164.35

Recordando que los valores obtenidos por estos autores son ya de peces que viven en ríos contaminados, se aprecia que mientras que los valores de Zn y Cu en el hígado de las truchas bercianas se encuentran en proporciones similares a las obtenidas en las truchas gallegas, las concentraciones de Fe son superiores.

b) *Ríos internacionales con trucha*

- **Culioli y col. (2009)** analizaron el grado de impacto en *Salmo trutta* de una minería antigua de As en el río Bravona (Francia) tras 50 años de suspensión de la actividad. Según estos autores, los niveles de As en agua todavía continuaban siendo elevados, desde un mínimo de 43.07 µg/L hasta un máximo de 2230.83 µg/L, cuando el valor de referencia en el río era del orden de 2.13 µg/L. Los valores de As en truchas fueron medidos en cada población existente en los tramos con diferente contenido de As en agua (Tabla 8.10).

Tabla 8.10. Comparación de la concentración de arsénico (µg/g peso seco) en hígado (H), branquias (B) y músculo (M) de *S. trutta* en el río Bravona con la de El Bierzo (puntos B3, B0, T4, T2) (concentración media y desviación típica del estudio).

Tejido	Río Bravona			B3	B0	T4	T2
	Punto de referencia (As en agua = 2.13 µg/L)	Valor mínimo (As en agua = 43.07 µg/L)	Valor máximo (As en agua = 2230.83 µg/L)				
H	0.02±0.04	0.39±0.15	6.52±1.02	0.28±0.27	0.61±1.06	0.37±0.42	0.35±0.62
B	0.02±0.03	0.24±0.15	4.83±1.26	0.70±0.84	0.72±1.17	0.87±0.92	0.75±0.77
M	0.01±0.01	0.13±0.09	1.45±0.51	0.59±0.68	0.52±1.00	0.36±0.79	0.20±0.31

Teniendo en cuenta las tres zonas del río diferenciadas según su grado de afección, el As presente en los tejidos analizados de las truchas bercianas supera los valores hallados en las truchas del río Bravona que habitan en el punto de referencia y en la zona contaminada con la mínima concentración de As en agua, pero no así de aquellos ejemplares de la zona más impactada.

c) *Ríos nacionales sin trucha*

- **Arellano y col. (1999)** tomaron medidas de las proporciones de cuatro metales (Fe, Mn, Zn y Cu) en los tejidos de dos especies de peces eurihalinas (*Solea senegalensis* y *Fundulus heteroclitus*) habitantes de las marismas de la bahía de Cádiz (Tabla 8.11), donde llegaban residuos urbanos e industriales.

Tabla 8.11. Comparación de la concentración de metales (µg/g peso seco) en hígado (H), branquias (B) y músculo (M) de los peces de la bahía de Cádiz (concentración media en cada especie) con la de El Bierzo (puntos B3, B0, T4, T2) (concentración media y desviación típica del estudio).

Metal	Tejido	Bahía de Cádiz		B3	B0	T4	T2
		S. senegalensis	*F. heteroclitus*				
Fe	H	978	354	590.46±105.55	703.47±160.99	520.88±116.26	584.31±91.69
	B	175	160	93.43±25.00	219.37±164.82	103.60±25.00	86.93±17.62
	M	25	60	18.94±5.02	21.21±9.27	17.58±4.39	20.06±3.80
Mn	H	10	10	8.53±6.20	12.34±4.36	8.57±1.79	11.19±2.71
	B	70	75	7.13±1.07	42.35±16.59	18.86±3.85	33.15±3.61
	M	20	40	0.78±0.56	1.05±0.45	0.83±0.46	1.08±0.50
Zn	H	125	90	105.43±12.02	131.99±18.57	129.78±16.49	140.14±21.58
	B	75	140	139.05±9.94	201.67±38.28	178.69±28.70	181.52±42.47
	M	75	120	15.81±2.14	16.90±2.71	16.80±2.02	17.90±2.50
Cu	H	125	60	69.91±18.62	183.26±55.55	126.16±19.41	140.94±22.59
	B	< 10	< 10	1.31±0.48	1.51±0.91	1.44±0.97	1.44±0.70
	M	< 10	< 10	1.31±0.86	1.35±0.80	1.28±0.85	1.27±0.79

Comparando con las truchas bercianas, éstas poseen concentraciones superiores de Zn en hígado y en branquias y de Cu en hígado que ambas especies de las marismas. Igualmente, el contenido de Fe en hígado es mayor en las truchas de estudio que en una de las especies, el fúndulo (*F. heteroclitus*), el cual acumulaba menor cantidad que el lenguado (*S. senegalensis*). Por último, la concentración de Fe en branquias es mayor en los peces de la zona baja del río Boeza (B0), así como la de Mn en hígado tanto de la población truchera en dicho tramo del río Boeza como en la presente en la zona intermedia T2 del río Tremor.

- **García-Cambero (2002)** midió las concentraciones de Zn, Cu, Pb y Cd en los ejemplares de *Barbus comizo* de los ríos Tajo y Tiétar del Parque Natural de Monfragüe (Tabla 8.12) sobre los que existía una contaminación (agrícola, industrial y urbana) por metales pesados y pesticidas organoclorados.

Tabla 8.12. Comparación de la concentración de metales en hígado (H), branquias (B) y músculo (M) de los peces del río Tajo y Tiétar (µg/g peso húmedo) con la de El Bierzo (puntos B3, B0, T4, T2) (concentración media y desviación típica del estudio).

Metal	Tejido	Río Tajo	Río Tiétar	B3	B0	T4	T2
Zn	H	27.79±10.20	20.88±7.91	22.95±2.75	28.68±4.46	28.95±4.31	30.69±6.32
	B	20.80±11.19	23.42±13.72	36.07±4.66	57.10±14.33	48.15±8.96	47.64±13.59
	M	2.85±1.91	2.94±2.05	3.36±0.58	3.55±0.72	3.88±0.40	4.01±0.56
Cu	H	22.61±17.25	18.47±11.24	15.26±4.36	39.90±12.59	28.13±4.87	30.71±5.39
	B	0.60±0.27	0.69±0.34	0.34±0.15	0.45±0.31	0.41±0.34	0.39±0.23
	M	0.25±0.12	0.21±0.09	0.28±0.18	0.29±0.22	0.30±0.21	0.29±0.18
Pb	H	0.07±0.04	0.15±0.13	0.03±0.03	0.01±0.02	0.008±0.02	0.01±0.01
	B	0.17±0.15	0.22±0.21	0.03±0.03	0.03±0.06	0.02±0.03	0.07±0.10
	M	0.03±0.01	0.02±0.01	0.02±0.03	0.01±0.02	0.04±0.03	0.05±0.05
Cd	H	0.06±0.04	0.143±0.09	0.05±0.04	0.21±0.10	0.07±0.05	0.14±0.11
	B	0.005±0.003	0.056±0.123	0.04±0.04	0.08±0.09	0.06±0.08	0.03±0.03
	M	0.006±0.004	0.006±0.004	0.004±0.008	0.02±0.02	0.01±0.02	0.01±0.02

Sabiendo que los barbos (*B. comizo*) de Monfragüe viven ya en ríos contaminados, las truchas de este estudio muestran concentraciones de estos metales dentro del rango determinado por García-Cambero. No obstante, algunas de las medidas halladas en las truchas sí que son superiores, como es el caso del Zn y del Cd en los tres tejidos analizados, del Cu en hígado y músculo, y del Pb en músculo.

- **Riba y col. (2005)** trabajaron la bioacumulación de seis metales (Fe, Mn, Zn, Cu, Pb y Cd) en hígado de la especie *Liza ramada* como parte del proyecto de monitoreo del accidente de Aznalcóllar ocurrido en 1998 en el estuario del Guadalquivir. Además, compararon sus resultados con aquellos medidos en el año del evento (Blasco *et al.*, 1999) (Tabla 8.13).

Tabla 8.13. Comparación de la concentración de metales (µg/g peso seco) en hígado de *L. ramada* en el estuario del Guadalquivir con la de El Bierzo (puntos B3, B0, T4, T2) (concentración mínima y máxima del estudio).

Metal	Estuario del Guadalquivir		B3	B0	T4	T2
	1998	2001				
Fe	997 - 3567	1101 - 4189	427.74 - 754.80	413.56 - 909.00	388.79 - 659.53	451.27 - 698.28
Mn	3 - 8	3 - 8	4.67 - 23.51	6.34 - 18.20	6.06 - 11.27	8.60 - 17.32
Zn	179 - 598	180 - 220	91.05 - 127.81	104.58 - 166.00	108.88 - 157.54	118.80 - 189.99
Cu	356 - 5240	321 - 4944	48.36 - 95.40	92.99 - 258.00	98.59 - 164.22	92.05 - 164.35
Pb	0.2 - 3.6	0.7 - 4.1	0.00 - 0.33	0.00 - 0.20	0.00 - 0.288	0.00 - 0.132
Cd	0.6 - 10	0.4 - 10	0.00 - 0.514	0.248 - 1.690	0.085 - 0.602	0.268 - 1.607

Teniendo en cuenta que la comparación se está realizando con unas concentraciones de estos metales consideradas como elevadas tanto en el año de la tragedia como tres años después, los niveles obtenidos en el hígado de las truchas de estudio son cercanos a los valores mínimos evaluados en los albures (*L. ramada*) del Guadalquivir. Si bien, la concentración de Mn en las truchas sí que llega a superar hasta la medida máxima obtenida en los albures.

- **Vicente-Martorell y col. (2009)** analizaron el contenido metálico de Zn, As, Cu, Pb y Cd en dos especies de peces (*Sparus aurata* y *Solea senegalensis*) de los ríos Tinto y Odiel en la ría de Huelva, contaminados por metales (Tabla 8.14).

Tabla 8.14. Comparación de la concentración de metales (µg/g peso seco) en hígado (H), branquias (B) y músculo (M) de cada especie de pez en ría de Huelva (concentración media) con la de El Bierzo (puntos B3, B0, T4, T2) (concentración media y desviación típica del estudio).

Metal	Tejido	Ría de Huelva		B3	B0	T4	T2
		S. aurata	*S. senegalensis*				
Zn	H	230.45	88.20	105.43±12.02	131.99±18.59	129.78±16.49	140.14±21.58
	B	97.52	73.70	139.05±9.94	201.67±38.28	178.70±28.70	181.52±42.47
	M	44.86	23.68	15.81±2.14	16.90±2.71	16.80±2.01	17.90±2.50
As	H	7.13	14.56	0.28±0.27	0.61±1.06	0.37±0.42	0.35±0.62
	B	11.17	13.82	0.70±0.84	0.72±1.17	0.87±0.92	0.75±0.77
	M	13.58	10.61	0.59±0.68	0.52±1.00	0.36±0.79	0.20±0.31
Cu	H	394.26	433.45	69.91±18.62	183.26±55.55	126.16±19.41	140.94±22.60
	B	9.96	11.90	1.31±0.48	1.50±0.91	1.44±0.97	1.44±0.70
	M	1.87	1.41	1.31±0.85	1.35±0.80	1.28±1.85	1.27±0.79
Pb	H	1.58	1.46	0.12±0.12	0.06±0.08	0.04±0.10	0.05±0.05
	B	3.68	4.52	0.11±0.10	0.11±0.19	0.06±0.11	0.26±0.35
	M	0.32	0.40	0.08±0.14	0.06±0.08	0.16±0.14	0.22±0.21
Cd	H	4.24	1.82	0.22±0.18	0.99±0.44	0.30±0.20	0.63±0.48
	B	0.10	0.56	0.15±0.15	0.30±0.30	0.19±0.27	0.13±0.12
	M	0.01	0.01	0.02±0.04	0.08±0.08	0.05±0.09	0.05±0.08

Siendo conscientes de que las especies piscícolas de la ría de Huelva habitan en ríos contaminados metálicamente, los metales Zn y Cd muestran todavía valores más elevados en las truchas estudiadas. Por un lado, los niveles de Zn en branquias y de Cd en músculo superan los niveles de las otras dos especies. Por otro lado, la concentración de Zn en hígado y la de Cd en branquias son superiores a las obtenidas en una de las dos especies, el lenguado (*S. senegalensis*) en el primer caso y la dorada (*S. aurata*) en el segundo caso. El resto de los metales analizados (As, Cu y Pb) poseen rangos similares o inferiores en las truchas.

d) *Ríos internacionales sin trucha*

- **Ikem y col. (2003)** analizaron la proporción de diversos metales (Fe, Mn, Zn, Ni, Co, Cr, Cu, Pb y Cd) en *Micropterus salmoides* del lago Tuskegee (Alabama, EEUU) usado como zona de pesca recreativa, y en dos especies de peces (*M. salmoides* y *Morone saxatilis*) recogidos en "mercados agrícolas" (*farmers market*) locales de Atlanta (Tabla 8.15).

Tabla 8.15 Comparación de la concentración de metales (µg/g peso húmedo) en hígado (H), branquias (B) y músculo (M) de los peces del río Tajo y Tiétar con la de El Bierzo (puntos B3, B0, T4, T2) (concentración media y desviación típica del estudio).

Metal	Tejido	Lago Tuskegee	Farmers market	B3	B0	T4	T2
Fe	H	244.57±95.61	24.95±6.65	128.15±21.06	152.90±36.59	115.88±26.05	126.57±16.11
	B	20.28±22.30	34.08±4.65	24.61±9.03	80.21±43.53	28.30±9.61	22.96±7.01
	M	3.58±0.54	2.02±0.35	4.05±1.28	4.54±1.96	4.08±1.09	4.49±0.80
Mn	H	1.69±0.71	0.66±0.17	1.85±1.34	2.68±0.93	1.91±0.39	2.45±0.66
	B	2.58±2.27	2.78±0.38	1.84±0.28	11.58±3.71	4.99±0.65	8.68±1.63
	M	0.19±0.02	0.12±0.02	0.17±0.13	0.21±0.08	0.19±0.10	0.24±0.11
Zn	H	21.90±3.63	56.69±2.40	22.94±2.75	28.68±4.46	28.95±4.31	30.69±6.32
	B	13.94±12.52	22.35±2.35	36.07±4.66	57.10±14.33	48.15±8.96	47.64±13.59
	M	6.01±1.47	3.45±0.42	3.36±0.58	3.55±0.72	3.88±0.40	4.01±0.56
Ni	H	0.11±0.20	0.19±0.33	0.11±0.11	0.29±0.17	0.28±0.28	0.20±0.21
	B	0±0	0.32±0.33	0.58±1.20	0.79±1.44	0.630.92	0.35±0.43
	M	0±0	0±0	0.07±0.15	0.15±0.20	0.09±0.15	0.09±0.11
Co	H	0.15±0.06	0.04±0.01	0.45±0.08	0.86±0.21	0.39±0.19	0.58±0.16
	B	0.00±0.01	0.01±0.01	0.24±0.07	0.49±0.19	0.21±0.08	0.29±0.08
	M	0.01±0.00	0.01±0.01	0.05±0.02	0.06±0.02	0.04±0.03	0.07±0.03
Cr	H	0.32±0.16	0.01±0.01	0.05±0.03	0.07±0.07	0.05±0.02	0.07±0.05
	B	0.06±0.08	0.07±0.07	0.14±0.07	0.13±0.08	0.08±0.05	0.10±0.06
	M	0.01±0.02	0.00±0.01	0.03±0.02	0.04±0.03	0.05±0.03	0.05±0.06
Cu	H	2.18±0.41	20.49±11.23	15.26±4.36	39.90±12.59	28.13±4.87	30.71±5.39
	B	0.22±0.19	0.65±0.48	0.34±0.15	0.45±0.31	0.41±0.34	0.39±0.23
	M	0.32±0.13	0.14±0.15	0.28±0.18	0.29±0.22	0.30±0.21	0.29±0.18
Pb	H	0.02±0.04	0.11±0.08	0.03±0.03	0.01±0.02	0.008±0.02	0.01±0.01
	B	0.06±0.09	0.04±0.07	0.03±0.03	0.03±0.06	0.02±0.03	0.07±0.10
	M	0.02±0.03	0.04±0.05	0.02±0.03	0.01±0.02	0.04±0.03	0.05±0.05
Cd	H	0.23±0.08	0.37±0.08	0.05±0.04	0.21±0.10	0.07±0.05	0.14±0.11
	B	0.03±0.02	0.03±0.04	0.04±0.04	0.08±0.09	0.06±0.08	0.03±0.03
	M	0.01±0.01	0.02±0.03	0.004±0.008	0.02±0.02	0.01±0.02	0.01±0.02

De los nueve metales comparados, sólo los niveles medidos de Pb y Cd en las truchas bercianas poseen valores dentro del rango de los medidos en los peces objeto de consumo por parte de los humanos en Atlanta. Por el contrario, poseen concentraciones superiores el resto de los metales, principalmente Fe, Mn y Co, y en menor medida Zn, Ni, Cr y Cu.

- **Jaric y col. (2011)** estudiaron la concentración de once metales (Al Fe, Mn, Zn, Ni, Co, Cr, As, Cu, Pb y Cd) en músculo y branquias del *Acipenser ruthenus* en el río Danubio (Serbia), el cual recibe contaminación metálica de diferentes fuentes, como actividad minera y aguas no tratadas de industrias (Tabla 8.16).

Tabla 8.16. Comparación de la concentración de metales (µg/g peso seco) en hígado (H), branquias (B) y músculo (M) de los peces del río Danubio con la de El Bierzo (puntos B3, B0, T4, T2) (concentración media y desviación típica del estudio).

Metal	Tejido	Río Danubio	B3	B0	T4	T2
Al	H	6.208±6.693	6.96±1.41	13.00±9.57	4.87±2.50	6.54±5.11
	B	87.799±73.020	21.04±6.71	46.41±47.74	42.25±16.15	31.59±6.29
	M	33.710±31.419	5.11±6.63	5.45±6.25	4.79±7.23	3.52±2.44
Fe	H	380.318±255.559	590.46±105.55	703.47±160.99	520.88±116.26	584.31±91.69
	B	379.439±123.094	93.43±25.00	219.37±164.82	103.60±25.00	86.93±17.62
	M	12.494±22.867	18.94±5.02	21.21±9.27	17.58±4.38	20.06±3.80
Mn	H	< DT	8.52±6.20	12.34±4.36	8.57±1.80	11.20±2.71
	B	< DT	7.13±1.06	42.35±16.60	18.86±3.85	33.15±3.61
	M	< DT	0.78±0.56	1.05±0.45	0.83±0.46	1.08±0.50
Zn	H	123.999±46.435	105.43±12.02	131.99±18.59	129.78±16.49	140.14±21.58
	B	62.392±15.621	139.05±9.94	201.67±38.28	178.70±28.70	181.52±42.47
	M	25.176±5.636	15.81±2.14	16.90±2.71	16.80±2.01	17.90±2.50
Ni	H	0.034±0.086	0.49±0.48	1.33±0.79	1.23±1.22	0.93±0.96
	B	0.479	2.27±4.76	3.04±5.73	2.26±3.30	1.29±1.57
	M	< DT	0.32±0.62	0.68±0.92	0.40±0.67	0.39±0.54
Co	H	< DT	2.07±0.40	3.94±0.93	1.76±0.83	2.67±0.73
	B	< DT	0.90±0.20	1.71±0.42	0.76±0.25	1.10±0.23
	M	< DT	0.23±0.15	0.29±0.10	0.18±0.11	0.30±0.14
Cr	H	< DT	0.22±0.12	0.33±0.33	0.23±0.10	0.30±0.25
	B	< DT	0.53±0.21	0.44±0.24	0.30±0.15	0.38±0.19
	M	< DT	0.14±0.12	0.17±0.14	0.20±0.13	0.22±0.26
As	H	0.522±0.828	0.28±0.27	0.61±1.06	0.37±0.42	0.35±0.62
	B	0.045±0.146	0.70±0.84	0.72±1.17	0.87±0.92	0.75±0.77
	M	0.272±0.581	0.59±0.68	0.52±1.00	0.36±0.79	0.20±0.31
Cu	H	104.019±58.553	69.91±18.62	183.26±55.55	126.16±19.41	140.94±22.60
	B	2.046±0.384	1.31±0.48	1.50±0.91	1.44±0.97	1.44±0.70
	M	0.976±0.383	1.31±0.85	1.35±0.80	1.28±1.85	1.27±0.79
Pb	H	< DT	0.12±0.12	0.06±0.08	0.04±0.10	0.05±0.05
	B	< DT	0.11±0.10	0.11±0.19	0.06±0.11	0.26±0.35
	M	< DT	0.08±0.14	0.06±0.08	0.16±0.14	0.22±0.21
Cd	H	2.826±3.395	0.22±0.18	0.99±0.44	0.30±0.20	0.63±0.48
	B	0.147±0.127	0.15±0.15	0.30±0.30	0.19±0.27	0.13±0.12
	M	0.085±0.116	0.02±0.04	0.08±0.08	0.05±0.09	0.05±0.08

DT: límite de detección

De nuevo la comparación se lleva a cabo con valores medidos en peces habitantes en un río afectado metálicamente. En primer lugar, los autores del estudio obtuvieron valores por debajo del límite de detección para cuatro metales (Mn, Co, Cr y Pb), mientras que en las truchas del Bierzo sí que se obtuvieron valores, en especial de Mn. En segundo lugar, con excepción del Cd, el resto de metales comparados (Al, Fe, Zn, Ni, As y Cu) superan en algún tejido los niveles obtenidos en el río Danubio: Al en hígado, Fe en hígado y músculo, Zn en hígado y branquias, As en hígado, branquias y músculo, y Cu en hígado y músculo.

A la luz de estos resultados comparativos, puede concluirse que a pesar de la variedad de valores hallados en un considerable número de trabajos, **los niveles medidos en las truchas del Bierzo superan, en muchas ocasiones, una gran parte de los mismos**. Igualmente, es importante señalar que este tipo de proyectos suele realizarse ya en áreas que presentan una significativa carga de metales, por lo que los valores obtenidos son más elevados que los niveles existentes en el resto de los ecosistemas no sometidos a una contaminación metálica.

8.4.4.2. Comparación de la concentración de metales en el tejido muscular con los límites legislados para carne de pescado

Los límites máximos de metales en productos alimenticios para la protección de la salud humana han ido variando desde la primera legislación recogida en el Real Decreto 1521/1977 que establecía niveles máximos de ciertos metales (As, Cd, Cu, Sn, Hg y Pb) en los productos de pesca en conserva, hasta la última modificación en el Reglamento (UE) Nº 420/2011 donde se registran los límites de un menor número de metales (Pb, Cd y Hg) en carne de pescado.

En el caso que concierne, de los once metales estudiados en el músculo de las truchas del Bierzo, sólo dos (Pb y Cd) se encuentran regulados en la legislación. El Reglamento (CE) Nº 420/2011 define unos valores máximos de 0.30 mg/kg (peso fresco) para Pb y de 0.05 mg/kg (peso fresco) para Cd en la carne de pescado. En la Tabla 8.17 se enfrentan estos niveles máximos con los hallados en las truchas analizadas.

Tabla 8.17. Comparación de la concentración de Pb y Cd (mg/kg peso húmedo) en músculo de las truchas El Bierzo (puntos B3, B0, T4, T2) (concentración media ± desviación típica; concentración mínima y máxima) con los límites máximos legislados (RD 420/2011) en carne de pescado (mg/kg peso fresco).

Metal (mg/kg peso húmedo)	RD 420/2011	B3	B0	T4	T2
Pb	0.30	0.02±0.03 (0.00 - 0.094)	0.01±0.02 (0.00 - 0.050)	0.04±0.03 (0.00 - 0.096)	0.05±0.05 (0.00 - 0.135)
Cd	0.05	0.004±0.008 (0.00 - 0.021)	0.018±0.017 (0.00 - 0.042)	0.012±0.022 (0.00 - 0.064)	0.011±0.018 (0.00 - 0.047)

Atendiendo a la concentración media y desviación típica, ni el Pb ni el Cd hallado en el músculo de las truchas del Bierzo sobrepasan el límite máximo recomendado para el consumo humano. No obstante, fijándose en la concentración máxima obtenida a lo largo del muestreo, puede observase que ésta es próxima o alcanza el valor máximo permitido para Cd en tres de los cuatro puntos: Boeza bajo (B0) y Tremor (T4, T2).

Es necesario mencionar que justo los dos metales que cuentan con una regulación nacional y europea en la alimentación son los dos menos problemáticos en la zona de estudio. Por ello, a fin de obtener una idea relativa de la toxicidad alimentaria, se ha recurrido a la legislación de otros países u organizaciones mundiales que consideran algunos metales más (Tabla 8.18).

Tabla 8.18. Comparación de la concentración de metales (mg/kg peso húmedo o peso seco) en músculo de las truchas El Bierzo (puntos B3, B0, T4, T2) (concentración media ± desviación típica) con los límites máximos en carne de pescado marcados por otras entidades.

Ref.	Unidad	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
WHO (1989)[a]	µg/g (ww)		50	1	150				0.02	30	0.2	0.2
FAO (1983)[b]	µg/g (ww)				30-40					30	0.5	0.5
FSANZ (2002)[c]	mg/kg (ww)								2		0.5	
TFC (2002)[d]	mg/kg			20	50				1	20	0.2	0.05
Indian (2000)[e]	mg/kg				50				1.1	30	2	1.5
IAEA-407 (2003)[f]	mg/kg (dw)	13.8	146	3.52	67.1	0.60	0.10	0.73	12.6	3.28	0.12	0.189
Puntos	**Unidad**	**Al**	**Fe**	**Mn**	**Zn**	**Ni**	**Co**	**Cr**	**As**	**Cu**	**Pb**	**Cd**
B3	mg/kg (ww)	1.13± 1.59	4.05± 1.28	0.17± 0.12	3.36± 0.58	0.07± 0.15	0.05± 0.02	0.03± 0.02	0.12± 0.14	0.28± 0.18	0.02± 0.03	0.004± 0.008
	mg/kg (dw)	5.10± 6.63	18.94± 5.02	0.78± 0.56	15.81± 2.14	0.32± 0.62	0.23± 0.15	0.14± 0.12	0.59± 0.68	1.31± 0.86	0.08± 0.14	0.024± 0.041
B0	mg/kg (ww)	1.16± 1.27	4.54± 1.96	0.21± 0.08	3.55± 0.72	0.15± 0.20	0.06± 0.02	0.04± 0.03	0.13± 0.26	0.29± 0.22	0.01± 0.02	0.018± 0.017
	mg/kg (dw)	5.45± 6.25	21.21± 9.27	1.05± 0.45	16.90± 2.71	0.68± 0.92	0.29± 0.10	0.17± 0.14	0.52± 1.00	1.35± 0.80	0.06± 0.08	0.081± 0.081
T4	mg/kg (ww)	1.10± 1.63	4.09± 1.09	0.19± 0.10	3.88± 0.40	0.09± 0.15	0.04± 0.03	0.05± 0.03	0.09± 0.19	0.30± 0.21	0.04± 0.03	0.012± 0.022
	mg/kg (dw)	4.79± 7.23	17.58± 4.39	0.83± 0.46	16.80± 2.02	0.40± 0.67	0.18± 0.11	0.20± 0.13	0.36± 0.79	1.28± 0.85	0.17± 0.14	0.048± 0.090
T2	mg/kg (ww)	0.78± 0.53	4.49± 0.80	0.24± 0.11	4.01± 0.56	0.09± 0.11	0.07± 0.03	0.05± 0.06	0.04± 0.07	0.29± 0.18	0.05± 0.05	0.011± 0.018
	mg/kg (dw)	3.53± 2.44	20.06± 3.80	1.08± 0.50	17.90± 2.50	0.39± 0.54	0.30± 0.14	0.22± 0.26	0.20± 0.31	1.27± 0.79	0.22± 0.21	0.051± 0.078

[a] WHO: World Health Organization.
[b] FAO: Food and Agriculture Organization.
[c] FSANZ: Australia New Zealand Food Standards Code.
[d] TFC: Turkish food codes.
[e] Indian Standards for Food: alimentos no especificados (en Awasthi, 2000).
[f] IAEA-407: International Atomic Energy Agency. Usado como material de referencia basado en la medida de elementos traza en tejidos del pez; peces marinos del Mar del Norte (en Wyse *et al.*, 2003).
Unidades: µg/g = mg/kg; ww = *wet weight* (peso húmedo); dw = *dry weight* (peso seco).

De esta tabla puede deducirse que los metales bajo supervisión en mayor medida son el Fe, Mn, Zn, As, Cu, Pb y Cd. Las truchas del Bierzo presentan niveles inferiores a los límites máximos permitidos en carne de pescado, con excepción de los siguientes casos. El Ni, que sobrepasa los valores de la IAEA-407 en el punto B0; el Co, que supera levemente los niveles establecidos por la IAEA-407 en toda la zona; el As, con valores mayores de los marcados por WHO en los cuatro tramos; y el Pb, que presenta niveles superiores a los límites WHO en el río Tremor (puntos T4 y T2).

A pesar de estos resultados valorados según las distintas normativas, y dado que se ha mencionado en el subapartado anterior que los niveles de metales en las truchas de estudio son semejantes o superiores a los hallados en otros estudios de contaminación, se ha considerado necesario presentar la siguiente información referente al contenido habitual de metales pesados en alimentos, centrándose en los productos de la pesca.

- La absorción de **Al** de los alimentos y bebidas es generalmente baja, aproximadamente 1% (Reilly, 2007). La concentración de Al en productos de origen animal varía desde 0.002 a 0.08 mg/100g (0.02-0.8 mg/kg) en leche de vaca y desde 0.11 a 1.12 mg/100g (1.1-11.2 mg/kg) en productos

lácteos. Los niveles en pescado pueden llegar a ser de hasta 0.55 mg/100g peso fresco (5.5 mg/kg) (Reilly, 2007; Szefer & Grembecka, 2007). Comparando con las concentraciones halladas en el músculo de las truchas de los cuatro puntos de muestreo, todas ellas presentan valores de Al inferiores que los normales.

- El **Fe** está presente en varios alimentos como el hígado, la carne sin grasa, las legumbres, las frutas secas y los cereales integrales (Nabrzyski, 2007). En la carne y en el músculo esquelético de los peces, el 15-20% del Fe está unido como hierro hemo, el cual es fácilmente adsorbido y por tanto biodisponible. Por ello, la fuente más rica de Fe está en el hígado de los animales, embutidos y productos de carne, que pueden contener desde 0.14 a 33 mg/100g (1.4-330 mg/kg). Niveles muy elevados han sido hallados en la carne de cangrejo (hasta 42.1 mg/100g = 421 mg/kg) (Szefer & Grembecka, 2007). Si bien no se hace referencia al contenido en carne de pescado, dado que el pescado suele presentar concentraciones similares al resto de la carne de animales, contrastando con dicho valor, las concentraciones de Fe entran dentro del rango.
- En **Mn** se encuentra mayoritariamente en el té, los cereales y los frutos secos, y moderadamente en la fruta, los vegetales verdes, los órganos de la carne y del marisco (Nabrzyski, 2007). Los productos alimenticios contienen pequeñas cantidades de Mn, en un rango de 0.003 a 0.14 mg/100g (0.03-1.4 mg/kg), con niveles más altos en carne de bovino y alce. La carne de cangrejo posee elevadas concentraciones de hasta 8.19 mg/100g (81.9 mg/kg) (Szefer & Grembecka, 2007). El contenido medio en Mn en pescado está en el rango de 0.10 a 3.99 mg/kg (WHO, 2004). Los valores analizados en el músculo de las truchas se encuentran dentro de los niveles normales en peces.
- El **Zn** está presente en alimentos como las ostras, el pescado, la carne, el hígado, la leche, los cereales integrales, los frutos secos y las legumbres (Nabrzyski, 2007). El contenido normal de Zn en pescado es 0.4-1.2 mg/100 g (= 4-12 mg/kg) (Nabrzyski, 2007), considerando como contenido medio 9.1 mg/kg peso fresco (Reilly, 2007). La concentración de Zn en el músculo de las truchas de los ríos muestreados se encuentra dentro del promedio descrito.
- El **Ni** está presente en prácticamente todos los alimentos. Los niveles más bajos se encuentran en la carne, incluyendo la de pescado, y en la leche, siendo una cantidad inferior a 0.02 mg/kg peso fresco (Jorhem, 2003). Las principales fuentes de Ni en alimentos son los productos de cacao (hasta 9.8 mg/kg) y los frutos secos (hasta 5.1 mg/kg) (Bizuik & Kuczyńska, 2007). El contenido en Ni en la carne de pescado de las truchas del Bierzo es superior al estimado como normal.
- Las fuentes de alimento de **Co** son los órganos de la carne (hígado, riñones), el pescado, los productos lácteos y los huevos (Nabrzyski, 2007). Aunque no hay duda de que el Co es un elemento esencial, no existe mucha información adecuada sobre su distribución en alimentos. Las concentraciones en carne son muy bajas (< 0.013 mg/100g = 0.13 mg/kg), así como la presente en la leche de cabra sin pasteurizar y en la de oveja (desde 0.001 a 0.003 mg/100g = 0.01-0.03 mg/kg) (Szefer & Grembecka, 2007). Comparando con los niveles hallados en carne, lo más semejante al músculo de pescado, las truchas analizadas presentan valores inferiores.

- Los niveles generales de **Cr** en alimentos son muy bajos, generalmente menores a 0.0001 mg/100g (0.001 mg/kg), aunque algunos productos de carne y lácteos pueden contener mayores cantidades entre 0.010 y 0.020 mg/100g (0.10 y 0.20 mg/kg) (Szefer & Grembecka, 2007). Las principales fuentes de Cr en alimentos son los frutos secos (0.14 mg/kg), la yema de huevo (0.2 mg/kg) y el queso (0.13 mg/kg). El contenido en Cr en los alimentos varía considerablemente. En el caso de la carne de pescado no contaminada el nivel de Cr es menor a 0.02 mg/kg peso fresco (Jorhem, 2003). El contenido en Cr en la carne de pescado de las truchas del Bierzo es superior al considerado de peces no contaminados.
- El **As** se encuentra en la mayoría de las comidas y es raro que exceda la concentración de 1 mg/kg. Las principales fuentes de As en alimentos son el pescado (hasta 5.3 mg/kg), el marisco (3-37 mg/kg) y el vino (0.02-0.11 mg/kg) (Bizuik & Kuczyńska, 2007). No obstante hay que mencionar que el As en el marisco (parte comestible de los moluscos, gambas, langosta) aparece principalmente en forma no tóxica como arsenobetaína o arsenocolina (Szefer & Grembecka, 2007). El contenido en pescado es, de media, 4.3 mg/kg peso fresco (Reilly, 2007). La concentración hallada en el músculo de las truchas muestreadas no presenta problemas para la salud humana en el caso del As.
- El **Cu**, como elemento esencial que es, está ampliamente distribuido en los alimentos, desde valores entre 0.00001 mg/100g (0.0001 mg/kg) en carne de ternera hasta 5.37 mg/100g peso fresco (53.7 mg/kg) en carne de cangrejo (Szefer & Grembecka, 2007). La carne de pescado contiene en media 1.1 mg/kg peso fresco (Reilly, 2007), siendo el rango normal de 0.11 a 0.5 mg/100 g (= 1.1-5.0 mg/kg) (Nabrzyski, 2007). Los valores calculados para Cu en el músculo de las truchas están dentro del rango normal de concentración.
- El **Pb** puede ser detectado en la mayoría de los alimentos, siendo su contenido habitualmente muy bajo. Las principales fuentes de Pb en alimentos son los productos lácteos (0.003-0.083 mg/kg), los vegetales (0.005-0.65 mg/kg), la carne, el pescado y el pollo (0.002-0.16 mg/kg), y el queso y los cereales (0.03 mg/kg). Los compuestos orgánicos de Pb suelen caracterizarse por una toxicidad mayor que aquellas especies inorgánicas. Las concentraciones en animales varían desde 0.0001 a 0.02 mg/100g (0.001-0.2 mg/kg). La carne y embutidos pueden poseer niveles altos de Pb (Szefer & Grembecka, 2007), aunque generalmente el contenido en carne y en pescado varía entre < 0.01 y 0.10 mg/kg (Reilly, 2007). Normalmente, el contenido normal en carne de pescado es menor a 0.01 mg/kg (Jorhem, 2003). El contenido en Pb hallado en el músculo de las truchas en las pocas ocasiones que no fue nulo, mostró valores dentro del rango o muy ligeramente superiores.
- El contenido de **Cd** en los alimentos no contaminados es generalmente bajo y varía desde 0.001 a más de 10 mg/kg. Las fuentes de Cd en alimentos son la carne, el pescado y las frutas (0.005-0.010 mg/kg), los cacahuetes y las espinacas (0.06 mg/kg), y el riñón del cerdo (0.18-1.0 mg/kg) (Bizuik & Kuczyńska, 2007). El músculo de la mayoría de los animales, incluyendo los peces, tiene niveles inferiores a 0.005 mg/kg peso fresco (Jorhem, 2003). La concentración de Cd en el músculo de la trucha es ligeramente superior al valor normal en ambos tramos del río Tremor y en el bajo del río Boeza.

En resumen, sobre el contenido de metales pesados en la carne de pescado, objeto de estudio por motivos de salud humana al servir como fuente de alimentación, **la concentración se mantiene en los niveles considerados como normales, con excepción del Ni, Cr y Cd**. No obstante, el nivel legislativo para cadmio no es superado.

Cabría mencionar en este punto la existente necesidad de resolver el problema de una falta de límites para la mayoría de los metales en la legislación europea que posibilitasen una mayor eficiencia en el control de los contaminantes en los productos de pescado; hecho recientemente ya resaltado por otros autores (Jaric *et al.*, 2011).

Tras la revisión de los estudios comentados en este apartado, cabe decir que:

(1) Comparando los niveles de metales en ríos trucheros de la Península Ibérica y considerando que según la Directiva Comunitaria estos ríos se encuentran clasificados como trucheros, deberían tomarse las medidas oportunas para mejorar la calidad del agua que derivaría en un estado más favorable a la población truchera.

(2) La legislación española en materia de niveles tóxicos de metales debería actualizarse y completarse con el fin de asegurar los niveles saludables para las poblaciones.

(3) Sería aconsejable por parte de la Administración u Organismo competente estudiar la evolución posterior de los valores hallados que podrían conllevar un cierto riesgo en algunos casos.

8.5 Conclusiones

El análisis de la bioacumulación de metales en las truchas presentes en dos de los cuatro cauces fluviales objeto de estudio manifiesta las conclusiones descritas a continuación:

- La contaminación metálica existente en el arroyo La Silva, arroyo Rodrigatos y tramos inferiores del río Tremor impiden la supervivencia de una fauna ictícola.
- El tamaño de los peces guarda relación con las condiciones físico-químicas del agua de los ríos, de forma que las medidas morfométricas son inversamente proporcionales a la concentración de metales en agua.
- Los peces capturados de los tramos superiores del río Tremor e inferior del río Boeza acumulan mayores concentraciones de Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Co, Cu y Cd en hígado y de Al, Fe, Mn, Zn y Co en branquias que los peces del punto control.
- El contenido de Mn, Zn y Co en el músculo de los peces del tramo bajo del río Boeza es ligeramente superior al control.
- Los valores obtenidos reflejan que el hígado y las branquias resultan órganos más acumuladores de metales que el músculo.
- Los metales son selectivos, acumulándose preferentemente en un tejido u otro del pez. Así, el Fe, Co, Cu y Cd se almacenan en mayores proporciones en hígado y el Al, Mn, Zn, Ni, Cr y As en branquias.

- Las concentraciones de metales medidas en hígado, branquias y músculo de las truchas del Bierzo se encuentran en los rangos esperables para una zona con afección metálica, llegando a superar parte de los valores obtenidos por otros autores en otras zonas impactadas.
- Los niveles hallados de Cd en el músculo de las truchas del tramo bajo del río Boeza y superiores del río Tremor están próximos o alcanzan el límite máximo permitido para este metal en España.
- En la revisión realizada sobre normativa en seguridad alimentaria a nivel internacional, tan sólo los nieveles de Ni y Co detectados en la trucha común superaban levemente aquéllos niveles de metales en carne de pescado.
- En comparación con los niveles considerados como normales para el pescado de consumo humano, las concentraciones de Ni, Cr y Cd en el músculo de las truchas son más elevadas.

PARTE V. SEGUIMIENTO DE LA CONTAMINACIÓN EN EL ARROYO RODRIGATOS

CAPÍTULO 9. SEGUIMIENTO DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL ARROYO RODRIGATOS E INCORPORACIÓN DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO PASIVO

En este capítulo se tratan los resultados obtenidos en el monitoreo efectuado durante dos años del arroyo Rodrigatos, tributario del río Tremor en la cuenca del Bierzo, con el fin de analizar el estado del arroyo cuando todavía se encuentra bajo la influencia de la actividad minera, y la efectividad de un tratamiento pasivo creado para tratar el drenaje procedente de una mina de interior.

9.1 Marco general

En esta parte inicial del trabajo se relata el interés del estudio y se exponen las características del arroyo Rodrigatos, comentando brevemente su estado hace casi dos décadas y en el momento actual.

9.1.1. Propósito y objetivos del estudio

El arroyo Rodrigatos es una zona de interés especial dado que ofrece un escenario ideal para estudiar la evolución de un ecosistema fluvial donde una serie de acontecimientos y el paso del tiempo, han propiciado un cambio en el estado físico-químico del agua que ha conllevado un retorno de la vida macrobentónica al sistema.

La inquietud por conocer los acontecimientos que se estaban produciendo condujo a la monitorización del arroyo desde finales del año 2008 hasta el verano del año 2010, centrándose esta parte de la tesis en:

(1) el comportamiento del Sistema Tratamiento Pasivo, único dispositivo de estas características en la zona, sobre un drenaje de mina,

(2) la influencia de dicho sistema sobre el arroyo,

(3) el análisis de la evolución del estado del arroyo a lo largo del eje cabecera-desembocadura.

Más concretamente, entre los objetivos de esta parte del trabajo se pretende:

- Objetivo 1: Evaluar la efectividad del sistema de tratamiento pasivo.
- Objetivo 2: Analizar el grado de afección del agua del arroyo Rodrigatos por contaminación metálica.
- Objetivo 3: Estudiar el estado metálico de los sedimentos del arroyo.
- Objetivo 4: Caracterizar biológicamente el estado del agua del arroyo.
- Objetivo 5: Sectorizar los puntos de muestreo del arroyo en función del estado del agua, del sedimento y de la comunidad macrobentónica.

9.1.2. Características del arroyo Rodrigatos

El arroyo Rodrigatos desciende desde una altitud de 1400 a 900 m, recorriendo 6 km de longitud, hasta su unión con el río Tremor (Anexo 9.A). La afección por minería se localiza esencialmente en la parte alta y en el tramo medio, representando una superficie total aproximada del 34% de la cuenca del arroyo (Mejuto *et al.*, 2008).

Así, existen en su cuenca de drenaje diversas explotaciones mineras tanto de cielo abierto como de minería subterránea, muchas de ellas abandonadas sin restauración, detectándose escombreras en

los márgenes del arroyo y dos bocaminas que señalizan la presencia de galerías de interior actualmente inundadas que drenan hacia el arroyo (Fig. 9.1).

Fig. 9.1. Imágenes de las explotaciones en actividad y abandonadas en la cuenca del arroyo Rodrigatos.

9.1.3. Antecedentes

Hace casi veinte años, en 1994 el IGME comenzó a estudiar la calidad biológica del agua de la zona del Bierzo. En este trabajo detectaron que el arroyo Rodrigatos era un afluente fuertemente contaminado, con un índice de calidad biológica BMWP´ igual a cero (Vadillo Fernández *et al.*, 1994).

Sin embargo, y a pesar de seguir contando con una explotación a cielo abierto en su nacimiento y varias escombreras dispuestas a lo largo de los márgenes ribereños, el paso del tiempo junto con el cierre de varias explotaciones y la retirada de algunas escombreras de carbón y otros residuos mineros han conducido a una cierta recuperación de la calidad del agua (Lacal *et al.*, 2009).

9.1.4. Situación actual

El cambio en las condiciones del arroyo a lo largo de las dos décadas ha podido deberse a la acción conjunta de varios factores como el abandono de algunas explotaciones ubicadas a lo largo del cauce, el acondicionamiento con caliza de la pista minera dispuesta paralelamente al arroyo y la realización de una serie de labores de restauración.

En el año 2002 la pista minera fue reforzada con mármol oscuro ligeramente veteado (Mejuto Mendieta, 2011) con el fin de preparar el camino para el tránsito de los camiones de transporte de carbón y estériles. El mármol fue extraído de una cantera cercana a la cuenca del Rodrigatos situada en el pueblo de Soto y Amío. Este acondicionamiento de la pista minera con este tipo de material ha inducido y sigue produciendo cambios químicos en el suelo y corriente fluvial gracias a los carbonatos presentes en el mármol. Justamente, la presencia de carbonato cálcico en el suelo de ribera de la cuenca ha producido un aumento del pH hacia valores moderadamente básicos, a diferencia de la tendencia general en el resto de la zona cuyo pH del suelo varía de moderado a ligeramente ácido en concordancia con el material litológico sobre el cual se formaron los suelos (Mejuto *et al.*, 2008).

En el año 2003 la Dirección General de Energía y Minas de Castilla y León junto con la Confederación Hidrográfica del Norte (CHN)[2] ejecutaron una serie de actuaciones denominadas *"eliminaciones de riesgos"* en áreas degradadas por minería. En la zona del arroyo Rodrigatos se acometiron las siguientes actuaciones (Fernández-Rubio & García-Fernández, 2006):

- Restitución topográfica de algunas escombreras y su revegetación.
- Sellamiento de una de las dos bocaminas existentes.
- Retirada de desechos o residuos como antiguas construcciones, estructuras metálicas y basura.
- Retirada de escombros que obstruían el cauce del arroyo.

En el 2008 la Confederación Hidrográfica del Miño-Sil (que enmarca la zona de estudio tras la división de la CHN) realizó dos obras de restauración en la cuenca del arroyo Rodrigatos, ambas acometidas por la empresa Tragsa S. A.:

- Revegetación de ambos márgenes ribereños a lo largo de un tramo de 100 m con geotextil y tierra vegetal (Fig. 9.2).
- Construcción de un tratamiento pasivo para la depuración de un drenaje de mina que vertía directamente sobre el cauce. Este tratamiento consiste en un Sistema Sucesivo de Producción de Alcalinidad (SAPS, *Successive Alkalinity Producing System*) donde el paso del agua vertida desde la bocamina atraviesa tres balsas conectadas entre sí antes de llegar al arroyo. La primera de las balsas se diseñó con un

Fig.9.2. Imagen: Márgenes del río revegetados.

[2] *Confederación Hidrográfica del Norte*: Antigua administración encargada de las cuencas de la vertiente norte peninsular, que en 2008 se dividió en las dos confederaciones actuales, la Confederación Hidrográfica del Miño-Sil y la Confederación Hidrográfica del Cantábrico (Real Decreto 266/2008).

sustrato de caliza y materia orgánica, la segunda con la función de decantación de metales, mientras que la tercera fue tapizada con macrófitos para aumentar la retención de los mismos.

En la Fig. 9.3 se muestra el diseño de esta obra (*Ref: Balsas para depuración de aguas en Rodrigatos de las Regueras. Actuación LE0049*), y en las Fig. 9.4 y 9.5 fotografías de las mismas durante el momento de construcción. Detalladamente, la estructura del sistema es la siguiente:

- Desde una arqueta construida en la bocamina para evitar el paso de fragmentos gruesos, el drenaje de mina vierte entubada sobre la balsa nº 1 a unos 30 o 40 cm de altura. Esta balsa de flujo vertical descendente o SAPS, posee desde la superficie al fondo una capa de agua de 60 cm de grosor, una capa de sustrato orgánico (abono) de 40 cm y una capa de macadam calizo de 50 cm. Por el interior del macadam calizo parte una tubería que fluye hacia una segunda arqueta que enlaza con la balsa nº2 a través de un tubo. Además, existe un canal de derivación que conecta directamente la balsa con el arroyo y que sirve como medida de seguridad para evitar el desbordamiento de la misma en periodos de crecidas.
- La balsa nº 2, que recibe en superficie el agua tratada de la primera, fue construida para la decantación de metales. La salida a la última balsa se canaliza de nuevo de forma subterránea para ser vertida en superficie.
- La balsa nº 3 posee un sistema en flotación de macrófitas para potenciar la retención de metales y acondicionar el estado físico-químico del agua. Desde aquí el agua es conducida de forma subterránea hasta el arroyo.
- Las balsas fueron construidas de forma escalonada, favoreciendo el movimiento del agua por gravedad.
- El tiempo de retención del agua en el conjunto del sistema se estima en unos 3 días.
- Para evitar la infiltración del agua desde las balsas al terreno circundante, éstas fueron impermeabilizadas con una lámina o sábana de geotextil impermeable de tipo Imperliner (geotextil de polipropileno termosoldado revestido con una película de polipropileno). Asimismo, se llevó a cabo una rehabilitación del área que bordea las balsas con tierra vegetal y semillado.

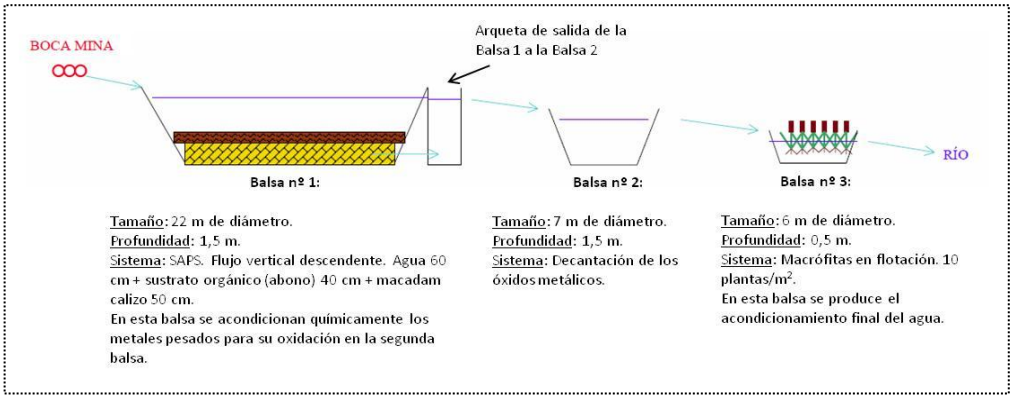


Fig. 9.3. Balsas del Sistema de Tratamiento Pasivo. *(Fuente: Tragsa S.A.)*

Fig. 9.4. Imagen: Balsa nº 1 en la parte superior con el tubo de salida hacia la balsa nº 2 (en construcción).

Fig. 9.5. Imagen: Balsa nº 2 en primera línea y nº 3 al fondo (en construcción).

En la actualidad, y como novedad en esta cuenca, cabe destacar que recientemente el Ministerio de Industria, Energía y Turismo, dentro del "Plan Nacional de Reserva Estratégica del Carbón 2006-2012 y Nuevo Modelo de Desarrollo Integral y Sostenible de las Comarcas Mineras", ha diseñado unas *Rutas turísticas de bicicleta de montaña por las Cuencas Mineras de Castilla y León*, entre las que se encuentra la «Ruta 1: Barruelo de Santullán-Balboa» con una de las etapas que atraviesa esta zona desde Pobladura de las Regueras a Toreno.

9.2 Metodología

En este apartado se describe la red de puntos de muestreo diseñada, así como los parámetros seleccionados para llevar a cabo la monitorización y los diferentes objetivos planteados.

9.2.1. Diseño: puntos de muestreo

En el Capítulo 3 se comentó el desarrollo de un proyecto de monitorización del arroyo Rodrigatos, realizado de forma paralela al estudio general que marca este trabajo por su singularidad, efectuándose para ello un aumento tanto del número de puntos de muestreo como de la periodicidad.

En la siguiente imagen (Fig. 9.6) se exponen todos los puntos de muestreo analizados en la cuenca del arroyo Rodrigatos.

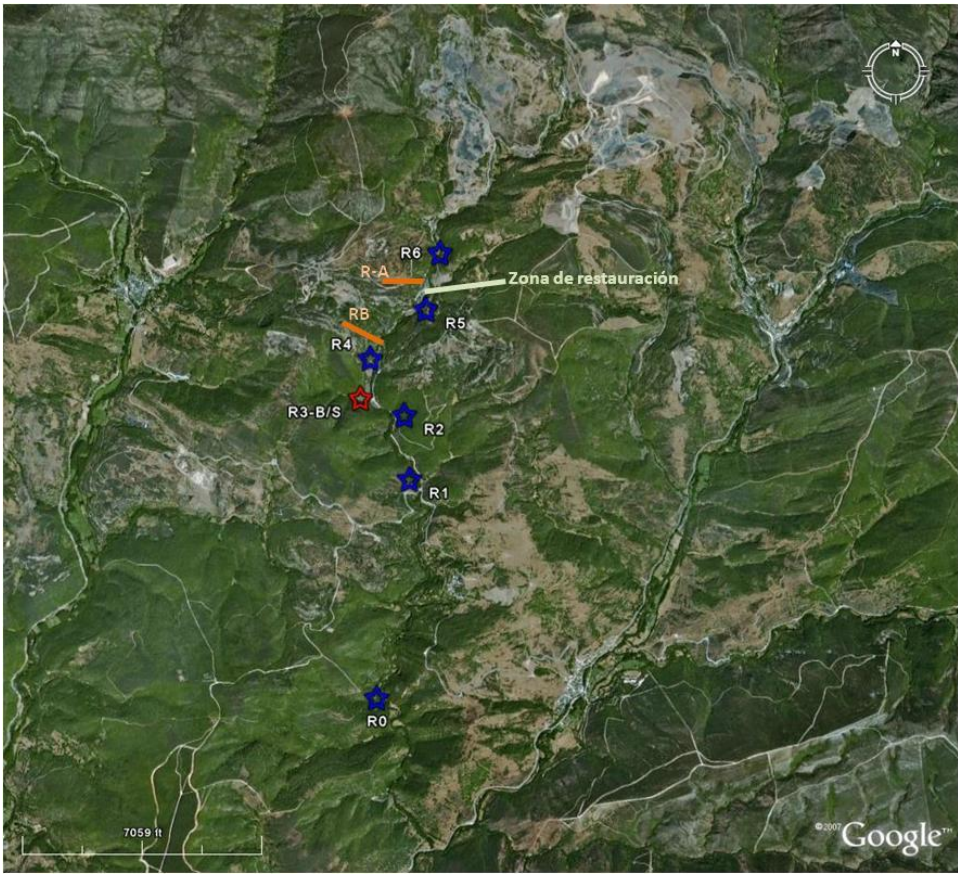


Fig. 9.6. Imagen satélite del arroyo Rodrigatos donde se aprecian las zonas bajo explotación minera (áreas grises) y los puntos de muestreo seleccionados. (Fuente: *Google Earth*).

Arroyo Rodrigatos:		
R6	R5	R4
R2	R1	R0

Sistema de Tratamiento Pasivo (R3-B/S):			
R3-B	R3-S1	R3-S2	R3-S

Puntos adicionales:	
R-A	RB

Como puede observarse en la figura anterior, hay tres conjuntos de puntos de muestreo dentro de esta parte del proyecto Rodrigatos:

(a) 6 puntos a lo largo del arroyo,

(b) 4 puntos de control del Sistema de Tratamiento Pasivo,

(c) 2 puntos adicionales (tributario Reguera de Veiga y balsa de estancamiento provocada por un drenaje de mina).

En los cuadros que se muestran a continuación (Cuadro 9.1-3) se exponen y se describen los puntos de muestreo examinados en cada conjunto.

(a) *Arroyo Rodrigatos*

Punto	Descripción e imágenes
R6	(UTM huso 29 X 726847/Y 4735930). Punto situado en la cabecera del arroyo, siendo el punto de cota más elevada en la red de muestreo diseñada. El régimen natural de este arroyo ya se encuentra alterado en este punto por la presencia de varias explotaciones mineras en actividad.
	 (mayo 2012) (junio 2010) Descampado con restos de infraestructuras, sobre una escombrera, en las cercanías del punto R6.
R5	(UTM huso 29 X 725719/Y 4735127). Punto localizado unos 200 m antes de llegar a la zona donde la Confederación Hidrográfica realizó labores de restauración sobre las riberas. Las aguas que circulan en este punto reciben el aporte de un afluente de carácter minero fuertemente contaminado (tributario Reguera de Veiga, punto R-A).
	 (mayo 2012) (junio 2008) Entrada hacia el punto R5 con la parte de ribera revegetada en el margen derecho e infraestructuras mineras en el margen izquierdo.
R4	(UTM huso 29 X 725208/Y 4734084). Punto ubicado en el cruce entre la pista minera y el río. Recibe aproximadamente 1 km aguas arriba el drenaje de una bocamina (punto RB).
	 (mayo 2012) (septiembre 2008) Bocamina inundada (punto RB) de la que parte una canalización en superficie que desemboca en el punto R4.

Cuadro 9.1. Puntos de muestreo en el arroyo Rodrigatos.

Punto	Descripción e imágenes
R2	(UTM 29 X 725205/Y 4733808). Punto situado unos 300 metros aproximadamente aguas abajo del sistema de balsas SAPS.
	 (mayo 2012) (mayo 2012) Escombrera en el margen izquierdo del cauce en el punto R5.
R1	(UTM huso 29 X 725581/Y 4732819). Punto localizado en el cruce entre el río con la carretera principal (Avenida Mediavilla, que une Pobladura de las Regueras e Igüeña). Se halla a 950 metros de las balsas SAPS.
	 (mayo 2012) (mayo 2012) Abrevadero ubicado junto al punto R1, en su margen derecho.
R0	(UTM huso 29 X 725155/Y 4729359). Punto situado unos 500 m previo a su confluencia con el río Tremor y a unos 2900 metros de distancia de las balsas SAPS.
	 (mayo 2012) (mayo 2012) Tramo justo anterior a su desembocadura en el río Tremor.

Cuadro 9.1. (*Continuación*). Puntos de muestreo en el arroyo Rodrigatos.

(b) *Sistema de Tratamiento Pasivo (R3-B/S*)

Punto	Descripción e imágenes
R3-B/S (UTM huso 30 X 725207/Y 4733919) que comprende los puntos R3-B, R3-S1, R3-S1 y R3-S, abarcando todo el sistema SAPS.	
R3-B	Toma en la tubería de salida del drenaje de la bocamina hacia la balsa nº 1. Durante el invierno 2009-2010, debido a las lluvias y al taponamiento de la arqueta de salida de la bocamina, la presión del agua provocó la aparición de fracturas en la pared de la bocamina por donde escapaba el drenaje de mina y que finalmente acabaron por derrumbar parte de la estructura.
	 (mayo 2012) Tubería de salida de la bocamina a través de la arqueta. (junio 2010) Bocamina tras el derrumbamiento.
R3-S1	Toma en la arqueta de salida de la balsa nº 1 hacia la balsa nº 2. La balsa nº 1 destacó desde un primer momento por el color naranja en superficie debido al contacto entre el Fe disuelto en agua con el oxígeno atmosférico. Sin embargo, apenas a 15 cm de profundidad el agua era transparente; color que podía visualizarse igualmente en la arqueta de salida hacia la siguiente balsa. También en ese último año de muestreo se desarrolló de forma natural una vegetación macrófita. En momentos puntuales se hallaron varios ejemplares de macroinvertebrados pertenecientes al suborden Heteroptera (familias Notonectidae, Pleidae y Gerridae), caracterizado por vivir en la interfase agua-atmósfera, así como varios reptiles y anfibios.
	 (julio 2010) (mayo 2012)

Cuadro 9.2. Puntos de muestreo en las balsas SAPS.

Punto	Descripción e imágenes
R3-S2	Toma en la tubería de salida de la balsa nº 2 hacia la balsa nº 3. Durante los primeros meses de funcionamiento del sistema, la balsa nº 2 recibió, desafortunadamente, parte del abono incorporado en la balsa nº 1. Este proceso de contaminación, fácilmente observable por el color negro del agua en los meses iniciales, propició la aparición y el crecimiento de comunidades microbianas blanquecinas que aún hoy día tapizan a modo de biofilm las paredes de la balsa. En julio de 2009 se llevó a cabo la identificación en laboratorio de dichas bacterias por medio de "Tubos BART" (DROYCON BIOCONCEPTS INC), unos cultivos específicos que permiten comprobar la presencia de determinados grupos de bacterias en la muestra. El estudio resolvió que se trataba de bacterias reductoras de sulfato. Las condiciones presentes en esta balsa, con abundante materia orgánica y una falta de oxigenación apropiada, favorecieron el crecimiento de este grupo microbiológico. El metabolismo de estas bacterias representa un factor importante para entender la geoquímica de las balsas, ya que estas bacterias toman el sulfato del agua y lo reducen a ácido sulfhídrico. Por ello, tras la siguiente visita seis meses después de su puesta en marcha, el agua ya poseía un color blanquecino-azul claro en superficie y un fuerte olor a huevo prodrido, producido por la oxidación del ácido sulfhídrico al entrar en contacto con el oxígeno atmosférico. (julio 2010) (mayo 2012)
R3-S	Toma en la tubería de salida de la balsa nº 3 (hacia el río). La balsa nº 3 presentaba un color del agua similar a la anterior (blanco-azulado), aunque el olor era menos intenso y no se observan comunidades bacterianas en su pared. A los nueve meses de su puesta en funcionamiento crecieron en importante cantidad individuos de macroinvertebrados perteneciente al orden Diptera, distinguiendo ejemplares de la familia Chironomidae (subfamilia Chironominae, tronco Chironomini) y de la familia Culicidae (subfamilia Culicinae). Además, en septiembre de 2009 la balsa fue colonizada por lentejas de agua (*Lemma* sp., *Wolffia* sp.), especies vegetales con altos requerimientos en nutrientes, si bien se suponen que también actúan como pequeños filtros verdes mejorando la calidad del agua. En cuanto al sistema de macrófitas en flotación, su crecimiento fue lento y poco exitoso, alcanzando su mejor estado en julio 2010, para finalmente acabar muriendo casi en su totalidad. (julio 2010) (mayo 2012)

Cuadro 9.2. (*Continuación*). Puntos de muestreo en las balsas SAPS.

(c) *Puntos adicionales*

Punto	Descripción e imágenes
Los dos puntos de muestreo siguientes no forman parte de la monitorización continua del arroyo Rodrigatos, siendo estudiados en dos ocasiones con el objetivo de obtener una mejor caracterización de las condiciones del agua.	
R-A	(UTM huso 29 X 725773/Y 4735175). Este punto pertenece al tributario Reguera de Veiga, el cual desemboca entre los puntos R6 y R5, tras recibir directamente aguas mineras procedentes de una explotación a cielo abierto de gran superficie..
	(septiembre 2008) (junio 2008)
RB	(UTM huso 29 X 725588/Y 4734620). El relieve donde se encuentra esta bocamina provoca un estancamiento inicial del drenaje de mina, que posteriormente se une al arroyo Rodrigatos con anterioridad al punto R4.
	(junio 2008) (mayo 2012)

Cuadro 9.3. Puntos de muestreo adicionales en la cuenca del arroyo Rodrigatos.

9.2.2. Periodicidad de las campañas de muestreo

Tras la construcción del sistema de balsas SAPS en agosto de 2008, se procedió a la monitorización del arroyo Rodrigatos. Tanto los puntos de muestreo del arroyo como los pertenecientes al sistema de balsas SAPS han sido analizados durante dos años, desde septiembre de 2008 a junio de 2010, efectuando las campañas de campo en los meses de abril, junio y septiembre. En total, en esta parte del trabajo fueron realizados 6 muestreos.

Lamentablemente, dos muestras del sistema de balsas (R3-S1 y R3-S2) carecen de datos en las dos primeras campañas (septiembre de 2008 y abril de 2009). Tampoco se obtuvieron datos en el punto R6 en dos ocasiones (septiembre de 2008 y de 2009), dado que la extracción del agua del cauce por parte de la mina causó la pérdida total de caudal en este tramo.

Los puntos extra R-A y RB fueron muestreados en momentos puntuales (septiembre de 2008 y abril de 2010, respectivamente) ya que únicamente se pretendía de ellos un análisis del agua para ver su posible influencia sobre el estado del arroyo.

9.2.3. Parámetros de estudio

De igual manera que en el proyecto general, se han medido a lo largo del arroyo las condiciones físico-químicas del agua y la concentración de metales en sedimento, además de caracterizar la calidad del agua mediante los índices biológicos de macroinvertebrados.

En el caso de los puntos del sistema de balsas SAPS (R3-B/S) y los dos puntos adicionales (R-A y RB) únicamente se han estudiado las condiciones físico-químicas del agua.

9.2.3.1. **En agua**

En el Cuadro 9.4 se exponen los parámetros analizados en el agua y el instrumental o técnica analítica utilizada. Una mayor descripción del procedimiento de análisis en este elemento se halla descrita en el Capítulo 4 de este documento.

Parámetros de estudio	Instrumental / Técnica analítica
En agua medidos *in situ*	
pH; Oxígeno disuelto (O_2, mg/L); conductividad eléctrica (CE, µS/cm); temperatura (Tª, °C); potencial óxido reducción (con su posterior corrección a potencial eléctrico Eh, mV)	Sonda multi-paramétrica (*Multi 340i/SET, WTW*)
Turbidez (FTU)	Turbidímetro (*HI 93703, HANNA Instruments*)
En agua medidos en laboratorio: muestra sin tratar	
Sulfatos (SO_4^{2-}) (mg/L); bicarbonatos (HCO_3^-) (mg/L)	Espectrofotometría de Absorción UW-Vis con un autoanalizador de flujo continuo (equipo *Alliance Instruments Integral Futura*)
Sólidos totales en suspensión (TSS) (mg/L)	Filtrado del agua y secado (a 105 °C) del residuo retenido en el filtro
Residuo seco (mg/L)	Desecación a 180 °C y gravimetría
En agua medidos en laboratorio: muestra filtrada y acidulada	
Sodio (Na) (mg/L); potasio (K) (mg/L); magnesio (Mg) (mg/L); calcio (Ca) (mg/L)	AAS (*Atomic Absorption Spectrophotometer*) de llama (equipo *Varian SpectrAA 220 FS*)
Hierro (Fe) (µg/L)	ICP-AES (*Inductively-Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy*) (equipo *Varian Vista MXP*)
Aluminio (Al) (µg/L); manganeso (Mn) (µg/L); zinc (Zn) (µg/L); níquel (Ni) (µg/L); cobalto (Co) (µg/L); cromo (Cr) (µg/L); arsénico (As) (µg/L); cobre (Cu) (µg/L); plomo (Pb) (µg/L); cadmio (Cd) (µg/l)	ICP-MS (*Inductively-Coupled Plasma Mass Spectrometry*) (equipo *Leco Renaisance* -año 2007- y *Agilent 7500ce* -años 2008/2010-)

Cuadro 9.4. Parámetros analizados en agua y en sedimento.

Por otra parte, se ha llevado a cabo una analítica complementaria multielemental de las muestras del arroyo y del sistema de balsas SAPS en dos campañas (abril y septiembre de 2009). En este análisis se midió la concentración de los metales traza siguientes: vanadio (V), molibdeno (Mo), plata (Ag), antimonio (Sb), bario (Ba), talio (Tl), uranio (U), mercurio (Hg), berilio (Be) y selenio (Se).

9.2.3.2. **En sedimento**

Tal y como se describe detalladamente en la metodología del Capítulo 5, se ha medido el contenido total de los once metales (Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Co, Cr, As, Cu, Pb y Cd; en µg/g peso seco) en cada tramo de muestreo del arroyo. Asimismo, se ha analizado la concentración de cada uno de estos metales en las distintas fracciones mineralógicas de Tessier.

9.2.3.3. **En la fauna macrobentónica**

En cuanto al estudio de la fauna macrobentónica, el procedimiento de muestreo efectuado con la ayuda de una red de malla se encuentra descrito en el Capítulo 6 de este documento. En dicho apartado se exponen igualmente los índices biológicos utilizados en la caracterización del estado del agua IBWMP (Tabla 9.1) y EPT (Tabla 9.2), y la valoración del estado ecológico marcado en la Directiva 2000/60/CE según el Ratio de Calidad Ecológica. Igualmente se ha trabajado con la abundancia de individuos, el número de taxones totales, la representación taxonómica de los distintos órdenes y la distribución de los grupos funcionales de alimentación (FFG).

Tabla 9.1. Clases de calidad, significación de los valores IBMWP y colores a utilizar en las representaciones cartográficas (Jáimez-Cuellar *et al.*, 2002).

Clase	Estado ecológico	Calidad	IBMWP	Color^
I	Muy bueno	Buena. Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible.	≥ 101	Azul
II	Bueno	Aceptable. Son evidentes algunos efectos de contaminación.	61-100	Verde
III	Aceptable (=Moderado)*	Dudosa. Aguas contaminadas.	36-60	Amarillo
IV	Deficiente	Crítica. Aguas muy contaminadas.	16-35	Naranja
V	Malo	Muy crítica. Aguas fuertemente contaminadas.	< 15	Rojo

* Ortiz-Casas (2002) señala que fue un error la permanencia del término "Aceptable", al mantener la traducción de "*Fair*" de una primera versión del texto en inglés de la Directiva 2000/60/CE, en vez de corregirlo a "Moderado", término "*Moderate*" que fue el que definitivamente quedó en la versión inglesa.
^ El establecimiento de colores determinado por la Directiva es un criterio estandarizado para todos los miembros de la Unión Europea.

Tabla 9.2. Clases de calidad, significación de los valores EPT y colores a utilizar en las representaciones cartográficas.

Clase	Calidad del río	Riqueza de taxones EPT	Color*
I	Sin impacto.	> 10	Azul
II	Ligeramente impactado.	6-10	Verde
III	Moderadamente impactado.	2-5	Naranja
IV	Severamente impactado.	0-1	Rojo

* La correspondiente clasificación por colores de los rangos de calidad para este índice han sido elegidos en concordancia con los propuestos para el índice IBMWP.

Los datos (sin tratar) obtenidos en laboratorio o en campo se hallan recogidos en los anexos:

(a) Anexo 9.B: puntos del sistema de balsas SAPS (R3-B/S).

(b) Anexo 9.C: puntos de muestreo en el arroyo Rodrigatos (R6, R5, R4, R2, R1, R0).

(c) Anexo 9.D: puntos adicionales (R-A, RB).

9.3 Resultados y discusión

A continuación se presentan y discuten los resultados obtenidos en base a los objetivos planteados.

9.3.1. Efectividad del sistema de tratamiento pasivo

En este apartado se ha tratado de analizar la efectividad del sistema de tratamiento pasivo tipo balsas SAPS construido tras un drenaje de mina de interior que vertía directamente sobre el arroyo Rodrigatos. De esa forma, se han llevado a cabo:

- Análisis de la efectividad en la decantación de metales en el sistema de balsas SAPS mediante el cálculo del porcentaje de retención de cada metal que tiene lugar en las balsas en relación a la concentración de un metal en el agua de mina y su concentración en el agua de salida del sistema SAPS.
- Estudio de la evolución de los parámetros físico-químicos secundarios que sirven como control de las condiciones del agua presentes en las balsas.
- Valoración del tratamiento comparando con un supuesto tratamiento ideal.

9.3.1.1. **Porcentaje de retención de metales**

El objetivo del sistema de balsas SAPS construido es proporcionar las condiciones físico-químicas óptimas para la decantación de metales. Por ello, para cuantificar la efectividad del sistema de tratamiento pasivo, se expone en la Tabla 9.3 el porcentaje de retención de metales calculado como:

$$\% \text{ retención} = 100 - \frac{\text{concentración R3-S} \times 100}{\text{concentración R3-B}}$$

donde R3-B es la concentración del metal *i* medido en el drenaje de mina y R3-S la concentración del metal *i* en la salida del sistema de balsas SAPS.

Tabla 9.3. Concentración de metales (µg/L) en la bocamina y sistema de balsas SAPS a lo largo del estudio, y porcentaje (%) de retención de metales en cada campaña y globalmente.
Nota: Las dos primeras campañas (s08 y a09) en los puntos R3-S1 y R3-S2 carecen de valores.
En color azul se ha coloreado la media del % de retención obtenida a lo largo del estudio y en rojo aquellos valores considerados anómalos.

Metal	Campaña	R3-B	R3-S1	R3-S2	R3-S	% retención
Al (µg/L)	s08	127.00	-	-	60.20	52.60
	a09	107.00	-	-	15.30	85.70
	j09	60.60	16.10	14.00	12.50	79.37
	s09	38.80	< 4	3.54	4.00	89.69
	a10	166.00	7.57	5.14	2.00	98.80
	j10	89.60	4.30	3.61	6.87	92.33
					Media % retención	**83.08**
Fe (µg/L)	s08	20770.00	-	-	407.00	98.04
	a09	18040.00	-	-	5741.00	68.18
	j09	21400.00	116.00	102.00	101.00	99.53
	s09	12420.00	46.30	59.00	47.30	99.62
	a10	15930.00	83.69	105.00	30.00	99.81
	j10	16650.00	80.20	37.70	2204.00	86.76
					Media % retención	**91.99**
Mn (µg/L)	s08	2699.00	-	-	3038.00	-12.56
	a09	2186.00	-	-	2090.00	4.39
	j09	2400.00	999.00	968.00	935.00	61.04
	s09	1817.00	460.00	473.00	454.00	75.01
	a10	2252.00	84.00	88.60	1888.00	16.16
	j10	2730.00	59.10	61.00	1430.00	47.62
					Media % retención	**31.94**
Zn (µg/L)	s08	313.00	-	-	76.60	75.53
	a09	59.00	-	-	29.70	49.66
	j09	34.10	33.80	40.50	75.70	-121.99
	s09	16.20	6.18	8.88	15.00	7.41
	a10	69.30	17.00	4.75	39.70	42.71
	j10	118.00	5.00	6.00	36.20	69.32
					Media % retención	**20.44**
Ni (µg/L)	s08	37.10	-	-	1.49	95.98
	a09	68.20	-	-	61.50	9.82
	j09	42.00	0.001	0.001	0.39	99.07
	s09	26.90	0.14	0.25	0.16	99.41
	a10	95.80	0.001	0.001	82.60	13.78
	j10	146.00	0.001	0.001	60.00	58.90
					Media % retención	**62.83**
Co (µg/L)	s08	16.50	-	-	1.37	91.70
	a09	32.50	-	-	28.40	12.62
	j09	20.00	0.74	0.72	0.75	96.25
	s09	12.10	0.48	0.49	0.49	95.95
	a10	43.20	0.11	0.23	37.50	13.19
	j10	65.10	0.001	0.10	26.50	59.29
					Media % retención	**61.50**
As (µg/L)	s08	6.85	-	-	5.26	23.21
	a09	5.70	-	-	1.56	72.63
	j09	6.23	0.84	1.67	1.78	71.43
	s09	5.23	0.68	1.30	1.32	74.76
	a10	5.01	0.16	0.19	0.35	93.01
	j10	5.63	0.20	0.26	0.88	84.37
					Media % retención	**69.90**

En primer lugar, los valores obtenidos de Cr, Cu, Pb y Cd se han omitido de la tabla de datos presente porque se midieron en concentraciones inferiores a los límites de detección.

En segundo lugar, hay que tener en cuenta que las fluctuaciones de retención ocurridas en el sistema pueden deberse a las propias variaciones en la concentración de metales presentes en el agua de mina causadas por la mayor o menor afluencia de agua (caudal) que brota del interior a causa de las precipitaciones precedentes.

En tercer lugar, en relación a la media del porcentaje de retención, se aprecian cuatro conjuntos de comportamientos o efectividades:

- Los metales Al y Fe han sido decantados casi en su totalidad al pasar por el sistema SAPS, obteniéndose una reducción de la concentración de un 83.08% y 91.99% respectivamente.
- Los metales Ni, Co y As han sido precipitados en menor medida que los anteriores, pero con unos porcentajes significativos de 62.83, 61.50 y 69.90, respectivamente. A lo largo del estudio, según se alcanzaba la estabilización de las balsas, la decantación de Ni y Co ha ido variando considerablemente, mientras que la de As fue aumentando.
- La precipitación de los metales Mn y Zn se establece en proporción de 31.94% y 20.44%, por lo que el sistema es menos eficaz en la retirada de estos metales. Por otro lado, existe una gran variabilidad en el porcentaje de retención entre las distintas campañas.

En resumen, los metales Al, Fe, Mn, Ni, Co y As que se hallan en mayores proporciones en el agua de mina (R3-B), ven disminuida su concentración en el agua de salida del sistema de balsas SAPS (R3-S). **Las retenciones más eficaces ocurren con el Fe y Al, mientras que el As, Ni, Co y, en especial, el Mn, son inmovilizados en menor proporción**.

Observando detalladamente las concentraciones medidas en las tres balsas del sistema SAPS, se estima que **la decantación de metales ocurre principalmente en la balsa nº 1** (R3-S1). Asimismo, se aprecia una **removilización** de los metales en la segunda y tercera balsa debido a que el agua cambia de condiciones reductoras a oxidantes, de forma que entre el agua que sale de la balsa nº 2 (R3-S2) y la que sale de la balsa nº 3 (R3-S) la concentración de los metales se ve incrementada (aunque en baja proporción si se considera la concentración del agua de mina).

Asimismo, parece que la retención de metales es inminente tras la puesta marcha del sistema SAPS, como se observa en los porcentajes calculados en septiembre de 2008. Sin embargo, este porcentaje varía entre esa primera campaña y la tercera (junio de 2009), por lo que es posible que las condiciones del sistema SAPS estuvieran equilibrándose y que por ello su resultado más óptimo no empezará hasta a partir de los diez meses de puesta en marcha.

9.3.1.2. **Parámetros secundarios**

En el Cuadro 9.5 se exponen los valores obtenidos de los parámetros considerados como secundarios.

R3-B	R3-S1	R3-S2	R3-S
pH = 6.44±0.23	pH = 6.88±0.16	pH = 7.28±0.34	pH = 7.33±0.20
O_2 = 4.03±2.92mg/L	O_2 = 0.99±1.45 mg/L	O_2 = 6.21±5.78 mg/L	O_2 = 5.83±3.01 mg/L
Tª = 15.02±2.04 °C	Tª = 17.13±0.97 °C	Tª = 18.53±0.83 °C	Tª = 17.70±2.13 °C
Eh = 241.47±36.43 mV	Eh = -32.02±20.30 mV	Eh = 180.84±179.37 mV	Eh = 259.31±103.44 mV
CE = 2233.33±84.54 µS/cm	CE = 2370.00±353.46 µS/cm	CE = 2137.50±71.36 µ/cm	CE = 2163.33±73.67 µS/cm
Turbidez = 13.53±14.33 FTU	Turbidez = 6.98±2.52 FTU	Turbidez = 299.75±272.49 FTU	Turbidez = 227.20±165.60 FTU
TSS = 39.00±22.88 mg/L	TSS = 8.28±5.62 mg/L	TSS = 18.78±13.52 mg/L	TSS = 31.00±28.62 mg/L
SO_4^{2-} = 1235.00±85.26 mg/L	SO_4^{2-} = 1165.00±86.60 mg/L	SO_4^{2-} = 1156.00±76.66 mg/L	SO_4^{2-} = 1145.67±92.05 mg/L
HCO_3^- = 160.33±36.19 mg/L	HCO_3^- = 198.50±38.41 mg/L	HCO_3^- = 199.75±27.62 mg/L	HCO_3^- = 211.67±49.66 mg/L
Residuo seco = 2021.67±86.28 mg/L	Residuo seco = 1995.35±44.81 mg/L	Residuo seco = 2039.95±64.58 mg/L	Residuo seco = 2014.43±72.93 mg/L
Na = 12.68±3.59 mg/L	Na = 11.25±0.45 mg/L	Na = 11.23±0.50 mg/L	Na = 12.83±3.53 mg/L
K = 6.49±0.86 mg/L	K = 7.13±0.70 mg/L	K = 7.63±0.63 mg/L	K = 24.67±44.26 mg/L
Mg = 162.83±22.54 mg/L	Mg = 165.25±21.20 mg/L	Mg = 166.00±21.37 mg/L	Mg = 170.00±18.54 mg/L
Ca = 273.33±17.13mg/L	Ca = 286.75±17.29 mg/L	Ca = 294.75±3.40 mg/L	Ca = 285.83±17.13 mg/L

Cuadro 9.5. Valores medios y desviaciones típicas de los parámetros secundarios medidos a lo largo del estudio en el drenaje de mina (R3-B) tratado por el sistema de balsas SAPS (R3-S1, R3-S2 y R3-S).
Nota: Imagen aérea tomada en marzo 2013 (Fuente: *Google Maps*).

De los parámetros de control estudiados, algunas variables como Tª, CE, SO_4^{2-}, residuo seco, Na, K, Mg y Ca mantienen unos valores constantes en todo el sistema.

Sin embargo, para el resto de variables sí que existen variaciones entre el agua que entra y sale del sistema, e incluso entre el agua que circula por el sistema:

- El **pH** del drenaje de mina va aumentado a medida que atraviesa el sistema desde 6.44 a 7.33, debido a la disolución de la caliza de la balsa nº 1 y su efecto de neutralización de la acidez.
- La concentración de **O_2**, globalmente baja, osciló entre las balsas como consecuencia de las reacciones químicas y/o bacteriológicas que ocurrían en ellas. La menor concentración fue medida en el agua de salida de la balsa nº 1 (R3-S1) con 0.99 mg/L de media, lo que se debe a la actividad bacteriana que produce la descomposición de la materia orgánica (abono) y a la actividad de las

bacterias reductoras del azufre que reducen el sulfato a ácido sulfhídrico ocasionando, además, un ambiente reductor.

- El valor de **Eh** ha sufrido variaciones a lo largo del sistema de balsas. El agua de la bocamina (R3-B) salía en un estado de oxidación-reducción de 242 mV (valor medio), provocando que el hierro presente en el agua de la balsa nº 1 comenzase a oxidarse otorgando un color naranja en superficie. En la salida del agua de la balsa nº 1 (R3-S1) el ambiente era ya muy reductor (media -32 mV), lo que favorecía la presencia de bacterias sulfato reductoras del azufre, las cuales quedaban también patentes en las paredes de la balsa nº 2. El agua que salía de esta balsa (R3-S2) fue variando su potencial a lo largo del estudio hacia un ambiente cada vez más oxidado desde -30 mV (junio 2009) a 373 mV (junio 2010), causando en la balsa nº 3 la disminución de la presencia de bacterias con respecto a la anterior y la aparición de lentejas de agua que favorecen en cierta medida la calidad del agua. De esa forma, el agua final (R3-S) vertida adquiría un valor positivo de oxidación (media 259 mV).
- La **CE** presente tanto en el agua de bocamina como en el agua que discurre por las balsas posee valores de conductividad por encima de los 2000 µS/cm. Los datos obtenidos en campo muestran una variación mínima entre la bocamina y la salida de las balsas, notándose un ligero aumento de valor al alcanzar el arroyo. Sin embargo, sería de esperar que la CE fuera disminuyendo de forma paralela a la decantación de metales, dado que se supone una forma indirecta de medida de la presencia de sales iónicas. Esto indica que en la presente medición de la CE podrían influir en mayor medida otros elementos como sulfatos, que se mantienen en niveles muy elevados, y los bicarbonatos, que aumentan a lo largo del sistema de balsas.
- La **turbidez** señala una falta de transparencia en un líquido, encontrándose generalmente ligado a los sólidos en suspensión, aunque en este caso también cabe considerar el plancton y otros microorganismos. Los datos indican un aumento considerable de este parámetro en el avance del agua desde la bocamina (R3-B) con 15.53 FTU hacia la salida de las tres balsas con 6.98, 300 y 227 FTU respectivamente (R3-S1, R3-S2 y R3-S). Su explicación es atribuible a la actividad sulfato-reductora de las bacterias que reducen el sulfato a ácido sulfhídrico, el cual es oxidado en superficie por el oxígeno atmosférico otorgando el mencionado color blanquecino al agua de la balsa nº 2 y nº3. Si bien, este color desaparece rápidamente cuando el agua vertida se une al cauce del arroyo, debido a la rápida oxigenación producida por el movimiento del agua y los resaltos del arroyo.
- Los **TSS** son partículas extremadamente pequeñas que no precipitan por gravedad por lo que se encuentran suspendidas en el agua. Esta variable disminuye su presencia de 39 a 8.38 mg/L desde el agua de bocamina (R3-B) a su salida de la balsa nº 1 (R3-S1) dada la decantación de metales que ocurre esencialmente en esta balsa. Posteriormente aumenta ligeramente hasta 18.78 y 31 mg/L en la salida de la balsa nº 2 (R3-S2) y nº 3 (R3-S), respectivamente, lo que puede deberse a la alta presencia de masa microbiana.

- Los **HCO_3^-** aumentan su concentración desde 160 mg/L medidos en la bocamina (R3-B) a 212 mg/L tras superar las balsas (R3-S). Este incremento es producido por la disolución de la caliza depositada en la balsa nº 1, provocando la consiguiente elevación del pH en una unidad.

9.3.1.3. Valoración del sistema de tratamiento pasivo

El sistema de tratamiento pasivo construido consta de tres balsas: un SAPS en sentido estricto, una balsa de decantación y una balsa con macrófitas en flotación que podría entenderse como un humedal aerobio.

Para tratar de valorar el comportamiento de las balsas y su efectividad en la decantación de metales, se enfrentan a continuación las condiciones ideales que ocurren en este tipo de tratamiento y las halladas en el objeto de estudio.

- En un SAPS ideal (Demchak *et al.*, 2001), el agua oxidada se vuelve más reducida al pasar por la materia orgánica, mientras que el Fe y el Al son retirados a través del intercambio y filtración con la materia orgánica. El agua, ya bajo unas condiciones más reducidas y con una menor concentración de metales, fluye hacia la zona inferior de la balsa y entra en contacto con la caliza, la cual se disuelve aportando alcalinidad.
    - En el sistema SAPS estudiado (balsa nº 1) sí que se ha producido una reducción prácticamente total de estos dos metales Al (83.08%) y Fe (91.99%).
- Igualmente, estas condiciones de reducción también son favorables para la aparición de bacterias sulfato reductoras, que metabólicamente producen bicarbonato, ácido sulfhídrico (H_2S) y otros sulfitos (Jage *et al.*, 2001) a la vez que reducen la cantidad de metales y SO_4^{2-} en el agua (EPA, 2000).
    - Aunque sí que se han observado dichas comunidades microbianas que transforman los SO_4^{2-} en H_2S, no se ha producido una disminución significativa de la concentración de este compuesto entre el agua de la mina (1235 mg/L) y la vertida tras el tratamiento (1145 mg/L), quizás porque la concentración de sulfatos era muy alta y/o las condiciones no fueron lo suficientemente reductoras.
- La efectividad de los SAPS es defendida también por Brenner y col. (1993) en cuanto a la precipitación de Fe y Al, la reducción de SO_4^{2-} y el incremento de pH, pero no así en la reducción de la proporción de Mn.
    - En este estudio, la retención de Mn fue mínima en los primeros meses de puesta en marcha del sistema, aunque luego su retención media ha alcanzado el 31.94%.
- En la materia orgánica del SAPS tiene lugar la descomposición bacteriana por parte de las bacterias sulfato reductoras, cuya actividad aumenta la alcalinidad. Esta capa tiene como función transformar el hierro férrico (Fe^{3+}) a ferroso (Fe^{2+}) y eliminar el oxígeno disuelto del agua, con lo que la caliza de la capa inferior no se recubre de precipitados de hidróxidos férricos y la disolución de carbonato cálcico puede ser mantenida durante años, proporcionando grandes cantidades de alcalinidad (Ordóñez-Alonso, 1999).

- Es bastante probable que gran parte del abono presente en la balsa nº 1 fuera lavado hacia la balsa nº2, ya que se hallaron las mayores cantidades de comunidades bacterianas en la arqueta conductora entre las dos balsas y en las cercanías del agua vertida sobre la segunda. Esto ha podido provocar que la capa de caliza de la balsa nº 1 se haya podido recubrir con precipitados de metales, dado que la decantación de metales tenía lugar en esta balsa y no en la balsa nº 2, tal y como estaba previsto. Por ello, es importante tener en cuenta que la precipitación de hidróxidos sobre la capa de caliza puede ocurrir a menudo (Jage *et al.*, 2001) y que la vida de un sistema SAPS suele ser de siete años, aunque ésta puede alargarse reemplazando la capa de materia orgánica tras dos o tres años (Demchak *et al.*, 2001).

- Los humedales naturales son auténticas depuradoras de aguas residuales, de mina, industriales, agrícolas, urbanas, etc. (Ordóñez-Alonso, 1999). La historia ha demostrado que tras un humedal natural de *Sphagnum* sp., la concentración de hierro y la acidez pueden ser reducidas sin provocar la degradación del humedal (Huntsman *et al.*, 1978; Wieder & Lang, 1986). La mayor parte de la retención de hierro en los humedales construidos se debe a la unión con la materia orgánica y la precipitación directa de hidróxidos de hierro. Además, la oxidación cerca de la superficie y la sulfato reducción en zonas profundas ricas en materia orgánica ayudan en la reducción de la cantidad de este metal. Estudios posteriores demostraron una mayor eficiencia del sistema cuando la especie vegetal pertenecía al género *Typha* (espadaña o enea) (Ordóñez-Alonso, 1999).
  - La balsa nº 3 tenía como objetivo aumentar la retención de metales a través de las plantas, a modo de simulación de un humedal. Sin embargo, el desarrollo de las macrófitas no ha sido el esperado bien porque las condiciones del agua no lo han favorecido, o bien porque el sistema de flotación no ha sido adecuado, mientras que de forma espontánea sí que surgieron en la balsa nº 1. Es posible que la causa del mal desarrollo de las macrófitas esté más relacionada con la flotación que con las condiciones del agua, ya que la aparición de las lentejas de agua son indicativas de aguas cargadas en nutrientes.

Por otro lado, es necesario profundizar en la <u>retención del Mn</u>, metal problemático por su toxicidad y que, según la bibliografía consultada, resulta muy difícil de remover tanto usando un tratamiento activo como pasivo a causa de su alta energía de activación requerida en la precipitación de óxidos de Mn (Crerar & Barnes, 1974) o de su alta solubilidad bajo un amplio rango de pH (Bamforth *et al.*, 2006). Se sabe que la oxidación de Mn no ocurre rápidamente si no existen condiciones altas de oxidación y de pH (por encima de 9), aunque un pH tan alcalino produciría un efecto igualmente dañino para los organismos.

Además, su oxidación se ve entorpecida en presencia de hierro ferroso (Nairn & Hedin, 1993); motivo por el cual los sistemas de retención de Mn suelen ubicarse al final del tratamiento, de forma que reciban aguas en las que la mayoría del Fe ha sido ya retenido (Fe < 1000 µg/L) (Johnson & Younger, 2005). Así, Lesley y col. (2008) encontraron que la retención de Mn es posible en los humedales construidos, aunque para que esta fuera posible era necesario eliminar previamente el Fe. De hecho,

observaron que la reducción de Mn no empezó a ser significativa hasta que los valores de Fe estuvieron por debajo de los 5000 µg/L. Por tanto, el Fe puede actuar como un factor limitante en la precipitación de Mn, aunque en el SAPS de estudio, el Fe ha precipitado sin conllevar una reducción importante del Mn disuelto.

Aparte, está ampliamente asumido que la oxidación de Mn en un pH circumneutral es biológicamente catalizada (Zhang *et al.*, 2002), es decir, que su retención puede tener lugar a pH circumneutrales por medio de la actividad biológica (Brant & Ziemkiewicz, 1997). Así, según algunos autores (Phillips *et al.*, 1995; Hamilton *et al.*, 1999) el sistema de tratamiento pasivo más efectivo en la retención de Mn consiste en una forma de biorremediación a través de una capa óxica de roca con algas o bacterias que crean micronichos de elevado pH donde ocurre la precipitación de oxihidróxidos y óxidos de Mn. O bien, mediante un drenaje anóxico de caliza que desemboque en un humedal para retener Fe, Al y acidez, mientras se incrementa el pH y la alcalinidad, y cuyo efluente terminaría en un lecho de caliza donde tendría lugar la retención de Mn, formándose costras negras delgadas (Brant & Ziemkiewicz, 1997). Estas costras y óxidos de Mn (IV) pueden ver potenciada su formación a través de las reacciones enzimáticas llevadas a cabo por bacterias. Un ejemplo de estas "rocas filtradoras" es el llamado *Pyrolusite Process* (Vail & Riley, 2000), un sistema de biorremediación patentado que ha sido usado satisfactoriamente en aguas manganiferas. En este sistema, una capa de grava de caliza es inoculada con bacterias oxidadoras de Mn que son seleccionadas específicamente. Sin embargo, trabajos recientes (Rose *et al.*, 2003) sugieren que esta especial inoculación podría no ser necesaria. De hecho, sustratos dolomíticos con una base de bentonita (arcilla de grano muy fino) y pirolusita (MnO_2) han probado ser más efectivos en la retención de Mn (Johnson & Younger, 2005).

Finalmente, existen otras comunidades de organismos que pueden resultar de interés en la potenciación de la retención de Mn. Por una parte, Bender y col. (1994) demostraron la retención de Mn y otros metales por parte de tapetes microbianos (con *Oscillatoria* sp.) desarrollados para tolerar metales. También los hongos son unos importantes mediadores en la oxidación de Mn (II), como mostraron Burgos y col. (2009) al hallar que la masa microbiana en sistemas de retención de Mn (II) estaba constituida en un 88% por hongos mientras que el 12% eran bacterias.

En resumen, parece que el sistema de ensayo construido no cumple fielmente la evolución esperada en cada una de las balsas, principalmente en la segunda y en la tercera. No obstante, en los dos años de estudio se ha observado la retención de dos metales (Al y Fe) en cantidades importantes y de otros cinco (As, Zn, Ni, Co y Mn) en menor proporción, por lo que habría que felicitar la iniciativa de construcción en la comarca sabiendo que se trata de una aplicación en la naturaleza cuyo comportamiento no es siempre predecible y que, asimismo, puede servir como base para ensayos posteriores.

A la luz de los resultados y considerando lo mencionado anteriormente, se proponen las siguientes <u>actuaciones para la mejora y mantenimiento de las balsas</u>:

- La balsa nº 1 original recibía el agua drenada de la mina de interior a través de un tubo que salía de una arqueta que sellaba la mina. Esto ha derivado en el taponamiento de la arqueta, que junto con

la gran cantidad de precipitaciones en los pasados años, condujeron primero a una grieta en la pared a través de la cual el agua ha abierto su camino, desmoronando finalmente parte de la pared. Por ello, sería recomendable dejar una salida de drenaje libre y abierta sobre la balsa nº 1.

- Dado que tanto la materia orgánica como la caliza tienen un tiempo de vida limitado, sería aconsejable reponer la materia orgánica y limpiar la caliza si ésta tuviera capas de precipitados sobre ella. No obstante, las proporciones de cada capa deberían ajustarse más a las dimensiones de la balsa. Las proporciones recomendadas son de 30-100 cm de caliza machacada, 30-50 de materia orgánica (compost de hongos) y 120-140 cm de agua libre (Ordóñez-Alonso, 1999; EPA, 2000), mientras que en el sistema construido de la balsa nº 1 las proporciones fueron de 60 cm de caliza, 40 cm de materia orgánica (abono) y 60 cm de agua libre. Por tanto, parece que la capa de abono fue desmesurada frente a las otras dos capas, lo que ha podido ayudar al ya mencionado lavado del abono hacia la segunda balsa.
- La balsa nº 2 que hace ahora de balsa de decantación podría transformarse en un humedal construido con especies del género *Thypha* (espadaña o eneo), dado que los humedales tanto naturales como construidos gozan de una buena reputación como depuradoras de aguas contaminadas (Ordóñez-Alonso, 1999; EPA, 2000).
- Además, como forma de potenciar o favorecer la retención de manganeso se podría inocular en el agua cianobacterias del género *Oscillatoria* sp. si éstas no crecieran de forma natural.
- La balsa nº 3, con un sistema de macrófitos en flotación en la actualidad, podría dejarse como simple balsa de decantación, dado que puede servir como balsa de seguridad y de estabilización del agua final de salida, además de que lo habitual en un sistema de tratamiento pasivo es cerrar con este tipo de balsas (Ordóñez-Alonso, 1999; EPA, 2000).
- En las tres balsas se ha producido la rotura del geotextil, por lo que sería recomendable cambiarlo.
- Por último, el sistema conductor de agua entre las balsas podría ser un sistema semejante a un Canal Abierto de Caliza (OLC, *Open Limestone Channels*), el cual incrementa la oxigenación ayudando, por tanto, en la decantación de metales y aumentando la alcalinidad. Al mismo tiempo, con el fin de prolongar el contacto del agua con el tren de caliza, éste podría ser serpenteado.

Lo importante es que, sea cual sea el tratamiento pasivo elegido, es muy aconsejable un seguimiento de las obras efectuadas para analizar la eficacia del tratamiento así como los posibles futuros deterioros de los materiales de la construcción, relacionados principalmente con la disminución de la capacidad de generación de alcalinidad por parte de la caliza y con el agotamiento del sustrato orgánico por su consumo bacteriano.

9.3.2. Grado de afección del agua del arroyo Rodrigatos por contaminación metálica

La caracterización de las condiciones del agua del arroyo Rodrigatos se ha llevado a cabo en función de la concentración de los elementos físico-químicos medidos en los seis puntos de muestreo (R6, R5, R4, R2, R1, R0) a lo largo de los dos años de estudio y en base a los valores límites establecidos para una vida acuática óptima y para el agua de consumo humano.

De esa forma, se han efectuado los siguientes análisis:

- Descripción de la variación longitudinal de los parámetros físico-químicos medidos en agua. Para ello, en primer lugar, se ha realizado un análisis estadístico (paquete estadístico SPSS v.15.0) basado en la posibilidad de encontrar diferencias significativas en los valores hallados entre los distintos puntos de muestreo. Así, se ha efectuado un análisis de comparación de los valores medios. Si las variables se distribuían siguiendo la normal, se ha realizado una comparación mediante el análisis ANOVA de un factor (siendo el factor los puntos de muestreo) y la consiguiente prueba post hoc (Tukey o Bonferroni). En el caso de no ajustarse a la normalidad, se realizó un análisis Kruskal-Wallis y el posterior U-Mann Whitney para variables significativas.

  En segundo lugar se exponen los valores medios y las desviaciones típicas obtenidas en cada punto a través de su representación gráfica en diagramas de caja y bigotes.
- Valoración de la calidad del agua en función de la legislación pertinente en cuanto a las normas de calidad para el desarrollo de una vida acuática y en relación a los niveles máximos permisibles en agua destinada al consumo humano.

9.3.2.1. **Contenido de elementos físico-químicos en el agua**

En la Tabla 9.4 se exponen los valores medios y desviaciones típicas de los elementos físico-químicos analizados a lo largo del eje longitudinal del arroyo Rodrigatos, así como los resultados del test estadístico de comparación de medias llevado a cabo. En la Fig. 9.7 se presentan los valores en gráficas de diagramas de caja y bigotes. La Tª, al ser un factor dependiente de la hora del día en la que es medida, no se ha considerado en el análisis estadístico.

Tabla 9.4. Valor medio y desviación típica de las variables físico-químicas medidas en el agua del arroyo Rodrigatos (puntos R6, R5, R4, R2, R1, R0), y comparación entre los puntos según el análisis de comparación de medias.(Nota: F = valor del estadístico de ANOVA; Chi = valor del estadístico Chi-cuadrado de Kruskal-Wallis; Sig.[a]= nivel de significación de ANOVA o Kruskal-Wallis; Sig.[b] = nivel de significación de la prueba Post hoc Tukey (T)/Bonferroni (B), o valor del estadístico z y nivel de significación de U-Mann Whitney).

Variable	Media ± DT (R6)	Media ± DT (R5)	Media ± DT (R4)	Media ± DT (R2)	Media ± DT (R1)	Media ± DT (R0)	F o Chi	Sig.[a]	Puntos diferentes	Sig.[b]
pH	6.86±0.41	7.20±0.29	7.29±0.27	7.45±0.23	7.53±0.41	7.32±0.78				
Tª (°C)	13.35±3.38	14.72±2.74	12.55±2.75	11.50±3.00	13.43±1.24	12.63±3.28				
O_2 (mg/L)	9.63±2.58	9.20±2.81	10.61±4.33	10.44±2.82	9.06±1.56	8.46±1.50				
Eh (mv)	454.54±18.28	392.69±57.74	362.47±70.71	295.42±72.53	436.15±120.33	423.24±42.73	Chi = 13.876	0.016	R6-R2	z = -2.558, p = 0.011
									R5-R2	z = -2.082, p = 0.037
									R2-R1	z = -2.242, p = 0.025
									R2-R0	z = -2.562, p = 0.010
CE (µS/cm)	72.00±13.59	860.50±411.26	785.33±260.48	848.00±292.54	791.33±278.57	690.67±279.85	F = 4.574	0.004	R6-R5	0.004 (B)
									R6-R4	0.011 (B)
									R6-R2	0.005 (B)
									R6-R1	0.010 (B)
									R6-R0	0.042 (B)
Turbidez (FTU)	10.93±4.28	11.99±10.50	9.38±7.82	25.18±7.63	12.28±9.09[(1)]	9.76±8.18				
Al (µg/L)	44.13±14.59	79.45±41.12	56.18±25.24	43.24±18.98	67.37±11.24	35.60±21.56				
Fe (µg/L)	82.40±25.14	44.47±22.54	85.02±61.16	165.22±135.96	55.39±49.44	78.13±81.26				
Mn (µg/L)	61.13±23.29	567.67±200.83	407.67±94.17	484.50±162.88	389.00±26.28	163.09±139.65	F = 11.174	0.000	R6-R5	0.000 (B)
									R6-R4	0.005 (B)
									R6-R2	0.000 (B)
									R6-R1	0.009 (B)
									R5-R0	0.000 (T)
									R4-R0	0.034 (T)
									R2-R0	0.003 (T)
Zn (µg/L)	54.98±31.03	62.47±33.71	51.45±26.28	40.44±16.24	36.15±8.23	53.40±33.90				
Ni (µg/L)	3.93±0.57	58.68±24.59	37.95±11.75	36.83±12.28	34.60±11.07	20.42±11.44	Chi = 21.153	0.001	R6-R5	z = -2.558, p = 0.011
									R6-R4	z = -2.558, p = 0.011
									R6-R2	z = -2.558, p = 0.011
									R6-R1	z = -2.558, p = 0.011
									R6-R0	z = -2.558, p = 0.011
									R5-R0	z = -2.882, p = 0.004
									R4-R0	z = -2.402, p = 0.016
									R2-R0	z = -2.242, p = 0.025
									R1-R0	z = -2.402, p = 0.016

[(1)] Existe un valor anómalo de 1000 FTU que haría cambiar el valor medio a 176.90±403.32.

Tabla 9.4. (*Continuación*). Valor medio y desviación típica de las variables físico-químicas medidas en el agua del arroyo Rodrigatos (puntos R6, R5, R4, R2, R1, R0), y comparación entre los puntos según el análisis de comparación de medias.(Nota: F = valor del estadístico de ANOVA; Chi = valor del estadístico Chi-cuadrado de Kruskal-Wallis; Sig.[a]= nivel de significación de ANOVA o Kruskal-Wallis; Sig.[b] = nivel de significación de la prueba Post hoc Tukey (T)/Bonferroni (B), o valor del estadístico z y nivel de significación de U-Mann Whitney).

Variable	Media ± DT (R6)	Media ± DT (R5)	Media ± DT (R4)	Media ± DT (R2)	Media ± DT (R1)	Media ± DT (R0)	F o Chi	Sig.[a]	Puntos diferentes	Sig.[b]
Co (µg/L)	1.18±0.13	8.51±3.17	7.92±2.49	8.22±2.33	7.35±2.67	3.59±3.04	Chi = 17.095	0.004	R6-R5	z = -2.566, p = 0.010
									R6-R4	z = -2.558, p = 0.011
									R6-R2	z = -2.558, p = 0.011
									R6-R1	z = -2.558, p = 0.011
									R5-R0	z = -2.567, p = 0.010
									R4-R0	z = -2.402, p = 0.016
									R2-R0	z = -2.402, p = 0.016
Cr (µg/L)	0.19±0.18	0.07±0.05	0.12±0.14	0.24±0.35	0.05±0.05	0.14±0.15				
As (µg/L)	0.15±0.04	0.14±0.04	0.23±0.11	0.30±0.24	0.31±0.14	0.22±0.14				
Cu (µg/L)	0.79±0.49	0.57±0.34	0.73±0.46	0.73±0.66	0.67±0.22	0.63±0.37				
Pb (µg/L)	0.15±0.20	0.04±0.04	0.07±0.07	0.05±0.06	0.12±0.16	0.12±0.20[(3)]				
Cd (µg/L)	0.13±0.14	0.34±0.14	0.25±0.16	0.22±0.17	0.18±0.17	0.13±0.15				
TSS (mg/l)	3.60±3.13	7.75±8.96	7.45±8.70	9.73±6.32	10.10±6.81[(2)]	4.80±4.75				
SO_4^{2-} (mg/l)	20.00±4.24	408.33±243.61	325.33±104.82	352.67±120.91	321.00±122.16	204.83±132.65	Chi = 14.973	0.010	R6-R5	z = -2.566, p = 0.010
									R6-R4	z = -2.574, p = 0.010
									R6-R2	z = -2.566, p = 0.010
									R6-R1	z = -2.566, p = 0.010
									R6-R0	z = -2.566, p = 0.010
									R2-R0	z =-2.082, p = 0.037
HCO_3^- (mg/l)	11.50±3.70	32.67±12.68	64.67±35.89	70.83±43.03	52.83±20.35	49.33±17.84				
Residuo seco (mg/l)	51.30±6.99	577.08±304.21[(1)]	593.67±206.25	629.17±241.63	727.23±416.51	497.10±210.75				
Na (mg/l)	1.36±0.43	3.86±1.39	4.80±1.85	5.02±1.72	4.86±1.46	4.80±1.55	F = 3.769	0.010	R6-R4	0.024 (B)
									R6-R2	0.013 (B)
									R6-R1	0.020 (B)
									R6-R0	0.024 (B)
K (mg/l)	0.18±0.16	1.25±0.92	1.69±1.07	1.76±1.00	4.53±5.86	1.76±0.97				
Mg (mg/l)	3.26±0.98	70.32±37.71	61.33±21.48	65.13±23.51	58.28±22.98	50.45±21.27	Chi = 11.630	0.040	R6-R5	z = -2.558, p = 0.011
									R6-R4	z = -2.558, p = 0.011
									R6-R2	z = -2.558, p = 0.011
									R6-R1	z = -2.558, p = 0.011
									R6-R0	z = -2.558, p = 0.011
Ca (mg/l)	6.03±0.98	73.83±45.02	69.57±31.73	78.27±36.47	72.77±33.52	63.58±32.41	F = 2.722	0.040	R6-R2	0.042 (B)

[(1)] Existe un valor anómalo de 10916 mg/l que haría cambiar el valor medio a 2300±4229.
[(2)] Existe un valor anómalo de 1066.40 mg/l que haría cambiar el valor medio a 186.15±431.28.
[(3)] Existe un valor anómalo de 13.10 µg/l que haría cambiar el valor medio a 2.28±5.30.

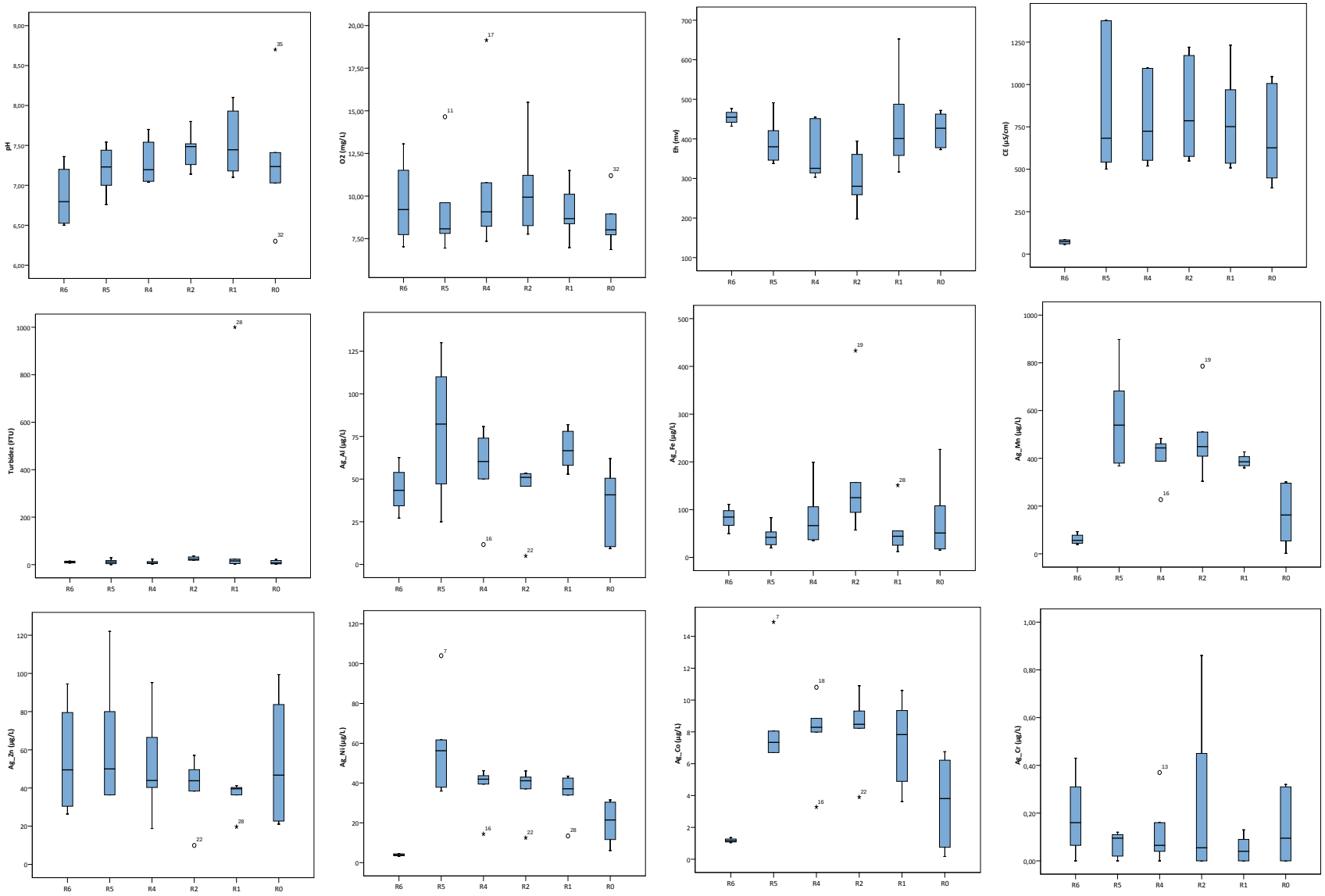


Fig. 9.7. Diagramas de caja y bigotes (media y desviación típica) de las variables físico-químicas medidas en el arroyo Rodrigatos (R6, R5, R4, R2, R1, R0).
(*Valores anómalos: 7, 13, 19 y 31 (septiembre 2008), 20, 32 (abril 2009), 16, 22, 28 y 34 (septiembre 2009), 11, 17, 18, 35 y 36 (abril 2010), 18 24, 30 y 36 (junio 2010)*).

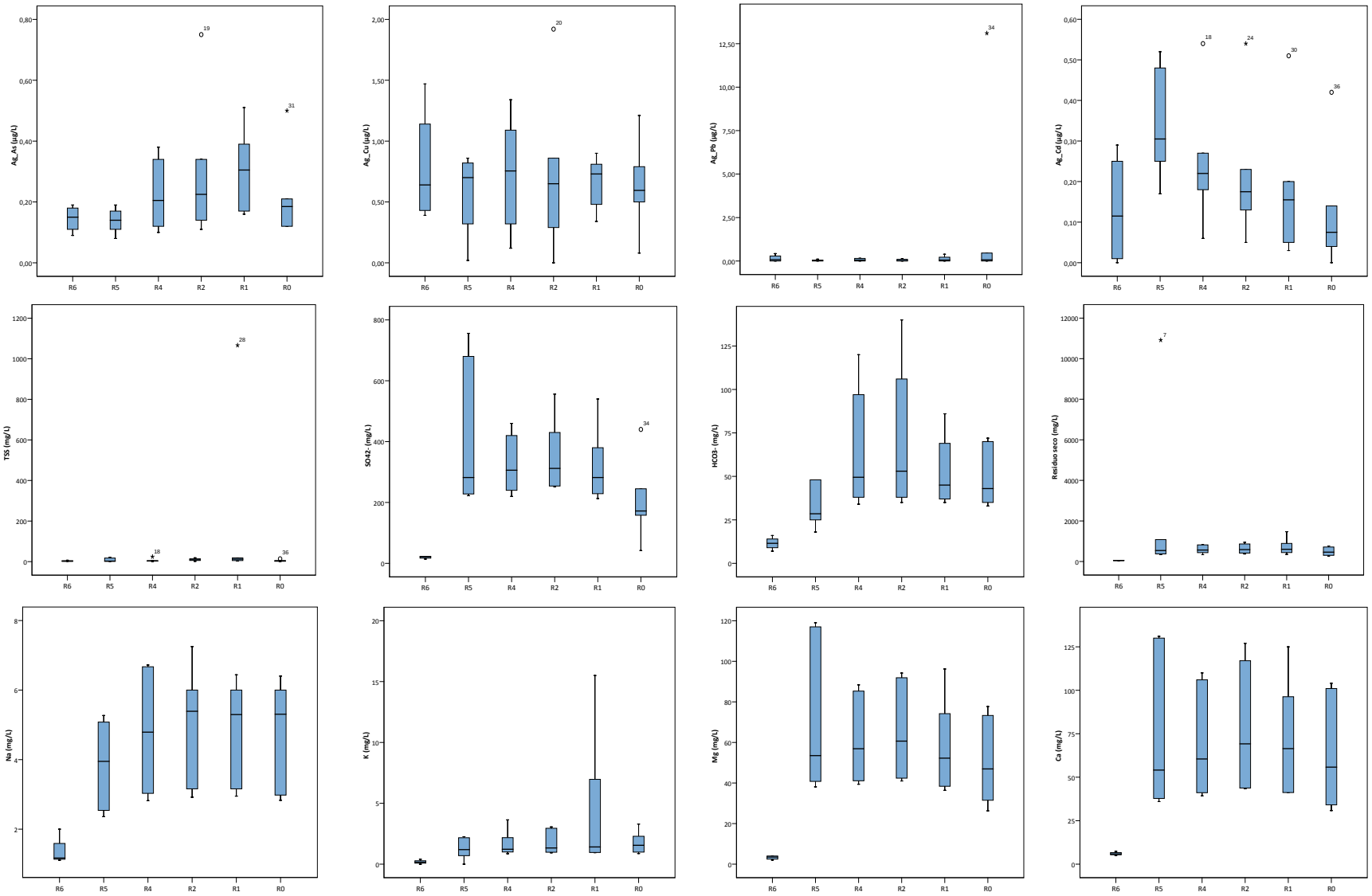


Fig. 9.7. (*Continuación*). Diagramas de caja y bigotes (media y desviación típica) de las variables físico-químicas medidas en el arroyo Rodrigatos (R6, R5, R4, R2, R1, R0). (*Valores anómalos: 7, 13, 19 y 31 (septiembre 2008), 20, 32 (abril 2009), 16, 22, 28 y 34 (septiembre 2009), 11, 17, 18, 35 y 36 (abril 2010), 18 24, 30 y 36 (junio 2010)*).

En cuanto a la tendencia o comportamiento de las variables físico-químicas del agua analizadas gráfica y estadísticamente de los distintos puntos de muestreo del arroyo Rodrigatos se observa, por un lado, que para los elementos de carácter minero:

- Existen pequeñas variaciones en los valores a lo largo del arroyo, pero pueden considerarse estables las variables: pH, Zn, Cu y Pb.
- Según se avanza por el tramo medio del arroyo, donde existe un mayor número de impactos, la carga metalica del agua y las variables asociadas (Mn, Ni, Co, As, Cd, CE, TSS, SO_4^{2-}, HCO_3^- y residuo seco), revelan sus mayores concentraciones. Una vez atravesada esta superficie, el arroyo tiende a recuperarse por autodepuración consiguiendo disminuir estos valores en las zonas más bajas. De estos resultados que reflejan los efectos de la actividad minera y sus residuos (lavado del material expuesto en las escombreras, aporte del afluente R-A, del drenaje de mina RB, y del drenaje de mina tratado en el sistema de balsas SAPS R3-B/S), cabe destacar o explicar en detalle la variación de algunas de las variables citadas:
    - El **Mn** aumenta su concentración en el agua del arroyo desde el punto R5 al R1. Aparte de las escombreras ubicadas en la cuenca, los tres focos de contaminación (afluente, drenaje de mina y drenaje de mina tratada por las balsas SAPS) influyen en las concentraciones halladas en el arroyo. De esa forma, el considerable incremento medido en el punto R5 (567.67 µg/L en comparación con 61.13 µg/L en la cabecera R6) puede haberse visto potenciado por la entrada del afluente (R-A) que aporta unas proporciones de este metal de 950 µg/L (medido en septiembre 2008). Las elevadas concentraciones del arroyo son mantenidas en el siguiente punto R4, el cual recibe a su vez el agua de mina de la bocamina RB con concentraciones de 638 µg/L (medido en abril 2010). Igualmente, el punto R2 ubicado tras el sistema de balsas SAPS recibe un agua tratada por el sistema con una concentración media de 1639 µg/L, ya que apenas la decantación de este metal llega a ser del 40%. En la zona baja del arroyo (punto R0), donde no existen fuentes de contaminación, se aprecia una cierta disminución de la presencia de este metal, posiblemente porque el río es capaz de autodepurarse o porque ha precipitado en cierta medida (como se explicará más adelante, el Mn, aunque necesita un pH próximo a 9 para precipitar, ve facilitad su precipitación cuando la cantidad de Fe es menor).
    - El **Ni** y el **Co** muestran una tendencia similar al Mn, con las menores concentraciones en el punto superior (R6) e inferior (R0) y con concentraciones más elevadas en toda la zona intermedia. En el caso del Ni, la mayor proporción se encuentra en el punto R5, debido al aporte del afluente R-A que posee elevadas concentraciones de este metal (235 µg/L; medido en septiembre 2008). Sin embargo, ni la bocamina RB ni el agua tratada por el sistema SAPS (R3-S) afectan las condiciones de Ni medidas en el arroyo, ya que ambos focos poseen concentraciones similares al arroyo (RB = 27.40 µg/L, medido en abril 2010; R3-S = 34.36 µg/L de media). En cuanto al Co, tanto el afluente R-A como el drenaje de mina RB y el drenaje tratado por el sistema de balsas SAPS presentan valores dentro del

rango de los medidos en el arroyo, de 19.40 µg/L (septiembre 2008), 10.10 µg/L (abril 2010) y 15.84 µg/L (media) respectivamente. Para ambos metales, la decantación ocurrida en las balsas ronda el 60%, por lo que si bien no es totalmente eficaz, sí que impide una elevación mayor de estos metales en el punto R2 ubicado a continuación.

- La concentración de **sulfatos** aumenta a partir del punto de cabecera (R6) a lo largo del eje del arroyo hasta el punto R1 debido a los sulfatos de pirita presentes en las escombreras situadas en los márgenes, mientras que disminuye ligeramente en el tramo inferior (punto R0) por autodepuración del agua que ya no circula encajada entre residuos mineros.
- La proporción de **bicarbonatos** sufre un patrón similar al anterior, aumentando considerablemente desde el punto R5 hasta el final, posiblemente influenciado en cierta manera por varios factores: a) la disolución de la caliza aportada al agua de mina tratada en el sistema de balsas SAPS (media de 211.67 mg/L); b) la ya alta presencia en el drenaje de mina RB (180 mg/L; medido en abril 2010), lo que hace suponer que la fuente de bicarbonatos es debida al material geológico (aunque en el mapa geológico no se identifiquen (IGME, 1984)); y c) la disolución de la caliza que tapiza la pista minera paralela al cauce.

- Cabe destacar el tramo de unión entre la descarga del tratmiento SAPS y el arroyo (punto R2) donde los valores analíticos para Fe, Cr, turbidez y HCO_3^-, revelan una alteración provocada tanto por la diferente naturaleza de las aguas subterráneas provenientes de la bocamina, como por la incorporación de iones procedentes de los materiales empleados en el SAPS. En este contexto se quiere señalar el marcado descenso de Eh en este punto, que como se ha explicado anteriormente, guarda relación con las condiciones reductoras aportadas por el agua saliente de las balsas SAPS.
- Existe una irregularidad en los valores obtenidos de las variables: Al y Fe. Parece que hay una relación inversa en la concentración de estos metales. Esto podría deberse a que el sistema empieza precipitando Fe, y cuando éste disminuye su presencia, comienza la precipitación de Al hasta que la concentración de Fe vuelve a ser superior, y de nuevo es el Fe el metal a precipitar. Así, el Al aumenta notablemente en el tramo R5 y el Fe en los tramos R6, R4 y R2. Más concretamente, puede decirse que:
    - La concentración de **Al** resulta más elevada en el punto R5. Seguramente este gran incremento esté condicionado por la entrada del afluente R-A, el cual viene muy concentrado de metales obtenidos por el lavado de materiales mineros que le otorgan unos niveles de Al extremadamente elevados de 868 µg/L (medido en septiembre 2008). Sin embargo, los otros dos focos importantes de contaminación no aportan grandes cantidades de este metal. Así, la bocamina RB situada entre R5 y R4 contiene bajos niveles (3.08 µg/L; medido en abril 2010) y la concentración presente en el agua de mina tratada por el sistema de balsas SAPS (R3-B/S) disminuye en un 83% su proporción cuando es vertida al río (desde 98.17 µg/L de media en R3-B a 15.81 µg/L de media en R3-S), de forma

que el sistema de balsas amortigua la elevación de los niveles de Al en punto situado a continuación (R2).

- La presencia de **Fe** en el agua del arroyo se mantiene en niveles dentro de un rango amplio a lo largo del cauce debido a la constante presencia de escombreras y su lavado, con las mayores concentraciones en los puntos R6, R4 y R2. De los focos de contaminación, el afluente R-A presenta unas concentraciones de este metal similares a las del arroyo (82.70 µg/L; medido en septiembre 2008) y su proporción en el agua de la bocamina RB es mínima (< 15 µg/L; medido en abril 2010), de forma que ninguno de estos dos focos alteran susceptiblemente los niveles medidos en el arroyo. Por otro lado, aunque el sistema de balsas SAPS consigue decantar hasta un 92% del Fe disuelto en el agua de mina de la bocamina R3-B (media de 17535 µg/L) tras su paso por el sistema, la cantidad que no es tratada y es vertida tras las balsas (R3-S media de 1416 µg/L), junto con el lavado del material expuesto en las escombreras, hace que en el siguiente punto R2 las proporciones de Fe sean las más elevadas de toda la cuenca del arroyo (165 µg/L).

Por otro lado, atendiendo a los elementos alcalino y alcalino-térreos (Na, K, Mg y Ca), éstos incrementan los valores, especialmente Mg y Ca, desde la cabecera hasta la desembocadura del arroyo, ocurriendo el mayor incremento entre los puntos R6 y R5, y manteniéndose los niveles en todo el cauce.

En último término, el análisis multielemental realizado en dos ocasiones en el que se midieron once elementos más de los habituales, revela que la mayoría de estos metales se hallan por debajo del límite de detección. Tan sólo el Ba posee valores detectables en el arroyo, con una media de 15.93 µg/L, que entra dentro del rango hallado para el resto de la cuenca (río Boeza y río Tremor, ver Capítulo 4).

9.3.2.2. Valoración del estado físico-químico del agua según las normas de calidad

La valoración del estado del agua puede realizarse en base a dos normas de calidad, que son las más frecuentemente utilizadas. Una hace referencia a la calidad del agua óptima para el desarrollo de una vida acuática adecuada, y otra está relacionada con el agua apta para consumo humano. En ambos casos se trata de una comparación orientativa, ya que no se tiene constancia de la existencia de peces en el arroyo en el pasado ni su agua está destinada al consumo para la población humana.

A continuación, se exponen las dos comparaciones de los datos obtenidos en el estudio del agua del arroyo Rodrigatos con los niveles máximos propuestos en cada norma.

- Las normas de calidad ambiental para el desarrollo de la vida acuática establecidas por la EPA (2012a), el Real Decreto 60/2011 y la Directiva 2006/40/CE quedan recogidas en la Tabla 9.5.

Tabla 9.5. Valoración del agua de los puntos de muestreos (valor medio) según las normas de calidad ambiental y condiciones para la vida acuática. (En azul se hallan los valores descritos por las diferentes fuentes de legislación. Bajo estos límites se escriben los valores del presente estudio cuando son superiores).

Variable	Agua superficiales continentales para desarrollo de vida acuática				
	EPA (2012a)		Real Decreto 60/2011		Directiva 2006/40/CE
	CMC[1]	CCC[2]	NCA-MA[3]	NCA-CMA[4]	
pH	-	6.5-9	-	-	6-9
O_2 (mg/l)	-	-	-	-	50 % = 9; 100 % = 7
Al (µg/L)	750	87	-	-	-
Fe (µg/L)	-	1000	-	-	-
Zn (µg/L)	120	120	30 – 200 – 300 – 500[a]	-	30 – 200 – 300 – 500[b]
	R5* 122				
Ni (µg/L)	470[c]	50[c]	20	-	-
			R5 58.68 ± 24.59		
			R4 37.95 ± 11.75		
			R2 36.83 ± 12.28		
			R1 34.60 ± 11.07		
			R0 20.42 ± 11.44		
Cr (µg/L)	570 (Cr^{3+}), 16 (Cr^{6+})[d]	74 (Cr^{3+}), 11 (Cr^{6+})[d]	50	-	-
As (µg/L)	340	150	50	-	-
Cu (µg/L)	-	-	5 – 22 – 40 – 120[a]	-	5 – 22 – 40 – 112[e]
Pb (µg/L)	65[c]	2.5[c]	7.2	-	-
Cd (µg/L)	2[c]	0.25[c]	≤ 0.08 – 0.08 – 0.09 – 0.15 – 0.25[f]	≤ 0.45 – 0.45 – 0.6 – 0.9 – 1.5[f]	-
			R6 0.13 ± 0.14[(1)]		
			R5 0.34 ± 0.14[(5)]		
			R4 0.25 ± 0.16[(5)]		
			R2 0.22 ± 0.17[(5)]		
TSS (mg/l)	-	-	-	-	≤ 25
					R1 186.15 ± 431.18^

^ El valor medio tan elevado se debe al muestreo de septiembre 2009, cuando debido a unas fuertes lluvias los TSS alcanzaron un valor de 1066 mg/l; obviando esta anomalía, el valor medio ± DT es 10.10 ± 6.81.

[1] CMC (*Criteria Maximum Concentration*): estimación de la concentración más alta de un material en el agua superficial a la que una comunidad acuática puede ser expuesta brevemente sin resultar afectada.
[2] CCC (*Criteria Continuous Concentration*): estimación de la concentración más alta de un material en el agua superficial a la que una comunidad acuática puede ser expuesta indefinidamente sin resultar afectada.
[3] NCA-MA: concentración de un determinado contaminante o grupo de contaminantes en el agua, los sedimentos o biota, que no debe superarse en aras de la protección de la salud humana y el medio ambiente, expresada como Media Anual. En el caso de los metales, la NCA se refiere a la concentración disuelta (muestra de agua obtenida por filtración a través de una membrana de 0.45 µm).
[4] NCA-CMA: concentración de un determinado contaminante o grupo de contaminantes en el agua, los sedimentos o biota, que no debe superarse en aras de la protección de la salud humana y el medio ambiente, expresada como Concentración Máxima Admisible. En el caso de los metales, la NCA se refiere a la concentración disuelta (muestra de agua obtenida por filtración a través de una membrana de 0.45 µm).
* Concentración máxima medida en el punto.
[a] Dependiente de la dureza (mg/l $CaCO_3$): (1) ≤ 10; (2) 10-50; (3) 50-100; (4) > 100.
[b] Dependiente de la dureza (mg/l $CaCO_3$): (1) 10; (2) 50; (3) 100; (4) 500.
[c] A una dureza de 100 mg/l. (No es posible realizar la comparación porque la dureza es distinta).
[d] No es posible realizar la valoración porque se mide en Cr total.
[e] Dependiente de la dureza (mg/l $CaCO_3$): (1) 10; (2) 50; (3) 100; (4) 300.
[f] En función de la dureza (mg/l $CaCO_3$): (1) ≤ 40; (2) 40-50; (3) 50-100; (4) 100-200; (5) ≥ 200.

De los doce parámetros considerados en total por estas tres directrices, el Ni y Cd presentan una media anual superior a la recomendada por el RD 60/2011 a lo largo del arroyo. Además, el punto R5 obtuvo en una ocasión el valor límite de Zn entendido como la concentración máxima admisible según la EPA. Cabe mencionar que ni el Mn ni el Co son considerados en estas regulaciones para la vida piscícola.

- Las condiciones aptas para el agua de consumo se muestran en la Tabla 9.6, donde se comparan los valores descritos por la EPA (2012b), la WHO (2011) y el Real Decreto 140/2033 con los obtenidos en el agua del arroyo.

Tabla 9.6. Valoración del agua de los puntos de muestreos (valor medio) según los niveles legislados para el agua de consumo humano. (En azul se hallan los valores descritos por las diferentes fuentes de legislación. Bajo estos límites, se escriben los valores del presente estudio cuando son superiores).

Variable	Agua de consumo humano					
	EPA (2012b)		WHO (2011)	Real Decreto 140/2003		
pH		6.5-8.5	-			6.5-9
CE (µS/cm)		-	-			2500 (a 20 °C)
Turbidez (FTU)		-	-			5
				R6		10.93 ± 4.28
				R5		11.99 ± 10.50
				R4		9.38 ± 7.82
				R2		25.18 ± 7.63
				R1		12.28 ± 9.09*
				R0		9.76 ± 8.18
Al (µg/L)		50-200	-			200
Fe (µg/L)		300	-			200
				R2		165.22 ± 135.96
Mn (µg/L)		50	-			50
	R6	61.13 ± 23.29		**R6**		61.13 ± 23.29
	R5	567.67 ± 200.83		**R5**		567.67 ± 200.83
	R4	407.67 ± 94.17		**R4**		407.67 ± 94.17
	R2	484.50 ± 162.88		**R2**		484.50 ± 162.88
	R1	389.00 ± 26.28		**R1**		389.00 ± 26.28
	R0	163.09 ± 139.65		**R0**		163.09 ± 139.65
Zn (µg/L)		5000	3000			-
Ni (µg/L)		100	70			20
				R5		58.68 ± 24.59
				R4		37.95 ± 11.75
				R2		36.83 ± 12.28
				R1		34.60 ± 11.07
				R0		20.42 ± 11.44
Cr (µg/L)		100	50			50
As (µg/L)		10	10			10
Cu (µg/L)		1300	2000			2000
Pb (µg/L)		15	10			25
Cd (µg/L)		5	3			5
SO_4^{2-} (mg/l)		250	-			250
	R5	408.33 ± 243.61		**R5**		408.33 ± 243.61
	R4	325.33 ± 104.82		**R4**		325.33 ± 104.82
	R2	352.67 ± 120.91		**R2**		352.67 ± 120.91
	R1	321.00 ± 122.16		**R1**		321.00 ± 122.16
	R0	204.83 ± 132.65		**R0**		204.83 ± 132.65

* Existe un valor anómalo de 1000 FTU (septiembre 2009), debido a unas fuertes lluvias, que desviarían el valor medio a 176.90 ± 403.32.

Atendiendo a los niveles señalados por la EPA, el agua del arroyo posee en todo su cauce concentraciones superiores de Mn y SO_4^{2-}. En relación al RD 140/2003, de nuevo en la totalidad del arroyo los niveles de los dos anteriores parámetros superan los límites establecidos, así como aquellos medidos de turbidez y Ni. Además, el punto R2 presenta unas concentraciones de Fe muy próximas al límite señalado por este decreto. Sin embargo, no superan ninguno de los límites marcados por la WHO.

9.3.3. Estado metálico de los sedimentos del arroyo

La caracterización del contenido metálico del sedimento presente en cada tramo del arroyo Rodrigatos se ha efectuado atendiendo a la concentración medida en los seis puntos de muestreo (R6, R5, R4, R2, R1, R0) a lo largo de los dos años de estudio, su distribución en las distintas fracciones mineralógicas de Tessier y su comparación con los valores guía de sedimentos naturales e índice de contaminación.

Para ello, se han seguido los siguientes pasos:

- Descripción de la concentración de metales contenida en los sedimentos del arroyo atendiendo al eje cabecera-desembocadura por medio de la representación gráfica de los valores medios y las desviaciones típicas en diagramas de caja y bigotes.
- Comparación gráfica de la proporción de metales medida en las fracciones mineralógicas del sedimento y su riesgo según el *Risk Assessment Code* (RAC).
- Evaluación del estado de contaminación metálica del sedimento en función de los valores guía denominados *Sediment Quality Guidelines* y de un índice de contaminación (*Index of geoaccumulation*).

9.3.3.1. **Contenido metálico en el sedimento**

En la Tabla 9.7 se exponen los valores medios y desviaciones típicas de las concentraciones de metales halladas en los sedimentos recogidos a lo largo del eje longitudinal del arroyo Rodrigatos, junto con los resultados del test estadístico de comparación de medias efectuado. En la Fig. 9.8 se presentan los valores en gráficas de diagramas de caja y bigotes. Tanto en la tabla como en los gráficos se ha señalado, a su vez, los límites considerados normales para el fondo sedimentario según el Atlas Geoquímico de Europa (Vos & Tarvainen, 2005).

Tabla 9.7. Niveles de metales según el Atlas Geoquímico de Europa (Vos & Tarvainen, 2005), y valor medio y desviación típica del contenido metálico en sedimentos del arroyo Rodrigatos (puntos R6, R5, R4, R2, R1, R0).

Variable	Vos & Tarvainen (2005)	Media ± DT (R6)	Media ± DT (R5)	Media ± DT (R4)	Media ± DT (R2)	Media ± DT (R1)	Media ± DT (R0)
Al(µg/g)	149000-177000 (Al_2O_3)	68889±9548	71732±8218	63923±10877	69066±11363	70465±11778	69963±12491
Fe(µg/g)	44400-64100 (Fe_2O_3)	43336±8233	46785±3836	39649±4666	44518±4497	34242±5729	39228±3559
Mn(µg/g)	400-500 (MnO)	543±45	1109±568	712±115	790±148	570±128	755±204
Zn(µg/g)	71-109	96.38±10.14	142.45±44.03	125.92±24.65	135.80±9.74	133.19±68.46	145.88±19.23
Ni(µg/g)	21-36.8	31.13±2.72	81.02±41.30	62.25±11.70	67.18±12.35	67.84±44.52	74.22±17.12
Co(µg/g)	11-14	14.75±1.25	30.68±10.56	26.37±3.75	27.63±2.36	28.53±17.64	31.08±6.15
Cr(µg/g)	76-89	71.35±39.49	68.48±31.46	66.27±37.24	69.53±37.01	65.20±37.00	71.32±36.14
As(µg/g)	11-36	11.60±1.73	13.28±3.41	13.20±1.34	13.38±1.78	14.58±3.22	14.87±2.27
Cu(µg/g)	22-27	20.30±1.04	21.57±1.95	21.78±1.35	28.57±13.94	24.70±7.86	22.67±0.96
Pb(µg/g)	20.5-26	16.40±1.38	17.62±2.31	16.83±2.32	18.50±1.65	17.39±3.13	18.97±1.44
Cd(µg/g)	0.29-0.51	0.03±0.03	0.23±0.26[(1)]	0.11±0.07	0.29±0.20	0.44±0.31	0.18±0.11

[(1)] Existe un valor anómalo de 22 µg/g que desviaría el valor medio a 3.86±8.89.

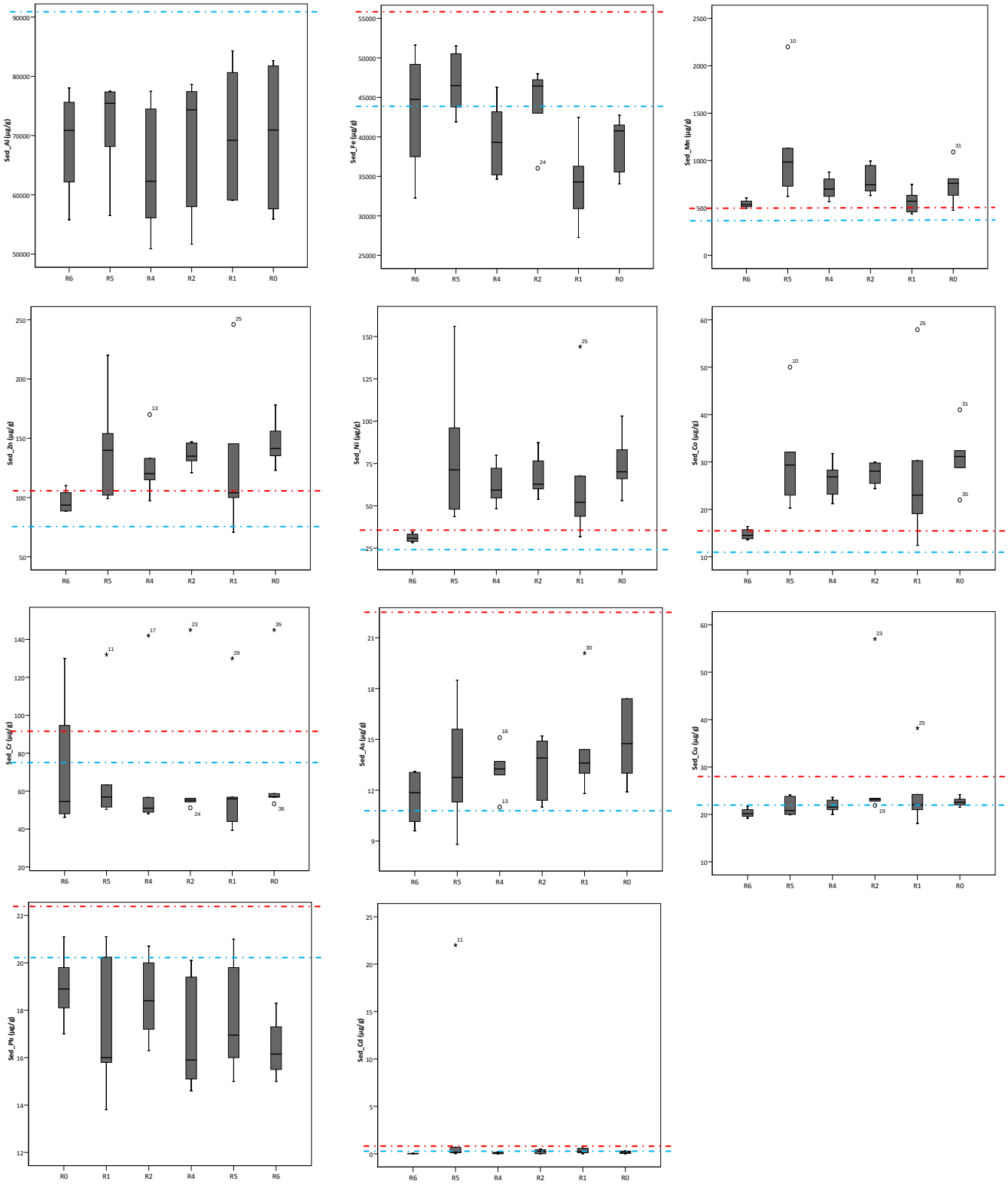


Fig. 9.8. Diagramas de caja y bigotes (media y desviación típica) de la concentración de metales (µg/g peso seco) en el sedimento del arroyo Rodrigatos (puntos R6, R5, R4, R2, R1 y R0).
(*Valores anómalos: 13, 19, 25, 31 y 35 (septiembre 2008), 10 y 16 (septiembre 2009), 11, 17, 23, 2 y 35 (abril 2010), 24, 30 y 36 (junio 2010)*).
En líneas discontinuas se marcan los límites máximo (rojo) y mínimo (azul) de las concentraciones determinadas por Vos & Tarvainen (2005) en el Atlas Geoquímico de Europa.
Nota: No se ha representado el límite máximo (rojo) del Al porque el límite mínimo (azul) ya es muy superior a las concentraciones obtenidas.

Los once metales analizados en el sedimento de los distintos tramos del arroyo Rodrigatos pueden dividirse en dos grupos según su variación longitudinal:

(1) Metales que se mantienen en una concentración prácticamente estable a lo largo del eje cabecera-desembocadura del arroyo: Al, Fe, Cr, As, Cu y Pb.

(2) Metales cuya concentración va variando en el sentido longitudinal del río: Mn, Zn, Ni y Co. Por un lado, cabe destacar el aumento de Mn en el tramo bajo R0, en concordancia con lo mencionado anteriormente sobre la precipitación de este metal en esa parte del cauce. Por otro lado, el Zn, Ni y Co aumentan su concentración en el sedimento del punto R5, manteniéndose los valores en el resto del cauce y mostrando un comportamiento similar al indicado para el caso del agua.

Podría decirse que el Cd muestra la misma tendencia que el último grupo, aumentado en el sedimento del lecho del arroyo a partir del tramo R5, si bien, las desviaciones obtenidas en la medición de este metal a lo largo de las ocho campañas de muestreo no permiten afianzar esta hipótesis.

En relación a la comparación de las concentraciones obtenidas en los sedimentos del arroyo con aquellas estimadas en el Atlas Geoquímico de Europa (Vos & Tarvainen, 2005), puede apreciarse que existe un **enriquecimiento de Mn, Zn, Ni y Co en los sedimentos objeto de estudio en relación a los valores determinados en el Atlas**, mientras que los metales restantes (Al, Fe, Cr, As, Cu, Pb y Cd) se hallan en concordancia con el fondo geoquímico regional.

9.3.3.2. Fracciones mineralógicas del sedimento

En el Capítulo 5 se explicó detalladamente que los metales pueden encontrarse ligados a diferentes compuestos del sedimento, establecidos en cinco grupos denominados fracciones mineralógicas del sedimento (Tessier *et al.*, 1979). De esa forma, según se encuentren en mayor o menor proporción en cada una de las fracciones, su disponibilidad para los organismos varía, siendo la fracción I en la que están más fácilmente biodisponibles.

En la Fig. 9.9 se representan gráficamente las distintas proporciones (porcentaje) de cada metal presente en cada fracción según los puntos de muestreo.

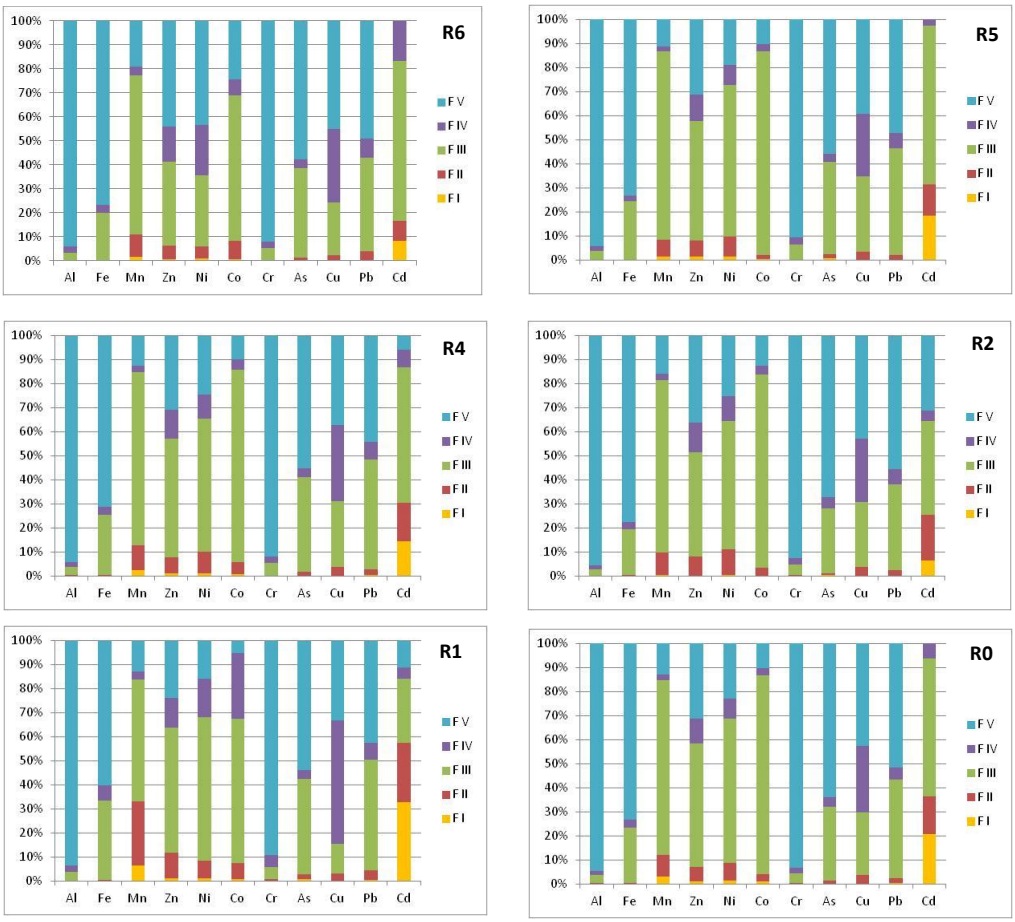


Fig. 9.9. Porcentaje de fracciones mineralógicas de cada metal en los puntos de muestreo del arroyo Rodrigatos (R6, R5, R4, R2, R1 y R0): F I (Fracción I: intercambiable), F II (Fracción II: ligada a carbonatos), F III (Fracción III: óxidos de hierro y manganeso), F IV (Fracción IV: materia orgánica) y F V (Fracción V: residual o litogénica).

En estas gráficas se observa que la distribución en las distintas fracciones de Tessier de los metales es básicamente semejante en toda la cuenca del arroyo, con excepción de Mn, Zn, Ni y Co cuya proporción en las fracciones varía entre los tramos, en especial comparando el tramo de cabecera R6 con el resto de la cuenca. Esto puede estar relacionado con el contenido total presente en el sedimento, que como se ha visto en el apartado anterior, la concentración de estos metales variaba a lo largo del eje longitudinal del arroyo.

Por otro lado, cada metal ha sido hallado preferentemente en una fracción:

- Los metales Al, Fe, Cr y As son hallados esencialmente en la F V.
- Los metales Mn, Zn, Ni y Co se encuentran en mayores proporciones en la F III.
- El Cu y Pb aparecen en todas las fracciones excepto en la F I.
- El Cd está unido en todas las fracciones, aunque destaca la F III.

Teniendo en cuenta que las fracciones no detríticas, esto es de la F I a la F IV, pueden conllevar intercambios de metales con el agua, **los resultados indican una biodisponibilidad de varios metales, en especial Mn, Zn, Ni, Co y Cd**, mientras que el Al, Fe, Cr y As se hallan básicamente ligados al sedimento.

Por otro lado, como ya se expuso en el Capítulo 5, Perin y col. (1985) desarrollaron un código de riesgo (*Risk Assessment Code*, RAC) para el ambiente en función de la proporción de metales correspondientes a la fracción intercambiable (F I) y carbonatada (F II).

En la Tabla 9.8 se expone el código RAC y su riesgo hallado para los once metales analizados en el estudio. Se observa que el Al, Fe y Cr no suponen ningún riesgo, así como tampoco el Zn, Ni, Co, As, Cu y Pb, de riesgo bajo. Sin embargo, en algunos puntos el Mn adquiere un riesgo medio, lo mismo que el Cd, que llega incluso a alcanzar niveles de riesgo alto y riesgo muy alto respectivamente.

Tabla 9.8. *Risk Assessment Code* (RAC) de los metales en el sedimento de los puntos de muestreo.

RAC	Sin riesgo (< 1 %)	Riesgo bajo (1-10 %)	Riesgo medio (11-30 %)	Riesgo alto (31-50 %)	Riesgo muy alto (> 50 %)
R6	Al, Fe, Cr	Zn, Ni, Co, As, Cu, Pb	Mn, Cd		
R5	Al, Fe, Cr	Mn, Zn, Ni, Co, As, Cu, Pb		Cd	
R4	Al, Fe, Cr	Zn, Ni, Co, As, Cu, Pb	Mn	Cd	
R2	Al, Fe, Cr	Mn, Zn, Co, As, Cu, Pb	Ni, Cd		
R1	Al, Fe, Cr	Ni, Co, As, Cu, Pb	Mn, Zn		Cd
R0	Al, Fe, Cr	Zn, Ni,	Mn	Cd	

9.3.3.3. Valoración del estado del sedimento según los niveles guía

En la valoración de la calidad del sedimento se han utilizado los niveles guía o de referencia llamados *Sediment Quality Guidelines* (SQGs) y un índice de contaminación del sedimento (ver Capítulo 5).

En primer lugar, recordando que los *Sediment Quality Guidelines* (SQGs) identifican la concentración de un metal bajo la cual no son esperables efectos dañinos en los organismos bentónicos (TECs: TEL, ERL, LEL y MET) y sobre la cual es esperable que ocurran con frecuencia efectos dañinos en los organismos bentónicos (PECs: PEL, ERM, SEL y TET), en la Tabla 9.9 se exponen estos valores enfrentados a las concentraciones medias de los sedimentos del arroyo.

Tabla. 9.9. Niveles guía *Sediment Quality Guidelines* (SQGs) de la concentración de metales (µg/g peso seco) en sedimento y concentraciones medias obtenidas en los puntos de muestreo del arroyo Rodrigatos (R6, R5, R4, R2, R1, y R0).
Con el fondo azul se presentan los valores TECs (*threshold effect concentrations*) y con el fondo rosa los valores PECs (*probable effect concentrations*). Los valores de ambos niveles de referencia que son superados por los medidos en los sedimento del arroyo Rodrigatos se hallan remarcados en naranja.

Metales		Al(µg/g)	Fe(µg/g)	Mn(µg/g)	Zn(µg/g)	Ni(µg/g)	Co(µg/g)	Cr(µg/g)	As(µg/g)	Cu(µg/g)	Pb(µg/g)	Cd(µg/g)
SQG	**TEL** (a)	-	-	-	123	18	-	37.3	5.9	35.7	35	0.596
	ERL (b)	-	-	-	120	30	-	80	33	70	35	5
	LEL (c)	-	2000	460	120	16	-	26	6	16	31	0.6
	MET (d)	-	-	-	150	35	-	55	7	28	42	0.9
	PEL (a)	-	-	-	315	36	-	90	17	197	91.3	3.53
	ERM (b)	-	-	-	270	50	-	145	85	390	110	9
	SEL (c)	-	4000	1100	820	75	-	110	33	110	250	10
	TET (d)	-	-	-	540	61	-	100	17	86	170	3
Puntos	**R6**	68888.75	43335.75	542.90	96.38	31.13	14.75	71.35	11.60	20.30	16.40	0.03
	R5	71732.17	46785.33	1108.62	142.45	81.02	30.68	68.48	13.28	21.57	17.62	3.86*
	R4	63922.83	39648.67	712.13	125.92	62.25	26.37	66.27	13.20	21.78	16.83	0.11
	R2	69066.17	44517.67	790.30	135.80	67.18	27.63	69.53	13.38	28.57	18.50	0.29
	R1	70465.42	34241.57	569.74	133.19	67.84	28.53	65.20	14.58	24.70	17.39	0.44
	R0	69963.17	39228.17	754.73	145.88	74.22	31.08	71.32	14.87	22.67	18.97	0.18

* Este valor medio se debe a la concentración anómala medida en abril 2010 de 22 µg/g, cuando los valores normales se presentan del rango 0.23 ± 0.26.
(a) Smith *et al.* (1996).
(b) Long & Morgan (1991).
(c) Persaud *et al.* (1993).
(d) EC & MENVIQ (1992).

TECs: *threshold effect concentrations*

PECs: *probable effect concentrations*

En relación a los TECs, que marcan la concentración bajo la cual podrían suceder efectos dañinos aunque éstos no son esperables, los niveles de los metales Fe, Mn y Zn superan los cuatro límites en toda la cuenca del arroyo, con excepción de la zona alta R6 para Zn. De nuevo en todo el lecho del cauce se presentan también concentraciones superiores de As para tres de los cuatro TECs y de Cu para uno de los cuatro límites. Las concentraciones medidas para el Cr, Pb y Cd no superan los valores TECs, por lo que sus concentraciones son seguras, mientras que el Al y Co carecen de referencia, siendo la peligrosidad de sus niveles indeterminada.

En cuanto a los niveles PECs, cuyo valor indica el límite a partir del cual es esperable que ocurran efectos dañinos, la concentración de Fe en todos los puntos de muestreo supera ampliamente el único límite existente, la de Ni (excepto en el tramo alto R6) excede los cuatro límites, y la de Mn en el tramo de R5 muestra un valor ligeramente superior.

Por tanto, **se puede considerar que la concentración de Fe y Ni, además de la de Mn en el punto R5, podrían provocar efectos dañinos en los organismos**.

En segundo lugar, y para terminar con la valoración del estado metálico del sedimento del arroyo, se ha calculado el índice de geoacumulación (*Index of geoaccumulation*; Igeo) que mide la intensidad de contaminación del sedimento en función a un valor de referencia. Dado que en el Capítulo 5 ya se ha explicado el cálculo de este índice, en este apartado se exponen directamente los resutlados obtenidos para el sedimento de los tramos estudiados del arroyo (Tabla 9.10).

Tabla 9.10. Resultados del Igeo e intensidad de la contaminación correspondiente en el sedimento del arroyo Rodrigatos (puntos R6, R5, R4, R2, R1 y R0).

Metal	R6	R5	R4	R2	R1	R0
Al	-1.83 No contaminado	-1.77 No contaminado	-1.94 No contaminado	-1.82 No contaminado	-1.79 No contaminado	-1.81 No contaminado
Fe	-0.91 No contaminado	-0.80 No contaminado	-1.04 No contaminado	-0.87 No contaminado	-1.25 No contaminado	-1.05 No contaminado
Mn	-0.31 No contaminado	0.72 No contaminado - Moderadamente contaminado	0.08 No contaminado - Moderadamente contaminado	0.23 No contaminado - Moderadamente contaminado	-0.24 No contaminado	0.16 No contaminado - Moderadamente contaminado
Zn	-0.49 No contaminado	0.08 No contaminado - Moderadamente contaminado	-0.10 No contaminado	0.01 No contaminado - Moderadamente contaminado	-0.02 No contaminado	0.11 No contaminado - Moderadamente contaminado
Ni	-0.48 No contaminado	0.90 No contaminado - Moderadamente contaminado	0.52 No contaminado - Moderadamente contaminado	0.63 No contaminado - Moderadamente contaminado	0.65 No contaminado - Moderadamente contaminado	0.78 No contaminado - Moderadamente contaminado
Co	-0.35 No contaminado	0.71 No contaminado - Moderadamente contaminado	0.49 No contaminado - Moderadamente contaminado	0.56 No contaminado - Moderadamente contaminado	0.61 No contaminado - Moderadamente contaminado	0.73 No contaminado - Moderadamente contaminado
Cr	-0.79 No contaminado	-0.85 No contaminado	-0.90 No contaminado	-0.83 No contaminado	-0.92 No contaminado	-0.80 No contaminado
As	-1.60 No contaminado	-1.41 No contaminado	-1.42 No contaminado	-1.40 No contaminado	-1.27 No contaminado	-1.25 No contaminado
Cu	-0.86 No contaminado	-0.77 No contaminado	-0.75 No contaminado	-0.36 No contaminado	-0.57 No contaminado	-0.70 No contaminado
Pb	-1.09 No contaminado	-0.99 No contaminado	-1.05 No contaminado	-0.91 No contaminado	-1.00 No contaminado	-0.88 No contaminado
Cd	-4.49 No contaminado	-1.38 No contaminado	-2.47 No contaminado	-1.04 No contaminado	-0.46 No contaminado	-1.72 No contaminado

De los once metales objeto de estudio, siete de ellos (Al, Fe, Cr, As, Cu, Pb y Cd) se hallan bajo la categoría de «No contaminado» en todos los puntos de muestreo del arroyo. Sin embargo**, cuatro metales (Mn, Zn, Ni y Co) alcanzan el grado de «No contaminado a moderadamente contaminado»** a lo largo del cauce salvo en la zona de cabecera (punto R6).

9.3.4. Caracterización biológica del estado del agua del arroyo

Este apartado sobre la caracterización biológica del estado del agua se ha enfocado en diferentes partes:

- Valoración de la calidad del agua a lo largo del eje del arroyo según unos índices biológicos basados en los organismos macrobentónicos (IBWMP y EPT) a través de su representación gráfica.
- Clasificación del estado ecológico del arroyo mediante el cálculo del Ratio de Calidad Ecológica marcado por la Directiva 2000/60/CE.
- Análisis de la evolución temporal de los índices biológicos a lo largo del estudio y en comparación con un trabajo del año 1994.
- Estudio de la composición de la comunidad de macroinvertebrados examinando la abundancia de ejemplares pertenecientes a la clase Insecta, el número de taxones totales identificados, el

porcentaje de órdenes de macroinvertebrados y el de los distintos grupos funcionales de alimentación (FFG).

9.3.4.1. Calidad del agua según los índices biológicos

Los resultados de los índices biológicos de calidad del agua (IBWMP y EPT) basados en la tolerancia de los macroinvertebrados ante la contaminación, se representan en el mapa de la Fig. 9.10 expresados como la media obtenida a lo largo del estudio.

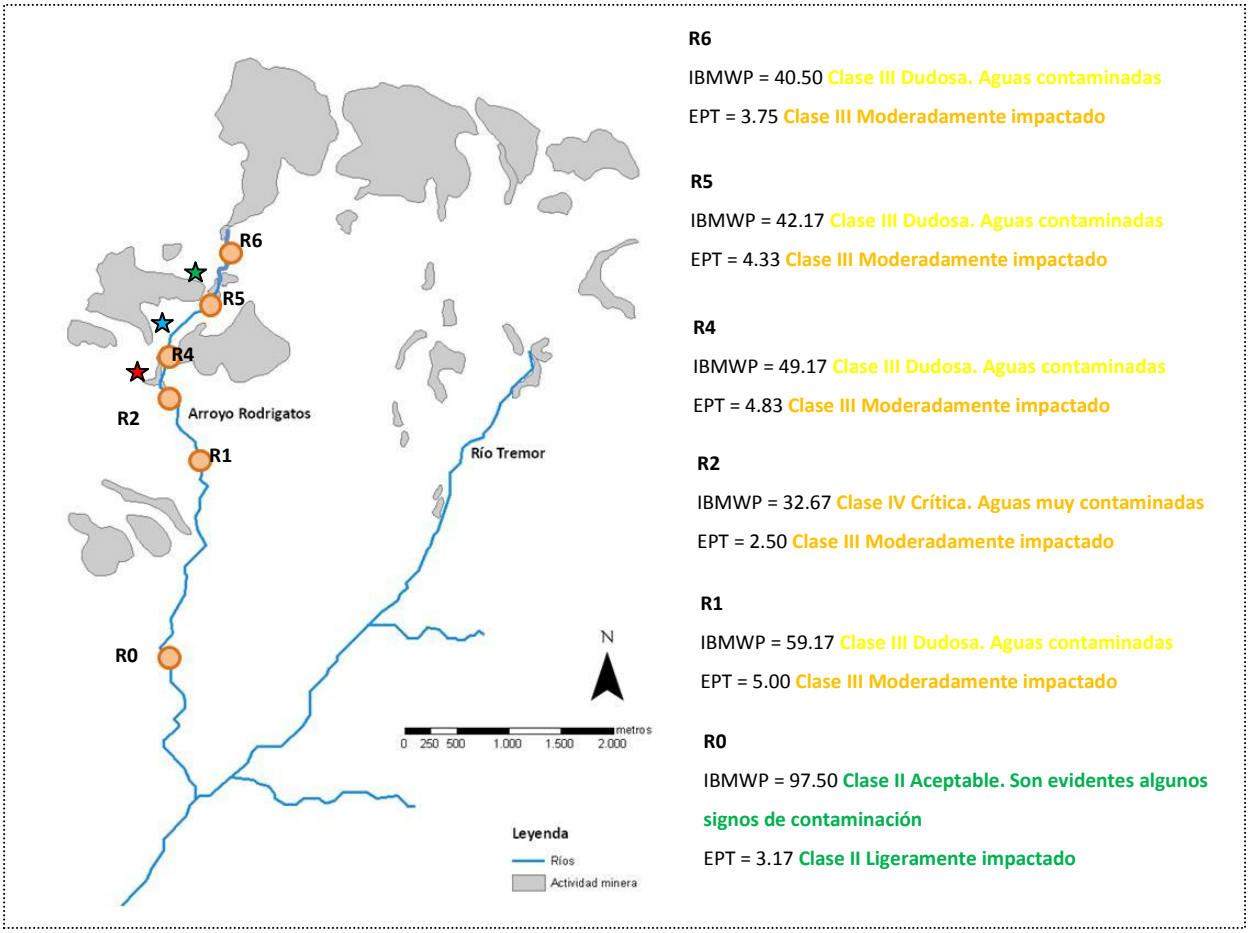


Fig. 9.10. Valores medios de los índices biológicos IBMWP y EPT en el arroyo Rodrigatos (puntos R6, R5, R4, R2, R1 y R0). ★ Entrada del afluente R-A; ★ Entrada del drenaje de la bocamina BR; ★ Entrada del drenaje de mina tratado por sistema de balsas SAPS.

Según la calidad del agua determinada biológicamente por la comunidad de macroinvertebrados, puede observarse de forma global que la secuencia de mejora de la calidad del agua a lo largo del eje longitudinal, muy notable en el tramo final R0 donde los focos de contaminación desaparecen, queda interrumpida en la **zona crítica del tramo R2**, debido en parte a las escombreras ubicadas en los márgenes del cauce y, en parte, al drenaje de mina tratado por el sistema de balsas SAPS que pasó por muchos momentos de desequilibrio en los meses iniciales.

Pormenorizando, se pueden diferenciar tres zonas en la cuenca del arroyo:

- Zona superior formada por los tramos altos R6, R5 y R4 donde ambos índices se mantienen dentro de la misma categoría, Clase III «Dudosa. Aguas contaminadas» en el caso del IBMWP y Clase III «Moderadamente impactado» para EPT. Aunque la clase de calidad definida por ambos índices es la misma en los tres puntos de muestreo, los valores numéricos van aumentando desde la cabecera R6 al punto R4.

  Dadas las variaciones mostradas en las condiciones físico-químicas del agua y en el contenido metálico en sedimento desde el tramo R6 a R4, provocadas por la entrada del afluente R-A y del drenaje de la bocamina RB, sería esperable haber hallado una menor calidad en los puntos afectados R5 y R4 que en R6. Sin embargo, esto no ocurre así. Es decir, la zona alta de cabecera R6, con menores concentraciones de metales en agua y en sedimento, presenta una categoría de calidad del agua igual que la de los puntos siguientes, los cuales poseen un peor estado de las condiciones físico-químicas del agua y del sedimento. Por tanto, por un lado, es posible que la comunidad macrobentónica en R6 esté más influida por las condiciones fisiográficas del cauce del río, junto con los cambios de caudal provocados por la actividad minera, que por el estado del agua y del sedimento. Por otro lado, el previsto descenso más acusado de la calidad del agua calculada con los índices en R5 y R4 no es tal, sino que simplemente se mantienen en un grado de afección impactado, señalando una comunidad de macroinvertebrados mínima pero capaz de resistir continuos impactos.
- Zona intermedia representada por el punto de muestreo R2 ubicado tras el drenaje de mina tratado por el sistema de balsas SAPS. En este punto el índice IBWMP disminuye de categoría a Clase IV «Crítica. Aguas muy contaminadas», mientras que el EPT, si bien disminuye su valor numérico con respecto a la zona anterior, permanece en el mismo nivel de Clase III «Moderadamente impactado».
- Zona inferior englobada por el tramo intermedio R1 y el tramo inferior R0 donde la calidad del agua se ve mejorada. En el punto R1, lugar donde termina la influencia minera, la categoría del IBMWP vuelve a ser de Clase III «Dudosa. Aguas contaminadas», siendo su valor numérico mayor que en los puntos precedentes, mientras que el EPT se mantiene en el mismo nivel de Clase III «Moderadamente impactado», aunque con un valor numérico también más elevado. Ya en la zona baja de R0, la calidad del agua mejora aún más hasta alcanzar una categoría superior para sendos índices, de Clase II «Aceptable. Son evidentes algunos signos de contaminación» (IBMWP) y Clase II «Ligeramente impactado» (EPT).

9.3.4.2. **Estado ecológico según el Ratio de Calidad Ecológica (RCE)**

Como se explicó en el Capítulo 6, aunque los índices biológicos revelan la calidad del agua, la Directiva 2000/60/CE exige la definición del estado ecológico a través del llamado Ratio de Calidad Ecológica (RCE). Este ratio compara el valor del índice IBMWP obtenido con el considerado como referencial, el cual viene marcado en el Anexo III de la ORDEN ARM 2656/2008. En el caso del arroyo

objeto de estudio, estimado dentro del «Tipo 25. Ríos de montaña húmeda silícea» de masa de agua superficial, le corresponde el valor IBMWP de referencia y los límites entre el cambio de clases del estado ecológico expuestos en la Tabla 9.11.

Tabla 9.11. Condición de referencia y límites de cambio de clases del estado ecológico para los ríos «Tipo 25. Ríos de montaña húmeda silícea» (ORDEN ARM 2656/2008).

Indicador	Condición de referencia	Límite Muy bueno / Bueno	Límite Bueno / Moderado	Límite Moderado / Deficiente	Límite Deficiente / Malo
IBMWP	178	0.84	0.63	0.42	0.21

En la Tabla 9.12 se detallan los valores del RCE y la resultante clase de estado ecológico.

Tabla 9.12. Ratio de Calidad Ecológica de los puntos de muestreo y Clase de estado ecológico correspondiente (código de colores marcado por la Directiva 2000/60/CE).

Punto de muestreo	RCE (IBMWP observado/ IBMWP referencia)	Clase de estado ecológico
R6	40.50/178 = 0.23	Deficiente
R5	42.17/178 = 0.24	Deficiente
R4	49.17/178 = 0.28	Deficiente
R2	32.67/178 = 0.18	Malo
R1	59.17/178 = 0.33	Deficiente
R0	97.50/178 = 0.55	Moderado

Según estos cálculos, el arroyo Rodrigatos se encuentra en un estado ecológico general de «**Deficiente**», apreciándose una mejora en la zona de desembocadura, donde se alcanza un estado «**Moderado**». Además, en este análisis queda patente las peores condiciones del punto R2 situado tras el drenaje de mina tratado en el sistema del balsas SAPS, con un estado ecológico «**Malo**».

9.3.4.3. Evolución temporal de la calidad del agua según los índices biológicos

Al inicio de este capítulo se adelantó que el arroyo Rodrigatos había aumentado su calidad biológica con el paso del tiempo, como demuestra la comparación del proyecto ejecutado por Vadillo Fernández y col. (1994) con el presente estudio (Fig. 9.11), junto con una mejora del estado físico-químico a través de un incremento de pH y de la concentración de HCO_3^- y una disminución de la proporción de Mn y TSS. Estos autores ya definían que el estado del arroyo no se debía únicamente a las explotaciones mineras a cielo abierto, sino también al bombeo del agua procedente de la minería de interior, el cual intensificaba la degradación del cauce.

T-19 (año 1994)

BMWP´= 80, Clase II «Aceptable. Son evidentes algunos signos de contaminación»

R6 (años 2008-2010)

IBMWP = 40.50, dentro de la Clase III «Dudosa. Aguas contaminadas»

T-21 (año 1994)

BMWP´= 0, Clase V « Muy crítica. Aguas fuertemente contaminadas»

R1 (años 2008-2010)

IBMWP = 59.17, Clase III «Dudosa. Aguas contaminadas»

T-23 (año 1994)

BMWP´= 6, Clase V «Muy crítica. Aguas fuertemente contaminadas»

R1 (años 2008-2010)

IBMWP = 97.50, Clase II « Aceptable. Son evidentes algunos signos de contaminación»

Fig. 9.11. Comparación de la calidad del agua medidas a través del índice biológico BMWP´(actual IBMWP) en 1994 (Vadillo Fernández *et al.*, 1994) con el presente estudio (media de los años 2008-2010).

Estudiando en detalle la evolución desde el año 1994 se observa que:

- El tramo alto T-19 poseía un valor del índice IBMWP igual a 80, correspondiente a la Clase II «Aceptable. Son evidentes algunos signos de contaminación», mientras que en la actualidad (punto R6) la puntuación media es de 40.50, dentro de la Clase III «Dudosa. Aguas contaminadas». Esta disminución de la calidad en la zona de cabecera se debe a la profunda modificación topográfica e hidrológica que ha tenido lugar en el nacimiento del río, donde existe actualmente una fuerte actividad de minería a cielo abierto.
- El tramo intermedio T-21 se encontraba muy impactado con un valor de 0 (Clase V «Muy crítica. Aguas fuertemente contaminadas»). Este tramo del arroyo (actual punto R1) ha sufrido una importante transformación con los años, desde no albergar ningún macroinvertebrado hasta adquirir un valor medio de 59.17 del IBMWP (Clase III «Dudosa. Aguas contaminadas»).
- El tramo bajo T-23 se hallaba en las mismas malas condiciones que el anterior, también dentro de la categoría Clase V «Muy crítica. Aguas fuertemente contaminadas» con un valor de 6. Si bien, en el presente proyecto no se cuenta con un punto de muestreo ubicado en el mismo lugar, sí que el punto R0, situado en las proximidades, ha alcanzado en la actualidad un valor medio de 97.50 (Clase II «Aceptable. Son evidentes algunos signos de contaminación»).

Por tanto, en el transcurso de 20 años ha ocurrido una **recolonización natural del sistema por parte de los macroinvertebrados**. Esta renaturalización del ecosistema también ha sido comprobada en otros trabajos. Por ejemplo, Watabane y col. (2000) estudiaron durante 25 años un río en Japón que poseía una comunidad macrobentónica muy dañada a causa de una mina, y observaron que tras su cierre en 1973, la concentración de Zn en agua fue disminuyendo mientras que la riqueza de familias de macroinverterbrados y su biomasa aumentaron con los años.

Ahora bien, la recuperación del arroyo no es total por mucho tiempo que transcurra (y más a escala geológica temporal) y no es esperable mientras siga existiendo actividad minera en la zona y se dejen los residuos sin restauración.

Por otro lado, en la Fig. 9.12 se representa la fluctuación de los índices biológicos medidos durante los dos años de estudio.

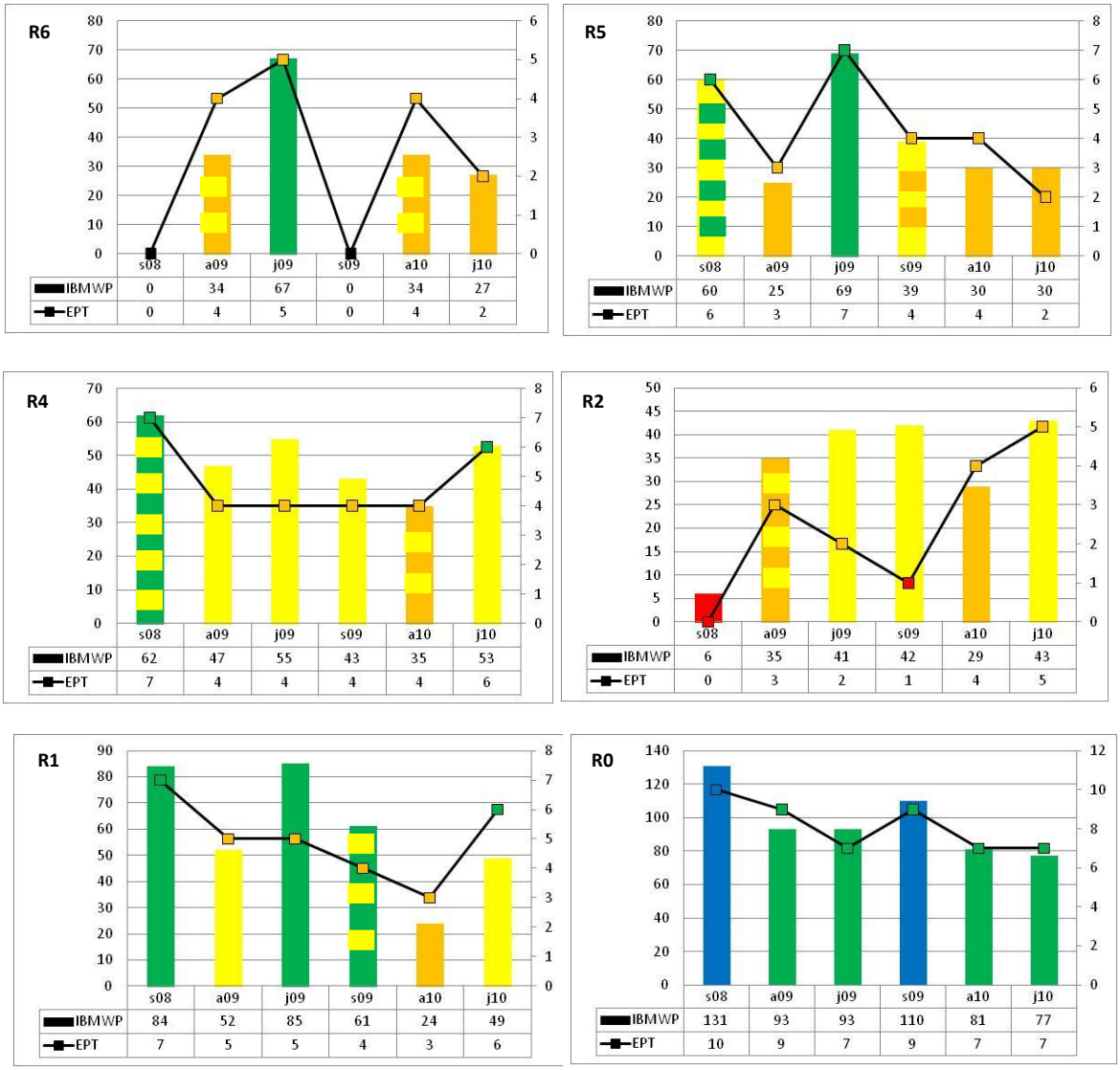


Fig. 9.12. Evolución temporal del índice IBMWP y EPT a lo largo de las campañas de muestreo en el arroyo Rodrigatos (puntos R6, R5, R4, R2, R1 y R0). Campañas: (a) abril, (j) junio y (s) septiembre. Años: 2008-2010. (Nota: Las campañas de s08 y s09 no pudieron realizarse en el punto R6).

IBMWP Clase I Buena. Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible, Clase II Aceptable. Son evidentes algunos signos de contaminación, Clase III Dudosa. Aguas contaminadas, Clase IV Crítica. Aguas muy contaminadas, Clase V Muy crítica. Aguas fuertemente contaminadas. (Nota: Los valores de cinco unidades por exceso o por defecto entre dos clases se consideran intermedios entre dichas clases y se representan con una alternancia de los dos colores correspondientes).

EPT Clase I Sin impacto, Clase II Ligeramente impactado, Clase III Moderadamente impactado, Clase IV Severamente impactado.

De la interpretación general de los valores de ambos índices obtenidos a lo largo de los dos años de estudio, se puede deducir que:

(1) La calidad del agua del arroyo ha fluctuado a lo largo de los dos años (mejorando o empeorando indistintamente). Estas fluctuaciones pueden ser debidas a que el sistema se halla en cierta inestabilidad provocada por las actividades mineras, las sueltas de lodos, la construcción del sistema SAPS y los cortes de agua. Por ello, aunque comparando con hace 20 años el agua haya mejorado y haya permitido la colonización de una primera etapa de organismos macrobentonicos, la zona sigue estando afectada por minería y sólo es capaz de mantener una comunidad de macroinvertebrados limitada, que se ve alterada, en ocasiones puntuales, por las actividades mineras.

(2) La excepción viene marcada en el tramo ubicado tras el drenaje de mina tratado por el sistema de balsas SAPS (punto R2), que ha visto mejorada hasta cierto rango la calidad del agua desde Clase V «Muy crítica» (IBMWP) o Clase IV «Severamente impactado» (EPT) hasta Clase III «Dudosa» (IBMWP) o Clase III «Moderadamente impactado» (EPT). En septiembre de 2008 las balsas llevaban tan sólo un mes en funcionamiento y la inestabilidad del sistema quedó reflejada en una pobre comunidad de macroinvertebrados en el tramo R2. Sin embargo, ya en la siguiente campaña de abril de 2009 y durante el resto del período de estudio, el sistema de balsas SAPS ha sido lo suficientemente satisfactorio para minimizar el impacto producido por el drenaje de mina y permitir una cierta mejora de la calidad del agua traducida en un ligero florecimiento de la comunidad macrobentónica existente en dicho tramo fluvial.

Esta recuperación de la comunidad macrobentónica de un río ante los efectos de los drenajes de mina tras la puesta en marcha de un tratamiento pasivo ha sido demostrada por otro autores como Nelson & Roline (1996) y Simon y col. (2006).

Finalmente, se ha comprobado la validez de **ambos indicadores biológicos (IBMWP y EPT) como una herramienta útil en el análisis del grado de impacto ocasionado por minería y su provecho en la evaluación del seguimiento de una zona en recuperación**. Así, no es la primera vez que se observa una mejora gradual de la comunidad bentónica a través de un aumento de un índice biológico, como el EPT, en una zona donde, además del cierre de minas, se trataron las aguas residuales mineras para disminuir su contenido metálico (Hoiland *et al.*, 1994).

9.3.4.4. **Composición de la comunidad macrobentónica**

En esta parte se ha estudiado la composición de la comunidad macrobentónica en cada punto de muestreo del arroyo en base a la abundancia de individuos, al número de taxones totales, a la estructura en función de la mayor o menor presencia de los distintos grupos taxonómicos y a la representación de los grupos funcionales de alimentación (FFG).

En relación a la composición de la comunidad macrobentónica, se exponen los valores de abundancia de la Clase Insecta y el número de taxones hallados en cada punto en la Fig. 9.13.

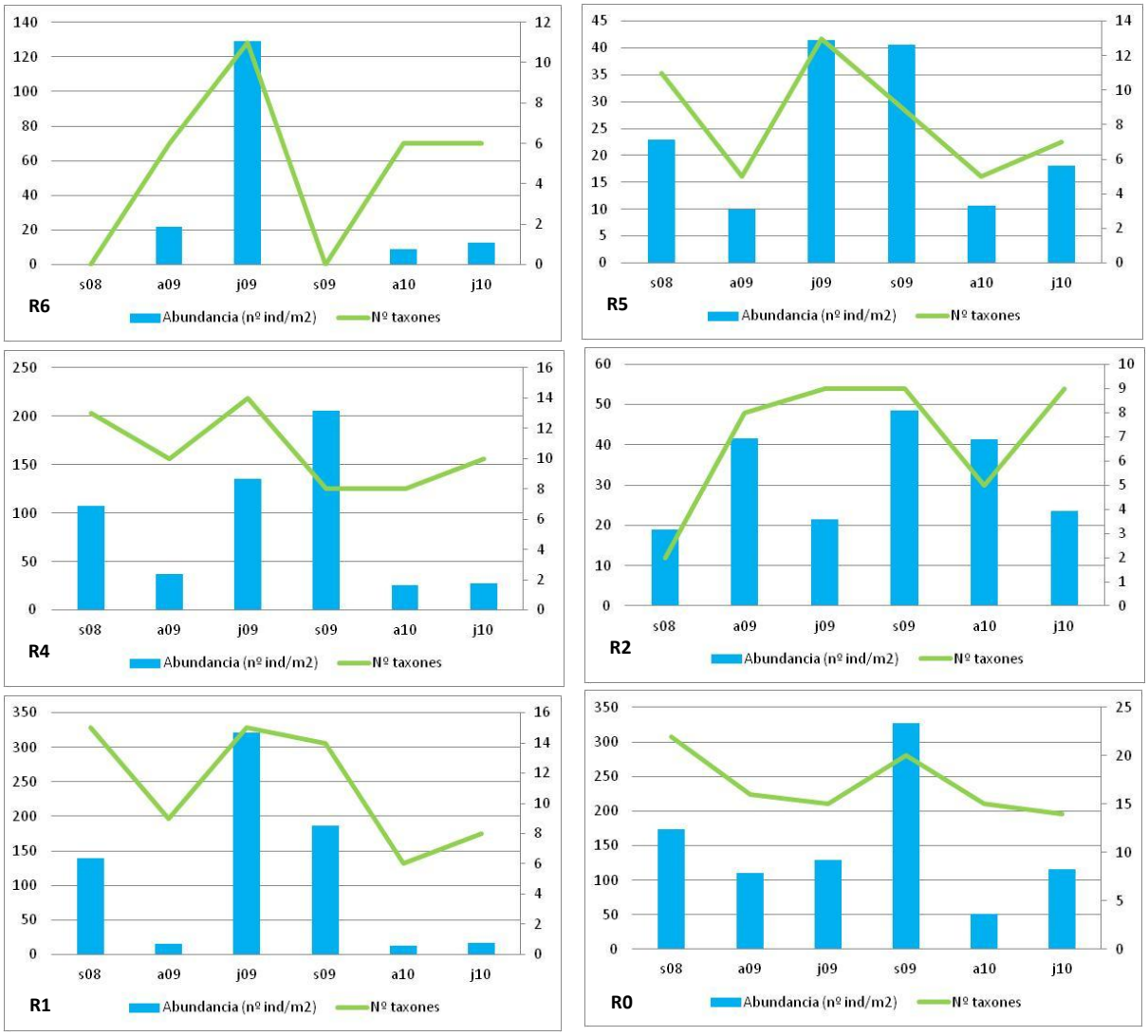


Fig. 9.13. Evolución temporal de la abundancia de Insecta y del número de taxones totales a lo largo de las campañas de muestreo en el arroyo Rodrigatos (puntos R6, R5, R4, R2, R1 y R0). Campañas: (a) abril, (j) junio y (s) septiembre. Años: 2008-2010. Nota: Las campañas de s08 y s09 no pudieron realizarse en el punto R6.

Tal y como ocurría con los índices biológicos, puede observarse que ambas variables aumentan a lo largo del eje longitudinal. Así, el nº individuos/m^2 se incrementa desde una media de 43.08±57.55 en R6 a 150.97±94.96 en R0 y el nº de taxones desde 7.25±2.50 a 16.83±2.93.

De nuevo, el punto R2 que recibe el drenaje de mina tratado por el sistema de balsas SAPS es el que menores valores posee de ambos parámetros. Igualmente, se aprecia que las fluctuaciones encontradas entre las clases de los índices biológicos para las distintas campañas de muestreo también se suceden en cuanto a la abundancia y diversidad de macroinvertebrados.

En cuanto a la estructura de la comunidad macrobentónica descrita por la proporción de individuos pertenecientes a los distintos órdenes de insectos, la Fig. 9.14 recoge el porcentaje hallado en cada punto del arroyo.

Fig. 9.14. Porcentaje (%) de órdenes de Insecta a lo largo de las campañas de muestreo en el arroyo Rodrigatos (puntos R6, R5, R4, R2, R1 y R0). Campañas: (a) abril, (j) junio y (s) septiembre. Años: 2008-2010.
Nota: Las campañas de s08 y s09 no pudieron realizarse en el punto R6.

Coleoptera · Collembola · Diptera · Ephemeroptera · Heteroptera · Lepidoptera · Megaloptera · Odonata · Plecoptera · Trichoptera

Se han identificado un total de diez órdenes, de los cuales Diptera, Plecoptera y Trichoptera dominan prácticamente toda la comunidad, seguidos de Ephemeroptera, Megaloptera y Coleoptera, y en menor medida Heteroptera, Odonata, Lepidoptera y Collembola. El listado de las familias pertenecientes a estos órdenes halladas en cada punto de muestreo se encuentra en el Anexo 9.B. De los gráficos y listados pueden deducirse los siguientes puntos:

- El orden **Diptera** está representado casi en su totalidad por la familia Chironomidae, altamente tolerante a la contaminación, junto con Limoniidae y Simuliidae, ambos de tolerancia media-alta.

Como ya se ha mencionado con anterioridad, los quironómidos son considerados como tolerantes a la contaminación metálica. Suelen ser, por tanto, los únicos macroinvertebrados que habitan en ríos afectados metálicamente (Watanabe *et al.*, 2000).

- Entre el orden **Plecoptera** destaca por antonomasia la familia Nemouridae, considerada la más tolerante a la polución dentro de este orden. Sin embargo se han hallado también varios ejemplares de plecópteros de aguas limpias, como Perlodidae, incluso en el punto afectado tras el sistema de balsas.
- El orden **Trichoptera** queda representado esencialmente por Hydropsychidae, apuntada como la más abundante de los ríos de esta zona (Fernández-Aláez *et al.*, 2002), y Limnephilidae, ambas familias con una gran valencia ecológica para la contaminación metálica.
- Dentro del orden **Ephemeroptera**, a lo largo de todo el arroyo sólo se han encontrado individuos de Baetidae, reconocidos por resistir los impactos metálicos.
- Además, en las zonas menos afectadas del arroyo, esto es, puntos R1 y R0, aumenta el número de familias halladas en la mayoría de los órdenes descritos, y en el caso del tramo R0 aparecen familias únicas que no se han hallado en los otros tramos del arroyo y que tienen una baja tolerancia ante la contaminación (valor 10 según el IBMWP). Estás familias son: Blephariceridae (Diptera), Heptageniidae (Ephemeroptera) y Perlidae (Plecoptera).

Por tanto, puede decirse que con el paso del tiempo el arroyo ha sido colonizado por los taxones clasificados como más tolerantes, que lógicamente son los primeros en establecerse y que dominan la fauna macrobentónica del arroyo. Sin embargo, en cuanto el estado del agua mejora ligeramente, aparecen más y nuevos taxones, tal y como ocurre en la zona inferior (punto R0).

A pesar de que en este caso la secuencia de recolonización ha sido gobernada por las familias citadas, no se puede concluir que en todos los casos la secuencia se ajuste fielmente a esta estructura de recolonización de un ecosistema fluvial afectado metálicamente, ya que también se ve determinada por la morfología del cauce, el clima, la posición geográfica y el tipo de contaminación.

Por último, atendiendo a los diferentes grupos funcionales de alimentación (FFG) que existen dentro de la comunidad de macroinvertebrados, los gráficos que representan la dominancia de cada grupo se observan en la Fig. 9.15.

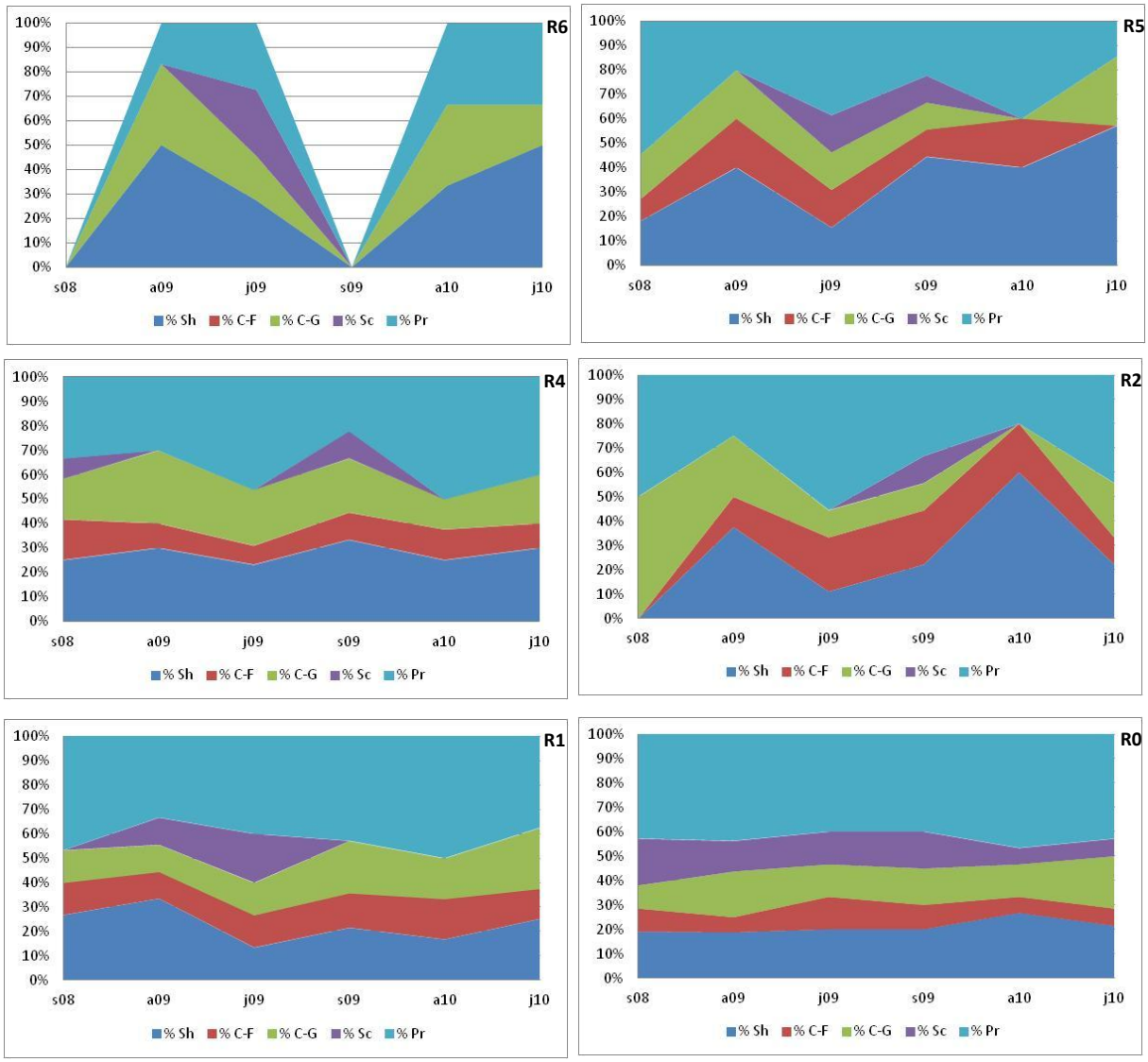


Fig. 9.15. Proporción (%) de grupos funcionales de alimentación (FFG) a lo largo de las campañas de muestreo en el arroyo Rodrigatos (puntos R6, R5, R4, R2, R1 y R0). Campañas: (a) abril, (j) junio y (s) septiembre. Años: 2008-2010. Las campañas de s08 y s09 no pudieron realizarse en el punto R6. FFG: Sh desmenuzador, C-F filtrador, C-G recolector, Sc raspador, y Pr depredador.

En el Capítulo 6 ya se comentó la afirmación de algunos autores sobre la consideración de los depredadores y recolectores como tolerantes a la contaminación y del resto de grupos (raspadores, desmenuzadores y, normalmente, filtradores) como sensibles. Esta aserción no se ajusta fielmente a los resultados obtenidos en este estudio, donde, aparte de los depredadores, son los desmenuzadores quienes predominan en todo el arroyo. Si bien, si se considera la primera campaña de muestreo (septiembre de 2008) en el punto R2 como el peor estado de calidad del agua, sí que los dos únicos FFG existentes en dicho momento se correspondieron con los tolerantes, esto es, depredadores y recolectores.

9.3.5. Clasificación de los puntos de muestreo del arroyo en función del estado del agua, del sedimento y de la comunidad macrobentónica

Con el objetivo de analizar todos los elementos medidos para dar una visión conjunta del estado ecológico de los seis tramos de estudio del arroyo Rodrigatos, se ha realizado una clasificación jerárquica (método de conglomeración: vinculación Inter-grupos; medida del intervalo: distancia euclídea al cuadrado; conglomerar casos) de los puntos de muestreo con todas las variables:

- En agua: pH, OD, Eh, CE, turbidez, metales, SST, SO4, HCO3, ResSec, Na, K, Mg, Ca
- En sedimento: metales
- Indicadores biológicos: valor IBWMP, valor EPT, abundancia, nº familias

Antes de ello, las variables fueron transformadas a logaritmos.

Los resultados de la clasificación jerárquica o cluster se presentan en la Tabla 9.13 y en el dendrograma de la Fig. 9.16.

Tabla 9.13. Historial de conglomeración del análisis de clasificación jerárquica (cluster) de los puntos de muestreo en el arroyo Rodrigatos.

Etapa	Conglomerado que se combina		Coeficientes	Etapa en la que el conglomerado aparece por primera vez		Próxima etapa
	Conglomerado 1	Conglomerado 2	Conglomerado 1	Conglomerado 2	Conglomerado 1	Conglomerado 2
1	3	4	1,020	0	0	2
2	2	3	3,508	0	1	3
3	2	5	4,933	2	0	4
4	2	6	5,812	3	0	5
5	1	2	14,909	0	4	0

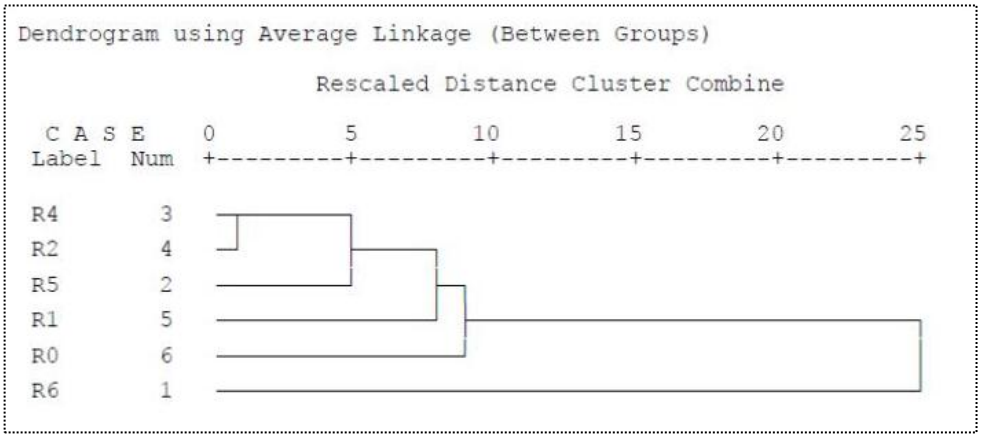


Fig. 9.17. Clasificación jerárquica (cluster) de los puntos de muestreo en el arroyo Rodrigatos.

El dendrograma superior no muestra ninguna separación clara por grupos de los tramos de muestreo, sino que hace referencia a una **tendencia del grado de alteración** del conjunto de variables estudiadas.

- Así, el punto más afectado del arroyo (R2) es muy semejante a otro de los dos tramos alterados de manera significativa (R4), los cuales cuentan con los focos destacados de contaminación minera que

tienen lugar en la cuenca: escombreras, drenaje de mina de la bocamina BR y drenaje de mina tratado por el sistema de balsas SAPS (R3-B/S).

- Posteriormente se hallaría un sector formado por los siguientes puntos R5-R1-R0 ordenados desde más a menos afectados metálicamente: el punto R5 que recibe las aguas contaminadas del afluente R-A, el punto R1 con escombreras en su zona anterior y el punto R0 que aunque carece de fuentes de contaminación minera recoge todo lo que lleva el río. Por tanto, puede decirse que la clasificación jerárquica resultante es indicativa de un eje de afección de mayor impacto a menor impacto.
- Finalmente, el punto más diferente de la cuenca se corresponde con la cabecera (R6), dado que, por un lado, tiene menores concentraciones de metales en agua y en sedimento pero, por otro lado, la comunidad biológica es más bien pobre debido principalmente a las características morfológicas del cauce fluvial en ese punto y al hecho de que en ocasiones la zona se ha visto desecada por la extracción de agua para las labores mineras.

9.4 Conclusiones

A la luz de todos los elementos de estudio analizados en el seguimiento del estado ecológico del arroyo Rodrigatos, cabe destacar las siguientes conclusiones:

- El sistema SAPS ha decantado eficazmente el Fe (92%) y el Al (83%) presente en el drenaje de mina. Asimismo, las retenciones de As (70%), Ni (63%), Co (62%) y Mn (éste en menor proporción, 32%) también son destacadas.
- La mayor decantación de metales ocurre en la balsa nº 1 que se asemeja a un SAPS.
- Todo sistema de tratamiento pasivo debería ir acompañado de un seguimiento de su evolución así como de un mantenimiento.
- El carácter minero del arroyo queda patente por la concentración de metales como Al, Fe, Mn, Ni y Co, así como por la carga de sólidos en suspensión y sulfatos.
- Los niveles de Mn alcanzan valores considerables en los tres focos más importantes de contaminación: afluente R-A, bocamina BR y drenaje de mina tratado por el sistema de balsas SAPS (R3-B/S).
- Atendiendo a los límites marcados en la legislación para el desarrollo de la vida acuática, las concentraciones de Ni y Cd en agua superan los valores admisibles.
- La presencia de Mn, Ni, sulfatos y turbidez en agua son mayores que los límites establecidos para el agua destinada al consumo humano.
- Las concentraciones de Mn, Zn, Ni y Co medidas en el sedimento de los distintos tramos fluviales se muestran en proporciones mayores a lo estimado en el Atlas Geoquímico de Europa (Vos & Tarvainen, 2005) para la zona de estudio.
- La distribución de los metales en las fracciones mineralógicas del sedimento relatan un cierto grado de biodisponibilidad de los metales Mn, Zn, Ni, Co y Cd.

- El código de riesgo RAC (*Risk Assessment Code*) sobre la disponibilidad de metales en sedimento y su riesgo potencial para el medio ambiente pone de manifiesto la existencia de un riesgo medio de los niveles de Mn y de un riesgo alto o muy alto de Cd.
- Los niveles de Fe, Mn y Ni en sedimento podrían provocar efectos dañinos en los organismos acuáticos según los valores guía (SQGs).
- El índice de contaminación del sedimento (Igeo) revela que las concentraciones de Mn, Zn, Ni y Co se hallan entre el grado de no contaminado a moderadamente contaminado.
- Los índices biológicos IBWMP y EPT basados en la tolerancia de los macroinvertebrados hacia la contaminación manifiestan una secuencia de mejora de la calidad del agua del arroyo en sentido longitudinal, con excepción del punto crítico en el tramo R2 (tras el drenaje de mina tratado por el sistema de balsas SAPS) donde la calidad se ve mermada.
- El agua del arroyo se encuentra en un estado ecológico deficiente según el Ratio de Calidad Ecológica, exigido por la Directiva 2000/60/CE, mostrando una cierta mejora en el tramo inferior y un deterioro acusado en la zona crítica de R2.
- En el paso de 20 años ha tenido lugar una recolonización del arroyo por parte de los organismos macrobentónicos.
- El sistema de tratamiento pasivo colocado tras el drenaje de mina ha sido lo suficientemente efectivo como para mejorar las condiciones del agua vertida sobre el arroyo de forma que el tramo fluvial ubicado a continuación ha aumentado la calidad del agua según los índices biológicos.
- Los indicadores biológicos IBMWP y EPT son una herramienta útil en el análisis del grado de impacto de la minería y en la evaluación del seguimiento de una zona en recuperación.
- Los ordenes Diptera, Plecoptera y Trichoptera dominan prácticamente la fauna macrobentónica de los distintos tramos del arroyo. Las familias de estos órdenes son consideradas como de las más tolerantes a la contaminación.
- En el tramo inferior del arroyo donde no existen residuos mineros la comunidad del macrobentos posee más y nuevos taxones con respecto al resto del cauce.

PARTE VI. ASPECTOS GENERALES Y CONCLUSIONES FINALES

En esta última parte del trabajo, por un lado, se ha realizado un análisis general que engloba los cuatro cauces fluviales de la cuenca del Bierzo y los elementos en ellos estudiados. Por otro lado, se resaltan las conclusiones destacadas de todo el estudio.

Aspectos generales

Teniendo una idea más globalizadora sobre el funcionamiento y condiciones que integran este ecosistema, se ha realizado un análisis conjunto de todas las variables estudiadas. Para abordar este objetivo se ha llevado a cabo una clasificación jerárquica o cluster (método de conglomeración: vinculación Inter-grupos; medida del intervalo: distancia euclídea al cuadrado) de los diez tramos fluviales estudiados en función de las variables analizadas en cada elemento:

- valores de pH, Eh, CE, turbidez, concentración de cada metal, TSS, SO_4^{2-}, HCO_3^-, residuo seco, Na, K, Mg y Ca en agua,
- valores de concentración de cada metal en sedimento,
- valores de los indicadores biológicos IBWMP, EPT, abundancia, nº familias y % de los grupos funcionales de alimentación,
- valores de concentración de cada metal en la comunidad macrobentónica,
- valores de concentración de cada metal en la comunidad ictícola (medidas morfométricas y concentración de cada metal en hígado, branquias y músculo).

El valor de cada variable se refiere al valor medio (transformado a log (x+1)) obtenido tras las siete u ocho campañas de muestreo, según el caso, en cada punto de muestreo.

Asimismo se ha de tener en cuenta la existencia de varios puntos de muestreo donde no ha sido posible medir algunas de las variables de estudio:

- cuatro puntos (arroyo La Silva: S2, S1; río Tremor: T1, T0) que carecen de valores de acumulación de metales en macroinvertebrados dada la ausencia de una comunidad macrobentónica suficiente en masa (gramos) para el análisis de metales (ver Capítulo 7),
- seis puntos (arroyo La Silva: S2, S1; arroyo Rodrigatos: R1; río Tremor: T1, T0; río Boeza: B1) sin medición de los valores relacionados con la comunidad de peces por la inexistencia de la misma (ver Capítulo 8).

En cada caso correspondiente se ha dado el valor de 0 a estas variables. Sin embargo, debido a que en el punto B1 (río Boeza) no se carece realmente de datos de población truchera sino que no se midieron al ser la misma que la presente en el punto siguiente B0 (tal y como se ha explicado en el Capítulo 8), se ha optado en este caso concreto por dar a B1 los mismos valores obtenidos en el análisis de las truchas en B0.

En el caso del arroyo Rodrigatos sólo se ha considerado para este análisis el tramo fluvial R1 debido a que el resto de tramos fueron estudiados un año más tarde. Además, en el capítulo correspondiente al seguimiento del arroyo (Capítulo 9) ya se realizó un análisis jerárquico, y el punto R1 ofrece una representación de las aguas que derivan en el río Tremor.

Los resultados obtenidos en la clasificación jerárquica se muestran en las Tabla VI.1 y en el dendrograma de la Fig. VI.1.

Tabla VI.1. Historial de conglomeración de la clasificación jerárquica (cluster) de los puntos de muestreo S2 y S1 (arroyo La Silva), R1 (arroyo Rodrigatos), T4, T2, T1 y T0 (río Tremor), y B3, B1 y B0 (río Boeza) en función de las condiciones del ecosistema

Etapa	Conglomerado que se combina		Coeficientes	Etapa en la que el conglomerado aparece por primera vez		Próxima etapa
	Conglomerado 1	Conglomerado 2	Conglomerado 1	Conglomerado 2	Conglomerado 1	Conglomerado 2
1	4	5	,914	0	0	4
2	6	7	2,905	0	0	6
3	8	9	3,898	0	0	5
4	4	10	4,969	1	0	5
5	4	8	10,735	4	3	8
6	2	6	17,260	0	2	7
7	1	2	56,072	0	6	9
8	3	4	60,899	0	5	9
9	1	3	121,897	7	8	0

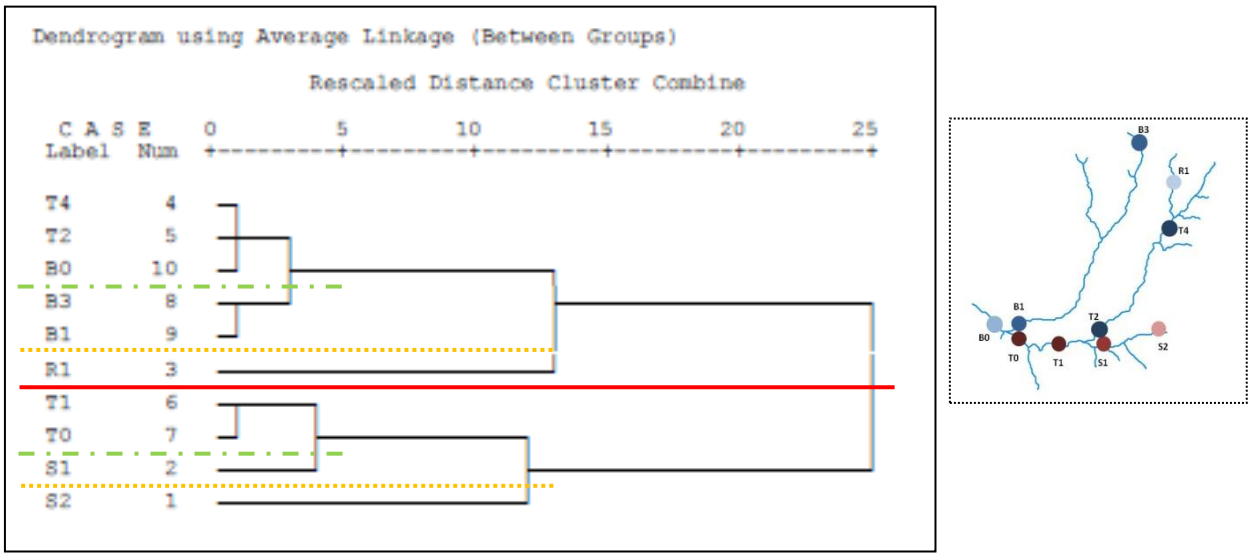


Fig. VI.1. Clasificación jerárquica (cluster) de los puntos de muestreo S2 y S1 (arroyo La Silva), R1 (arroyo Rodrigatos), T4, T2, T1 y T0 (río Tremor), y B3, B1 y B0 (río Boeza) en función de las condiciones del ecosistema.

La clasificación jerárquica obtenida diferencia claramente dos grupos principales:

(1) Un primer grupo que difiere por transportar una menor carga metálica, por su estabilidad en la diversidad y abundancia de fauna macrobentónica y por contar con una población truchera (a excepción del arroyo Rodrigatos). Este conjunto está englobado por los **tramos superiores del río Tremor, el río Boeza y el arroyo Rodrigatos**. No obstante, dentro de este grupo pueden realizarse varias divisiones:

- Subgrupo 1.1: T4, T2 y B0. Se trata de los tramos altos del río Tremor, que presentando un carácter minero tal y como se deduce por ejemplo de la concentración de sulfatos, marcarían el mejor aspecto de este río. El tramo B0 aparece en este subconjunto debido principalmente a su posición,

ya que es indicativa de la contaminación que sufre este río en el momento de su unión con el río Tremor.

- Subgrupo 1.2: B3 y B1. Tramos fluviales del río Boeza de menor impacto minero, con unos valores globalmente distintos al resto de la cuenca, en especial la zona de referencia.
- Subgrupo 1.3: R1. Este recorrido del arroyo Rodrigatos está englobado dentro del Grupo 1 porque si bien es capaz de sostener una comunidad macrobentónica importante, sigue reflejando unas condiciones mineras que se traducen en un peor estado de la calidad del agua y, por tanto, queda al margen de los dos subgrupos anteriores.

Se puede decir que los subgrupos T4-T2-B0 y B3-B1 son las zonas menos afectadas en el área de estudio.

(2) Un segundo grupo caracterizado por una mayor carga metálica que el anterior, una presencia de una comunidad macrobentónica pobre y una inexistencia de población truchera. Este agregado está compuesto por los **tramos inferiores del río Tremor y el arroyo La Silva**, existiendo, como en el caso anterior, una subdivisión:

- Subgrupo 2.1: T1 y T0. Las zonas bajas del río Tremor son tramos semejantes entre sí marcados por la alta carga de metales indicativa de la actividad minera y sus residuos.
- Subgrupo 2.2: S1. El tramo bajo del arroyo La Silva muestra unas condiciones metálicas más parecidas al estado del subconjunto minero T0 y T1 que a las condiciones extremas de su propia zona de cabecera.
- Subgrupo 2.3: S2. Casi aislado se halla el tramo superior del arroyo La Silva, de alta carga metálica (aunque no de origen minero), que junto con los tres puntos anteriores (T1-T0-S1) conforman la parte más afectada por contaminación metálica del área de estudio.

Conclusiones finales

Integrando los seis estudios del presente trabajo, se pueden extraer las siguientes conclusiones:

(1). El área de estudio en El Bierzo presenta un ecosistema alterado por contaminación metálica, donde se aprecia una zonificación entre:

(1.1). Áreas fuertemente contaminadas (arroyo La Silva y tramos inferiores del río Tremor), con altos niveles de metales pesados y una vida macrobentónica y piscícola casi o totalmente inexistente.

(1.2). Áreas moderadamente contaminadas (arroyo Rodrigatos y tramo bajo del río Boeza), con una fauna de macroinvertebrados eurioicos que sobrevive en aguas de calidad dudosa y de altas concentraciones metálicas.

(1.3). Áreas débilmente contaminadas (tramos superiores del río Tremor y río Boeza hasta su unión con el Tremor), con una biodiversidad mayor en la comunidad macrobentónica y la existencia de una población truchera, que habitan en aguas de una calidad marcada por una concentración de metales aceptable de diferente origen, en el caso del río Tremor por la capacidad de autodepuración del cauce, y en el caso del río Boeza por ausencia de minería.

(2). Parece que el paso del tiempo ha dotado a este ecosistema de una asombrosa capacidad para absorber los impactos, amortiguando los golpes esporádicos que se producen frecuentemente. Esta adaptación permite contemplar, durante el periodo en el que se ha realizado este estudio, un estado de equilibrio permanente entre el estado ecológico de los ríos y los impactos que reciben.

(3). El contenido metálico en los sedimentos de los ríos afectados son reflejo de la contaminación metálica, siendo mayores de lo estimado para el área de estudio según al Atlas Geoquímico.

(4). Los tramos fluviales de baja calidad del agua se corresponden con las comunidades de macroinvertebrados cuyos organismos bioacumulan en mayor medida metales pesados.

(5). Las tres poblaciones trucheras que sobreviven en los tramos más limpios de la cuenca del Bierzo estudiada (tramo inferior del río Boeza y tramos superiores del río Tremor) muestran un contenido metálico superior en hígado y en branquias que la comunidad ictícola del punto limpio (tramo alto del río Boeza) y similar en músculo.

(6). El Sistema de Tratamiento Pasivo construido en una de las bocaminas que vertían en el arroyo Rodrigatos ha resultado satisfactorio en la retención de varios metales (en especial Al -83%- y Fe -92%-). Sin embargo, es recomendable realizar un seguimiento del estado de las balsas debido a que este tipo de tratamientos tiene un tiempo de vida limitado.

(7). En el transcurso de casi dos décadas en las que la presión minera ha ido disminuyendo, el arroyo Rodrigatos ha experimentado un cambio en sus condiciones físico-químicas que ha permitido la recolonización del ecosistema por parte de los macroinvertebrados más tolerantes. Sin embargo, la actividad minera, todavía en acción, y sus residuos quedan patentes en el estado ecológico del arroyo Rodrigatos, en especial en aquellos tramos cercanos a los focos de contaminación.

REFERENCIAS

Abu-Hilal, A. H. & Ismail, N. S. (2008). Heavy Metals in Eleven Common Species of Fish from the Gulf of Aqaba, Red Sea. *Jordan J. Biol. Sci.* **1**(1): 13-18.

Agah, H., Leermakers, M., Elskens, M., Fatemi, S. M. R. & Baeyens, W. (2009). Accumulation of trace metals in the muscle and liver tissues of five fish species from the Persian Gulf. *Environ. Monit. Assess.* **157**: 499-514.

Agencia Estatal de Meteorología, Aemet (2011). *Resumen mensual de datos de estaciones principales*. Agencia Estatal de Meteorología, Aemet, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Gobierno de España. [Disponible en: http://www.aemet.es/es/servidor-datos/acceso-datos/listado-contenidos/detalles/series_climatologicas; Consultado el 25-04-2011].

Akan, J. C., Abdulrahman, F. I., Sodipo, O. A. & Akandu, P. I. (2009). Bioaccumulation of some heavy metals of six fresh water fishes caught from Lake Chad in Doron Buhari, Maiduguri, Borno State, Nigeria. *J. Appl. Sci. Environ. Sanit.* **4**(2): 103-114.

Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y la calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería*, vol. II: 203-213. ISBN: 84-7840-262-4.

Alba-Tercedor, J. & Jiménez-Millán, F. (1987). *Biología y ecología de insectos indicadores de la calidad de las aguas corrientes. Estudio de aguas del Río Guadalfeo y su Cuenca. (Calidad de las aguas del Río Guadalfeo a lo largo del año)*. Proyecto finalizado, realizado dentro de los convenios entre las universidades andaluzas y el ICONA. Univ. de Granada. 133 p.

Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las corrientes de agua basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica* **4**: 51-56.

Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Maria-Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C. E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, Mª L., Toro, M., Vidal-Abarca, Mª R., Vivas, S. & Zamora-Muñoz, C. (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica* **21**(3-4): 175-185.

Allen-Gil, S. M. & Martynov, V. G. (1995). Heavy metal burdens in nine species of freshwater and anadromous fish from the Pechora River, northern Russia. *Sci. Total Environ.* **160/161**: 653-659.

Alonso, A. & Camargo, J. A. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas* **14**(3): 87-99.

Amundsen, P. A., Staldvik, F. J., Lukin, A. A., Kashulin, N. A., Popova, O. A. & Reshetnikov, Y. S. (1997). Heavy metal contamination in freshwater fish from the border region between Norway and Russia. *Sci. Total Environ.* **201**: 11-224.

Anadon, A., Muñoz, M. J., & Ortiz, J. A. (1984). Acumulación tisular de Zinc, Plomo, Cobre, Hierro y Cromo en Truchas de Río, *Salmo trutta fario*. Acción ecotoxicológica. *An. INIA/Ser. Ganadera* **19**: 173-180.

Andreji, J., Stránai, I., Massàyi, P. & Valent, M. (2005). Concentration of selected metal in muscle of various fish species. *J. Environ. Sci. Health* **40**: 899-912.

Ankley, G. T., Di Toro, D. M., Hansen, D. J. & Bery, W. J. (1996). Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environ. Toxicol. Chem.* **15**: 2056-2066.

Arellano, J. M., Ortiz, J. B., Capeta Da Silva, D., González de Canales, M. L., Sarasquete, C. & Blasco, J. (1999). Levels of copper, zinc, manganese and iron in two fish species from salt marshes of Cadiz Bay (southwest Iberian Peninsula). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* **15**(1-4): 485-488.

Armitage, P. B., Moss, D., Wright, J. F. & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water. *Water Res.* **17**(3): 333-347.

Asta Andrés, M. P., Acero Salazar, P., Auqué Sanz, L. F., Gimeno Serrano, M. J. & Gómez Jiménez, J. B. (2011). Procesos geoquímicos en aguas ácidas por meteorización de sulfuros. *Boletín geológico y Minero* **122**(2): 25-272.

ATSDR (1990). *Toxicological profile for thorium*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 186 p.

ATSDR (2004a). *Toxicological profile for cobalt*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 486 p.

ATSDR (2004b). *Toxicological profile for copper*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 314 p.

ATSDR (2005a). *Toxicological profile for nickel*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 397 p.

ATSDR (2005b). *Toxicological profile for zinc*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 352 p.

ATSDR (2007a). *Toxicological profile for arsenic*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 559 p.

ATSDR (2007b). *Toxicological profile for lead*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 582 p.

ATSDR (2007c). *Toxicological profile for barium and barium compounds*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 231 p.

ATSDR (2008a). *Toxicological profile for aluminum*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 512 p.

ATSDR (2008b). *Toxicological profile for cadmium*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 357 p.

ATSDR (2008c). *Toxicological profile for chromium*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 610 p.

ATSDR (2008d). *Toxicological profile for manganese*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 539 p.

ATSDR (2011). *Toxicological profile for uranium*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 528 p.

Awasthi S. K. (2000). *Prevention of Food Adulteration Act No. 37 of 1954*, *Central and State rules as amended for 1999*. Ashoka Law House, New Delhi, India.

Azmat, H., Javed, M. & Jabeen, G. (2011). Acute Toxicity of Aluminium to the Fish (*Catla catla*, *Labeo rohita* and *Cirrhina mrigala*). *Pak. Vet. J*. **32**(1): 85-87.

Baek, K. & Yang, J. W. (2005). Humic-Substance-Enhanced Ultrafiltration for Removal of Heavy Metals. *Sep. Sci. Technol.* **40**(1-3): 699-708.

Bamforth, S. M., Manning, D. A. C., Singleton, I., Younger, P. L. & Johnson, K. L. (2006). Manganese removal from mine waters – investigating the occurrence and importance of manganese carbonates. *Appl. Geochem.* 21: 1274-287.

Bashir, F. A., Shuhaimi-Othman, M. & Mazlan, A. G. (2012). Evaluation of Trace Metal Levels in Tissues of Two Commercial Fish Species in Kapar and Mersing Coastal Waters, Peninsular Malaysia. *J. Environ. Public Health* **2012**(Article ID 352309): 1-10.

Barata, C., Lekumberri, I., Vila-Escalé, M., Prat, N. & Porte, C. (2005). Trace metal concentration, antioxidant enzyme activities and susceptibility to oxidative stress in the tricoptera larvae *Hydropsyche exocellata* from the Llobregat river basin (NE Spain). *Aquat. Toxicol.* **74**: 3-19.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. & Stribling, J. B. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C. 339 p.

Batley, G. E. & Maher, W. A. (2001). The development and application of ANZECC and ARMCANZ Sediment Quality Guidelines. *Australas. J. Ecotoxicol.* **7**: 81-92.

Begum, A., HariKrishna, S. & Khan, I. (2009). Analysis of Heavy metals in Water, Sediments and Fish samples of Madivala Lakes of Bangalore, Karnataka. *Int. J. ChemTech Res.* **1**(2): 245-249.

Bell, H. L. (1971). Effect of low pH on the survival and emergence of aquatic insects. *Water Res.* **5**: 313-319.

Bender, J., Gould, J. P., Vatcharapijarn, Y., Young, J. S. & Phillips, P. (1994). Removal of zinc and manganese from contaminated water with cyanobacteria mats. *Water Environ. Res.* **66**(5): 679-683.

Benedicto, J., Martínez-Gómez, C. & Campillo, J. (2005). Inducción de metalotioneínas en *Mullus barbatus* como biomarcador específico de contaminación metálica: Estudio de campo en el Mediterráneo occidental. C*ienc. Mar.* **31**(1B): 265-274.

Bernhard, T. & Neff, J. (2001). *Metals Bioavailability in the Navy's Tiered Ecological Risk Assessment Process.* Issue paper 1-15. [Disponible en: http://www.navfac.org].

Bisthoven, L. J. de, Gerhardt, A. & Soares, A. M. V. M. (2005). Chironomidae larvae as bioindicators of an acid mine drainage in Portugal. *Hydrobiologia* **532**: 181-191.

Bizuik, M. & Kuczyńska, J. (2007). Mineral components in food – analytical implications. *In P. Szefer and J. O. Nriagu (eds.): Mineral Components in Foods. Chemical and Functional Properties of Food Components Series*. CRC Press. pp. 1-31.

Blasco, J., Arias, A. M. & Sáenz, V. (1999). Heavy metals in organisms of the river Guadalquivir estuary: possible incidence of the Aznalcóllar disaster. *Sci. Tot. Environ.* **242**: 249-259.

Bode, R. W., Novak, M. A. & Abele, L. E. (1996). *Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State*. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY. 89p.

Bode, R. W., Novak, M. A. & Abele, L. E. (1997). *Biological stream testing. NYS Department of Environmental Conservation*, Albany, NY. 14p

Bode, R. W., Novak, M. A., Abele, L. E., Heitzman, D. L. & Smith, A. J. (2002). *Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State*. NYS. Department of Environmental Conservation, Albany, NY.

Bode, R. W., Novak, M. A., Abele, L. E., Heitzman, D. L. and Smith, A. J. (2004). *30 year trends in water quality of rivers and streams in New York State based on macroinvertebrate data 1972-2002.* New York State, Department of Environmental Conservation Technical Report. 384 pp.

Borgmann, U. & Norwood, W. P. (1997). Toxicity and accumulation of zinc and copper in *Hyalella azteca* exposed to metal-spiked sediments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **54**: 1046-1054.

Bouchard, R. W. Jr. (2004). *Guide to aquatic invertebrates of the Upper Midwest. Identification manual for students, citizen monitors and aquatic resource proffessionals*. University of Minnesota. St. Paul, Minnesota, USA.

Brant, D. L. & Ziemkiewicz, P. F. (1997). Passive removal of manganese from acid mine drainage. *Poster presented at the 1997 National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation. Austin, Texas. May 10-15, 1997*.

Brenner, E. K., Brenner, F. J., Bovard, S. & Schwartz, T. S. (1993). Analysis of wetland treatment systems for acid mine drainage. *J. Penn. Acad. Sci.* **67**: 85–93.

Brils, J. (2008). Sediment monitoring and the European Water Framework Directive. *Ann Ist Super Sanità* **44**(3): 218-223.

Buckley, J. T., Roch, M., Rendell, C. A. & Matheson, M. T. (1982). Chronic exposure of coho salmon to sublethel concentration of copper, effect on growth, accumulation and distribution of copper and on copper tolerance. *Comp. Biochem. Physiol.* **72**(c): 15-19.

Burger, J. & Gochfeld, M. (2000). Effects of lead on birds (Laridae): a review of laboratory and field studies. *J. Toxicol. Environ. Health* **3**: 59-78.

Burgos, W. D., Senko, J. M. & Hansel, C. M. (2009). *Improving passive mine treatment through better understanding of biogeochemistry and mineralogy associated with Mn(II) oxidation*. Final Report. Cooperative Agreement S07AP12478, United States Office of Surface Mining. Department of Civil and Environmental Engineering, The Pennsylvania State University. p. 16.

Burton, G. A. (2002). Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* **3**: 65-75.

Cain, D. J. & Luoma, S. N. (1998). Metal exposures to native populations of the caddisfly *Hydropsyche* (Trichoptera: Hydropsychidae) determined from cytosolic and whole body metal concentrations. *Hydrobiologia* **386**: 103-117.

Cain, D. J., Luoma, S. N. & Wallace, W. G. (2004). Linking metal bioaccumulation of aquatic insects to their distribution patterns in a mining-impacted river. *Environ. Toxicol. Chem.* **23**(6): 1463-1473.

Canli, M. & Atli, G. (2003). The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environ. Pollut.* **121**: 129-136.

Canli, M., Ay, Ö. & Kalay, M. (1998). Levels of Heavy Metals (Cd, Pb, Cu, Cr and Ni) in Tissue of *Cyprinus carpio*, *Barbus capito* and *Chondrostoma regium* from the Seyhan River, Turkey. *Tr. J. of Zoology* **22**: 149-157.

Canton, S. P. & Ward, J. V. (1981). The aquatic insects, with emphasis on Trichoptera, of a Colorado stream affected by coal strip-mine drainage. *The Southwestern Naturalist* **25**(4): 453-460.

Carapeto, C. & Purchase, D. (2000). Use of Sequential Extraction Procedures for the Analysis of Cadmium and Lead in Sediment Samples from a Constructed Wetland. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **64**: 51-58.

Carlos Blanco, J. & González España, J. L. (1992). *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Carretero-León, Mª I. & Pozo-Rodríguez, M. (2007). *Mineralogía aplicada*. Thomson Editores Spain. ISBN: 978-84-9732-487-8. 424 p.

Casado-Galván, I. (2009). Breve historia de la minería leonesa del carbón. *En: Contribuciones a las Ciencias Sociales*. [Disponible en: www.eumed.net/rev/cccss/06/icg7.htm].

Castro-González, M. I. & Méndez-Armenta, M. (2008). Heavy metals: Implications associated to fish consumption. Mini-review. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* **26**: 263-271.

Çevik, F., Göksu, M. Z. L., Derici, O. B. & Findik, Ö. (2009). An assessment of metal pollution in surface sediments of Seyhan dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses. *Environ. Monit. Assess.* **152**: 309-317.

Chadwick, J. W. & Canton, S. P. (1983). Coal mine drainage effects on a lotic ecosystem in Norhwest Colorado, U.S.A. *Hydrobiologia* **107**: 25-33.

Chan, M. H. & Egeland, M. G. (2004). Fish consumption, mercury exposure, and heart disease. *Nutr. Rev.* **62**: 68-72.

Chao, T. T. & Theobald, P. K. (1976). The significance of secondary iron and manganese oxides in geochemical exploration. *Econ. Geol.* **71**(8): 1560-1569.

Chapman, D. & Kimstach, V. (1996). Chapter 3 – Selection of water quality variables. *In Deborah Chapman (ed.): Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition*. 1992, 1996 UNESCO/WHO/UNEP. ISBN 0 419 21590 5. 609 p.

Chapman, P. M., Wang, F. Y., Janssen, C. R., Goulet, R. R. & Kamunde, C. N. (2003). Conducting ecological risk assessments of inorganic metals and metalloids: current status. *Hum. Ecol. Risk Asess.* **9**(4): 641-697.

Chinery, M. (1997). *Guía de campo de los insectos de España y Europa*. Ediciones Omega, S. A. Barcelona. 402 p.

Clements, W. H. (1992). *Bioaccumulation of heavy metals by brown trout (Salmo trutta) in the Arkansas River: importance of food chain transfer*. Completion Report No. 167. Colorado Water Resources Research Institute, Colorado State University. 29 p.

Clements, W. H. (1994). Benthic Invertebrate Community Responses to Heavy Metals in the Upper Arkansas River Basin, Colorado. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **13**(1): 30-44.

Clements, W. H., Donald, S. C. & Van Hassel, J. H. (1992). Assessment of the impact of heavy metals on benthic communities at the Clinch River (Virginia): evaluation of an index of community sensitivity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **49**: 1686-1694.

Clements, W. H., Carlisle, D. M., Lazorchak, J. M. & Johnson, P. C. (2000). Heavy Metals Structure Benthic Communities in Colorado Mountain Streams. *Ecol. Applic.* **10**(2): 626-638.

Coll-Martín, S. & Sudrià-I Triay, C. (1987). *El carbón en España, 1770-1961: una historia económica*. Empresa Nacional Carbonífera del Sur, S. A. Ediciones Turner, S. A. 624 p.

Confederación Hidrográfica del Ebro, CHE. (2007). *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro. Protocolos de muestro y análisis para: Fitoplancton, Fitobentos (Microalgas Bentónicas), Macrofitos, Invertebrados Bentónicos, Ictiofauna*. CHE, Comisaría de Aguas, Ministerio de Medio Ambiente, con la dirección y la coordinación de C. Durán y M. Pardos. 232 p.

Confederación Hidrográfica del Miño-Sil, CHM-S. (2010a). Capítulo 2. Descripción general de la Demarcación. *En CHM-S: Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil*. Confederación Hidrográfica del Miño-Sil, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Gobierno de España. 148 p.

Confederación Hidrográfica del Miño-Sil, CHM-S. (2010b). Capítulo 8. Diagnóstico del cumplimiento de los objetivos medioambientales. *En CHM-S: Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil*. Confederación Hidrográfica del Miño-Sil, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Gobierno de España. 186 p.

Confederación Hidrográfica del Miño-Sil, CHM-S. (2011). *Información hidrológica (SAIH - Sistema Automático de Información Hidrológica)*. Confederación Hidrográfica del Miño-Sil, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Gobierno de España. [Disponible en: hidrologia.saih@chminosil.es; Consultado el 26-04-2011].

Cordón, R., Cabrera, F., Díaz, E. & Arambarri, P. de (1987). Contenido de metales pesados en *Crassostrea angulata*, *Dicentrarchus labrax* y *Mugil auratus* de los estuarios de los ríos Guadalquivir y Barbate. *Limnética* **3**: 159-164.

Cortizo-Álvarez, J., Durany-Castrillo, P., García-López, D. & Redondo-Vega, J. M. (1986). El Bierzo Alto, Fascículo 3. *En V. Cabero-Dieguez y L. Lopez-Trigal (eds): La provincia de León y sus comarcas*. Diario de León, Junta de Castilla y León.

Courtney, L. A. & Clements, W. H. (2002). Assessing the influence of water and substratum quality on benthic macroinvertebrate communities in a metal-polluted stream: an experimental approach. *Freshw. Biol.* **47**: 1766-1778.

Crerar, D. A. & H. L. Barnes. (1974). Deposition of deep-sea manganese nodules. *Geochim. Cosmochim. Acta* **38**: 270-300.

Culioli, J. L., Calendini, S., Mori, C. & Orsini, A. (2009). Arsenic accumulation in a freshwater fish living in a contaminated river of Corsica, France. *Ecotox. Environ. Safe.* **72**: 1440-1445.

Cummins, K. W. & Klug, M. J. (1979). Feeding Ecology of Stream Invertebrates. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **10**: 147-72.

Cusimano, R. F., Brakke, D. F. & Chapman, G. A. (1986). Effects of pH on the toxicities of cadmium, copper and zinc to steelhead trout (Salmo gairdneri). *Can. J. Fish Aquat. Sci*. **43**: 1497-1503.

Dallinger, R., Prosi, F., Senger, H. & Back, H. (1987). Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and proposal for further research. *Oecologia* (Berlin) **73**: 91-98.

Demchak, J., Morrow, T. & Skousen, J. (2001). Treatment of acid mine drainage by four vertical flow wetlands in Pennsylvania. *Geochem. Explor. Environ. Anal.* **1**: 71-80.

Demirak, A., Yilmaz, F., Levent Tuna, A. & Ozdemir, N. (2006). Heavy metals in water, sediment and tissues of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern Turkey. *Chemosphere* **63**: 1451-1458.

Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. (DO L 206, de 22-7-1992).

Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre del 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas (DOCE) L 327/1, de 22-12-2000.

Directiva 2006/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 6 de septiembre de 2006, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser apta para la vida de los peces. Diario Oficial de la Unión Europea (DOUE) L 264/20.

Doadrio Villarejo, I. (2001). *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Organismo Autónomo de Parques. Ministerio de Medio Ambiente. 358 p.

Doi, H., Takagi, A. & Kikuchi, E. (2007). Stream Macroinvertebrate Community Affected by Point-Source Metal Pollution. *Internat. Rev. Hydrobiol.* **92**: 258-266.

Drexler, J., Fisher, N., Henningsen, G., Lanno, R., McGeer, J. & Sappington, K. (2003). *Issue paper on the bioavailability and bioaccumulation of metals. Draft*. U. S. Environmental Protection Agency. 119 p.

EC & MENVIQ (Environment Canada and Ministere de l'Envionnement du Quebec) (1992). *Interim criteria for quality assessment of St. Lawrence River sediment*. Environment Canada, Ottawa.

Environmental Protection Agency, EPA. (1995). Method 3015: Microwave assisted acid digestion of aqueous sample and extracts. *Test Methods for Evaluating Solid Waste*, 3rd edition, 3rd update. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C.

Environmental Protection Agency, EPA. (1996). Method 3052. Microwave Assisted Digestion of Siliceous and Organically Based Matrices. Revision 0 (December 1996). *Test Methods for Evaluating Solid*

Wastes: Physical/Chemical Methods, 3rd Ed., Vol. I, Section A, Chapter 3 (Inorganic Analytes), pp. 3052-1–3052-20. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C.

Environmental Protection Agency, EPA. (2000). *Coal remining best management practices guidance manual*. Office of Water, Office of Science and Technology, Engineering and Analysis Division. U.S. Environmental Protection Agency. Washington DC, 20460. EPA 821-R-00-007.

Environmental Protection Agency, EPA. (2004). *Issue paper on the human health effects of metals*. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Risk Assessment Forum, Washington, D.C.

Environmental Protection Agency, EPA. (2010). *Biological Indicators of Watershed Health*. [Disponible en: http://www.epa.gov/bioiweb1/html/invertclass.html; Consultado el 8-12-2010].

Environmental Protection Agency, EPA. (2012a). National Recommended Water Quality Criteria, Aquatic Life Water Criteria. [Disponible en: http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/current/index.cfm; Consultado el 05-03-2012].

Environmental Protection Agency, EPA. (2012b). Drinking Water Contaminants. [Disponible en: http://water.epa.gov/drink/contaminants/index.cfm; Consultado el 05-03-2012].

Erdoğrul, Ö. & Erbilir, F. (2007). Heavy metal and trace elements in various fish samples from Sir Dam Lake, Kahramanmaraş, Turkey. *Environ. Monit. Assess.* **130**: 373-379.

Evans, D. H., Piermarini, P. M. & Choe, K. P. (2005). The multifunctional fish gill: dominant site of gas exchange, osmoregulation, acid-base regulation, and excretion of nitrogenous waste. *Physiol. Rev.* **85**: 97-177.

Everall, N. C., MacFarlane, N. A. A. & Sedgwick, R. W. (1989). The interactions of water hardness and pH with the acute toxicity of zinc to the brown trout, *Salmo trutta* L. *J. Fish. Biol.* **35**: 27-36.

Farag, A. M., Boese, C. J., Woodward, D. F. & Bergman, H. L. (1994). Physiological changes and metal tissue accumulation in rainbow trout exposed to food-borne and water-borne metals. *Environ. Toxicol. Chem.* **13**: 2021-2029.

Farag, A. M., Woodward, D. F., Goldstein, J. N., Brumbaugh, W. & Meyer, J. S. (1998). Concentrations of Metals Associated with MiningWaste in Sediments, Biofilm, Benthic Macroinvertebrates, and Fish from the Coeur d'Alene River Basin, Idaho. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **34**: 119-127.

Farag, A. M., Woodward, D. F., Brumbaugh, W., Goldstein, J. N., MacConnell, E., Hogstrand, C. & Barrows, F. T. (1999). Dietary Effects of Metals-Contaminated Invertebrates from the Coeur d'Alene River, Idaho, on Cutthroat Trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* **128**: 578-592.

Fenoglio, S., Bo, T. & Cuccu, M. (2005a). Winter prey preference of Plecoptera. Winter prey preference of *Perlodes microcephalus* (Pictet, 1833) (Plecoptera, Perlodidae) nymphs in an Apenninic Creek, northwestern Italy. *Entomol. News* **116**: 245-252.

Fenoglio, S., Bo, T., Battegazzore, M. & Morisi, A. (2005b). Growth of *Oligoneuriella rhenana* (Imhoff, 1852) (Ephemeroptera: Oligoneuriidae) in two rivers with contrasting temperatures in NW Italy. *Zool. Studies* **44**(2): 271-274.

Fernández-Aláez, C., Soto, J. de, Fernández-Aláez, M. & García-Criado, F. (2002). Spatial structure of the caddisfly (Insecta, Trichoptera) communities in a river basin in NW Spain affected by coal mining. *Hydrobiologia* **487**: 193-205.

Fernández Díaz-Sarabia, P. (2003). *El ferrocarril hullero de La Robla a Valmaseda, 1890-1972*. Junta de Castilla y León. 544 p.

Fernández Lorca, S., Esteban Argueli, J. & Fernández Rubio, R. (1986). *Abandono de minas. Impacto hidrológico*. Instituto Geológico y Minero de España. Cátedra de Hidrología, Escuela de Minas, Madrid. 267 p.

Fernández-Rubio, R. & García-Fernández, E. (2006). *Actuaciones en minas y escombreras abandonadas en la Comunidad de Castilla y León. Eliminación de riesgos y posterior rehabilitación*. Dirección General de Energía y Minas - Consejería de Economía y Empleo. Junta de Castilla y León. Editorial TIASA.

Ferreras, M., Márquez, J. & Rubio, M. I. (2008). Capítulo 12: Restauración y seguimiento de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos del río Guadiamar. *En I. Redondo Morales, C. Montes del Olmo y F. Carrascal Moreno (eds.): La restauración ecológica del río Guadiamar y el Proyecto del Corredor Verde, La historia de un paisaje emergente*. pp. 243-250.

Filipek, L. H. & Owen, R. M. (1979). Geochemical associations and grain-size partitioning of heavy metals in lacustrine sediments. *Chemical Geology* **26**: 105-117.

Filipek, L. H., Chao, T. T. & Carpenter, R. H. (1981). Factors affecting the partitioning of Cu, Zn and Pb in boulder coatings and stream sediments in the vicinity of a polymetallic sulfide deposit Factors affecting the partitioning of Cu, Zn and Pb in boulder coatings and stream sediments in the vicinity of a polymetallic sulfide deposit. *Chem. Geol*. **33**(1-4): 45-64.

Food and Agriculture Organization, FAO. (1983). *Compilation of Legal Limits for Hazardous Substances in Fish and Fishery Products*. FAO Fishery Circular No. 464. p.100.

Food and Agriculture Organization, FAO (2006). *World Reference Base for Soil Resources 2006*. World Soil Resources Reports, 103. World Reference Base for Soil Resources (WRB). FAO, Roma. 132 p.

Förstner, U. (1987). Changes in metal mobilities in aquatic and terrestrial cycles. *In J. Patterson and R. Passino (eds.): International Symposium on Metal Speciation, Separation and Recovery*. Lewis Publ. Chicago, Illinois. pp. 3-26.

Förstner, U. & Wittman, G. T. W. (1983). *Metal Pollution in the aquatic environment*. Springer-Verlag. Berlín. 486 p.

Förstner, U., Ahlf, W., Calmano, W. & Kersten, M. (1990). Sediment Criteria Development. Contributions from Environmental Geochemistry to Water Quality Management. *In D. Heling, P. Rothe, U. Fdrstner and P. Stoffers (eds.): Sediments and Environmental Geochemistry*. Springer, Berlin. pp. 311-338.

Foulkes, E. C. (2000). Transport of toxic heavy metals across cell membranes. *P. Soc. Exp. Biol. Med.* **223**: 234-240.

Freyhof, J. 2011. *Salmo trutta*. IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. [Disponible en: www.iucnredlist.org. Consultado el 10-07-2012].

FSANZ (2012). *Australia New Zealand Food Standards Code - Standard 1.4.1 - Contaminants and Natural Toxicants - F2012C00770*. Australian Government, ComLaw.

Galán, E., Gómez-Ariza, J. L., González, I., Fernández-Caliani, J.C., Morales, E. & Giráldez, I. Heavy metal partitioning in river sediments severely polluted by acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt. *Appl. Geochem.* **18**: 409-421.

García Álvarez, A. & Díaz Puente, F. J. (2010). Suelos. *En A. García-Álvarez (ed.): Plan Director para la Restauración Edafopaisajística y Recuperación Ambiental de los Espacios degradados por la minería en la cuenca carbonífera de El Bierzo*. Fundación Cuidad de la Energía (CIUDEN, Ponferrada). Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (Ciemat). pp. 35-37.

García-Cambero, J. P. (2002). *Estado actual de la contaminación por metales pesados y pesticidas organoclorados en el Parque Natural de Monfragüe. Tesis doctoral*. Universidad de Extremadura.

García-Criado, F., Tomé, A., Vega, F. J. & Antolín, C. (1999). Performance of some diversity and biotic índices in rivers affected by coal mining in northwastern Spain. *Hydrobiologia* **394**: 209-217.

García Meléndez, E. & Suárez Rodríguez, A. (2004). Armazón geológico. *En E. de Luis Calabuig (coord.): Ríos de León. Arquitectos del paisaje*. Edilesa. ISBN 84-8012-483-0. pp. 15-75.

Gerhardt, A., Bisthoven, L. J. de & Soares, A. M. V. M. (2004). Macroinvertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behavioural toxicity bioassay. *Environ. Poll.* **130**(2): 263-274.

Gibbs, R. J. (1977). Transport phases of transition metals in the Amazon and Yukon rivers. *Geol. Soc. Am. Bull*. **88**: 829-943.

Głosińska, G., Sobczyński, T., Boszke, L., Bierła, K. & Siepak, J. (2004). Fractionation of Some Heavy Metals in Bottom Sediments from the Middle Odra River (Germany/Poland). *Pol. J. Environ. Stud.* **14**(3): 305-317.

González-González, M. A. & Cobo-Gradín, F. (2006). *Macroinvertebrados de las aguas dulces de Galicia*. Hércules de Ediciones. ISBN: 84-96314-49-5. 173 p.

González-Martín, J. M. (1998). Introducción: El agua en el Bierzo. *En J. M. González-Martín y A. Cobo.Díez (coords): I Simposio sobre Calidad de Aguas del Bierzo. Libro Blanco*. Universidad de León, Laboratorio BioSalud, Ponferrada. pp. 15-26.

Gray, N. F. (1997). Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem. *Environ. Geol.* **30**: 62-71.

Gray, N. F. & Delaney, E. (2008). Comparison of benthic macroinvertebrate indices for the assessment of the impact of acid mine drainage on an Irish river below an abandoned Cu-S mine. *Environ. Poll.* **155**: 31-40.

Gundogdu, A., Burcu Harmantepe, F., Dogan, G., Karsli, Z. & Yagan Asci, M. (2009). Effects of Dietborne Copper on Accumulation in the Tissues and Organs, Growth and Feed Utilization of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum, 1972) Juvenile. *J. Anim. Vet. Adv.* **8**(12): 2495-2502.

Hall, L. W. Jr., Killen, W. D. & Anderson, R. D. (2006). Characterization of benthic communities and physical habitat in the Stanislaus, Tuolumne, and Merced Rivers, California. *Environ. Mon. Assess.* **115**: 223-264.

Hamilton, Q. U. I., Lamb, H. M., Hallett, C. & Proctor, J.A. (1999). Passive treatment systems for the remediation of acid mine drain age at Wheal Jane, Cornwall. *Water Environ. Manage*. **13**: 93-103.

Hammelink, J. L, Landrum, P. F., Bergman, H. L. & Benson, W. H. (eds.). (1994). *Bioavailability: Physical, Chemical, and Biological Interactions*. Lewis Publishers. Chelsea, MI, USA.

Handy, R. D. & Eddy, F. B. (1990). The interaction between the surface of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*, and waterborne metal toxicants. *Funct. Ecol.* **4**: 385-392.

Hare, L. (1992). Aquatic insects and trace metals: bioavailability, bioaccumulation and toxicity. *Crit. Rev. Toxicol.* **22**: 327-369.

Has-Schön, E., Bogut, I. & Strelec, I. (2006). Heavy Metal Profile in Five Fish Species Included in Human Diet, Domiciled in the End Flow of River Neretva (Croatia). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **50**: 545-551.

Haux, C. & Larsson, Å. (1982). Influence of inorganic lead on the biochemical blood composition in the rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Ecotoxicol. Environ. Safe.* **6**: 28-34.

Haux, C., Larsson, Å., Lithner, G. & Sjöbeck, M. (1986). A field study of physiological effects on fish in lead-contaminated lakes. *Environ. Toxicol. Chem.* **5**: 283-288.

Heath, A. G. (1987). *Water Pollution and Fish Physiology*. CRC press. Florida, USA. 254 p.

Hedin, R. S., Nairn, R. W. & Kleinmann, R. L. P. (1994). *Passive treatment of coal mine drainage*. U.S. Bureau of Mines Information Circular 9389. United States Department of Interior.

Hem, J. D. (1985). *Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water*. Third Edition. USGS science for a changing world. U.S. Geological Survey Water – Supply Paper 2254. Alexandria, VA 22304. 264 p.

Henry, F., Amara, R., Courcot, L., Lacouture, D. & Bertho, M. L. (2004). Heavy metals in four fish species from the French coast of the Eastern English Channel and Southern Bight of the North Sea. *Environ. Int.* **30**: 675-683.

Hering, J. G. & Morel, F. M. M. (1988). Humic Acid Complexation of Calcium and Copper. *Environ. Sci. Technol.* **22**(10): 1234-1237.

Hoiland, W. K., Rabe, F. W. & Biggam, R. C. (1994). Recovery of Macroinvertebrate Communities from Metal Pollution in the South Fork and Mainstem of the Coeur d'Alene River, Idaho. *Water Environ. Res.* **66**(1): 84-88.

Honda, K., Sahrul, M. & Hidaka, H. (1983). Organ and tissue distribution of heavy metals, and their growth-related changes in Antartic fish *Pagothenia borchgrevinki*. *Agric. Biol. Chem.* **47**: 2521-2532.

Hogstrand, C., Wilson, R. W., Polgar, D. & Wood, C. M. (1994). Effects of zinc on the kinetics of branchial calcium uptake in freshwater rainbow trout during adaptation to waterborne zinc. *J. Exp. Biol.* **186**: 55-73.

Hughes, G. M. & Flos, R. (1978). Zinc content of the gills of rainbow trout (*S. gairdneri*) after treatment with zinc solutions under mormoxic and hypoxic conditions. *J. Fish. Biol.* **13**: 717-728.

Huntsman, B. E., Solch, J. G. & Porter, M. D. (1978). Utilization of *Sphagnum* species dominated bog for coal acid mine drainage abatement. *Geol. Soc. Amer. Annual Meeting Abst.* Toronto, Ontario. p. 322.

Ikem, A., Egiebor, N. O. & Nyavor, K. (2003). Trace elements in water, fish and sediment from Tuskegee Lake, southeastern USA. *Water Air Soil Poll.* **149**: 51-75.

Instituto Geológico y Minero de España, IGME (1984). *Revisión y síntesis geológica-minera de la Cuenca Carbonífera de "El Bierzo" (León). Memoria*. 98 p.

Instituto Tecnológico Geominero de España, ITGE (1993). ITGE 1993. *Estudio hidrogeológico de los acuíferos de la Comarca del Bierzo*. *Proyecto de actualización, infraestructura hidrogeológica y vigilancia de acuíferos en Asturias, Castilla- León, Cantabria, País Vasco y La Rioja (Cuencas Norte, Ebro y Duero) 1991/93.* 60 p.

Jage, C. R., Zipper, C. E. & Noble, R. (2001). Factors Affecting Alkalinity Generation by Successive Alkalinity-Producing Systems: Regression Analysis. *J. Environ. Qual.* **30**: 1015-1022.

Jáimez-Cuellar, P., Vivas, S., Bonada, N., Robles, Mellado, A., Álvarez, M., Avilés, J., Casas, J., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Sáinz-Cantero, C. E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M. L., Toro, M., Vidal-Abarca, M. R., Zamora-Múñoz, C. & Alba-Tercedor., J. (2002). Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica* **21**(3-4): 187-204.

Jain, C. K., Gupta, H. & Chakrapani, G. J. (2008). Enrichment and fractionation of heavy metals in bed sediments of River Narmada, India. *Environ. Monit. Assess.* **141**: 35-47.

Jarić, I., Višnjić-Jeftić, Z., Cvijanović, G., Gačić, Z., Jovanović, L., Skorić, S. & Lenhardt, M. (2011). Determination of differential heavy metal and trace element accumulation in liver, gills, intestine and muscle of sterlet (*Acipenser ruthenus*) from the Danube River in Serbia by ICP-OES. *Microchem. J.* **98**: 77-81.

Javed, N. & Usmani, N. (2011). Accumulation of heavy metals in fishes: A human health concern. *Int. J. Environ. Sci.* **2**(2): 660-670.

Johnson, K. L. & Younger, P. L. (2005). Rapid manganese removal from mine waters using an Aerated Packed-Bed Bioreactor. *J. Environ. Qual.* **34**: 987-993.

Jorhem, L. (2003). Heavy metals. *In J. P. F. D´Mello (ed.): Food Safety: Contaminants and Toxins*. CABI Publishing. pp. 199-215.

Kägi, J. H. R. & Kojima, Y. (1987). Chemistry and biochemistry of metallothionein. *Experienta* **52**: 25-61.

Kandermir, S., Dogru, M. I., Örün, I., Dogru, A., Altas, L., Erdogan, K., Orün, G. & Polat, N. (2010). Determination of Heavy Metals Levels, Oxidative Status, Biochemical and Hematological Parameters in *Cyprinus carpio* L., 1758 from Bafra (Samsun) Fish Lakes. *J. Anim. Vet. Adv.* **9**(3): 617-622.

Karadede, H. & Ünlü, E. (2000). Concentrations of some heavy metals in water, sediment and fish species from the Atatürk Dam Lake (Euphrates), Turkey. *Chemosphere* **41**: 1371-1376.

Katti, S. R. & Sathyanesan, A. G. (1987). Lead nitrate induced changes in the thyroid physiology of the catfish *Clarias batrachus* (L.). *Ecotoxicol. Environ. Safe.* **13**: 1-6.

Kiffney, P. M. & Clements, W. H. (1994). Effects of Heavy Metals on a Macroinvertebrate Assemblage from a Rocky Mountain Stream in Experimental Microcosms. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **13**(4): 511-523.

Klemm, D. J., Lewis, P. A., Fulk, F. & Lazorchak, J. M. (1990). *Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters*. United States Environmental Protection Agency (EPA). Office of Research and Development, Washington DC 20460. EPA/600/4-90/030. 272 pp.

Lacal, M., Herrero, T., Rodriguez, V., Alberruche, E. & Vadillo, L. (2009). A study of natural recovery in an aquatic ecosystem affected by mining: the Rodrigatos Stream (El Bierzo, León, Spain). *In I. Sastre Conde, H. Macarie, G. López López, A. Mª Ibáñez Burgos, C. Garau, J. María Luna, J. March, A. Martorell, M. Colombas, J. Vadell, J. Vera and J. L. Sanz: The Third International Meeting on Environmental Biotechnology and Engineering (3IMEBE), 21-25 September 2008, Palma de Mallorca, Spain*. pp. 94.

Lamas, S., Fernández, J. A., Aboal, J. R. & Carballeira, A. (2007). Testing the use of juvenile *Salmo trutta* L. as biomonitors of heavy metal pollution in freshwater. *Chemosphere* **67**: 221-228.

Legorburu, I., Canton, L., Millán, E., Casado, A. & Álvarez, J. (1988). Metales pesados en Trucha Común (*Salmo trutta fario*) del Urola. *MUNIBE (Ciencias Naturales)* **40**: 29-33.

Lenat, D. R. (1988). Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **7**(3): 222-233.

Lesley, B., Daniel, H. & Younger, P. (2008). Iron and manganese removal in wetland treatment systems: Rates, processes and implications for management. *Sci. Total Environ.* **394**: 1-8.

Ley 17/2011, de 5 de julio, de seguridad alimentaria y nutrición. BOE núm. 160, de 06-07-2011.

Liang, Y., Cheung, R. Y. H. & Wong, M. H. (1999). Reclamation of wastewater for polyculture of freshwater fish: bioaccumulation of trace metals in fish. *Water Res.* **33**: 2690-2700.

Lin, C., He, M., Zhou, Y., Guo, W. & Yang, Z. (2007). Distribution and contamination assessment of heavy metals in sediment of the Second Songhua River, China. *Environ. Monit. Assess.* **137**(1-3): 329-342.

Linde, A. R., Sánchez-Galán, S., Klein, D., García-Vázquez, E. & Summer, K. H. (1999). Metallothionein and Heavy Metals in Brown Trout (*Salmo trutta*) and European Eel (*Anguilla anguilla*): A Comparative Study. *Ecotox. Environ. Safe.* **44**: 168-173.

Long, E. R. & Morgan, L. G. (1991). *The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program*. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52. National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle, WA. 233 p.

Loredo, J. (2010). Alteración de las características geoquímicas y mineralógicas en la cuenca carbonífera de El Bierzo, derivada de las actividades mineras. . *En A. García Álvarez. (coord.): Plan Director para la Restauración Edafopaisajística y Recuperación Ambiental de los espacios degradados por la minería de carbón en la comarca de El Bierzo*. CIUDEN y CIEMAT, Ponferrada, España. pp. 53-72.

Loring, D. H. (1979). Baseline levels for transition and heavy metals in the bottom sediments of the Bay of Fundy. *Proc. N. S. Inst. Sci.* **29**: 335-346.

Losa, A. de la, Moreno, L. & Núñez, I. (2010). Calidad química de las aguas subterráneas en una zona de actividad minera (Cuenca del Bierzo- León). *Boletín Geológico y Minero* **121**(1): 103-122.

Lottermoser, B. G. (2007). *Mine Wastes. Characterization, Treatment, Environmental impacts*. Second edition. Springer. 304 p.

Luis Calabuig, E. de, Purroy Iraizoz, F. & Arribas Rodríguez, J. (2004). La trama biológica. *En E. de Luis Calabuig (coord.): Ríos de León. Arquitectos del paisaje*. Edilesa. ISBN 84-8012-483-0. pp. 79-233.

Luoma, S. N. (1989). Can we determine the biological availability of sediment-bound trace elements? *Hydrobiologia* **176/177**: 379-396.

MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G. & Berger, T. A. (2000). Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **39**: 20-31.

Mackie, G.L. (2001). *Applied aquatic ecosystem concepts*. Kendall/Hunt Publishing Company. XXV. 744 p. ISBN 0-7872-7490-9.

Malmqvist, B. & Hoffsten, P-O. (1999). Influence of drainage from old mine deposits on benthic macroinvertebrate communities in central Swedish streams. *Wat. Res.* **33**: 2415-2423.

Mandaville, S. M. (2002). *Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols*. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax.

Mance, G. (1987). *Pollution threat of heavy metals in aquatic environments*. Elsevier. London.

Maret, T. R., Cain, D. J., MacCoy, D. E. & Short, T. M. (2003). Response of Benthic Invertebrate Assemblages to Metal Exposure and Bioaccumulation Associated with Hard-Rock Mining in Northwestern Streams, USA. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **22**(4): 598-620.

Marqués, M. J., Martínez-Conde, E. & Rovira, J. V. (2001). Los macroinvertebrados como índices de evaluación rápida de ecosistemas acuáticos contaminados por metales pesados. *Ecotoxicology and Environmental Restoration* **4**: 25-31.

Martinčić, D., Kwokal, Ž. & Branica, M. (1990). Distribution of zinc, lead, cadmium and copper between different size fractions of sediments I. The Limski Kanal (North Adriatic Sea). *Sci. Total Environ.* **95**: 201-215.

McDonald, D. G. & Wood, C. M. (1993). Branchial mechanisms of acclimation to metals in freshwater fish. *In J. C. Rankin and F. B Jensen. (eds.): Fish Ecophysiology*. Chapman and Hall, London. pp. 297-321.

Mejuto Mendieta, M. (2011). *Afectación de la minería del carbón en las propiedades físicas y químicas de los suelos de la cuenca hidrográfica del río Rodrigatos (El Bierzo, León). Tesis doctoral*. Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT), Universidad Complutense de Madrid (UCM).

Mejuto, M., Millán, R., García Álvarez, A., Schmid, T. & Martínez, P.E. (2008). *Caracterización y estudio de escenarios edafopaisajísticos en zonas afectadas por las actividades mineras en la comarca de El Bierzo*. Informe interno nº 1142, Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT), Madrid, España. 87 pp.

Mejuto, M., Schmid, T., Cantó, F. y García Álvarez. A. (2010). Representación cartográfica del catálogo. Aplicaciones. *En A. García Álvarez (coord.): Plan Director para la Restauración Edafopaisajística y Recuperación Ambiental de los espacios degradados por la minería de carbón en la comarca de El Bierzo* (CIUDEN y CIEMAT, Ponferrada, España. pp: 119-135.

Mendil, D., Ünal, O. F., Tüzen, M. & Soylak, M. (2010). Determination of trace metals in different fish species and sediments from the River Yesilırmak in Tokat, Turkey. *Food Chem. Toxicol.* **48**: 1383-1392.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, MARM. (2011a). *Protocolo de Muestreo y Laboratorio de Fauna Bentónica de Invertebrados en Ríos Vadeable, Cógido: ML-Rv-l-2011*. Circular de la Directiva General del Agua, de12 de julio de 2011, del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, MARM. (2011b). *Protocolo de Cálculo del índice IBMWP, Cógido: IBMWP-2011*. Circular de la Directiva General del Agua, de12 de julio de 2011, del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

Mize, S. V. & Deacon, J. R. (2002). *Relations of Benthic Macroinvertebrates to Concentrations of Trace Elements in Water, Streambed Sediments, and Transplanted Bryophytes and Stream Habitat Conditions in Nonmining and Mining Areas of the Upper Colorado River Basin, Colorado, 1995-98*. U.S. Geological Survey. Water-Resources Investigations Report 02-4139. 58 p.

Morillo, J., Usero, J. & Gracia, I. (2002). Partitioning of metals in sediments from the Odiel River (Spain). *Environ. Int.* **28**(4): 263-271.

Morin, K. A. & Hutt, N. M. (1997) *Environmental geochemistry of minesite drainage: Practical theory and case studies*. MDAG Publishing, Vancouver, Canada.

Müller, G. (1979). Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seitt 1971. *Umschan* **79**(24): 778-783.

Murugan, S. S., Karuppasamy, R., Poongodi, K. & Puvaneswari, S. (2007). Bioaccumulation Pattern of Zinc in Freshwater Fish *Channa punctatus* (Bloch.) After Chronic Exposure. *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.* **8**: 55-59.

Nabrzyski, M. (2007). Functional role of some minerals in food. *In P. Szefer and J. O. Nriagu (eds.): Mineral Components in Foods. Chemical and Functional Properties of Food Components Series*. CRC Press. pp. 123-161.

Nairn, B. & Hedin, R. S. (1993). Contaminant removal capabilities of wetlands constructed to treat coal mine drainage. *In G.A. Moshiri (ed.): Constructed wetlands for water quality improvement*. Lewis Publ., Boca Raton, FL. pp. 187-195.

Needham, J. G. & Needham, P. R. (1982). *Guía para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces. Traducción adaptada para España y América*. Editorial Reverté, S.A.

Nelson, S. M. & Roline, R. A. (1996). Recovery of a stream macroinvertebrate community from mine drainage disturbance. *Hydrobiologia* **339**: 73-84.

Nordstrom, D. K. & Alpers, C. N. (1999). Negative pH, efflorescent mineralogy, and consequences for environmental restoration at the Iron Mountain Superfund site, California. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **96**: 3455-3462. Colloquium Paper.

Nussey, G., Van Vuren, J. H. J., Preez, H. H. du (2000). Bioaccumulation of chromium, manganese, nickel and lead in the tissues of the moggel, *Labeo umbratus* (Cyprinidae), from Witbank dam, Mpumalanga. *Water Sa*. **26**: 269-284.

Nwaedozie, J. M. (1998). The determination of heavy metal pollution in some fish samples from River Kaduna. *J. Chem. Soc. Nigeria* **23**: 21-23.

ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. BOE núm. 229, de 22-09-2008.

Ordóñez-Alonso, Mª A. (1999). *Sistemas de tratamiento pasivo para aguas ácidas de mina. Experiencia de laboratorio, diseño y ejecución*. Tesis doctoral. Universidad de Oviedo. Departamento de Explotación y Prospección de Minas.

Ortiz-Casas, J. L. (2002). La directiva marco del agua (2000/60/CE): aspectos relevantes para el proyecto GUADALMED. *Limnetica* **21**(3-4): 5-12.

Öztürk, M., Özözen, G., Minareci, O. & Minareci, E. (2009). Determination of heavy metals in fish, water and sediments of Avsar Dam Lake in Turkey. *Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng.* **6**(2): 73-80.

Pagenkopf, G. K. (1983). Gill surface interaction model for trace metal toxicity to fish. Role of complexation, pH, water hardness. *Environ. Sci. Technol.* **17**(6): 342-347.

Paktunc, A. D. (1999). Characterization of Mine Wastes for Prediction on Acid Mine Drainage. *In J. M. Azcue (ed): Environmental Impacts of Mining Activities, Emphasis on Mitigation and Remedial Measures*. Springer-Verlag. Berlin, New York. ISBN 3-540-64344-3. pp. 19-40.

Pärt, P. & Svanberg, O. (1981). Uptake of Cadmium in Perfused Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) Gills. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **38**(8): 917-924.

Perin, G., Craboledda, L., Lucchese, M., Cirillo, R., Dotta, L., Zanetta, M.L. & Oro, A. A. (1985). Heavy metal speciation in the sediments of Northern Adriatic sea - A new approach for environmental

toxicity determination. *In T. D. Lekkas (ed.): Heavy metal in the environment, vol. 2*. CEP Consultants, Edinburg.

Persaud, D., Jaagumagi, R. & Hayton, A. (1993). *Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario*. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto. 27 p.

Phillips, P., Bender, J., Simms, R., Rodriguez-Eaton, S. & Britt, C. (1995). Manganese removal from acid coal-mine drainage by a pond containing green algae and microbial mat. *Water Sci. Technol.* **31**(12): 161-170.

Plafkin, J. L., Barbour, M. T., Porter, K. D., Gross, S. K. & Hughes, R. M. (1989). *Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish.* U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C. EPA 440-4-89-001.

Ploetz, D. M., Fitts, B. E. & Rice, T. M. (2007). Differential accumulation of heavy metals in muscle and liver of a marine fish, (King Mackerel, Scomberomorus cavalla Cuvier) from the Northern Gulf of Mexico, USA. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **78**: 124-127.

Pond, G. J., Passmore, M. E., Borsuk, F. A., Reynolds, L. & Rose, C. J. (2008). Downstream effects of mountaintop coal mining: comparing biological conditions using family-and genus-level macroinvertebrate bioassessment tools. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **27**(3): 717-737.

Poulton, B. C., Monda, D. P., Woodward, D. F., Wildhaber, M. L. & Brumbaugh, W. G. (1995). Realtions between Benthic Community Structure and Metals Concentrations in Aquatic Macroinvertebrates: Clark Fork River, Montana. *J. Freshwater Ecol.* **10**(3): 277-293.

Pourang, N. (1995). Heavy metal bioaccumulation in different tissues of two fish species with regards to their feeding habits and trophic levels. *Environ. Monitor. Assess.* **35**: 207-219.

Quinn, M. R., Fengb, X., Folt, C. L. & Chamberlain, C. P. (2003). Analyzing trophic transfer of metals in stream food webs using nitrogen isotopes. *Sci. Total Environ.* **317**: 73-89.

Rainbow, P. S. (2002). Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environ. Pollut.* **120**: 497-507.

Rainbow, P. S. (2007). Trace metal bioaccumulation: Models, metabolic availability and toxicity. Review article. *Environ. Int.* **33**: 576-582.

Raksasataya, M., Langdon, A G. & Kim, N. D. (1996). Assessment of the extent of lead redistribution during sequential extraction by two different methods. *Analyt. Chim. Acta* **332**: 1-14.

Ramirez; M., Massolo, S., Frache, R. & Correa, J. A. (2005). Metal speciation and environmental impact on sandy beaches due to El Salvador copper mine, Chile. *Mar. Pollut. Bull.* **50**: 62-72.

Ramos, L., González, M. J. & Hernández, L. M. (1999). Sequential Extraction of Copper, Lead, Cadmium, and Zinc in Sediments from Ebro River (Spain): Relationship with Levels Detected in Earthworms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **62**: 301-308.

Real Decreto 1521/1977, de 3 de mayo, por el que se aprueba la Reglamentación Técnico-Sanitaria de los Productos de la Pesca con Destino al Consumo Humano. BOE núm. 157, de 02-07-1977.

Real Decreto 1095/1989, de 8 de septiembre, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca y se establecen normas para su protección. BOE núm. 218 de12-09-1989.

Real Decreto 1188/1989, de 15 de septiembre, por el que se determinan las especies objeto de caza y pesca comercializables. BOE de 19-09-1989.

Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano. BOE núm. 45, de 21-02-2003.

Real Decreto 266/2008, de 22 de febrero, por el que se modifica la Confederación Hidrográfica del Norte y se divide en la Confederación Hidrográfica del Miño-Sil y en la Confederación Hidrográfica del Cantábrico. BOE núm. 62, de 12-03-2008.

Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas. BOE núm. 19, de 22-01-2011.

Reglamento (UE) Nº 420/2011 de la Comisión, de 29 de abril de 2011, que modifica el Reglamento (CE) nº 1881/2006, por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. DOUE L 111/3, de 30-04-2011.

Reilly, C. (2007). Pollutants in food – metals and metalloids. *In P. Szefer and J. O. Nriagu (eds.): Mineral Components in Foods. Chemical and Functional Properties of Food Components Series*. CRC Press. pp. 363-388.

Riba, I., Blasco, J., Jiménez-Tenorio, N. & Ángel-DelValls, T. (2005). Heavy metal bioavailability and effects: I. Bioaccumulation caused by mining activities in the Gulf of Cádiz (SW, Spain). *Chemosphere* **58**: 659-669.

Ribera, I. & Foster, G. N. (1997). Functional types of diving beetle (Coleoptera: Hygrobiidae and Dytiscidae), as identified by comparative swimming behaviour. *Biol. J. Linn. Soc.* **61**: 537-558.

Rivas-Martínez, S. (1983). Pisos bioclimáticos de España. *Lazaroa* **5**: 33-43.

Rivas-Martínez, S. (1987). Introducción. Nociones sobre Fitosociología, Biogeografía y Bioclimatología. *En M. Peinado Lorca y S. Rivas Martínez (eds): La vegetación de España. Colección Aula Abierta.* pp. 17.

Roch, M., McCarter, J. A., Matheson, A. T., Clark, M. J. R. & Olafson, R. W. (1982). Hepatic Metallothionein in Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) as an Indicator of Metal Pollution in the Campbell River System. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **39**(12): 1596-1601.

Rodríguez-Gómez, V., Vadillo-Fernández, L., Lacal-Guzmán, M., Alberruche-del Campo, E., Herrero-Barrero, T. & de la Losa-Román, A. (2010). Atenuación natural y calidad ambiental de los ríos mineros de la Cuenca Carbonífera del Bierzo (León). *Boletín Geológico y Minero* **121**(1): 89-102.

Roesijadi, G. (1992). Metallothioneins in metal regulation and toxicity in aquatic animals. *Aquat. toxicol.* **22**: 81-114.

Rose, A. W., Shah, P. J. & Means, B. (2003). Case studies of limestone-bed passive systems for manganese removal from acid mine drainage. *Paper presented at the 2003 National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation and the 9th Billings Land Reclamation*

Symposium, Billings MT, June 3-6, 2003. Published by ASMR, 3134 Montavesta Rd., Lexington, KY 40502.

Rubio, B., Nombela, M. A. & Vilas, F. (2000). La contaminación por metales pesados en las Rías Baixas gallegas: nuevos valores de fondo para la Ría de Vigo (NO de España). *J. Iber. Geol.* **26**: 121-149.

Rubio, B., Nombela, M. A. & Vilas, F. (2002). Geochemistry of Major and Trace Elements in Sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): an Assessment of Metal Pollution. *Mar. Poll. Bull.* **40**(11): 968-980.

Sakai, H., Kojima, Y. & Saito, K. (1986). Distribution of heavy metals in water and sieved sediments in the Toyohira river. *Water Res.* **20**(5): 559-567.

Sánchez-Galán, S., Valles-Mota, J. P., Fernández de la Campa, M. R., Sanz-Medel, A., García-Vázquez, E. & Linde, A. R. (1998). Pattern of heavy metal accumulation in different tissues of freshwater species. *Cuad. Invest. Biol. (Bilbao)* **20**: 305-308.

Sánchez-Melado, J. (2007). La reestructuración de la minería leonesa. *Pecvnia* **4**: 171-199.

Santoro, A., Blo, G, Mastrolitti, S. & Fagioli, F. (2009). Bioaccumulation of Heavy Metals by Aquatic Macroinvertebrates Along the Basento River in the South of Italy. *Water Air Soil Pollut.* **201**: 19-31.

Sen-Rodríguez, L. C. (1993). *La minería leonesa del carbón, 1764-1659: una historia económica*. Secretariado de Publicaciones, Universidad de León.

SIEMCALSA (2008-2009). *Los Recursos Minerales de Castilla y León, de la Naturaleza a la Sociedad.* Sociedad de Investigación y Explotación Minera de Castilla y León (SIEMCALSA). Consejería de Economía y Empleo. Dirección General de Energía y Minas. Junta de Castilla y León. 220 p. Depósito legal: B-44087-2008. [Disponible en: http://www.siemcalsa.com/index.php?option=com_content&view=article&id=41&Itemid=4].

Simon, M. L., Cherry, D. S., Currie, R. J. & Zipper, C. E. (2006). The ecotoxicological recovery of Ely Creek and tributaries (Lee County, VA) after remediation of acid mine drainage. *Environ. Monit. Assess.* **184**(4): 2559-2574.

Sin, S. N., Chua, H., Lo, W. & Ng, L. M: (2001). Assessment of heavy metals cations in sediments of Shing Mun River, Hong Kong. *Environ. Int.* **26**(5-6): 297-301.

Singh, S. K., Subramanian, V. & Gibbs, R. J. (1984). Hydrous Fe and Mn oxides — scavengers of heavy metals in the aquatic environment. *CRC Crit. Rev. Environ. Control* **14**(1): 33-90.

Singh, A. K., Hasnain, S. I. & Banerjee, D. K. (1999). Grain size and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Damodar River – a tributary of the lower Ganga, India. *Environ. Geol.* **39**(1): 90-98.

Singh, M., Müller, G. & Singh, I. B. (2002). Heavy metals in freshly deposited stream sediments of rivers associated with urbanization of the Ganga Plain, India. *Water Air Soil Poll.* **141**: 35-54.

Smith, S. L., MacDonald, D. D., Keenleyside, K. A., Ingersoll, C. G., & Field, J. (1996). A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. *J. Great Lakes Res.* **22**: 624-638.

Smolders, A. J. P., Lock,R. A. C., Van der Velde, G., Medina Hoyos, R. I. & Roelofs, J. G. M. (2003). Effects of Mining Activities on Heavy Metal Concentrations in Water, Sediment, and Macroinvertebrates in Different Reaches of the Pilcomayo River, South America. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **44**: 314-323.

Solà, C. & Prat, N. (2006). Monitoring metal and metalloid bioaccumulation in Hydropsyche (Trichoptera, Hydropsychidae) to evaluate metal pollution in a mining river. Whole body versus tissue content. *Sci. Total Environ.* **359**: 221-231.

Solà, C., Burgos, M., Plazuelo, A., Toja, J., Plans, M. & Prat, N. (2004). Heavy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guadiamar River, SW Spain). *Sci. Total Environ.* **333**: 109-126.

Sorensen, E. M. (1991). *Metal poisoning in fish*. CRC Press. Boca Raton, FL. 384 p.

Stumm, W. & Morgan, J. J. (1981). *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. Wiley, New York. 1022 p.

Storelli, M. M., Barone, G., Storelli, A. &. Marcotrigiano, G. O. (2006). Trace metals in tissues of Mugilids (*Mugil auratus*, *Mugil capito*, and *Mugil labrosus*) from the Mediterranean Sea. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **77**: 43-50.

Szefer, P. & Grembecka, M. (2007). Mineral Components in Foods of Animal Origin and in Honey. *In P. Szefer and J. O. Nriagu (ed.): Mineral Components in Foods*. pp. 163-229.

Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M. and Usseglio-Polatera, P. (2003). *Invertébrés d´eau douce: systématique, biologie, écolgie*. CNRS Éditions. Paris.

Teodorovic, I., Djukic, N., Maletin, S., Miljanovic, B. & Jugovac, N. (2000). Metal pollution index: proposal for freshwater monitoring based on trace metal accumulation in fish. *Tiscia* **32**: 55-60.

Tessier, A. & Campbell, P. G. C. (1987). Partitioning of trace metals in sediments: Relationships with bioavailability. *Hydrobiologia* **149**: 43-52.

Tessier, A., Campbell, P.G.C. & Bisson, M. (1979). Sequential extractions procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* **51**(7): 844-850.

TFC (2002). *Turkish food codes, Official Gazette*, 23 September 2002, No: 24885.

Thomas, D.G., Cryer, A., Solbe, J. F. De L. G. & Kay, J. (1983). A comparison and protein binding of environmental cadmium in the gills, kidney and liver of rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). *Comp. Biochem. Physiol.* **76**: 241-246.

Tomkiewick, S. M. Jr. & Dunson, W. A. (1977). Aquatic insect diversity and biomass in stream marginally polluted by acid strip mine drainage. *Wat. Res.* **11**: 397-402.

United States Department of Agriculture, USDA. (1999). *Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. Second edition. Soil Survey Staff, United States Department of Agriculture (USDA), Natural Resources Conservation Service (NRCS). 871 p.

United States Department of Agriculture, USDA. (2006). *Claves para la Taxonomía de Suelos*. *Décima edición. Soil Survey Staff*. United States Department of Agriculture (USDA), Natural Resources Conservation Service (NRCS). 331 p.

Ureña-Robles, R. (2007). *Metalotioneínas en peces y gasterópodos: su aplicación en la evaluación de la contaminación*. Tesis doctoral. Universidad de Valencia. 218 p.

Uysal, K., Köse, E., Bülbül, M., Dönmez, M., Erdoğan, Y., Koyun, M., Ömeroğlu, Ç. & Özmal, F. (2009). The comparison of heavy metal accumulation ratios of some fish species in Enne Dame Lake (Kütahya/Turkey). *Environ. Monit. Assess.* **157**: 355-362.

Vadillo Fernández, L. & Losa Román, A. de la (2010). Hidrología e hidrogeología. *En A. García-Álvarez (coord.): Plan Director para la Restauración Edafopaisajística y Recuperación Ambiental de los Espacios degradados por la minería en la cuenca carbonífera de El Bierzo*. Fundación Cuidad de la Energía (CIUDEN, Ponferrada). Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (Ciemat). pp. 27-34.

Vadillo Fernández, L., Arranz González, J. C., Lacal Guzmán, M., Martínez Pledel, B. & Aparicio Muñóz, M. (1994). *Estudio de recuperación ambiental. Zona carbonífera Tremor-Valdesamario. Bierzo Oriental. Tomo I. Memoria*. Instituto Tecnológico GeoMinero de España (IGME).

Vadillo Fernández, L., Aduvire Pataca, O., Alberruche del Campo, Mª E., Arranz González, J. C., Lacal Guzmán, M., Martínez Plédel, B. & Moreno Gutiérrez, C. (2006). *Acuerdo específico de colaboración entre el Centro de Investigaciones energéticas, medioambientales y tecnológicas (Ciemat) y el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) para la restauración ambiental de la región del Bierzo*. Ministerio de Educación y Ciencia. IGME, Ciemat.

Vail, W. J. & Riley, R. K. (2000). The Pyrolusite Process®: A Bioremediation Process for the Abatement of Acid Mine Drainage. *Greenlands* **30**(4): 40-47.

Vannote, R. L., Minshall, G., W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. (1980). The River Continium concept. *Can. J. Fish. Aquat. S.* **37**: 130-137.

Vega-Crespo, J. (1994). La reordenación de la minería leonesa del carbón: causas y consecuencias. *Anales de estudios económicos y empresariales* **9**: 357-382.

Vega-Crespo, J. (2003). *Minero Siderúrgica de Ponferrada 1918-2010. Historia y futuro de la minería leonesa*. Colección Historia Empresarial. LID Editorial Empresarial, S. L. p. 432. ISBN 8488717385.

Vicente Martorell, J. J. (2010). *Biodisponibilidad de metales pesados en dos ecosistemas acuáticos de la costa suratlántica andaluza afectados por contaminación difusa*. *Tesis doctoral.* Facultad de Ciencias, Departamento de Química Analítica. Universidad de Cádiz.

Vicente-Martorell, J. J., Galindo-Riaño, M. D., García-Vargas, M. & Granado-Castro, M. D. (2009). Bioavailability of heavy metals monitoring water, sediments and fish species from a polluted estuary. *J. Hazard. Mater.* **162**: 823-836.

Villalobos-Castañeda, B., Alfaro-Cuevas, R., Cortés-Martínez, R., Martínez-Miranda, V. & Márquez-Benavides, L. (2010). Distribution and partitioning of iron, zinc, and arsenic in surface sediments in the Grande River mouth to Cuitzeo Lake, Mexico. *Environ. Monit. Assess.* **166**: 331-346.

Vinodhini, R. & Narayanan, M. (2008). Bioaccumulation of heavy metals in organs of fresh water fish *Cyprinus carpio* (Common carp). *Int. J. Environ. Sci. Tech.* **5**(2): 179-182.

Visnjic-Jeftic, Z., Jaric, I., Jovanovic, L., Skoric, S., Smederevac-Lalic, M., Nikcevic, M. & Lenhardt, M. (2010). Heavy metal and trace element accumulation in muscle, liver and gills of the Pontic shad (*Alosa immaculata* Bennet 1835) from the Danube River (Serbia). *Microchem. J.* **95**: 341-344.

Vivas, S., Casas, J., Pardo, I., Robles, S., Bonada, N., Mellado, A., Prat, N., Alba-Tercedor, J., Álvarez, M., Bayo, Mª M., Jáimez-Cuéllar, P., Suárez, Mª L., Toro, M., Vidal-Abarca, Mª R., Zamora-Muñoz, C. & Moyá, G. (2002). Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica* **21**(3-4): 149-173.

Vos, W. de & Tarvainen, T. (chief editors). (2005). Geochemical Atlas of Europe. Part 2. Interpretation of Geochemical Maps, Additional Tables, Figures, Maps and Related Piblications. ISBN 951-690-960-4 (electronic version). [Disponible en: http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/part2.php].

Watanabe, N. C., Harada, S. & Komai, Y. (2000). Long-term recovery from mine drainage disturbance of a macroinvertebrate community in the Ichi-kawa River, Japan. *Hydrobiologia* **429**: 171-180.

Warner, R. W. (1971). Distribution of biota in a stream polluted by acid mine-drainage. *Ohio J. Sci.* **71**(4): 202-215.

Weber, D. N. & Dingel, W. M. (1997). Alterations in neurobehavioral responses in fishes exposed to lead and leadchelating agents. *Am. Zool.* **37**: 354-362.

Wenn, C. L. (2008). Do freshwater macroinvertebrates reflect water quality improvements following the removal of point source pollution from Spen Beck, West Yorkshire? *Earth & Environment* **3**: 369-406. University of Leeds.

Weis, J. S. & Weis, P. (1989). Effects of environmental pollutants on early fish development. *Rev. Aquat. Sci.* **1**: 45-73.

Wieder, R. K. and Lang, G. E. (1986). Fe, Al, Mn, and chemistry of Sphagnum peat in four peatlands lands with different metal and sulfur input. *Water Air Soil Poll.* **29**: 309-320.

Winterbourn, M. J., McDiffett, W. F. & Eppley, S. J. (2000). Aluminium and iron burdens of aquatic biota in New Zealand streams contaminated by acid mine drainage: effects of trophic level. *Sci. Total Environ.* **254**: 45-54.

Woodward, D. F., Brumbaugh, W. G. A., Deloney, J., Little, E. E. & Smith, C. E. (1994). Effect of contaminant metals on fish in the Clark Fork River in Montana. *T. Am. Fish. Soc.* **123**: 51-62.

World Health Organization, WHO. (1989). *Heavy metals-environmental aspects. Environment Health Criteria. No.85*. Geneva, Switzerland.

World Health Organization, WHO. (2004). *Manganese in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*. (WHO/SDe/WSH/03.04/104).

World Health Organization, WHO. (2011). *Guidelines for drinking-water quality*. 4th ed. WHO Library Cataloguing-in-Publication Data. World Health Organization (WHO). 564 p. ISBN 978 92 4 154815 1.

World Coal Institute (2005). *The coal resource. A comprehensive overview of coal*. [Disponible en: www.worldcoal.org].

Wyse, E. J., Azemard, S. & Mora, S. J. (2003). *Report on the world-wide inter-comparison exercise for the determination of trace elements and methyl mercury in fish homogenate*. IAEA-407, IAEA/AL/144 (IAEA/MEL/72), IAEA, Monaco.

Yilmaz, F. (2009). The Comparison of Heavy Metal Concentrations (Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn) in Tissues of Three Economically Important Fish (*Anguilla anguilla*, *Mugil cephalus* and *Oreochromis niloticus*) Inhabiting Köycegiz Lake-Mugla (Turkey). *Turk. J. Sci. Technol.* **4**(1):7-15.

Younger, P. L. (1997). The longevity of minewater pollution: a basis for decision-making. *Sci. Total Environ.* **194/195**: 457-466.

Zaballos Soriano, J. P., Pulido Pulido, S. & Gamarra Gamarra, R. (2010). Vegetación y flora en la cuenca carbonífera de El Bierzo. *En A. García-Álvarez (coord.): Plan Director para la Restauración Edafopaisajística y Recuperación Ambiental de los Espacios degradados por la minería en la cuenca carbonífera de El Bierzo*. Fundación Cuidad de la Energía (CIUDEN, Ponferrada). Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (Ciemat). pp. 39-50.

Zago, C., Giblin, A. E. & Bergamasco, A. (2001). Changes in metal content of surficial sediments of Boston Harbor since the cessation of sludge discharge. *Mar. Environ. Res.* **51**(5): 389-415.

Zamora-Muñoz, C., Sáinz-Cantero, C. E., Sánchez-Ortega, A. & Alba-Tercedor, J. (1995). Are biological indices BMWP´ and APST´ and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variations. *Wat. Res.* **29**(1): 285-290.

Zhang, J., Lion, L.W., Nelson, Y.M., Shuler, M.L. & Ghiorse, W. C. (2002). Kinetics of Mn(II) oxidation by *Leptothrix discophora* SS1. *Geochim. Cosmochim. Acta* **65**(5): 773-781.

Zhou, Q. F., Zhang, J. B., Fu, J. J., Shi, J. B. & Jiang, G. B. (2008). Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Anal. Chim. Acta* **606**(2): 135-150.

Zoumis, T., Schmidt, A., Grigorova, L. & Calmano, W. (2001). Contaminants in sediments: Remobilisation and demobilisation. *Sci. Total Environ.* **266**: 195-202.

Recursos webs

Aquatic Invertebrates of Alberta Online Textbook, by Hugh F. Clifford. [Disponible en: http://sunsite.ualberta.ca/Projects/Aquatic_Invertebrates/].

©Dale Parker, AquaTax Consulting, Saskatoon, SK. [Disponible en: http://www.aquatax.ca/index.html].

Keith Arthur John Wise, © (2008). Encyclopædia Britannica, Inc. [disponible en: http://www.britannica.com/oscar/print?articleId=105963&fullArticle=true&tocId=39712].

Murray Darling Freshwater Research Centre. Identification and Ecology of Australian Freshwater Invertebrates. [Disponible en: http://www.mdfrc.org.au/bugguide/index.htm].

Natura 2000 en Castilla y León. [Disponible en: http://rednatura.jcyl.es/natura2000/inicio.html].

ANEXOS

Anexo 1.A. Mapa topográfico de la zona de estudio (hoja nº 159 Bembibre y nº 127 Toreno) 310

Anexo 4.A. Corrección del Potencial redox (Eh) 311

Anexo 4.B. Límites de detección de metales (µg/l) en agua 312

Anexo 4.C. Análisis multielemental (abril 2007).....313

Anexo 4.D. Resultados de las variables medidas en agua 314

Anexo 5.A. Límites de detección del contenido total de metales en sedimento y cálculo de la concentración total 325

Anexo 5.B. Procedimiento de análisis para la determinación de metales en las fracciones mineralógicas del sedimento: protocolo de Tessier, límites de detección y cálculo de la concentración 326

Anexo 5.C. Resultados de las variables medidas en sedimento 329

Anexo 6.A. Puntuación de las familias para el cálculo de IBWMP.....345

Anexo 6.B. Listado de los taxones de macroinvertebrados identificados 347

Anexo 6.C. Listado de los macroinvertebrados en Grupos Funcionales de Alimentación (*Functional Feeding Groups*, FFG) 357

Anexo 7.A. Valores certificados (µg/g) del patrón TORT-2 (Fuente: *National Research Council Canada*) 359

Anexo 7.B. Límites de detección de metales (µg/g) en macroinvertebrados 360

Anexo 7.C. Resultados de las variables medidas en macroinvertebrados 361

Anexo 7.D. Resultados de la concentración de metales obtenida frente al laboratorio comparativo 363

Anexo 8.A. Valores certificados (µg/g) de los patrones DOLT-3 y DORM-3 (Fuente: *National Research Council Canada*).....364

Anexo 8.B. Límites de detección de metales (µg/g) en peces 365

Anexo 8.C. Resultados de las variables medidas en peces 366

Anexo 8.D. Resultados de la concentración de metales obtenida frente al laboratorio comparativo 382

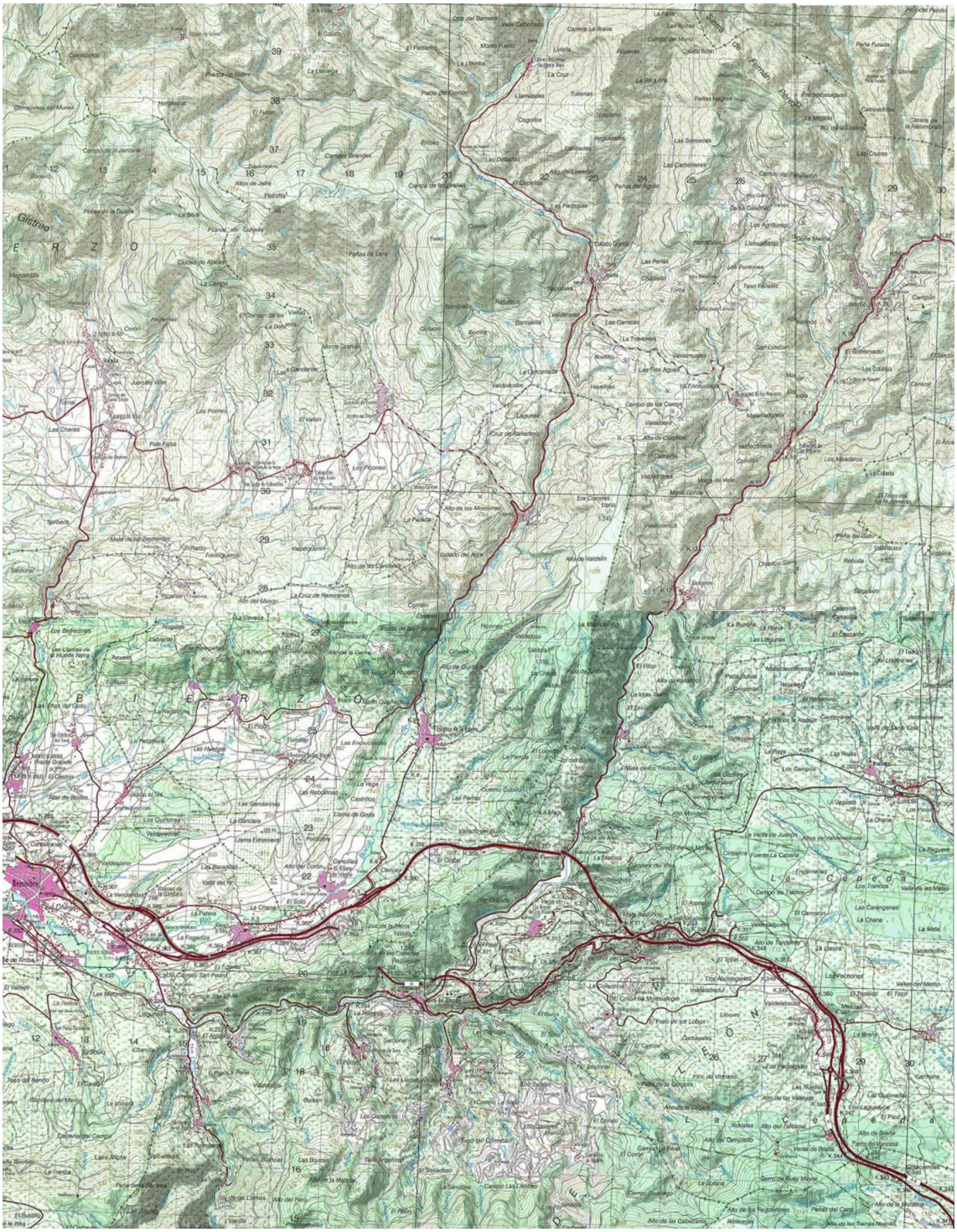
Anexo 9.A. Mapa de la cuenca del arroyo Rodrigatos.....383

Anexo 9.B. Resultados de las variables medidas en el drenaje de mina y en el sistema de balsas SAPS.384

Anexo 9.C. Resultados de las variables medidas en el arroyo Rodrigatos 388

Anexo 9.D. Resultados de las variables medidas en los puntos adicionales 402

ANEXO 1.A. MAPA TOPOGRÁFICO DE LA ZONA DE ESTUDIO (HOJA Nº 159 BEMBIBRE Y Nº 127 TORENO)



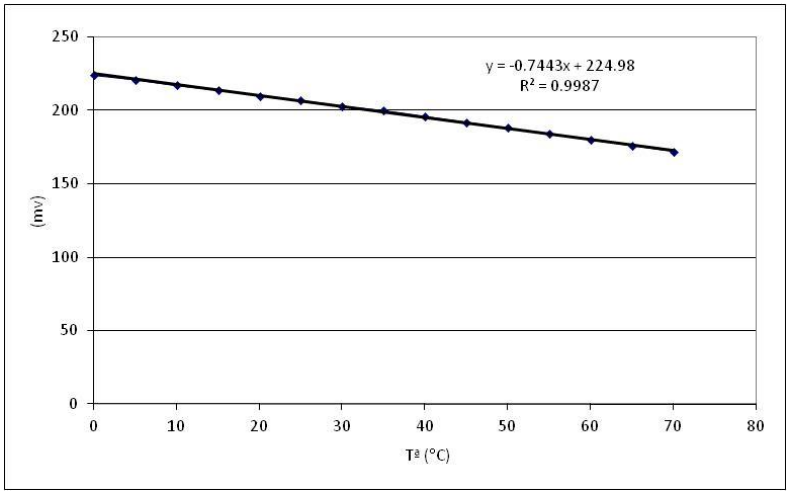
ANEXO 4.A. CORRECCIÓN DEL POTENCIAL REDOX (EH)

El potencial redox (Eh) se obtiene sumando al valor ORP medido en campo el factor de corrección (y):

Eh = ORP + “y”,

donde “y” viene determinada por la relación de primer grado entre la temperatura y el ORP.

Tª (°C)	(mv)
0	+224
5	+221
10	+217
15	+214
20	+210
25	+207
30	+203
35	+200
40	+196
45	+192
50	+188
55	+184
60	+180
65	+176
70	+172



ANEXO 4.B. LÍMITES DE DETECCIÓN DE METALES (µG/L) EN AGUA

Metales (µg/L)	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
Límite año 2007	< 10	< 15	< 10	< 10	< 2	< 0.5	< 2	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
Límite años 2008-10	< 1	< 15	< 0.5	< 0.8	< 0.4	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.1	< 0.2	< 0.2

Año 2007: equipo *Leco Renaisance*.

Años 2008-2010: equipo *Agilent 7500ce*.

ANEXO 4.C. ANÁLISIS MULTIELEMENTAL (ABRIL 2007)

Concentración de metales en µg/L:

Punto	S1	T2
Ag	< 0.2	< 0.2
Al	8548	49.7
As	0.38	0.38
B	< 50	< 50
Ba	11.7	8.97
Be	< 2	< 2
Cd	0.62	< 0.5
Co	225	1.16
Cr	2.63	2.05
Cu	100	1.31
Fe	808	37
Hg	< 1	< 1
Mn	3471	61.3
Mo	< 0.5	< 0.5
Ni	207	207
Pb	< 0.5	< 0.5
Sb	< 0.5	< 0.5
Se	< 5	< 5
Th	0.28	< 0.2
Tl	< 0.2	< 0.2
U	3.28	< 0.2
V	< 0.5	< 0.5
Zn	333	8.58

ANEXO 4.D. RESULTADOS DE LAS VARIABLES MEDIDAS EN AGUA

Nota: Entre paréntesis se presentan los valores exactos por debajo el límite de detección que son distintos de cero.

Punto	S2							
Campaña	**j07**	**s07**	**j08**	**s08**	**j09**	**s09**	**j10**	**s10**
pH	3.45	2.9	2.8	2.78	2.79	2.78	3.82	3.54
O_2(mg/L)	10	13.9	8.5	9	5.88	7.6	6.43	11.63
Tª(°C)	11.6	-	13.6	15	13.1	13.7	12.3	15.1
Eh(mv)	720.35	803.01	847.86	825.82	848.23	824.78	745.83	754.74
CE(µS/cm)	755	3700	5460	4980	5500	4800	906	1794
Turbidez(FTU)	18.62	-	1.1	1.84	0.12	0.56	11.14	11.49
Al(µg/L)	52644	307200	685700	682000	378000	223300	53800	149700
Fe(µg/L)	10640	119000	244000	254000	115000	121600	13730	40680
Mn(µg/L)	2224	6906	12370	12700	8080	8454	1150	3433
Zn(µg/L)	668	3256	9310	7456	6640	4917	633	1839
Ni(µg/L)	896	4870	9604	9372	7742	5837	746	2328
Co(µg/L)	740	2344	5036	4693	4200	3114	401	1197
Cr(µg/L)	24.4	78.1	190	158	139	91.5	13.5	36.3
As(µg/L)	2.78	20.7	63.5	48.2	38.3	27.37	2.69	9.74
Cu(µg/L)	564	1987	5090	4848	5360	2709	408	1127
Pb(µg/L)	< 0.50 (0.3)	0.55	0.2	0.62	0.42	0.4	0.36	< 0.40
Cd(µg/L)	0.5	2.24	6.51	5.05	4.69	4.21	0.66	1.42
TSS(mg/L)	33.9	312.5	18.5	22.8	66.4	52.1	37.6	29.8
SO_4^{2-}(mg/L)	438	2480	4400	4640	4260	4793	416	1170
HCO_3^-(mg/L)	0	0	-	-	0	-	0	0
Residuo seco(mg/L)	-	-	6168	5836	7689.6	7074.8	658.6	1777.2
Na(mg/L)	-	-	72	56.1	123	91.1	22.2	28.5
K(mg/L)	-	-	51.5	0.26	0.67	0.35	0.45	0.36
Mg(mg/L)	-	-	195	195	20.3	191	16.9	22.69
Ca(mg/L)	-	-	36.1	87.6	89.8	49.4	12.8	27.6
Ag(µg/L)				< 2		0.32		< 0.10
B(µg/L)								
Ba(µg/L)				< 5		< 0.40		6.25
Be(µg/L)				< 50		5.1		3.98
Hg(µg/L)						< 2		
Mo(µg/L)				< 5		0.51		< 0.12
Sb(µg/L)				< 2		< 0,2		< 0.10
Se(µg/L)				< 50		4.64		19.1
Th(µg/L)		338		624		487		136
Tl(µg/L)				<2		< 0.20		< 0.10
U(µg/L)		166		289		257		67
V(µg/L)				< 5		0.75		< 0.10

Punto	S1							
Campaña	**j07**	**s07**	**j08**	**s08**	**j09**	**s09**	**j10**	**s10**
pH	4.73	7.1	4.8	5.1	4.67	6.04	4.79	6.68
O_2(mg/L)	10.4	11.4	9.3	13.1	8.94	7.4	7.12	10.75
Tª(°C)	10.7	14.6	13.7	14	16.3	15.7	13.7	18.6
Eh(mv)	534.02	308.11	546.78	479.56	550.85	314.29	514.78	360.14
CE(µS/cm)	561	581	676	805	688	823	608	1142
Turbidez(FTU)	56	-	38.52	75	48.55	33.82	25.03	99
Al(µg/L)	8548	69.3	8096	4830	8160	9.65	8827	22.1
Fe(µg/L)	808	604	1900	4240	3050	474.7	2310	1315
Mn(µg/L)	3471	2659	3301	4700	4330	2394	3513	3722
Zn(µg/L)	333	195	698	521	458	188	509	174
Ni(µg/L)	242	165	280	280	262	170	269	167
Co(µg/L)	225	111	180	185	176	92.7	234	154
Cr(µg/L)	2.63	< 2 (0.04)	0.28	0.18	1.12	< 0.05 (0.01)	0.19	< 0.05
As(µg/L)	0.83	< 0.50 (0.17)	0.71	0.56	0.5	0.21	0.6	0.13
Cu(µg/L)	100	1.67	730	28.9	65	1.55	63.4	1.1
Pb(µg/L)	< 0.50 (0.2)	< 0.50 (0.12)	0.53	0.52	0.92	< 0.2 (0.07)	0.32	< 0.20
Cd(µg/L)	0.62	< 0.50 (0.39)	0.74	0.76	0.73	0.53	1.12	0.47
TSS(mg/L)	35.6	48.4	65	42.8	31.7	4.3	30.5	39.2
SO_4^{2-}(mg/L)	289	302	285	370	260	302	280	600
HCO_3^-(mg/L)	0	21	-	2.4	3	10	2	3
Residuo seco(mg/L)	-	-	428.2	671.6	519.2	586.4	485	942
Na(mg/L)	37.7	-	8.45	8.48	10.5	14.9	7.01	7.05
K(mg/L)	1.82	-	17.3	7.09	2.55	4.23	1.38	4.28
Mg(mg/L)	32.8	-	36.8	49.1	38.6	46.8	34.5	71.14
Ca(mg/L)	5.36	-	49.5	63.4	51.2	73.2	38.1	101
Ag(µg/L)	< 0.20			1.97		0.23		< 0,05
B(µg/L)	< 50							
Ba(µg/L)	11.7		16.4	17		19.1		18.4
Be(µg/L)	< 2			< 5		< 0.05		0.05
Hg(µg/L)	< 1					< 0.50		
Mo(µg/L)	< 0.50			< 0.50		< 0.06		0.14
Sb(µg/L)	< 0.50			< 0.20		0.07		0.08
Se(µg/L)	< 5			< 5		< 0.50		< 0.05
Th(µg/L)	0.28			< 0.20		< 0.05		< 0.05
Tl(µg/L)	< 0.20			< 0.20		< 0.05		< 0.05
U(µg/L)	3.28			< 0.20		< 0.05		0.05
V(µg/L)	< 0.50			< 0.50		0.07		< 0.05

Punto	R1							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
pH	7.2	8	7.75	8.1	7.93	7.35	7.18	-
O_2(mg/L)	-	12	9.8	11.5	8.86	6.98	8.38	-
Tª(°C)	7.6	11.3	9.9	12.7	13.8	15.4	11.7	-
Eh(mv)	336.32	454.57	362.61	439.53	406.71	316.52	358.27	-
CE(µS/cm)	539	1020	766	1232	969	834	536	-
Turbidez(FTU)	11.75	5.52	14.79	2.48	4.41	1000	19.63	-
Al(µg/L)	98	273	66.6	81.9	58.1	69	52.9	-
Fe(µg/L)	83	810	78	49	25.4	151	39.4	-
Mn(µg/L)	673	416	551	360	371	369	427	-
Zn(µg/L)	62.4	45.7	239	40.3	39.2	19.7	41.3	-
Ni(µg/L)	69.7	29.8	48	34	35	13.4	43.5	-
Co(µg/L)	19.5	6.66	10.3	4.89	7.28	3.62	10.6	-
Cr(µg/L)	2.38	< 2 (0.37)	0.06	0.13	< 0.05 (0.02)	0.09	< 0.05	-
As(µg/L)	< 0.50 (0.33)	< 0.50 (0.43)	0.34	0.38	0.23	0.39	0.51	-
Cu(µg/L)	2.64	2.01	1.13	0.48	0.34	0.9	0.81	-
Pb(µg/L)	< 0.50 (0.09)	0.84	< 0.20 (0.06)	< 0.20 (0.07)	< 0.20 (0.04)	0.22	< 0.20	-
Cd(µg/L)	< 0.50 (0.26)	< 0.50 (0.15)	0.3	< 0.20 (0.03)	< 0.20 (0.14)	< 0.20 (0.05)	0.51	-
TSS(mg/L)	10.4	2.4	16.4	2.4	5.3	1066.4	18.6	-
SO_4^{2-}(mg/L)	304	436	320	540	380	280	229	-
HCO_3^-(mg/L)	53	105	59.96	86	69	42	37	-
Residuo seco(mg/L)	-	-	0	6	< 1	1	4	-
Na(mg/L)	-	-	4.22	6.44	5.27	5.32	2.95	-
K(mg/L)	-	-	1.35	15.5	1.83	6.97	0.94	-
Mg(mg/L)	-	-	52.6	96.2	74.2	53.5	38.4	-
Ca(mg/L)	-	-	67.5	125	96.3	77.9	41.2	-
Ag(µg/L)	-	-	0.69	-	0.08	-	-	-
B(µg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-
Ba(µg/L)	-	14.1	19.9	-	16.8	-	-	-
Be(µg/L)	-	-	< 5	-	< 0.05	-	-	-
Hg(µg/L)	-	-	-	-	< 0.50	-	-	-
Mo(µg/L)	-	-	< 0.50	-	0.2	-	-	-
Sb(µg/L)	-	-	< 0.20	-	0.21	-	-	-
Se(µg/L)	-	-	< 5	-	< 0.50	-	-	-
Th(µg/L)	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	-	-
Tl(µg/L)	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	-	-
U(µg/L)	-	-	0.48	-	0.32	-	-	-
V(µg/L)	-	-	< 0.50	-	0.1	-	-	-

Punto	T4							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
pH	7.6	7.86	7.93	7.96	7.86	7.25	6.94	-
O_2(mg/L)	11.2	12	9.6	12.3	9.1	6.65	7.49	-
Tª(°C)	8	12.5	12.1	13.1	15.4	14	8.1	-
Eh(mv)	437.03	466.68	521.97	470.23	425.52	324.56	471.95	-
CE(µS/cm)	318	400	390	479	393	450	234	-
Turbidez(FTU)	4.61	2.53	2.42	1.93	3.2	163	7.46	-
Al(µg/L)	43.6	13.2	26.4	15	11.2	34.9	24.05	-
Fe(µg/L)	24	49	51	83	57.4	76.6	61.67	-
Mn(µg/L)	132	9.53	51.7	10.8	16.9	29.4	41.72	-
Zn(µg/L)	18.3	36.6	94.6	13	23.5	11.2	32.87	-
Ni(µg/L)	15.8	2.34	7.29	2.69	2.86	3.76	5.79	-
Co(µg/L)	4.08	< 0.5 (0.19)	0.91	0.24	0.29	0.57	1.13	-
Cr(µg/L)	< 2 (1.96)	< 2 (0.06)	0.06	0.15	0.05	0.11	1.69	-
As(µg/L)	< 0.50 (0.36)	< 0.50 (0.32)	0.42	0.41	0.33	0.47	0.47	-
Cu(µg/L)	1.42	0.99	1.01	0.65	0.53	1.72	1.05	-
Pb(µg/L)	< 0.50 (0.07)	0.18	0.11	0.08	0.06	0.11	0.38	-
Cd(µg/L)	0.09	< 0.50 (0)	0.12	< 0.05 (0.02)	< 0.05 (0.01)	< 0.50 (0.01)	0.45	-
TSS(mg/L)	3.5	1	7.6	2.8	1.5	64.3	5.1	-
SO_4^{2-}(mg/L)	126	136	139	159	125	148	67	-
HCO_3^-(mg/L)	49	62	55.06	46	49	45	28	-
Residuo seco(mg/L)	-	-	0	12	5	< 5.00	4	-
Na(mg/L)	-	-	5	9.28	5.88	7.39	2.97	-
K(mg/L)	-	-	1.38	1.32	2.09	6.42	0.64	-
Mg(mg/L)	-	-	23.5	27.9	23.2	25	13.9	-
Ca(mg/L)	-	-	31.9	41.3	33.5	31.3	17.2	-
Ag(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	0.07	-	-
B(µg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-
Ba(µg/L)	-	-	14.4	23.5	-	18.2	-	-
Be(µg/L)	-	-	-	< 5	-	< 0.05	-	-
Hg(µg/L)	-	-	-	-	-	< 0.50	-	-
Mo(µg/L)	-	-	-	< 0.50	-	0.22	-	-
Sb(µg/L)	-	-	-	0.23	-	0.26	-	-
Se(µg/L)	-	-	-	< 5	-	< 0.50	-	-
Th(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	-
Tl(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	-
U(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	0.15	-	-
V(µg/L)	-	-	-	< 0.50	-	0.11	-	-

Punto	T2							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
pH	7.94	7.93	8	7.62	7.8	7.71	7.69	-
O_2(mg/L)	11.2	13	9.73	11.6	8.78	8.9	7.45	-
Tª(°C)	11.2	13.8	12.7	12.4	16.1	15.4	12.3	-
Eh(mv)	400.64	474.71	485.53	427.75	316.2	302.52	465.83	-
CE(µS/cm)	246	463	373	488	402	466	254	-
Turbidez(FTU)	0.79	2.64	9.79	5.63	7.98	70	10.09	-
Al(µg/L)	49.7	7.53	22.5	10	8.71	62.9	29.2	-
Fe(µg/L)	37	78	78	156	78.8	122	43.2	-
Mn(µg/L)	61.3	136	28.2	35.8	37.6	35	42.4	-
Zn(µg/L)	8.58	37.9	104	29.8	24.9	32.5	11.5	-
Ni(µg/L)	5.43	3.38	2.75	2.98	3.18	2.83	4.96	-
Co(µg/L)	1.16	0.94	0.3	0.39	0.4	0.49	0.68	-
Cr(µg/L)	2.05	< 2 (0.18)	0.05	0.31	0.05	0.13	< 0.05	-
As(µg/L)	< 0.50 (0.38)	< 0.50 (0.32)	0.48	0.42	0.39	0.42	0.22	-
Cu(µg/L)	1.31	1.1	0.7	0.87	1.77	0.75	0.66	-
Pb(µg/L)	< 0.50 (0.1)	< 0.50 (0.16)	< 0.20 (0.02)	< 0.20 (0.07)	0.47	0.21	< 0.20	-
Cd(µg/L)	< 0.50 (0.07)	< 0.50 (0.007)	< 0.20 (0.09)	< 0.20 (0.02)	< 0.20 (0.02)	< 0.20 (0.01)	0.27	-
TSS(mg/L)	3.8	3.8	47	1	2.9	35	7.6	-
SO_4^{2-}(mg/L)	108	149	113	155	133	148	72	-
HCO_3^-(mg/L)	54	73	61.18	52	46	68	31	-
Residuo seco(mg/L)	-	-	0	12	< 1.00	< 5.00	4	-
Na(mg/L)	23.7	-	6.12	8.66	6.2	11.5	3.49	-
K(mg/L)	1.29	-	1.83	1.53	1.32	37.5	1.03	-
Mg(mg/L)	17.2	-	20.9	28.4	22.6	25	14.7	-
Ca(mg/L)	4.32	-	30.3	44.5	36	31.3	19.2	-
Ag(µg/L)	< 0.20	-	-	< 0.20	-	1.9	-	-
B(µg/L)	< 50	-	-	-	-	-	-	-
Ba(µg/L)	8.97	-	13.3	20.7	-	20.6	-	-
Be(µg/L)	< 2	-	-	< 5	-	< 0.05	-	-
Hg(µg/L)	< 1	-	-	-	-	< 0.50	-	-
Mo(µg/L)	< 0.50	-	-	< 0.50	-	0.21	-	-
Sb(µg/L)	< 0.50	-	-	< 0.20	-	0.23	-	-
Se(µg/L)	< 5	-	-	< 5	-	< 0.50	-	-
Th(µg/L)	< 0.20	-	-	< 0.20	-	0.05	-	-
Tl(µg/L)	< 0.20	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	-
U(µg/L)	< 0.20	-	-	< 0.20	-	0.23	-	-
V(µg/L)	< 0.50	-	-	< 0.50	-	0.17	-	-

Punto	T1							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
pH	6.7	7.83	7.6	7.71	7.52	7.64	7.01	-
O_2(mg/L)	10.4	11.3	9.3	11.88	9.1	6.96	7.36	-
Tª(°C)	10.4	12.7	13.1	13	16.4	16.4	11.2	-
Eh(mv)	381.24	-	511.23	412.3	359.77	352.77	363.64	-
CE(µS/cm)	307	530	407	529	437	605	291	-
Turbidez(FTU)	12.69	-	8.88	0.74	21.4	6.9	12.28	-
Al(µg/L)	64.1	42.5	97.7	35.1	78	57	35.4	-
Fe(µg/L)	19	75	12	59	43.3	102	118	-
Mn(µg/L)	550	375	425	478	443	258	447	-
Zn(µg/L)	47.4	34.7	88.7	26.5	74.4	46.1	50.8	-
Ni(µg/L)	53.8	20.3	31.3	29.5	33.1	16.4	33.2	-
Co(µg/L)	31.7	8.73	18.9	13.3	20.2	5.75	25.3	-
Cr(µg/L)	< 2 (1.79)	< 2 (0.05)	0.06	0.1	0.08	0.06	< 0.05	-
As(µg/L)	< 0.50 (0.27)	< 0.50 (0.22)	0.24	0.22	0.22	0.25	0.11	-
Cu(µg/L)	3.69	0.79	1.58	0.66	2.07	0.64	1.48	-
Pb(µg/L)	< 0.50 (0.12)	< 0.50 (0.07)	< 0.20	< 0.20 (0.08)	< 0.20 (0.19)	< 0.20 (0.15)	< 0.20	-
Cd(µg/L)	< 0.50 (0.17)	< 0.50 (0.009)	< 0.20 (0.11)	< 0.20 (0.03)	< 0.20 (0.08)	< 0.20 (0.04)	0.37	-
TSS(mg/L)	16.4	15	43	3	9.2	5.3	13.2	-
SO_4^{2-}(mg/L)	135	190	141	224	154	228	95	-
HCO_3^-(mg/L)	35	56	46.5	44	37	56	28	-
Residuo seco(mg/L)	-	-	0	5	< 1.00	< 5.00	4	-
Na(mg/L)	-	-	6.43	8.55	8.1	12.9	3.8	-
K(mg/L)	-	-	17.3	2.33	0.75	3.62	0.8	-
Mg(mg/L)	-	-	22.6	36	24.5	34.4	16.9	-
Ca(mg/L)	-	-	33.7	51	38.4	43	21.3	-
Ag(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	0.06	-	-
B(µg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-
Ba(µg/L)	-	-	13.4	17.7	-	17.6	-	-
Be(µg/L)	-	-	-	< 5	-	< 0.05	-	-
Hg(µg/L)	-	-	-	-	-	< 0.50	-	-
Mo(µg/L)	-	-	-	< 0.50	-	0.18	-	-
Sb(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	0.19	-	-
Se(µg/L)	-	-	-	< 5	-	< 0.50	-	-
Th(µg/L)	-	-	-	< 0.2.	-	< 0.05	-	-
Tl(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	-
U(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	0.19	-	-
V(µg/L)	-	-	-	< 0.50	-	0.07	-	-

Punto	T0							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
pH	6.8	7.2	7.28	7.38	7.57	7.45	6.84	7.21
O_2(mg/L)	11.2	10.5	9.36	11.46	9.2	6.79	7.37	8.94
Tª(°C)	12	13.5	13.2	14.7	16.6	17	11.4	15.2
Eh(mv)	430.05	186.93	341.16	312.04	435.12	347.33	336.49	460.67
CE(µS/cm)	263	733	556	588	479	545	342	647
Turbidez(FTU)	91	-	11.24	12.06	6.15	5.99	12.71	100
Al(µg/L)	64.5	7.77	32.7	28.1	47.5	55.7	25.8	26.7
Fe(µg/L)	66	2680	2200	702	22.5	121	1051	29.5
Mn(µg/L)	345	2288	1470	917	551	96.1	839	2143
Zn(µg/L)	27.8	43.8	98.2	34.1	57	31.9	46.2	11.2
Ni(µg/L)	30.5	43.5	38.2	27.2	31.7	12.4	40	60.6
Co(µg/L)	21.7	44.9	31.6	14.3	19.2	1.76	33	50.3
Cr(µg/L)	< 2 (0.55)	< 2 (0.03)	0.12	0.17	0.07	0.15	< 0.05	< 0.05
As(µg/L)	< 0.50 (0.33)	< 0.50 (0.1)	0.21	0.15	0.2	0.22	0.11	0.11
Cu(µg/L)	1.46	0.66	1.11	0.58	0.98	0.61	0.63	0.41
Pb(µg/L)	< 0.50	< 0.50 (0.14)	< 0.20 (0.12)	< 0.20 (0.06)	< 0.20 (0.12)	< 0.20 (0.09)	< 0.20	< 0.20
Cd(µg/L)	< 0.50 (0.04)	< 0.50 (0.005)	< 0.20 (0.14)	< 0.20 (0.03)	< 0.20 (0.08)	< 0.20 (0.02)	0.36	< 0.20 (0.14)
TSS(mg/L)	19.7	19.7	17.7	2.3	4.3	1.5	16.6	32.5
SO_4^{2-}(mg/L)	105	332	239	227	180	213	126	292
HCO_3^-(mg/L)	28	44	37.93	31	33	42	22	26
Residuo seco(mg/L)	-	-	10	13	2	5	4	5
Na(mg/L)	-	-	5.49	7.57	6.11	9.6	3.58	6.39
K(mg/L)	-	-	2.44	2.36	7.53	3.25	1.03	5.58
Mg(mg/L)	-	-	32.6	36	28.5	31.1	20.9	37.43
Ca(mg/L)	-	-	47.3	53.7	41.3	38.9	24.6	58.1
Ag(µg/L)	-	-		< 0.20	-	< 0,05	-	< 0,05
B(µg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-
Ba(µg/L)	-	-	14.8	17.1	-	17.7	-	19.5
Be(µg/L)	-	-	-	< 5	-	< 0.05	-	< 0.05
Hg(µg/L)	-	-	-	-	-	< 0.50	-	-
Mo(µg/L)	-	-	-	< 0.50	-	0.14	-	1.02
Sb(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	0.15	-	0.1
Se(µg/L)	-	-	-	< 5	-	< 0.50	-	< 0.05
Th(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	< 0.05
Tl(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	< 0.05
U(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	0.13	-	0.1
V(µg/L)	-	-	-	< 0.50	-	0.07	-	< 0.05

Punto	B3							
Campaña	**j07**	**s07**	**j08**	**s08**	**j09**	**s09**	**j10**	**s10**
pH	6.9	6.7	7.15	7.62	7.15	6.55	6.56	-
O_2(mg/L)	10.3	-	9.8	13.1	9.37	7.62	7.79	-
Tª(°C)	9	11.6	9.3	11.8	12.8	12.7	8	-
Eh(mv)	423.28	472.35	553.06	467.20	424.45	360.53	459.03	-
CE(µS/cm)	19	21	26	27	29	44	19	-
Turbidez(FTU)	2.67	0.05	4.33	1.45	6	5.87	0	-
Al(µg/L)	< 10 (5.53)	145	16.1	10.6	8.02	21.6	9.13	-
Fe(µg/L)	< 15 (8.1)	304	< 15 (9)	50	< 15 (10.4)	29.4	< 15 (13.2)	-
Mn(µg/L)	< 10 (0.99)	68.6	7.44	2.23	0.94	2.07	0.83	-
Zn(µg/L)	< 10 (5.84)	88.2	48.8	22.9	22.6	10.7	4.23	-
Ni(µg/L)	< 2.00	4.73	1.34	0.81	0.99	0.97	0.57	-
Co(µg/L)	< 0.50	1.57	0.15	0.11	0.07	0.15	0.08	-
Cr(µg/L)	< 2.00	< 2.00 (0.08)	0.07	0.23	0.05	0.06	< 0.05	-
As(µg/L)	< 0.50 (0.49)	< 0.50 (0.40)	0.56	0.38	0.42	0.36	0.36	-
Cu(µg/L)	< 0.50	2.19	1.82	0.47	0.41	0.27	0.36	-
Pb(µg/L)	< 0.50	0.84	< 0.20 (0.05)	< 0.20 (0.05)	< 0.20 (0.02)	< 0.20 (0.14)	< 0.20	-
Cd(µg/L)	< 0.50	< 0.50 (0.04)	< 0.20 (0.11)	< 0.20 (0.01)	< 0.20 (0.003)	< 0.20 (0.002)	0.26	-
TSS(mg/L)	1.6	0.8	3.2	6.3	1.8	2.6	2.3	-
SO_4^{2-}(mg/L)	2	3	6	6	9	7	2	-
HCO_3^-(mg/L)	10	10	8.57	6	9	11	13	-
Residuo seco(mg/L)	-	-	0	13	3	4	4	-
Na(mg/L)	-	-	1.76	1.84	1.08	2.05	1.11	-
K(mg/L)	-	-	0.77	0.72	0.94	1.28	0.23	-
Mg(mg/L)	-	-	0.81	0.7	0.68	0.77	0.62	-
Ca(mg/L)	-	-	2.53	3.13	3.58	0.96	1.72	-
Ag(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	0.05	-	-
B(µg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-
Ba(µg/L)	-	-	-	2.05	-	2.23	-	-
Be(µg/L)	-	-	-	< 5.00	-	< 0.05	-	-
Hg(µg/L)	-	-	-	-	-	< 0.50	-	-
Mo(µg/L)	-	-	-	< 0.50	-	0.22	-	-
Sb(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	0.08	-	-
Se(µg/L)	-	-	-	< 5.00	-	< 0.50	-	-
Th(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	-
Tl(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	-
U(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	-
V(µg/L)	-	-	-	< 0.50	-	0.05	-	-

Punto	B1							
Campaña	**j07**	**s07**	**j08**	**s08**	**j09**	**s09**	**j10**	**s10**
pH	6.57	6.8	7	7.4	7.13	7.12	6.93	6.62
O_2(mg/L)	11	10.05	8.56	10.9	9.31	6.4	7.28	7.85
Tª(°C)	10.6	14.6	13.2	18.3	16.6	19.8	11	17
Eh(mv)	397.09	363.11	427.16	344.36	332.62	360.24	443.72	488.33
CE(µS/cm)	63	108	95	102	86	118	55	112
Turbidez(FTU)	0.73	-	2	0.63	1.67	3.33	4.83	6.73
Al(µg/L)	25.2	48.6	13.6	11.5	10.3	11.7	12.4	9.25
Fe(µg/L)	7	69	55	73	48.8	59.6	34.1	74.1
Mn(µg/L)	7.55	13.2	16.9	15.7	8.3	21.1	5.27	15.8
Zn(µg/L)	7.25	34.9	94.3	37.8	26.8	26.6	6.63	10.3
Ni(µg/L)	< 2 (1.08)	< 2 (1.51)	1.13	1.05	0.84	0.9	0.95	1.08
Co(µg/L)	< 0.50 (0.25)	< 0.50 (0.27)	0.21	0.2	0.14	0.26	0.13	0.21
Cr(µg/L)	< 2 (1.32)	< 2 (0.12)	0.08	0.13	0.05	0.06	< 0.05	0.05
As(µg/L)	< 0.50 (0.42)	< 0.50 (0.43)	0.58	0.5	0.47	0.55	0.31	0.6
Cu(µg/L)	0.7	1.71	1.29	0.84	0.65	1.01	0.63	1.3
Pb(µg/L)	< 0.50 (0.07)	0.79	< 0.20 (0.08)	< 0.20 (0.10)	< 0.20 (0.07)	< 0.20 (0.10)	< 0.20	0.22
Cd(µg/L)	<0.50 (0.05)	< 0.50 (0.004)	< 0.20 (0.10)	< 0.20 (0.02)	< 0.20 (0.006)	< 0.20 (0.006)	0.27	< 0.20 (0.10)
TSS(mg/L)	2.9	0.6	5	0.9	1.2	2	0.8	0.7
SO_4^{2-}(mg/L)	14	20	21	19	17	16	6	20
HCO_3^-(mg/L)	17	34	20.8	19	18	26	15	26
Residuo seco(mg/L)	-	-	0	11	2	< 5.00	4	4
Na(mg/L)	-	-	3.24	3.6	2.42	5.19	1.72	3.37
K(mg/L)	-	-	1.12	1.16	0.89	1.93	0.42	1.26
Mg(mg/L)	-	-	3.25	3.3	2.87	3.55	2.12	4.35
Ca(mg/L)	-	-	8.58	11.3	7.37	4.44	4.52	9.91
Ag(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	< 0.05
B(µg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-
Ba(µg/L)	-	-	9.56	9.87	-	9.66	-	11.2
Be(µg/L)	-	-	-	< 5	-	< 0.05	-	< 0.05
Hg(µg/L)	-	-	-	-	-	< 0.50	-	-
Mo(µg/L)	-	-	-	< 0.50	-	< 0.06	-	0.1
Sb(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	0.13	-	0.14
Se(µg/L)	-	-	-	< 5	-	< 0.50	-	< 0.05
Th(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	< 0.05
Tl(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	< 0.05
U(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	< 0.05
V(µg/L)	-	-	-	< 0.50	-	0.1	-	0.15

Punto	B0							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
pH	7.1	7	7.08	7.19	7.14	7.06	7.66	6.76
O_2(mg/L)	9.9	10.4	8.96	11.3	8.82	7.4	7.12	9.28
Tª(°C)	12.3	16.4	14.2	13.6	15.4	16.2	11.5	15.5
Eh(mv)	426.83	366.77	346.41	262.86	393.52	431.92	396.42	407.44
CE(µS/cm)	145	392	392	529	289	392	98	472
Turbidez(FTU)	35	844	10.36	27.29	5.45	1.46	6.7	24.8
Al(µg/L)	60.8	40.8	24.3	11.5	43.5	20.7	17.8	7.2
Fe(µg/L)	22	214	900	847	50.5	71.6	163	830
Mn(µg/L)	105	485	840	1460	216	45.6	127	1313
Zn(µg/L)	22.4	106	86.4	69.9	73.4	21.8	14.5	11.2
Ni(µg/L)	9.37	14.8	22.4	22.5	15.9	7.02	7.08	46.8
Co(µg/L)	6.34	8.72	18.2	20.2	8	0.78	5.3	39.5
Cr(µg/L)	< 2 (0.12)	< 2 (0.12)	0.1	0.28	0.06	0.06	< 0.05	< 0.05
As(µg/L)	0.59	< 0.50 (0.28)	0.24	0.19	0.34	0.30	0.27	0.22
Cu(µg/L)	0.84	3.34	1.16	0.78	1.2	0.66	0.51	0.36
Pb(µg/L)	0.61	0.82	< 0.20 (0.01)	< 0.20 (0.13)	< 0.20 (0.15)	< 0.20 (0.09)	< 0.20	< 0.20
Cd(µg/L)	< 0.50 (0.04)	< 0.50 (0.03)	< 0.20 (0.12)	< 0.20 (0.02)	< 0.20 (0.04)	< 0.20 (0.02)	0.28	< 0.20 (0.14)
TSS(mg/L)	9.2	67.3	10.6	3.9	2.7	0.6	3.7	7.2
SO_4^{2-}(mg/L)	39	139	136	204	90	130	24	188
HCO_3^-(mg/L)	26	42	33.04	15	28	37	13	23
Residuo seco(mg/L)	-	-	0	11	< 1	< 5	4	5
Na(mg/L)	-	-	4.65	6.26	4.54	9.16	1.7	5.32
K(mg/L)	-	-	1.55	2.03	0.87	4.29	0.44	1.81
Mg(mg/L)	-	-	20.4	31	14.8	20.1	4.14	26.29
Ca(mg/L)	-	-	30.6	48.4	26.5	25.1	6.1	37
Ag(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	0.6	-	< 0,05
B(µg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-
Ba(µg/L)	-	-	12.4	17.1	-	15.3	-	17
Be(µg/L)	-	-	-	< 5	-	< 0.05	-	< 0.05
Hg(µg/L)	-	-	-	-	-	< 0.50	-	-
Mo(µg/L)	-	-	-	< 0.50	-	0.42	-	0.13
Sb(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	0.15	-	0.11
Se(µg/L)	-	-	-	< 5	-	< 0.50	-	< 0.05
Th(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	< 0.05
Tl(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	< 0.05	-	< 0.05
U(µg/L)	-	-	-	< 0.20	-	0.09	-	< 0.05
V(µg/L)	-	-	-	< 0.50	-	0.07	-	< 0.05

ANEXO 5.A. LÍMITES DE DETECCIÓN DEL CONTENIDO TOTAL DE METALES EN SEDIMENTO Y CÁLCULO DE LA CONCENTRACIÓN TOTAL

Metales (µg/g)	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
Límite	<50	<50	<2.5	<5	<5	<1	<1	<5	<4	<5	<1

Concentración total de un elemento:

$$(\mu g/g) = (\mu g/ml) \times V \times (1/P)$$

donde,

- (µg/g): Concentración en µg/g de un elemento en la muestra.
- (µg/ml): Concentración en µg/ml de un elemento en la muestra obtenida por medida directa por ICP-AES.
- V: Volumen de la disolución (ml).
- P: Peso inicial de la muestra que se toma para la determinación (g).

ANEXO 5.B. PROCEDIMIENTO DE ANÁLISIS PARA LA DETERMINACIÓN DE METALES EN LAS FRACCIONES MINERALÓGICAS DEL SEDIMENTO: PROTOCOLO DE TESSIER, LÍMITES DE DETECCIÓN Y CÁLCULO DE LA CONCENTRACIÓN

Reactivos y productos empleados

1. Agua desionizada.
2. Ácido nítrico concentrado, d = 1.41 g/cm^3, 70 %, PA.
3. Ácido clorhídrico concentrado, d = 1,19 g/cm^3, 37%, PA.
4. Ácido perclórico concentrado, d = 1,67 g/cm^3, 70-72%, PA.
5. Ácido fluorhídrico concentrado, d = 1,16 g/cm^3, 48%, PA.
6. Ácido acético glacial, d = 1,049 g/cm^3, 99.7 %, PA.
7. Peróxido de hidrógeno, 33% (p/v).
8. Cloruro de magnesio hexahidratado, PA.
9. Acetato de sodio, PA.
10. Cloruro de hidroxilamonio o clorhidrato de hidroxilamina, PA.
11. Acetato de amonio, PA.
12. Ácido nítrico 10%. Sobre 500 mL de agua desionizada (1) se añaden 100 mL de ácido nítrico concentrado (2) y se enrasa a 1 L.
13. Ácido nítrico 0.02 M. Se añaden 0.1 mL de ácido nítrico concentrado (2) sobre 50 mL de agua desionizada (1) y se enrasa a 100 mL.
14. Ácido nítrico 20%. Se añaden 40 mL de ácido nítrico concentrado (2) sobre 100 mL de agua desionizada (1) y se enrasa a 200 mL.
15. Ácido clorhídrico 10%. Se añaden 100 mL de ácido clorhídrico concentrado (3) sobre 500 mL de agua desionizada (1) y se enrasa a 1 L.
16. Ácido acético 25% (v/v). Se añaden 125 mL de ácido acético glacial (6) sobre 200 mL de agua desionizada (1) y se enrasa a 500 mL.
17. Peróxido de hidrógeno 30 % a pH = 2.0. Se diluyen 181 mL de peróxido de hidrógeno 33% (7) con agua desionizada (1) hasta 200 mL, ajustándose el pH a 2.0 con ácido nítrico concentrado (2).
18. Cloruro de magnesio 1 M a pH = 7.0. Se disuelven 40.66 g de cloruro de magnesio hexahidratado (8) en agua desionizada (1) y se enrasa a 200 mL ajustándose el pH a 7.0.
19. Acetato de sodio 1 M a pH = 5.0. Se disuelven 16.406 g de acetato de sodio anhidro (9) en agua desionizada (1) y se enrasa a 200 mL ajustándose el pH a 5.0 con ácido acético (6).
20. Cloruro de hidroxilamonio 0.04 M. Se disuelven 1.39 g de cloruro de hidroxilamonio (10) en ácido acético 25% (v/v) (16) y se enrasa a 500 mL también con ácido acético 25% (v/v) (16).
21. Acetato de amonio 3.2 M. Se disuelven 49.3312 g de acetato de amonio (11) en ácido nítrico 20% (14) y se enrasa con ácido nítrico 20% a 200 mL.

Procedimiento

Fracción de intercambio (I)

a) Se toma 1 g de muestra con precisión de décima de miligramo, molida a tamaño de análisis (<2 mm), y se introduce en un tubo de plástico de 50 mL. Se añaden 8 mL de la disolución de cloruro de magnesio 1 M (18) y se mantiene con agitación durante 1 hora a temperatura ambiente.
b) Después se centrifuga durante 30 minutos a 7000 rpm. Se toman con una pipeta 5 mL del líquido sobrenadante u otro volumen conocido, se lleva a un matraz de 20 mL y se enrasa con agua (1). Se obtiene así la fracción I.
c) El resto del líquido sobrenadante se extrae usando una pipeta Pasteur y se desecha. Sobre el residuo se añaden 4 mL de agua (1), se tapa el tubo y se mueve enérgicamente, se agita durante 5 minutos a temperatura ambiente y después se centrifuga durante 10 minutos a 7000 rpm. Se extrae el líquido sobrenadante usando una pipeta Pasteur y se desecha.
d) Se añaden otros 4 mL de agua desionizada (1) sobre el residuo y se procede como en el paso anterior.
e) Secar en estufa a 50±5 ºC durante 24 horas.

Fracción ligada a carbonatos (II)

a) Se añaden 8 mL de acetato de sodio 1 M (19) sobre el residuo obtenido en la etapa anterior y se mantiene con agitación a temperatura ambiente durante 5 horas.
b) Después se centrifuga durante 30 minutos a 7000 rpm. Se toman con una pipeta 5 mL del líquido sobrenadante u otro volumen conocido, se lleva a un matraz de 20 mL y se enrasa con agua (1). Se obtiene así la fracción II.
c) Pasos a), b) y c) del anterior.

Fracción ligada a óxidos de hierro y manganeso (III)

a) Se añaden 20 mL de cloruro de hidroxilamonio 0.04 M (20) sobre el residuo obtenido en la etapa anterior y se mantiene a 96±3 ºC con agitación ocasional durante 6 horas.
b) Después se centrifuga durante 30 minutos a 7000 rpm. Se toman con una pipeta 10 mL del líquido sobrenadante u otro volumen conocido, se lleva a un matraz de 20 mL y se enrasa con agua (1). Se obtiene así la fracción III.
c) Pasos a), b) y c) del anterior.

Fracción ligada a la materia orgánica (IV)

a) Se añaden 3 mL de ácido nítrico 0.02 M (13) y 5 mL de peróxido de hidrógeno 30% ajustado a pH 2.0 (17) sobre el residuo obtenido en la etapa anterior y se mantiene a 85±3 ºC con agitación ocasional durante 2 horas. Después se añaden otros 3 mL de la disolución de peróxido de hidrógeno 30% (17) y se mantiene a 85±3 ºC con agitación ocasional durante 3 horas. Posteriormente, se enfría, se

añaden 5 mL de la disolución de acetato de amonio 3.2 M (21) y se diluye añadiendo 4 mL de agua (1) y se mantiene con agitación a temperatura ambiente durante 30 minutos.

b) Después se centrifuga durante 30 minutos a 7000 rpm. Se toman con una pipeta 10 mL del líquido sobrenadante u otro volumen conocido, se lleva a un matraz de 20 mL y se enrasa con agua (1). Se obtiene así la fracción IV.

c) Pasos a), b) y c) del anterior.

Fracción residual (V)

a) Se seca el residuo sólido que queda en la etapa anterior y se introduce en un reactor de teflón. Sobre él se añaden 10 mL de ácido fluorhídrico concentrado (5), 2 mL de ácido nítrico concentrado (2.) y 3 mL de ácido perclórico concentrado (4). Se calienta en placa calefactora a unos 140±5 ºC hasta sequedad y el residuo se recoge con ácido clorhídrico al 10% (15), enrasando a 100 mL. Se obtiene así la fracción V.

Límites de detección

Metales (µg/g)	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
Límite FI	<130	<130	<6	<13	<13	<3	<3	<13	<10	<13	<3
Límite FII	<30	<30	<2	<3	<3	<0.5	<0.5	<3	<3	<3	<0.5
Límite FIII	<160	<160	<8	<16	<16	<3	<3	<16	<13	<16	<3
Límite FIV	<40	<40	<2	<4	<4	<1	<1	<4	<3	<4	<1
Límite FV	<100	<100	<5	<10	<10	<2	<2	<10	<8	<10	<2

Cálculo de la concentración de un metal en cada fracción del sedimento

En el caso de la extracción de metales en las fracciones I, II, III y IV, la concentración de un elemento es:

$$(\mu g/g) = (\mu g/mL) \times (V_1/V_2) \times V \times (1/P)$$

donde,

- (µg/g): Concentración en µg/g de un elemento en la muestra.
- (µg/mL): Concentración en µg/mL de un elemento en la muestra obtenida por medida directa por ICP-AES.
- V_1: Volumen al que se enrasa la disolución (mL); V_2: Volumen del líquido sobrenadante (mL).
- V: Volumen de extractante añadido (mL).
- P: Peso inicial de la muestra que se toma para la determinación (g).

En cuanto al contenido en la fracción V, la concentración de un elemento es hallada de igual forma que la descrita para la concentración total.

ANEXO 5.C. RESULTADOS DE LAS VARIABLES MEDIDAS EN SEDIMENTO

Nota: Entre paréntesis se presentan los valores exactos por debajo el límite de detección que son distintos de cero.

Punto S2												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
j07	**Total**	8030	385600	65	42	< 5 (3.40)	9	51	110	30	10	< 1 (0.21)
	Fracción I	< 130 (73.30)	294.70	31.90	< 13 (2.58)	< 13 (1.86)	< 3 (1.77)	< 3 (0.23)	< 13 (0.11)	< 10 (3.05)	< 13 (0.53)	< 3 (0.00)
	Fracción II	< 30 (14.40)	3044	< 2 (1.12)	< 3 (0.50)	< 3 (0.09)	< 0.50 (0.17)	1.00	< 3 (0.50)	< 3 (0.44)	< 3 (0.12)	< 0.50 (0.00)
	Fracción III	278	175178	< 8 (3.23)	< 16 (12.90)	< 16 (0.07)	3.39	30.70	< 16 (4.34)	< 13 (0.79)	< 16 (2.35)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	298	8301	< 2 (1.05)	< 4 (1.74)	< 4 (0.22)	< 1 (0.20)	1.66	< 4 (0.79)	7.12	< 4 (0.44)	< 1 (0.00)
	Fracción V	6053	286129	20.40	24.20	< 10 (1.47)	4.03	26.10	115.00	16.29	< 10 (8.48)	< 2 (0.00)
s07	**Total**	31500	255000	665	81	32	40	57	73	56	17	< 1 (0.13)
j08	**Total**	96600	171000	383	90.50	22	10.50	96.90	93.80	45.90	58	< 1 (0.00)
	Fracción I	259	141	54.00	< 13 (2.72)	< 13 (2.49)	< 3 (1.60)	< 3 (0.26)	< 13 (0.19)	< 10 (2.62)	< 13 (0.85)	< 3 (0.03)
	Fracción II	< 30 (19.20)	2247	20.30	< 3 (0.61)	< 3 (0.42)	< 0.50 (0.38)	0.83	< 3 (0.77)	< 3 (1.21)	< 3 (0.00)	< 0.50 (0.00)
	Fracción III	1151	64729	66.30	< 16 (7.87)	< 16 (6.91)	4.24	18.40	< 16 (7.07)	< 13 (18.30)	< 16 (1.40)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	348	915	4.32	< 4 (2.28)	< 4 (1.32)	< 1 (0.28)	3.88	< 4 (0.68)	14.40	< 4 (0.02)	< 1 (0.03)
	Fracción V	78713	114874	204	72.40	13.40	4.73	78.60	80.30	35.80	46.50	< 2 (0.00)
s08	**Total**	87300	117000	315	86.40	20.20	9.79	82.10	74.20	39	59	< 1 (0.07)
	Fracción I	249	166	44.90	< 13 (3.19)	< 13 (3.16)	< 3 (1.66)	< 3 (0.16)	< 13 (0.00)	< 10 (3.00)	< 13 (0.46)	< 3 (0.03)
	Fracción II	< 30 (9.56)	360	18.10	< 3 (0.86)	< 3 (0.86)	< 0.50 (0.45)	< 0.50 (0.32)	< 3 (0.00)	< 3 (1.15)	< 3 (0.00)	< 0.50 (0.00)
	Fracción III	749	34071	49	< 16 (4.34)	< 16 (3.95)	< 3 (2.27)	12.60	< 16 (4.26)	< 13 (7.61)	< 16 (1.33)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	295	526	3	< 4 (1.67)	< 4 (0.80)	< 1 (0.28)	2.75	< 4 (0.60)	14.10	< 4 (0.14)	< 1 (0.00)
	Fracción V	71727	78502	190	76.90	13.60	5.43	69.80	71.50	36.50	53.80	< 2 (0.00)
j09	**Total**	123675	125159	478	92.90	20.90	12.10	97.50	76.30	40.70	56.20	< 1 (0.00)
	Fracción I	283	168	31.80	< 13 (2.97)	< 13 (2.03)	< 3 (1.13)	< 3 (0.22)	< 13 (0.01)	< 10 (1.60)	< 13 (0.42)	< 3 (0.00)
	Fracción II	< 30 (18.20)	491	13	< 3 (0.41)	< 3 (0.32)	< 0.50 (0.28)	< 0.50 (0.17)	< 3 (0.35)	< 3 (0.31)	< 3 (0.03)	< 0.50 (0.00)
	Fracción III	822	16900	146.00	< 16 (5.45)	< 16 (2.55)	< 3 (3.30)	4.00	< 16 (8.92)	< 13 (2.58)	< 16 (0.57)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	650	710	6.74	< 4 (3.84)	5.01	< 1 (0.58)	1.71	< 4 (0.49)	3.61	< 4 (0.10)	< 1 (0.00)
	Fracción V	51868	42747	107	37.90	7.92	2.86	44.40	33.80	13.60	23.40	< 2 (0.51)

Punto S2 (continuación)												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
s09	**Total**	105802	115057	287	66.80	23.90	9.76	91.90	64.40	79.90	45.30	< 1 (0.14)
	Fracción I	311	161	16.20	< 13 (1.65)	< 13 (2.59)	< 3 (1.00)	< 3 (0.12)	< 13 (0.00)	< 10 (3.01)	< 13 (0.31)	< 3 (0.00)
	Fracción II	56.60	915	12.80	< 3 (0.94)	< 3 (0.56)	< 0.50 (0.32)	< 0.50 (0.35)	< 3 (0.34)	< 3 (1.12)	< 3 (0.03)	< 0.50 (0.00)
	Fracción III	658	18269	72.00	48.10	< 16 (3.36)	< 3 (1.93)	4.69	< 16 (3.78)	< 13 (8.72)	< 16 (0.65)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	< 40 (1.46)	4994	10.80	6.10	7.04	< 1 (0.51)	3.88	< 4 (0.64)	15.30	< 4 (0.12)	< 1 (0.00)
	Fracción V	85386	73948	163	48.90	14.30	5.23	71.10	50.40	41.10	37.00	< 2 (0.00)
j10	**Total**	37917	349939	200.96	26.98	5.67	9.25	79.30	80.73	43.14	25	< 1 (0.00)
	Fracción I	160.16	239.78	64.69	< 13 (2.29)	< 13 (2.39)	< 3 (2.82)	< 3 (0.23)	< 13 (0.32)	< 10 (3.61)	< 13 (0.18)	< 3 (0.00)
	Fracción II	< 30 (0.55)	< 30 (7.18)	< 2 (1.27)	< 3 (0.27)	< 3 (0.08)	< 0.50 (0.05)	< 0.50 (0.03)	< 3 (0.39)	< 3 (0.12)	< 3 (0.00)	< 0.50 (0.00)
	Fracción III	567.29	141972 .7	28.12	< 16 (1.34)	< 16 (0.51)	< 3 (2.96)	41.60	< 16 (5.80)	< 13 (4.56)	< 16 (1.93)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	< 40 (19.71)	< 40 (19.1)	< 2 (0.83)	< 4 (0.39)	< 4 (0.90)	< 1 (0.04)	< 1 (0.42)	< 4 (0.51)	< 3 (1.27)	< 4 (0.00)	< 1 (0.00)
	Fracción V	34687	133351	128.42	25.35	< 10 (3.11)	3.86	42.24	61.13	24.41	14.95	< 2 (0.00)
s10	**Total**	17897	343590	463	25.50	19.20	24.50	79.80	67.50	46.40	11.40	< 1 (0.00)

Punto S1												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
j07	**Total**	68300	39600	363	60	27	15	49	15	33	18	< 1 (0.08)
	Fracción I	< 130 (3.84)	< 130 (29.80)	38.50	< 13 (1.12)	< 13 (0.48)	< 3 (0.65)	< 3 (0.11)	< 13 (0.10)	< 10 (0.03)	< 13 (0.13)	< 3 (0.02)
	Fracción II	556	290	40.50	< 3 (2.24)	< 3 (1.88)	1.43	0.81	< 3 (0.54)	< 3 (0.85)	< 3 (1.38)	< 0.50 (0.01)
	Fracción III	3286	12665	157	26.20	9.02	10.40	5.04	< 16 (3.49)	< 13 (1.37)	< 16 (4.46)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	1434	1462	9.66	7.62	2.49	1.51	1.44	< 4 (0.83)	7.43	< 4 (1.12)	< 1 (0.02)
	Fracción V	67307	26373	112	44.90	16.80	3.44	50.40	16.30	21.60	15.50	< 2 (0.00)
s07	**Total**	112000	44000	313	156	39	19	67	19	47	29	< 1 (0.04)
j08	**Total**	88000	45700	428	96.80	38.60	24.90	56.50	15	46.30	23.50	< 1 (0.00)
	Fracción I	< 130 (9.60)	< 130 (35.20)	88.90	< 13 (7.23)	< 13 (2.59)	< 3 (2.97)	< 3 (0.06)	< 13 (0.00)	< 10 (1.25)	< 13 (0.22)	< 3 (0.06)
	Fracción II	1369	432	41.60	9.44	10.70	24.30	0.77	< 3 (0.42)	6.68	< 3 (1.47)	< 0.50 (0.03)
	Fracción III	4878	15552	160	40.40	34.10	78.80	4.68	< 16 (5.56)	13.51	< 16 (5.90)	< 3 (0.01)
	Fracción IV	1335	940	14.40	11.00	14.40	31.60	2.08	< 4 (0.68)	40.40	< 4 (0.25)	< 1 (0.07)
	Fracción V	39680	23588	98.65	35.70	15.60	6.31	39.90	11.20	22.20	11.50	< 2 (0.15)
s08	**Total**	97400	43700	343	120	45	26.30	57.20	16.60	51.60	25.40	< 1 (0.004)
	Fracción I	< 130 (12.80)	< 130 (28.70)	51.70	< 13 (8.52)	< 13 (1.72)	< 3 (1.72)	< 3 (0.06)	< 13 (0.00)	< 10 (1.37)	< 13 (0.20)	< 3 (0.06)
	Fracción II	1439	128	54.30	4.82	< 3 (1.69)	0.70	0.83	< 3 (0.00)	3.51	< 3 (1.73)	< 0.50 (0.03)
	Fracción III	5465	11210	105	55.10	21.80	20.00	3.67	< 16 (5.94)	14.60	< 16 (4.85)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	886	503	7.78	8.62	3.67	1.35	1.36	< 4 (0.00)	31.00	< 4 (0.70)	< 1 (0.03)
	Fracción V	63229	27725	117	53.70	19.50	5.87	47.80	13.30	28.30	16.20	< 2 (0.08)
j09	**Total**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
s09	**Total**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
j10	**Total**	74140	47430	382	84.89	31.41	16.38	52.77	15.45	31.37	23.44	< 1 (0.00)
	Fracción I	< 130 (32.1)	< 130 (110.43)	6.13	< 13 (2.94)	< 13 (0.71)	< 3 (0.34)	< 3 (0.06)	< 13 (0.73)	< 10 (0.33)	< 13 (0.00)	< 3 (0.00)
	Fracción II	103.88	16.07	2.97	< 3 (0.34)	< 3 (0.20)	< 0.50 (0.07)	0.05	< 3 (0.20)	< 3 (0.17)	< 3 (0.10)	<0.50 (0.00)
	Fracción III	2646	7394	358.87	18.47	11.12	12.14	< 3 (2.38)	< 16 (4.85)	< 13 (12.51)	< 16 (11.98)	< 3 (0.08)
	Fracción IV	186.12	< 40 (11.96)	9.27	4.29	< 4 (2.24)	< 1 (0.59)	< 1 (0.53)	< 4 (0.06)	3.17	< 4 (0.06)	< 1 (0.01)
	Fracción V	68621	43698	141.10	68.15	20.46	5.97	47.23	14.18	19.07	15.39	< 2 (0.00)
s10	**Total**	61386	50069	341	79.40	32.70	17.50	45.30	12.20	29.80	17.60	< 1 (0.00)

Punto R1												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
j07	**Total**	59400	38700	642	138	52	26	47	14	19	16	< 1 (0.32)
	Fracción I	< 130 (2.56)	< 130 (29.40)	8.06	< 13 (0.00)	< 13 (0.28)	< 3 (0.14)	< 3 (0.10)	< 13 (0.32)	< 10 (0.02)	< 13 (0.00)	< 3 (0.04)
	Fracción II	480	398	279	20.50	15.30	10.30	0.52	< 3 (0.59)	< 3 (1.16)	< 3 (1.07)	< 0.50 (0.11)
	Fracción III	1814	10037	315	58.50	25.20	15.80	< 3 (2.74)	< 16 (4.00)	< 13 (3.58)	< 16 (5.93)	< 3 (0.10)
	Fracción IV	1324	3468	17.60	32.60	5.39	1.59	1.13	< 4 (1.03)	7.16	< 4 (0.85)	< 1 (0.16)
	Fracción V	44844	21723	135	63	21.10	4.11	53.50	21.80	10.20	12.40	< 2 (0.00)
s07	**Total**	71500	42600	880	396	80	32	53	17	25	24	< 1 (0.30)
j08	**Total**	78700	36300	748	207	112	46.70	53.60	12.50	36.30	20.80	< 1 (0.63)
	Fracción I	< 103 (3.20)	< 130 (22.40)	63	< 13 (0.83)	< 13 (0.74)	< 3 (0.80)	< 3 (0.10)	< 13 (0.45)	< 10 (0.00)	< 13 (0.00)	< 3 (0.19)
	Fracción II	307	278	260	38.40	15.70	9.47	< 0.50 (0.32)	< 3 (0.48)	< 3 (2.14)	< 3 (1.49)	< 0.50 (0.28)
	Fracción III	2639	10835	262	158	84.80	33.10	< 3 (1.76)	< 16 (6.76)	< 13 (4.72)	< 16 (10.60)	< 3 (0.24)
	Fracción IV	1935	3494	52	30.10	21.50	12.91	3.00	< 4 (1.00)	52	< 4 (1.81)	< 1 (0.07)
	Fracción V	46277	17091	83.10	39	21.10	4.08	40.40	11.70	17.90	< 10 (7.34)	< 2 (0.04)
s08	**Total**	84300	34300	634	246	144	57.90	55.90	14.40	38.20	21.10	< 1 (0.81)
	Fracción I	< 130 (3.18)	< 130 (22.30)	84.30	< 13 (4.36)	< 13 (2.64)	< 3 (1.97)	< 3 (0.03)	< 13 (0.00)	< 10 (0.10)	< 13 (0.13)	< 3 (0.41)
	Fracción II	308	308	224	38.80	18.20	12.60	0.70	< 3 (0.00)	< 3 (2.13)	< 3 (1.33)	< 0.50 (0.25)
	Fracción III	3112	12558	254	162	179	132.00	< 3 (2.98)	< 16 (7.27)	< 13 (4.73)	< 16 (11.10)	< 3 (0.21)
	Fracción IV	1697	2162	24.10	28.60	43.30	69.20	3.02	< 4 (0.87)	36.20	< 4 (2.38)	< 1 (0.05)
	Fracción V	62196	17685	82	48.10	24.90	7.42	41.70	12.20	16.50	10.00	< 2 (0.00)
j09	**Total**	59104	27264	437	71	32	12.40	39.30	11.80	18.10	13.80	< 1 (0.11)
	Fracción I	< 130 (4.48)	< 130 (56)	14.90	< 13 (0.00)	< 13 (0.62)	< 3 (0.23)	< 3 (0.12)	< 13 (0.29)	< 10 (0.00)	< 13 (0.12)	< 3 (0.02)
	Fracción II	< 30 (15)	< 30 (0.00)	119	3.05	< 3 (2.34)	1.21	< 0.50 (0.04)	< 3 (0.55)	< 3 (0.26)	< 3 (0.25)	< 0.50 (0.04)
	Fracción III	1130	4995	238	33.80	15.50	8.46	< 3 (1.43)	< 16 (5.23)	< 13 (1.47)	< 16 (5.97)	< 3 (0.02)
	Fracción IV	972	962	18.10	12.50	7.80	1.14	1.75	< 4 (0.46)	7.06	< 4 (0.29)	< 1 (0.01)
	Fracción V	35932	14850	65.60	25.60	12.40	2.46	27.60	< 10 (9.15)	< 8 (7.51)	< 10 (6.14)	< 2 (0.05)
s09	**Total**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
j10	**Total**	80635	42449	747	145	68	30.27	56.81	20.09	24.21	20.24	< 1 (0.26)
	Fracción I	< 130 (5.83)	< 130 (87.73)	21.61	< 13 (2.93)	< 13 (1.57)	< 3 (0.60)	< 3 (0.05)	< 13 (1.18)	< 10 (0.03)	< 13 (0.02)	< 3 (0.10)
	Fracción II	< 30 (7.29)	< 30 (0.86)	39.66	4.35	< 3 (2.58)	0.58	< 0.50 (0.01)	< 3 (0.41)	< 3 (0.11)	< 3 (0.09)	< 0.50 (0.06)
	Fracción III	1069.08	6614.94	714.57	83.14	52.37	30.90	< 3 (0.91)	< 16 (4.71)	< 13 (5.44)	< 16 (7.73)	< 3 (0.18)
	Fracción IV	187.63	20.88	16.96	9.11	4.52	< 1 (0.94)	< 1 (0.34)	< 4 (0.10)	< 3 (2.76)	< 4 (0.04)	< 1 (0.02)
	Fracción V	64250.49	30437.31	161.84	63.16	23.79	6.74	47.57	16.06	11.71	11.73	< 2 (0.04)
s10	**Total**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Punto T4												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
j07	**Total**	50300	25800	463	102	43	20	39	12	14	15	< 1 (0.23)
	Fracción I	< 130 (7.36)	< 130 (29.80)	35.80	< 13 (2.50)	< 13 (1.05)	< 3 (0.85)	< 3 (0.12)	< 13 (0.35)	< 10 (0.03)	< 13 (0.12)	< 3 (0.05)
	Fracción II	451	348	174	17.70	9.81	7.58	0.60	< 3 (0.39)	< 3 (0.76)	< 3 (1.94)	< 0.50 (0.07)
	Fracción III	23221	9701	198	56.90	25.50	13.30	< 3 (2.82)	< 16 (4.37)	< 13 (3.91)	< 16 (6.84)	< 3 (0.07)
	Fracción IV	1423	1747	14.40	16.80	5.67	5.24	1.48	< 4 (0.86)	6.46	< 4 (1.41)	< 1 (0.05)
	Fracción V	50525	19282	95.10	43	17.97	4.13	46.40	13.90	8.33	< 10 (9.43)	< 2 (0.00)
s07	**Total**	66100	39300	578	127	50	26	49	16	19	19	< 1 (0.13)
j08	**Total**	88500	45000	877	151	76	39	63.90	18.60	24.60	22.40	< 1 (0.04)
	Fracción I	< 130 (3.20)	< 130 (28.80)	35.20	< 13 (2.27)	< 13 (1.47)	< 3 (0.67)	< 3 (0.13)	< 13 (0.00)	< 10 (0.10)	< 13 (0.00)	< 3 (0.06)
	Fracción II	317	377	289	24	18.30	15.70	< 0.50 (0.42)	< 3 (0.00)	< 3 (2.91)	< 3 (1.33)	< 0.50 (0.09)
	Fracción III	1735	9154	432	66.40	40	37.40	< 3 (2.28)	< 16 (5.76)	< 13 (11.10)	< 16 (8.36)	< 3 (0.06)
	Fracción IV	1011	831	21.50	18.60	7.51	5.16	1.48	< 4 (0.60)	16.30	< 4 (0.39)	< 1 (0.07)
	Fracción V	63955	27081	142	60.20	26	4.97	53.50	20.30	17.70	11.10	< 2 (0.00)
s08	**Total**	85700	43100	848	147	75.10	38.20	62.50	19.40	22.60	24.50	< 1 (0.06)
	Fracción I	< 130 (3.20)	< 130 (22.40)	35.80	< 13 (1.31)	< 13 (1.47)	< 3 (0.61)	< 3 (0.06)	< 13 (0.00)	< 10 (0.00)	< 13 (0.00)	< 3 (0.06)
	Fracción II	198	195	159	14.30	9.94	4.12	< 0.50 (0.22)	< 3 (0.00)	< 3 (1.57)	< 3 (0.68)	< 0.50 (0.06)
	Fracción III	2093	10586	387	96.30	49.10	33.70	< 3 (2.96)	< 16 (6.03)	< 13 (11.50)	< 16 (9.45)	< 3 (0.08)
	Fracción IV	767	619	13.78	14.10	4.55	1.24	1.32	< 4 (0.44)	11.40	< 4 (1.01)	< 1 (0.07)
	Fracción V	58724	24868	124	49.70	19.40	4.67	45.30	13.50	14.30	12.50	< 2 (0.00)
j09	**Total**	51413	34905	492	104.50	49.50	21.70	51.10	15.90	20	15.10	< 1 (0.02)
	Fracción I	< 130 (2.82)	< 130 (55.80)	33.10	< 13 (3.02)	< 13 (1.64)	< 3 (0.86)	< 3 (0.05)	< 13 (0.67)	< 10 (0.00)	< 13 (0.15)	< 3 (0.07)
	Fracción II	103	54.60	69.90	6.10	3.78	1.55	< 0.50 (0.12)	< 3 (0.35)	< 3 (0.57)	< 3 (0.42)	< 0.50 (0.04)
	Fracción III	1540	6967	234	41.20	21.60	13.10	< 3 (2.03)	< 16 (4.67)	< 13 (3.51)	< 16 (5.45)	< 3 (0.03)
	Fracción IV	687	657	11.70	10.80	6.75	< 1 (0.80)	1.27	< 4 (0.34)	3.77	< 4 (0.15)	< 1 (0.00)
	Fracción V	34565	13264	62.10	26.40	11.20	2.49	25.50	< 10 (8.57)	< 8 (5.91)	< 10 (5.26)	< 2 (0.00)

Punto T4 (continuación)												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
s09	**Total**	46834	34771	496	98.10	47.70	20.30	48.70	15.20	19.80	14.20	< 1 (0.001)
	Fracción I	< 130 (27.80)	< 130 (69.40)	49.60	< 13 (1.41)	< 13 (1.61)	< 3 (0.76)	< 3 (0.03)	< 13 (0.94)	< 10 (0.00)	< 13 (0.16)	< 3 (0.04)
	Fracción II	148	105	89.20	5.96	4.57	3.08	< 0.50 (0.14)	< 3 (0.19)	< 3 (0.45)	< 3 (0.45)	< 0.50 (0.03)
	Fracción III	1246	6731	203	60.90	23.70	11.80	< 3 (1.64)	< 16 (3.47)	< 13 (3.04)	< 16 (5.04)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	884	938	15.10	14.30	10.20	< 1 (0.99)	1.39	< 4 (0.61)	5.41	< 4 (0.71)	< 1 (0.00)
	Fracción V	51931	22303	106	41.90	17.30	3.93	42.00	12.40	10.20	< 10 (9.02)	< 2 (0.00)
j10	**Total**	79023	43499	674	131.65	58.46	28.54	62.25	20.29	23.52	22.15	1.79
	Fracción I	< 130 (8.2)	< 130 (91.12)	19.30	< 13 (4.47)	< 13 (1.72)	< 3 (0.33)	< 3 (0.04)	< 13 (0.00)	< 10 (0.00)	< 13 (0.26)	< 3 (0.06)
	Fracción II	< 30 (7.63)	< 30 (1.05)	24.89	3.32	< 3 (1.66)	< 0.50 (0.23)	< 0.50 (0.00)	< 3 (0.17)	< 3 (0.32)	< 3 (0.13)	< 0.50 (0.03)
	Fracción III	863.9	5242.97	527.98	53.72	34.53	23.49	< 3 (0.85)	< 16 (5.86)	< 13 (6.43)	< 16 (6.46)	<3 (0.07)
	Fracción IV	201.95	10.92	15.24	7.31	4.41	< 1 (0.79)	< 1 (0.51)	< 4 (0.37)	< 3 (2.77)	< 4 (0.01)	< 1 (0.01)
	Fracción V	56319.92	27454.27	150.87	58.20	21.00	6.24	43.84	13.63	11.56	11.08	3.15
s10	**Total**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Punto T2												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
j07	**Total**	67100	35500	271	101	34	12	54	19	19	54	< 1 (0.08)
	Fracción I	< 130 (21.10)	< 130 (37.10)	14.70	< 13 (0.49)	< 13 (0.68)	< 3 (0.39)	< 3 (0.13)	< 13 (0.22)	< 10 (0.00)	< 13 (0.10)	< 3 (0.04)
	Fracción II	375	216	27.10	7.28	3.38	1.68	< 0.50 (0.47)	< 3 (0.44)	< 3 (0.83)	13.00	< 0.50 (0.04)
	Fracción III	1904	8713	94.30	43.50	< 16 (15.40)	7.22	< 3 (2.61)	< 16 (4.13)	< 13 (2.53)	< 16 (30.90)	< 3 (0.04)
	Fracción IV	1378	1953	14	11.10	< 4 (3.68)	1.07	1.51	< 4 (0.98)	7.19	< 4 (4.94)	< 1 (0.02)
	Fracción V	24482	18752	93.40	42.30	14.60	3.14	42.40	11.90	< 8 (7.61)	12.10	< 2 (0.00)
s07	**Total**	75000	36200	561	123	48	25	55	17	18	27	< 1 (0.12)
j08	**Total**	107000	51100	901	134	60.80	28.20	77.80	19.60	23.10	50.50	< 1 (0.02)
	Fracción I	< 130 (3.20)	< 130 (22.40)	67.10	< 13 (0.45)	< 13 (1.31)	< 3 (0.74)	< 3 (0.13)	< 13 (0.00)	< 10 (0.00)	< 13 (0.00)	< 3 (0.03)
	Fracción II	176	217	248	17.20	11.12	6.71	< 0.50 (0.26)	< 3 (0.45)	< 3 (2.84)	< 3 (1.64)	< 0.50 (0.09)
	Fracción III	1698	9310	382	62.30	29.70	22.00	< 3 (2.52)	< 16 (6.63)	< 13 (11.10)	< 16 (12.40)	< 3 (0.10)
	Fracción IV	955	743	20.60	8.95	3.92	1.72	1.44	< 4 (0.56)	20.90	< 4 (0.47)	< 1 (0.03)
	Fracción V	74418	31565	187	57.40	22.87	3.99	63.50	17.40	17.80	31.10	< 2 (0.00)
s08	**Total**	90700	39800	855	129	61.90	30.30	64.30	20.20	20.70	24.50	< 1 (0.06)
	Fracción I	< 130 (3.19)	< 130 (22.30)	66.60	< 13 (0.86)	< 13 (1.75)	< 3 (0.64)	< 3 (0.06)	< 13 (0.00)	< 10 (0.06)	< 13 (0.00)	< 3 (0.06)
	Fracción II	194	236	268	17.70	11.40	5.29	< 0.50 (0.29)	< 3 (0.00)	< 3 (1.88)	< 3 (1.13)	< 0.50 (0.06)
	Fracción III	2081	11479	307	94.50	39.40	25.90	3.23	< 16 (7.61)	< 13 (9.49)	< 16 (12.90)	< 3 (0.07)
	Fracción IV	980	765	16.50	11.30	6.22	1.28	1.79	< 4 (0.92)	12.20	< 4 (1.50)	< 1 (0.03)
	Fracción V	62973	23117	128	45.30	17.40	4.54	48.10	14.60	16.10	11.60	< 2 (0.00)
j09	**Total**	85886	40999	533	108	46.20	22.30	59	19.50	21.80	34.20	< 1 (0.11)
	Fracción I	< 130 (2.20)	< 130 (54.60)	41.10	< 13 (2.04)	<13 (1.78)	< 3 (0.85)	< 3 (0.05)	< 13 (0.38)	< 10 (0.00)	< 13 (0.20)	< 3 (0.06)
	Fracción II	87.20	51.50	90	7.89	3.79	2.08	< 0.50 (0.12)	< 3 (0.31)	< 3 (0.59)	< 3 (0.61)	< 0.50 (0.04)
	Fracción III	1888	9306	310	57.90	25.60	17.90	< 3 (2.59)	< 16 (5.08)	< 13 (3.33)	< 16 (9.80)	< 3 (0.06)
	Fracción IV	1009	1000	17.10	11.50	7.43	1.06	1.77	< 4 (0.30)	4.62	< 4 (0.27)	< 1 (0.00)
	Fracción V	51683	21713	103	39.10	15.00	3.85	38.90	13.90	9.95	21.20	< 2 (0.00)

Punto T2 (continuación)												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
s09	**Total**	51175	37083	494	98.90	43.30	20.40	52.90	17.80	19.40	18.40	< 1 (0.001)
	Fracción I	< 130 (17.70)	< 130 (58.40)	34	< 13 (0.92)	< 13 (1.39)	< 3 (0.63)	< 3 (0.05)	< 13 (0.00)	< 10 (0.00)	< 13 (0.14)	< 3 (0.02)
	Fracción II	118	103	112	8.10	4.51	3.79	< 0.50 (0.12)	< 3 (0.22)	< 3 (0.41)	< 3 (0.70)	< 0.50 (0.04)
	Fracción III	1199	6314	146	34.60	16.20	8.96	< 3 (1.64)	< 16 (2.27)	< 13 (2.41)	< 16 (5.70)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	869	945	13.30	12.30	8.99	< 1 (0.83)	1.36	< 4 (0.63)	4.48	< 4 (1.07)	< 1 (0.00)
	Fracción V	36951	21805	103	37.70	15.90	3.81	42.00	13.50	10.40	< 10 (8.91)	< 2 (0.00)
j10	**Total**	92603	54320	651	132	47.90	24.40	70.40	21.50	28.60	39.50	< 1 (0.26)
	Fracción I	< 130 (27.70)	144	24.40	< 13 (1.11)	< 13 (1.03)	< 3 (0.29)	< 3 (0.12)	< 13 (0.55)	< 10 (0.00)	< 13 (0.00)	< 3 (0.02)
	Fracción II	< 30 (15.10)	< 30 (3.13)	37.60	< 3 (2.91)	< 3 (1.50)	< 0.50 (0.36)	< 0.50 (0.03)	< 3 (0.11)	< 3 (0.31)	< 3 (0.30)	< 0.50 (0.02)
	Fracción III	1235	6177	413	44.30	19.60	17.20	< 3 (1.63)	< 16 (4.10)	< 13 (7.09)	< 16 (11.60)	< 3 (0.08)
	Fracción IV	576	500	15.70	11.90	4.40	< 1 (0.81)	< 1 (0.72)	< 4 (0.39)	6.25	< 4 (1.53)	< 1 (0.05)
	Fracción V	66432	36722	181	68.10	21.30	7.11	53.10	18.50	13.50	19.10	< 2 (0.00)
s10	**Total**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Punto T1												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
j07	**Total**	69900	34000	369	117	46	24	54	19	21	23	< 1 (0.15)
	Fracción I	< 130 (5.12)	< 130 (29.40)	37.60	< 13 (2.26)	< 13 (1.05)	< 3 (1.57)	< 3 (0.11)	< 13 (0.17)	< 10 (0.00)	< 13 (0.00)	< 3 (0.06)
	Fracción II	449	351	77.10	13	6.87	5.16	< 0.50 (0.49)	< 3 (0.41)	< 3 (1.55)	< 3 (1.76)	< 0.50 (0.04)
	Fracción III	2468	12277	147	68.30	23.70	14.50	< 3 (2.97)	< 16 (4.50)	< 13 (4.41)	< 16 (11.40)	< 3 (0.04)
	Fracción IV	1548	2272	16.40	14.50	4.69	1.61	1.63	< 4 (1.04)	8.32	< 4 (2.08)	< 1 (0.03)
	Fracción V	44804	22062	111	51.80	20.40	4.12	56.10	15.10	14.80	13.10	< 2 (0.00)
s07	**Total**	77600	36000	663	450	75	54	49	15	76	25	< 1 (0.28)
j08	**Total**	109000	47200	645	206	81.30	47.30	71.20	18.50	68.50	29.50	< 1 (0.19)
	Fracción I	< 130 (6.39)	< 130 (25.60)	147	13.80	< 13 (5.18)	3.64	<3 (0.10)	< 13 (0.45)	< 10 (0.61)	< 13 (0.00)	< 3 (0.22)
	Fracción II	1742	444	161	24.10	12.80	7.00	0.86	< 3 (0.29)	< 3 (6.81)	< 3 (1.62)	< 0.50 (0.09)
	Fracción III	5154	11028	119	121	42.00	34.30	< 3 (2.88)	< 16 (6.87)	< 13 (8.71)	< 16 (6.03)	< 3 (0.07)
	Fracción IV	2341	2497	23.50	20.60	11.10	6.59	3.08	< 4 (1.04)	69.90	< 4 (0.56)	< 1 (0.04)
	Fracción V	77615	26771	125	65.40	25.60	6.55	57.10	23.70	23.50	17.50	< 2 (0.21)
s08	**Total**	94200	41900	467	207	77	52	59.40	16.40	72.80	25.50	< 1 (0.27)
	Fracción I	< 130 (15.90)	< 130 (31.70)	118	23.60	< 13 (8.72)	5.55	< 3 (0.10)	< 13 (0.00)	< 10 (1.40)	< 13 (0.29)	< 3 (0.22)
	Fracción II	961	517	103	35.20	4.89	5.58	0.63	< 3 (0.00)	< 3 (1.08)	< 3 (1.43)	< 0.50 (0.09)
	Fracción III	5552	10509	50	96.80	37.80	30.10	3.13	< 16 (6.46)	< 13 (5.87)	< 16 (5.86)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	2276	2399	17.90	20.20	10.20	5.55	3.29	< 4 (0.79)	83.70	< 4 (1.94)	< 1 (0.00)
	Fracción V	57896	22702	107	53.40	19.20	7.61	42.40	12.60	20.50	13.70	< 2 (0.00)
j09	**Total**	101133	46743	559	116	51.80	30.50	69.60	27.30	32.10	21.90	< 1 (0.01)
	Fracción I	< 130 (2.85)	< 130 (52)	30.20	< 13 (2.18)	< 13 (1.67)	< 3 (1.00)	< 3 (0.06)	< 13 (0.30)	< 10 (0.06)	< 13 (0.11)	< 3 (0.03)
	Fracción II	138	59.60	65	7.27	4.25	2.30	< 0.50 (0.13)	< 3 (0.30)	< 3 (1.73)	< 3 (0.64)	< 0.50 (0.03)
	Fracción III	2626	11110	418	71.40	32.50	32.10	3.41	< 16 (6.18)	< 13 (9.19)	< 16 (10.50)	< 3 (0.09)
	Fracción IV	1038	872	16	12.20	7.95	1.07	1.64	< 4 (0.20)	5.28	< 4 (0.28)	< 1 (0.00)
	Fracción V	48466	26731	126	45.70	20.40	4.51	50.30	20.50	14.90	10.00	< 2 (0.23)

Punto T1 (continuación)												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
s09	**Total**	87952	43235	505	107	47.80	25.80	61.50	16.80	29.30	22.10	< 1 (0.001)
	Fracción I	< 130 (8.94)	< 130 (55.30)	41.20	< 13 (1.54)	< 13 (1.73)	< 3 (0.99)	< 3 (0.05)	< 13 (0.27)	< 10 (0.01)	< 13 (0.00)	< 3 (0.02)
	Fracción II	142	78.60	87.30	5.89	4.71	4.00	< 0.50 (0.11)	< 3 (0.14)	< 3 (1.41)	< 3 (0.74)	< 0.50 (0.03)
	Fracción III	1747	8557	252	281.00	24.60	18.20	< 3 (2.11)	< 16 (3.92)	< 13 (7.33)	< 16 (7.83)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	909	891	12.90	12.30	8.99	< 1 (0.85)	1.26	< 4 (0.55)	5.76	< 4 (1.20)	< 1 (0.00)
	Fracción V	49077	30250	141	51.10	21.60	5.03	56.80	15.00	15.80	11.60	< 2 (0.00)
j10	**Total**	83973	63131	765	165	52.33	31.52	65.72	22.59	46.60	38.82	< 1 (0.15)
	Fracción I	< 130 (11.7)	< 130 (101.44)	13.52	< 13 (6.06)	< 13 (0.95)	< 3 (0.17)	< 3 (0.05)	< 13 (0.47)	< 10 (0.05)	< 13 (0.13)	< 3 (0.04)
	Fracción II	< 30 (23.9)	< 30 (1.89)	23.63	< 3 (2.04)	< 3 (1.07)	< 0.50 (0.13)	< 0.50 (0.03)	< 3 (0.48)	< 3 (0.55)	< 3 (0.21)	< 0.50 (0.02)
	Fracción III	1287.84	5208.41	814.07	64.80	33.38	35.44	< 3 (1.10)	< 16 (4.78)	< 13 (12.93)	< 16 (9.67)	< 3 (0.10)
	Fracción IV	224.77	< 40 (10.85)	19.11	9.17	4.17	1.00	< 1 (0.53)	< 4 (0.01)	3.57	< 4 (0.02)	< 1 (0.02)
	Fracción V	75542.66	51919.99	274.46	97.33	28.44	9.21	58.92	32.63	21.28	18.65	< 2 (0.00)
s10	**Total**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Punto T0												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
j07	**Total**	86700	42900	798	149	59	45	60	18	33	27	< 1 (0.09)
	Fracción I	< 130 (9.92)	< 130 (43.80)	44.50	< 13 (3.36)	< 13 (1.32)	< 3 (1.33)	< 3 (0.21)	< 13 (0.20)	< 10 (0.16)	< 13 (0.12)	< 3 (0.09)
	Fracción II	260	190	152	20.40	6.48	6.53	0.55	< 3 (0.75)	< 3 (2.57)	< 3 (1.48)	< 0.50 (0.13)
	Fracción III	1894	12506	316	75.80	27.10	27.10	< 3 (2.66)	< 16 (9.75)	< 13 (6.00)	< 16 (12.50)	< 3 (0.12)
	Fracción IV	688	871	10.10	11.70	< 4 (3.19)	1.86	1.09	< 4 (3.66)	7.98	< 4 (1.33)	< 1 (0.18)
	Fracción V	65551	26218	110	53.30	18.00	3.96	47.60	19.70	12.99	13.90	< 2 (0.00)
s07	**Total**	82600	62700	1432	315	83	69	57	23	63	27	< 1 (0.38)
j08	**Total**	96500	59700	973	216	90.20	73.70	65	20.50	50.70	29.20	< 1 (0.02)
	Fracción I	< 130 (3.19)	< 130 (25.50)	67	< 13 (4.31)	< 13 (2.87)	3.67	< 3 (0.06)	< 13 (0.00)	< 10 (0.13)	< 13 (0.00)	< 3 (0.10)
	Fracción II	721	702	453	40.50	22.90	27.40	< 0.50 (0.45)	< 3 (0.61)	< 3 (9.83)	< 3 (1.04)	< 0.50 (0.09)
	Fracción III	2865	13684	317	103.00	45.90	46.30	< 3 (1.80)	< 16 (6.18)	16.30	< 16 (9.42)	< 3 (0.07)
	Fracción IV	1113	1053	27.60	19.80	8.06	3.79	1.36	< 4 (0.64)	31.60	< 4 (0.56)	< 1 (0.02)
	Fracción V	69619	34211	172	76.00	27.40	7.88	54.36	18.20	24.60	15.80	< 2 (0.00)
s08	**Total**	90600	93400	6590	294	203	167	63.60	27.20	51.90	33.30	< 1 (0.06)
	Fracción I	< 130 (3.19)	< 130 (22.40)	70	< 13 (1.12)	< 13 (1.72)	< 3 (0.22)	< 3 (0.06)	< 13 (0.00)	< 10 (0.00)	< 13 (0.13)	< 3 (0.10)
	Fracción II	323	754	441	30.30	18.90	0.89	< 0.50 (0.16)	< 3 (0.00)	< 3 (3.42)	< 3 (0.21)	< 0.50 (0.12)
	Fracción III	2336	18846	3613	155	123	102	< 3 (2.44)	< 16 (5.35)	< 13 (12.70)	< 16 (6.59)	< 3 (0.08)
	Fracción IV	419	635	25.70	6.91	3.15	1.28	< 1 (0.96)	< 4 (0.00)	10.40	< 4 (0.79)	< 1 (0.03)
	Fracción V	36934	23358	104	44.70	15.00	4.41	29.90	11.50	10.90	11.60	< 2 (0.00)
j09	**Total**	95285	45407	612	130.60	58.70	37.50	65.50	22.50	34.50	25.70	< 1 (0.63)
	Fracción I	< 130 (2.53)	< 130 (58.60)	30.40	< 13 (3.04)	< 13 (1.80)	< 3 (0.99)	< 3 (0.12)	< 13 (0.40)	< 10 (0.01)	< 13 (0.21)	< 3 (0.04)
	Fracción II	133	59.60	63.30	7.55	4.64	2.17	< 0.50 (0.10)	< 3 (0.43)	< 3 (1.85)	< 3 (0.72)	< 0.50 (0.03)
	Fracción III	2372	10100	477	76.20	37.40	39.10	< 3 (2.80)	< 16 (5.02)	< 13 (8.96)	< 16 (11.10)	< 3 (0.08)
	Fracción IV	1043	937	16.10	13	7.93	1.21	1.58	< 4 (0.26)	5.77	< 4 (0.34)	< 1 (0.01)
	Fracción V	51348	28796	127	51.70	21.80	5.05	52.40	17.60	17.00	13.50	< 2 (0.50)
s09	**Total**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
j10	**Total**	94652	77122	1287	163	68	51	70.20	32.30	36.20	50.30	< 1 (0.24)
	Fracción I	< 130 (10)	< 130 (95)	30.10	< 13 (2.72)	< 13 (1.39)	< 3 (0.60)	< 3 (0.10)	< 13 (0.00)	< 10 (0.03)	< 13 (0.00)	< 3 (0.03)
	Fracción II	< 30 (23.80)	< 30 (0.73)	43.20	3.68	< 3 (2.51)	0.58	< 0.50 (0.04)	< 3 (0.16)	< 3 (0.41)	< 3 (0.32)	< 0.50 (0.03)
	Fracción III	1595	6636	880.50	67.10	39.10	46.40	< 3 (1.52)	< 16 (3.75)	< 13 (9.27)	< 16 (14.60)	< 3 (0.12)
	Fracción IV	610	606	17.18	13.80	4.34	< 1 (0.96)	< 1 (0.65)	< 4 (0.57)	6.10	< 4 (2.13)	< 1 (0.03)
	Fracción V	69288	50639	207	78.20	24.04	8.36	54.70	27.70	15.80	28.50	< 2 (0.00)
s10	**Total**	72804	64440	1177	147	70.70	53.70	61.20	30.50	37.20	27.40	< 1 (0.00)

Punto B3												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
j07	**Total**	99300	47400	498	94	28	11	73	12	14	23	< 1 (0.00)
	Fracción I	< 130 (6.40)	< 130 (41.30)	13	< 13 (0.00)	< 13 (0.25)	< 3 (0.17)	< 3 (0.16)	< 13 (0.40)	< 10 (0.16)	< 13 (0.08)	< 3 (0.01)
	Fracción II	220	180	54	< 3 (2.67)	< 3 (1.43)	2.79	0.58	< 3 (0.78)	< 3 (0.37)	< 3 (1.35)	< 0.50 (0.01)
	Fracción III	2166	7592	65.60	18.90	< 16 (6.67)	9.30	8.04	< 16 (8.20)	< 13 (4.88)	< 16 (5.87)	< 3 (0.07)
	Fracción IV	434	238	6.45	< 4 (2.82)	< 4 (1.35)	6.08	1.75	8.18	3.81	< 4 (1.89)	< 1 (0.07)
	Fracción V	61987	30245	213	53.90	15.30	5.42	48.40	10.90	< 8 (6.76)	12.50	< 2 (0.00)
s07	**Total**	97600	47100	526	110	29	13	74	14	16	25	< 1 (0.03)
j08	**Total**	107000	51600	549	91	29.80	11.60	78.70	13.50	17.20	23.30	< 1 (0.00)
	Fracción I	< 130 (12.70)	< 130 (41.20)	28.80	< 13 (0.54)	< 13 (0.76)	< 3 (0.25)	< 3 (0.10)	< 13 (0.32)	< 10 (0.38)	< 13 (0.00)	< 3 (0.03)
	Fracción II	295	324	56.50	3.08	< 3 (1.97)	2.28	< 0.50 (0.48)	< 3 (0.57)	< 3 (1.81)	< 3 (1.61)	< 0.5 (0.00)
	Fracción III	2883	6424	99.90	23.10	< 16 (9.32)	6.38	3.85	< 16 (6.54)	< 13 (7.46)	< 16 (6.31)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	619	222	13.40	4.48	< 4 (1.86)	< 1 (0.79)	1.47	< 4 (0.67)	15.20	< 4 (1.27)	< 1 (0.00)
	Fracción V	76633	34996	318	62.40	19.30	4.29	66.10	12.70	16.30	13.50	< 2 (0.00)
s08	**Total**	98800	55900	589	103	33.20	14.50	87.70	17.50	17.70	25.30	< 1 (0.00)
	Fracción I	< 130 (3.19)	< 130 (22.30)	9.86	< 13 (0.16)	< 13 (0.51)	< 3 (0.16)	< 3 (0.10)	< 13 (0.00)	< 10 (0.10)	< 13 (0.00)	< 3 (0.00)
	Fracción II	195	182	51.10	< 3 (2.49)	4.56	5.81	< 0.50 (0.26)	< 3 (0.00)	3.73	< 3 (1.13)	< 0.50 (0.00)
	Fracción III	3068	7701	122	27.70	16.70	18.70	4.79	< 16 (6.78)	15.00	< 16 (7.48)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	503	172	8.66	< 4 (3.39)	< 4 (1.60)	1.43	1.36	< 4 (0.00)	11.40	< 4 (1.03)	< 1 (0.00)
	Fracción V	75611	38504	314	64.50	18.80	6.08	64.70	12.00	16.80	14.90	< 2 (0.00)
j09	**Total**	107696	51864	481	83.50	27.50	11.10	75.20	15.90	17.10	24	< 1 (0.03)
	Fracción I	< 130 (4.00)	< 130 (53.20)	< 6 (4.95)	< 13 (0.00)	< 13 (0.49)	< 3 (0.15)	< 3 (0.11)	< 13 (0.09)	< 10 (0.00)	< 13 (0.18)	< 3 (0.00)
	Fracción II	125	75.70	28.50	< 3 (1.25)	< 3 (0.78)	1.19	< 0.50 (0.13)	< 3 (0.38)	< 3 (0.18)	< 3 (0.47)	< 0.50 (0.00)
	Fracción III	2273	5224	118	< 16 (15.00)	< 16 (6.02)	3.72	3.04	< 16 (5.16)	< 13 (2.05)	< 16 (5.08)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	2622	2472	30.30	14.50	9.91	1.09	3.20	< 4 (0.26)	7.84	< 4 (1.75)	< 1 (0.00)
	Fracción V	76631	33297	246	51.90	17.50	4.48	56.70	11.40	10.10	13.80	< 2 (0.40)

Punto B3 (continuación)												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
s09	**Total**	88838	45848	430	74.20	25.30	10.10	64.70	13	14.50	19.60	< 1 (0.00)
	Fracción I	< 50 (24.60)	< 130 (69.90)	12.00	< 13 (0.05)	< 13 (0.71)	< 3 (0.22)	< 3 (0.06)	< 13 (0.65)	< 10 (0.00)	< 13 (0.04)	< 3 (0.00)
	Fracción II	177	153	40.10	< 3 (1.93)	< 3 (1.02)	1.27	< 0.50 (0.18)	< 3 (0.30)	< 3 (0.34)	< 3 (1.01)	< 0.50 (0.00)
	Fracción III	1835	4775	85.10	22.30	< 16 (6.02)	3.28	< 3 (2.46)	< 16 (3.02)	< 13 (1.38)	< 16 (4.10)	< 3 (0.00=
	Fracción IV	790	495	12.30	7.90	7.50	< 1 (0.53)	1.46	< 4 (0.59)	4.41	< 4 (0.99)	< 1 (0.00)
	Fracción V	49083	34038	247	50.90	16.40	4.60	54.40	< 10 (9.84)	8.73	11.50	< 2 (0.01)
j10	**Total**	97499	48113	502	87.63	28.51	13.97	74.17	16.40	16.91	31.23	< 1 (0.00)
	Fracción I	< 130 (6.35)	< 130 (91.22)	7.30	< 13 (2.84)	< 13 (0.85)	< 3 (0.14)	< 3 (0.03)	< 13 (0.00)	< 10 (0.00)	< 13 (0.00)	< 3 (0.00)
	Fracción II	< 30 (4.52)	< 30 (1.03)	12.70	< 3 (0.61)	< 3 (0.22)	< 0.50 (0.40)	< 0.50 (0.02)	< 3 (0.41)	< 3 (0.00)	< 3 (0.21)	< 0.50 (0.01)
	Fracción III	1096.83	3084.46	130.07	< 16 (13.13)	< 16 (5.12)	< 3 (6.67)	< 3 (1.42)	< 16 (4.08)	< 13 (2.09)	< 16 (9.36)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	140.59	< 40 (11.54)	4.21	< 4 (2.59)	< 4 (1.83)	< 1 (0.29)	< 4 (0.54)	< 4 (0.27)	< 3 (1.31)	< 4 (0.28)	< 1 (0.01)
	Fracción V	87382.14	41499.31	360	72.23	21.62	8.20	64.34	15.98	13.41	17.48	< 2 (0.43)
s10	**Total**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Punto B1												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
j07	**Total**	54700	27600	300	87	21	10	44	7	9	20	< 1 (0.03)
	Fracción I	< 130 (18.90)	< 130 (39)	13.10	< 13 (0.62)	< 13 (0.36)	< 3 (0.14)	< 3 (0.11)	< 13 (0.17)	< 10 (0.09)	< 13 (0.16)	< 3 (0.02)
	Fracción II	295	288	52.60	4.92	< 3 (1.91)	1.99	0.52	< 3 (0.37)	< 3 (0.33)	< 3 (1.48)	< 0.50 (0.02)
	Fracción III	2148	5253	67	20.60	< 16 (5.99)	4.71	< 3 (2.83)	< 16 (3.76)	< 13 (1.43)	< 16 (4.99)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	876	744	8.31	5.24	< 4 (1.54)	2.33	1.32	< 4 (1.28)	< 3 (2.56)	< 4 (1.09)	< 1 (0.01)
	Fracción V	21002	13681	92.60	29.10	10.40	4.31	31.00	< 10 (8.17)	< 8 (4.10)	< 10 (8.46)	< 2 (0.00)
s07	**Total**	77300	39400	401	95	26	11	59	12	13	22	< 1 (0.06)
j08	**Total**	92500	52600	457	108	30	9.68	67.90	13.90	17.80	22.90	< 1 (0.00)
	Fracción I	< 130 (3.20)	< 130 (25.60)	16.90	< 13 (1.02)	< 13 (0.64)	< 3 (0.22)	< 3 (0.13)	< 13 (0.00)	< 10 (0.00)	< 13 (0.00)	< 3 (0.03)
	Fracción II	147	163	37.10	8.03	< 3 (1.12)	0.99	< 0.50 (0.29)	< 3 (0.00)	< 3 (2.17)	< 3 (1.19)	< 0.50 (0.03)
	Fracción III	2482	6595	87.90	35.30	< 16 (8.79)	4.52	3.96	< 16 (5.72)	14.50	< 16 (6.85)	< 3 (0.02)
	Fracción IV	516	136	9.87	4.28	< 4 (1.40)	< 1 (0.48)	< 1 (1.12)	< 4 (1.20)	13.40	< 4 (0.72)	< 1 (0.00)
	Fracción V	67353	34776	262	64.40	19.50	4.16	57.40	17.20	16.60	12.40	< 2 (0.48)
s08	**Total**	73100	34800	409	79.60	26.70	13.50	55.20	15.80	16.50	23.40	< 1 (0.00)
	Fracción I	< 130 (3.20)	< 130 (22.40)	62.40	< 13 (0.48)	< 13 (0.70)	< 3 (0.29)	< 3 (0.06)	< 13 (0.00)	< 10 (0.26)	< 13 (0.13)	< 3 (0.03)
	Fracción II	112	141	28.20	< 3 (1.38)	< 3 (0.67)	0.80	< 0.50 (0.29)	< 3 (0.35)	< 3 (1.09)	< 3 (1.16)	< 0.50 (0.00)
	Fracción III	2331	7555	113	22.30	< 16 (7.72)	6.28	3.52	< 16 (6.04)	< 13 (8.32)	< 16 (7.80)	< 3 (0.01)
	Fracción IV	548	164	6.52	16.50	< 4 (1.44)	< 1 (0.47)	< 1 (2.08)	< 4 (0.00)	< 3 (8.91)	< 4 (1.04)	< 1 (0.04)
	Fracción V	48471	18889	129	40.60	13.80	4.09	36.40	11.40	16.59	10.70	< 2 (0.00)
j09	**Total**	88007	52297	442	90.60	28.20	11.80	62.30	16.80	18.60	21.10	< 1 (0.00)
	Fracción I	< 130 (4.75)	< 130 (58.90)	13.20	< 13 (0.19)	< 13 (0.66)	< 3 (0.18)	< 3 (0.06)	< 13 (0.18)	< 10 (0.00)	< 13 (0.28)	< 3 (0.01)
	Fracción II	104	64.60	41.70	< 3 (2.82)	< 3 (0.92)	0.73	< 0.50 (0.13)	< 3 (0.40)	< 3 (0.37)	< 3 (0.42)	< 0.50 (0.01)
	Fracción III	2227	5861	131	23.80	< 16 (7.31)	5.05	3.10	< 16 (4.65)	< 13 (3.14)	< 16 (5.85)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	785	533	14.10	7.51	6.60	< 1 (0.51)	1.41	< 4 (0.19)	3.20	< 4 (0.29)	< 1 (0.00)
	Fracción V	44710	36363	210	55.50	17.20	5.29	47.50	14.00	< 8 (1.70)	12.40	< 2 (0.00)
s09	**Total**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
j10	**Total**	83513	44723	401	91.20	26.70	11.50	59	16	16.90	22.50	< 1 (0.00)
	Fracción I	< 130 (9.24)	< 130 (95.80)	18.10	< 13 (0.59)	< 130 (0.60)	< 3 (0.12)	< 3 (0.16)	< 13 (0.63)	< 10 (0.00)	< 13 (0.00)	< 3 (0.00)
	Fracción II	< 30 (9.90)	< 30 (1.49)	14.50	< 3 (0.74)	< 3 (0.29)	< 0.50 (0.23)	< 0.50 (0.02)	< 3 (0.39)	< 3 (0.02)	< 3 (0.25)	< 0.50 (0.01)
	Fracción III	1357	3980	98.30	20.70	< 16 (5.94)	4.09	< 3 (1.84)	< 16 (5.17)	< 16 (2.44)	< 13 (5.27)	< 3 (0.01)
	Fracción IV	368	89	5.76	22.30	2.61	< 1 (0.28)	< 1 (0.73)	< 4 (0.59)	< 3 (1.77)	< 4 (0.89)	< 1 (0.02)
	Fracción V	50214	29548	204	53.60	15.30	5.97	41.40	12.40	8.75	12.50	< 2 (0.00)
s10	**Total**	64670	44321	412	77.10	24.40	9.73	55.20	13.70	13.40	19.80	< 1 (0.40)

Punto B0												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
j07	**Total**	82000	41500	974	143	52	36	60	14	26	21	< 1 (0.00)
	Fracción I	< 130 (6.40)	< 130 (41.30)	107	< 13 (2.39)	< 13 (1.44)	< 3 (1.85)	< 3 (0.18)	< 13 (0.20)	< 10 (0.09)	< 13 (0.11)	< 3 (0.08)
	Fracción II	220	180	217	16.10	4.81	5.68	1.03	< 3 (0.79)	< 3 (2.29)	< 3 (1.05)	< 0.50 (0.06)
	Fracción III	2166	7592	226	56.40	20.70	17.50	< 3 (2.08)	< 16 (7.69)	< 13 (6.70)	< 16 (7.03)	< 3 (0.06)
	Fracción IV	434	238	10.90	7.09	< 4 (2.15)	1.41	2.39	< 4 (2.35)	5.96	< 4 (1.95)	< 1 (0.12)
	Fracción V	61987	30245	162	54.20	17.20	4.53	45.60	13.20	9.20	11.80	< 2 (0.00)
s07	**Total**	67500	37100	1757	140	65	52	50	15	34	19	< 1 (0.06)
j08	**Total**	99400	49800	1120	134	59.30	40.90	69.40	19.40	26.40	24.30	< 1 (0.004)
	Fracción I	< 130 (3.20)	< 130 (22.40)	65.30	< 13 (1.41)	< 13 (1.41)	< 3 (1.02)	< 3 (0.13)	< 13 (0.00)	< 10 (0.00)	< 13 (0.00)	< 3 (0.03)
	Fracción II	266	285	249	14.80	9.76	6.17	< 0.50 (0.26)	< 3 (0.48)	< 3 (3.33)	< 3 (0.66)	< 0.50 (0.03)
	Fracción III	2403	10357	612	68.00	33.10	40.80	< 3 (2.92)	< 16 (6.88)	< 13 (10.80)	< 16 (10.50)	< 3 (0.04)
	Fracción IV	1004	876	27	11.00	4.84	1.56	1.36	< 4 (0.80)	15.60	< 4 (0.47)	< 1 (0.03)
	Fracción V	70379	30291	209	61.70	22.20	4.53	60.70	20.90	20.90	13.10	< 2 (0.00)
s08	**Total**	89800	52900	2440	154	85.80	63.40	65.20	18.20	26.80	43.10	< 1 (0.03)
	Fracción I	< 130 (3.19)	< 130 (25.50)	30.13	< 13 (1.50)	< 13 (1.66)	< 3 (0.32)	< 3 (0.10)	< 13 (0.00)	< 10 (0.03)	< 13 (0.00)	< 3 (0.06)
	Fracción II	693	2857	1286	41.50	39.90	35.10	0.57	< 3 (0.00)	< 3 (3.19)	< 3 (1.80)	< 0.50 (0.05)
	Fracción III	2087	8259	215	46.30	31.48	45.10	3.31	< 16 (6.70)	13.50	< 16 (7.13)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	638	263	13.41	13.10	8.50	18.30	1.52	< 4 (0.00)	13.10	< 4 (1.08)	< 1 (0.04)
	Fracción V	62837	30321	185	55	19.15	9.86	46.40	12.50	17	26.20	< 2 (0.00)
j09	**Total**	88101	44052	469	87.10	31.30	13.50	61.70	15.10	17.30	21.20	< 1 (0.01)
	Fracción I	< 130 (16.60)	< 130 (68.50)	9.60	< 13 (0.23)	< 13 (0.68)	< 3 (0.14)	< 3 (0.12)	< 13 (0.23)	< 10 (0.00)	< 13 (0.01)	< 3 (0.01)
	Fracción II	116	53.80	36.20	< 3 (2.55)	< 3 (1.58)	0.74	< 0.50 (0.13)	< 3 (0.40)	< 3 (0.32)	< 3 (0.37)	< 0.50 (0.02)
	Fracción III	2400	6537	219	28.60	< 16 (11.80)	8.69	3.28	< 16 (5.37)	< 13 (3.69)	< 16 (6.21)	< 3 (0.02)
	Fracción IV	824	533	13.80	8.03	5.69	< 1 (0.57)	1.43	< 4 (0.46)	2.97	< 4 (0.20)	< 1 (0.00)
	Fracción V	43076	28243	182	46.60	15.90	4.22	44.80	10.40	10.80	10.40	< 2 (1.15)

Punto B0 (continuación)												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
s09	**Total**	81661	42927	454	81.30	29.70	12	60.40	13.50	15.70	20	< 1 (0.00)
	Fracción I	< 130 (36.40)	< 130 (78.90)	15.60	< 13 (0.01)	< 13 (0.60)	< 3 (0.18)	< 3 (0.06)	< 13 (0.30)	< 10 (0.00)	< 13 (0.09)	< 3 (0.00)
	Fracción II	157	121	70.50	< 3 (2.90)	< 3 (1.85)	1.79	< 0.50 (0.16)	< 3 (0.26)	< 3 (0.33)	< 3 (0.68)	< 0.50 (0.01)
	Fracción III	1609	5041	98.20	18.80	< 16 (7.57)	4.03	< 3 (2.24)	< 16 (3.59)	< 13 (2.03)	< 16 (3.88)	< 3 (0.00)
	Fracción IV	847	545	12.30	8.65	7.70	< 1 (0.49)	1.45	< 4 (0.50)	4.00	< 4 (1)	< 1 (0.00)
	Fracción V	42727	29741	198	47.50	16.60	4.48	48.10	< 10 (9.80)	8.80	11.20	< 2 (0.00)
j10	**Total**	93795	64889	814	143	54.50	38.70	68.80	25.80	29.50	32	< 1 (0.00)
	Fracción I	< 130 (7.88)	< 130 (87.70)	63.70	< 13 (2)	< 13 (1.14)	< 3 (1.05)	< 3 (0.00)	< 13 (0.25)	< 10 (0.00)	< 13 (0.05)	< 3 (0.04)
	Fracción II	< 30 (22.30)	< 30 (0.83)	52.80	3.23	< 3 (2.05)	0.97	< 0.50 (0.05)	< 3 (0.15)	< 3 (0.39)	< 3 (0.19)	< 0.50 (0.02)
	Fracción III	1806	6384	594	63.30	32.60	37.20	< 3 (1.99)	< 16 (6.44)	< 13 (8.53)	< 16 (8.78)	< 3 (0.07)
	Fracción IV	583	278	15.70	9.13	4.40	1.02	< 1 (0.79)	< 4 (0.72)	4.31	< 4 (1.31)	< 1 (0.03)
	Fracción V	71520	43548	221	80.90	23.10	8.65	55.80	21.80	16.10	20.70	< 2 (0.00)
s10	**Total**	71918	50576	1073	123	61.50	46.50	58.70	22.10	25.70	22	2.38

ANEXO 6.A. PUNTUACIÓN DE LAS FAMILIAS PARA EL CÁLCULO DE IBWMP

(Fuente: *IBMWP. Protocolo de cálculo del índice IBMWP. IBMWP-2011.* Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino).

ARÁCNIDOS	
Acariformes[1]	4

COLEÓPTEROS	
Chrysomelidae	4
Curculionidae	4
Dryopidae	5
Dytiscidae	3
Elmidae	5
Gyrinidae	3
Haliplidae	4
Helophoridae	5
Hydraenidae	5
Hydrochidae	5
Hydrophilidae	3
Hygrobiidae	3
Noteridae	3
Psephenidae	3
Scirtidae (=Helodidae)	3

CRUSTÁCEOS	
Asellidae	3
Astacidae	8
Atyidae	6
Corophiidae	6
Gammaridae	6
Ostracoda	3
Palaemonidae	6

DÍPTEROS	
Anthomyiidae[2]	4
Athericidae	10
Blephariceridae	10
Ceratopogonidae	4
Chironomidae	2
Culicidae	2
Dixidae	4
Dolichopodidae	4
Empididae	4
Ephydridae	2
Limoniidae	4
Psychodidae	4
Ptychopteridae	4
Rhagionidae	4
Scatophagidae[2]	4
Sciomyzidae	4
Simuliidae	5
Stratiomyidae	4
Syrphidae	1
Tabanidae	4
Thaumaleidae	2
Tipulidae	5

EFEMERÓPTEROS	
Baetidae	4
Caenidae	4
Ephemerellidae	7
Ephemeridae	10
Heptageniidae	10
Leptophlebiidae	10
Oligoneuriidae	5
Polymitarcidae	5
Potamanthidae	10
Prosopistomatidae	7
Siphlonuridae	10

HETERÓPTEROS	
Aphelocheiridae	10
Corixidae	3
Gerridae	3
Hydrometridae	3
Mesoveliidae	3
Naucoridae	3
Nepidae	3
Notonectidae	3
Pleidae	3
Veliidae	3

HIRUDÍNEOS	
Erpobdellidae	3
Glossiphoniidae	3
Hirudidae (=Hirudinidae)	3
Piscicolidae	4

NEURÓPTEROS	
Sialidae	4

LEPIDÓPTEROS	
Crambidae (=Pyralidae)	4

MOLUSCOS	
Ancylidae	6
Bithyniidae	3
Ferrissidae[3]	6
Hydrobiidae	3
Lymnaeidae	3
Neritidae	6
Physidae	3
Planorbidae[4]	3
Sphaeriidae	3
Thiaridae	6
Unionidae	6
Valvatidae	3
Viviparidae	6

ODONATOS	
Aeshnidae	8
Calopterygidae	8
Coenagrionidae	6
Cordulegasteridae	8
Corduliidae	8
Gomphidae	8
Lestidae	8
Libellulidae	8
Platycnemididae	6

OLIGOQUETOS	
Todos	1

PLECÓPTEROS	
Capniidae	10
Chloroperlidae	10
Leuctridae	10
Nemouridae	7
Perlidae	10
Perlodidae	10
Taeniopterygidae	10

TRICÓPTEROS	
Beraeidae	10
Brachycentridae	10
Calamoceratidae	10
Ecnomidae	7
Glossosomatidae	8
Goeridae	10
Hydropsychidae	5
Hydroptilidae	6
Lepidostomatidae	10
Leptoceridae	10
Limnephilidae	7
Molannidae	10
Odontoceridae	10
Philopotamidae	8
Phryganeidae	10
Polycentropodidae	7
Psychomyiidae	8
Rhyacophilidae	7
Sericostomatidae	10
Uenoidae (=Thremmatidae)	10

TURBELARIOS	
Dendrocoelidae	5
Dugesiidae	5
Planariidae	5

[1] El suborden Hidracarina ha pasado a ser el superorden Acariformes.
[2] Anthomyiidae y Scatophagidae se agrupaban antes como Muscidae.
[3] La Familia Ferrissidae ha pasado a ser el Género Ferrissia.
[4] Todos los géneros excepto Ferrissia.

ANEXO 6.B. LISTADO DE LOS TAXONES DE MACROINVERTEBRADOS IDENTIFICADOS

Las siguientes tablas recogen la superficie muestreada, el número de individuos hallados en cada campaña (j: junio, s: septiembre, 07: 2007, 08: 2008, 09: 2009, 10: 2010) y los valores de los índices biológicos IBMWP y EPT (clase entre paréntesis).

Taxones en el punto S2 (arroyo La Silva)	j07 (3 m^2)	s07 (2 m^2)	j08 (2 m^2)	s08 (2 m^2)	j09 (2 m^2)	s09 (2 m^2)	j10 (2 m^2)	s10 (2 m^2)
Arthropoda								
Insecta								
Coleoptera								
Hydrophilidae	1	-	-	1	-	-	-	-
Diptera								
Chironomidae	2	-	-	-	-	-	-	-
Hemiptera - Heteroptera								
Hydrometridae	1	-	-	-	-	-	-	-
Índice IBMWP	8 (V)	0 (V)	0 (V)	3 (V)	0 (V)	0 (V)	0 (V)	0 (V)
Índice EPT	0 (IV)	0 (IV)	0 (IV)	0 (IV)	0 (IV)	0 (IV)	0 (IV)	0 (IV)

Taxones en el punto S1 (arroyo La Silva)	j07 (3 m^2)	s07 (3 m^2)	j08 (2 m^2)	s08 (2 m^2)	j09 (2 m^2)	s09 (1.5 m^2)	j10 (2 m^2)	s10 (2 m^2)
Arthropoda								
Entognatha								
Collembola	-	-	-	-	-	-	-	1
Insecta								
Coleoptera								
Haliplidae	1	-	-	-	-	-	-	-
Diptera								
Chironomidae	2	4	-	3	-	1	-	-
Empididae	-	-	-	-	-	1	-	-
Limoniidae	1	-	-	-	-	-	-	-
Tabanidae	-	-	-	-	-	1	-	-
Hemiptera - Heteroptera								
Gerridae	6	7	8	2	-	3	-	-
Mesoveliidae	-	-	-	1	-	-	-	-
Veliidae	6	-	-	2	-	-	-	-
Megaloptera								
Sialidae	1	-	2	3	4	5	-	1
Mollusca								
Gastropoda								
Basommatophora								
Lymnaeidea	1	-	-	-	-	-	-	-
Índice IBMWP	20 (IV)	5 (V)	7 (V)	15 (V)	4 (V)	17 (IV)	0 (V)	4 (V)
Índice EPT	0 (IV)	0 (IV)	0 (IV)	0 (IV)	0 (IV)	0 (IV)	0 (IV)	0 (IV)

Taxones en el punto R1 (arroyo Rodrigatos)	j07 (3 m^2)	s07 (2 m^2)	j08 (3 m^2)	s08 (2 m^2)	j09 (2 m^2)	s09 (2 m^2)	j10 (2 m^2)	s10 -
Annelida								
Oligochaeta								
Opisthopora								
Lumbricidae	-	-	-	-	-	1	-	-
Arthropoda								
Arachnida								
Acariformes								
Hydracarina	-	-	-	-	-	16	-	-
Insecta								

		Coleoptera								
			Dytiscidae	-	-	-	3	2	1	-	-
			Elmidae	-	-	-	-	2	-	-	-
		Diptera								
			Athericidae	-	2	-	-	1	-	-	-
			Ceratopogonidae	-	2	2	-	1	-	-	-
			Chironomidae	16	5	2	105	588	87	18	-
			Limoniidae	-	-	3	8	1	3	2	-
			Simuliidae	-	4	-	91	2	2	-	-
			Tipulidae	-	4	-	16	-	-	-	-
		Ephemeroptera								
			Baetidae	13	-	11	5	8	4	4	-
			Heptageniidae	-	2	-	-	-	-	-	-
		Hemiptera - Heteroptera								
			Corixidae	-	-	-	-	-	1	-	-
			Notonectidae	-	-	-	1	-	-	-	-
		Lepidoptera								
			Pyralidae	-	2	-	-	-	1	-	-
		Megaloptera								
			Sialidae	1	-	4	11	9	49	-	-
		Odonata								
			Cordulegasteridae	-	2	3	2	4	1	-	-
			Corduliidae	1	-	-	-	-	-	-	-
		Plecoptera								
			Capniidae	-	2	-	-	-	-	-	-
			Chloroperlidae	-	-	20	-	-	-	-	-
			Nemouridae	-	-	-	2	-	193	-	-
			Perlodidae	3	3	-	7	-	-	1	-
			Taeniopterygidae	-	18	-	-	-	-	-	-
		Trichoptera								
			Glossosomatidae	7	-	-	-	1	-	3	-
			Hydropsychidae	1	16	35	8	7	4	1	-
			Lepidostomatidae	4	-	9	-	-	-	-	-
			Limnephilidae	-	4	-	14	12	11	3	-
			Rhyacophilidae	-	-	1	2	-	-	-	-
			Sericostomatidae	-	-	4	4	4	-	1	-
Mollusca											
	Gastropoda										
		Neotaenioglossa									
			Hydrobiidae	-	-	-	-	1	-	-	-
Nematomorpha											
	Gordioidea										
		Gordea									
			Gordiidae	4	-	-	-	-	-	-	-
Índice IBMWP				51 (III)	86 (II)	65 (II)	84 (II)	82 (II)	61 (II)	50 (III)	-
Índice EPT				5 (III)	6 (II)	6 (II)	7 (II)	5 (III)	4 (III)	6 (II)	-

Taxones en el punto T4 (río Tremor)				j07 (2 m^2)	s07 (2 m^2)	j08 (2 m^2)	s08 (2 m^2)	j09 (2 m^2)	s09 (2 m^2)	j10 (2 m^2)	s10 -
Annelida											
	Hirudinea										
		Rhynchobdellida									
			Glossiphoniidae	-	-	3	-	-	-	-	-
	Oligochaeta			2							
		Lumbriculida									
			Lumbriculidae	¿?	-	-	-	2	3	-	-
		Opisthopora									
			Lumbricidae	¿?	-	-	-	2	-	-	-
Arthropoda											
	Arachnida										
		Acariformes									
			Hydracarina	3	50	+	-	3	29	-	-
	Crustacea -Branchiopoda										
		Anomopoda									
			Chydoridae	-	-	-	-	-	7	-	-

	Crustacea -Ostracoda			-	-	-	-	3	5	-	-
	Entognatha										
		Collembola		-	-	-	-	-	-	1	-
	Insecta										
		Coleoptera									
			Dytiscidae	-	4	3	-	-	-	-	-
			Elmidae	2	4	-	3	1	-	-	-
			Hydraenidae	-	-	-	2	1	7	-	-
		Diptera									
			Athericidae	3	-	-	-	2	1	-	-
			Ceratopogonidae	-	6	-	-	2	-	-	-
			Chironomidae	37	65	8	14	62	85	22	-
			Dixidae	-	-	-	-	-	1	-	-
			Empididae	-	7	-	-	-	-	-	-
			Limoniidae	-	10	1	4	1	6	-	-
			Rhagionidae	-	-	-	-	1	-	-	-
			Simuliidae	-	-	-	4	8	5	-	-
			Tabanidae	-	4	-	-	-	-	-	-
			Tipulidae	-	-	-	1	-	-	1	-
		Ephemeroptera									
			Baetidae	179	25	8	50	189	95	29	
			Ephemerellidae	6	-	1	-	16	-	-	-
			Ephemeridae	1	-	-	-	1	-	4	-
			Heptageniidae	20	25	14	15	-	13	6	-
			Leptophlebiidae	-	-	-	3	1	1	-	-
		Megaloptera									
			Sialidae	-	7	4	1	-	5	1	-
		Odonata									
			Cordulegasteridae	2	4	3	-	-	-	-	-
		Plecoptera									
			Chloroperlidae	-	-	14	-	-	-	-	-
			Leuctridae	-	37	-	-	-	-	-	-
			Nemouridae	-	-	-	8	1	32	-	-
			Perlidae	77	30	1	-	1	-	-	-
			Perlodidae	44	250	-	123	9	-	1	-
			Taeniopterygidae	-	37	-	-	-	-	-	-
		Trichoptera									
			Glossosomatidae	10	10	-	-	-	1	-	-
			Goeridae	1	5	-	-	-	-	-	-
			Hydropsychidae	25	-	25	11	10	2	5	-
			Limnephilidae	-	-	75	13	17	5	3	-
			Odontoceridae	-	-	48	5	-	-	-	-
			Philopotamidae	-	-	10	-	-	-	-	-
			Phryganeidae	-	-	-	-	-	-	1	-
			Polycentropodidae	1	-	10	16	-	15	-	-
			Psychomiidae	-	10	-	-	-	-	-	-
			Rhyacophilidae	1	6	7	5	-	7	-	-
			Sericostomatidae	8	15	-	-	2	6	27	-
Mollusca											
	Bivalvia										
		Veneroida									
			Sphaeriidae	-	-	-	-	-	1	-	-
	Gastropoda										
		Basommatophora									
			Ancylidae	-	-	1	2	1	1	-	-
Nematomorpha											
	Gordioidea										
		Gordea									
			Gordiidae	-	-	1	1	-	-	-	-
Índice IBMWP				127 (I)	139 (I)	119 (I)	113 (I)	134 (I)	126 (I)	77 (II)	-
Índice EPT				12 (I)	11 (I)	11 (I)	10 (II)	10 (II)	10 (II)	8 (II)	-

Taxones en el punto T2 (río Tremor)	j07 (2 m^2)	s07 (2 m^2)	j08 (2 m^2)	s08 (2 m^2)	j09 (1.25 m^2)	s09 (1 m^2)	j10 (2 m^2)	s10 -
Annelida								

	Oligochaeta									
		Lumbriculida								
			Lumbriculidae	-	-	-	-	-	2	4	-
		Opisthopora								
			Lumbricidae	1	-	-	-	-	-	1	-
		Tubificida								
			Naididae	6	-	-	-	-	-	-	-
Arthropoda										
	Arachnida									
		Acariformes								
			Hydracarina	3	25	+	28	94	23	1	-
	Crustacea - Ostracoda			-	-	-	-	2	1	-	-
	Insecta									
		Coleoptera								
			Dytiscidae	-	4	1	-	-	9	-	-
			Elmidae	7	2	3	17	17	2	-	-
			Gyrinidae	-	-	-	1	-	-	-	-
			Haliplidae	-	-	1	-	-	-	-	-
			Hydraenidae	-	-	-	35	10	12	-	-
			Scirtidae	-	-	-	-	-	2	-	-
		Diptera								
			Athericidae	5	-	-	1	-	1	-	-
			Ceratopogonidae	-	4	-	1	5	-	-	-
			Chironomidae	32	50	18	20	294	15	10	-
			Limoniidae	-	4	3	3	8	2	6	-
			Simuliidae	4	-	-	8	2	-	-	-
			Tabanidae	4	-	-	-	-	-	-	-
			Tipulidae	1	4	-	-	2	-	-	-
		Ephemeroptera								
			Baetidae	66	30	183	102	86	58	36	-
			Ephemerellidae	3	-	8	2	17	-	3	-
			Ephemeridae	-	-	-	-	-	-	1	-
			Heptageniidae	11	11	38	14	10	5	6	-
			Leptophlebiidae	-	-	-	-	-	1	-	-
			Potamanthidae	-	-	1	-	-	-	-	-
		Hemiptera - Heteroptera								
			Gerridae	-	3	4	3	4	2	3	-
			Mesoveliidae	-	-	-	-	-	-	2	-
		Megaloptera								
			Sialidae	1	-	-	1	-	2	1	-
		Odonata								
			Cordulegasteridae	-	-	-	-	3	2	1	-
			Libellulidae	-	4	-	-	-	-	-	-
		Plecoptera								
			Chloroperlidae	5	10	10	1	-	-	-	-
			Nemouridae	-	-	-	-	-	96	-	-
			Leuctridae	-	5	-	-	-	7	-	-
			Perlidae	61	20	3	15	5	-	1	-
			Perlodidae	76	36	-	95	38	-	8	-
			Taeniopterygidae	-	15	-	-	-	-	-	-
		Trichoptera								
			Glossosomatidae	18	2	-	-	3	-	2	-
			Hydropsychidae	12	6	13	54	5	17	11	-
			Hydroptilidae	-	-	2	-	-	-	-	-
			Leptoceridae	3	-	-	-	-	2	-	-
			Limnephilidae	1	-	20	3	20	6	5	-
			Odontoceridae	-	-	7	4	-	-	-	-
			Philopotamidae	3	-	-	-	12	6	-	-
			Phryganeidae	1	-	-	-	-	-	-	-
			Polycentropodidae	1	-	1	14	8	23	-	-
			Psychomiidae	6	-	-	-	-	-	2	-
			Rhyacophilidae	2	-	13	1	3	5	2	-
			Sericostomatidae	3	2	-	2	7	19	24	-
Mollusca										
	Gastropoda									
		Basommatophora								
			Ancylidae	-	-	2	2	-	9	-	-
			Lymnaeidae	-	-	1	-	-	1	-	-

Nematomorpha										
	Gordioidea									
		Gordea								
			Gordiidae	-	-	8	2	11	-	-	-
Índice IBMWP				172 (I)	125 (I)	127 (I)	152 (I)	138 (I)	159 (I)	126 (I)	-
Índice EPT				16 (I)	10 (II)	12 (I)	13 (I)	12 (I)	12 (I)	12 (I)	-

Taxones en el punto T1 (río Tremor)				j07 (3 m^2)	s07 (3 m^2)	j08 (1 m^2)	s08 (2 m^2)	j09 (2 m^2)	s09 (2 m^2)	j10 (1.5 m^2)	s10 -
Annelida											
	Oligochaeta										
		Lumbriculida									
			Lumbriculidae	-	-	-	-	-	-	1	-
		Tubificida									
			Naididae	-	2	-	-	-	-	-	-
Arthropoda											
	Arachnida										
		Acariformes									
			Hydracarina	-	-	-	-	1	16	1	-
	Crustacea										
		Amphipoda									
			Niphargidae	-	-	-	-	-	3	-	-
	Insecta										
		Coleoptera									
			Elmidae	1	-	-	-	-	-	-	-
			Gyrinidae	-	-	-	4	-	-	-	-
			Haliplidae	-	-	-	-	1	-	-	-
		Diptera									
			Athericidae	-	-	-	-	-	1	-	-
			Ceratopogonidae	-	-	1	-	-	-	-	-
			Chironomidae	-	20	12	61	4	110	4	-
			Empididae	-	-	1	-	-	-	-	-
			Limoniidae	-	-	-	1	-	2	-	-
			Simuliidae	-	-	-	2	-	4	-	-
			Tabanidae	-	-	-	1	-	-	-	-
			Tipulidae	-	-	1	-	-	-	-	-
		Ephemeroptera									
			Baetidae	-	2	-	45	14	103	3	-
			Leptophlebiidae	-	-	1	-	-	-	-	-
			Siphlonuridae	-	-	1	-	-	-	-	-
		Hemiptera - Heteroptera									
			Gerridae	6	5	3	3	-	7	3	-
		Megaloptera									
			Sialidae	-	3	4	14	1	15	1	-
		Odonata									
			Cordulegasteridae	-	-	-	-	-	2	-	-
		Plecoptera									
			Leuctridae	-	2	-	-	-	-	-	-
			Nemouridae	-	-	-	-	-	140	-	-
			Perlidae	-	-	-	1	-	-	-	-
			Perlodidae	3	19	-	144	5	-	-	-
		Trichoptera									
			Glossosomatidae	1	2	-	-	2	2	-	-
			Goeridae	-	2	-	-	8	-	-	-
			Hydropsychidae	54	2	7	3	-	1	1	-
			Hydroptilidae	-	-	1	-	-	-	-	-
			Limnephilidae	-	4	14	-	6	5	2	-
			Odontoceridae	-	2	2	2	-	-	-	-
			Polycentropodidae	-	-	-	1	-	3	-	-
			Psychomiidae	-	-	1	-	-	-	-	-
			Rhyacophilidae	3	2	1	5	-	1	-	-
			Sericostomatidae	1	2	-	1	1	-	5	-

Índice IBMWP	48 (III)	91 (II)	85 (II)	88 (II)	58 (III)	85 (II)	40 (III)	-
Índice EPT	5 (III)	10 (II)	8 (II)	8 (II)	6 (II)	7 (II)	4 (III)	-

Taxones en el punto T0 (río Tremor)	j07 (3 m^2)	s07 (3 m^2)	j08 (2 m^2)	s08 (1 m^2)	j09 (1 m^2)	s09 (2 m^2)	j10 (1.5 m^2)	s10 (2 m^2)
Annelida								
Oligochaeta								
Tubificida								
Naididae	-	4	-	-	-	-	-	-
Arthropoda								
Crustacea - Copepoda	-	-	-	-	-	-	-	3
Entognatha								
Collembola	-	-	-	-	-	-	-	3
Insecta								
Coleoptera								
Elmidae	-	-	-	-	-	1	-	-
Haliplidae	1	-	-	-	-	-	-	-
Hygrobiidae	-	2	-	-	-	-	-	-
Diptera								
Athericidae	1	-	-	-	-	-	-	-
Ceratopogonidae	-	-	-	-	1	-	-	2
Chironomidae	5	6	-	4	11	14	-	9
Limoniidae	1	-	-	-	-	1	1	-
Simuliidae	-	-	-	-	-	3	-	-
Ephemeroptera								
Baetidae	2	-	-	-	16	88	-	-
Heptageniidae	-	-	1	-	-	1	-	-
Leptophlebiidae	-	-	1	-	-	-	-	-
Hemiptera - Heteroptera								
Gerridae	2	4	4	3	2	2	3	2
Hydrometridae	-	-	-	3	-	-	-	-
Megaloptera								
Sialidae	1	3	2	1	2	1	-	4
Odonata								
Cordulegasteridae	-	-	1	-	-	-	-	-
Corduliidae	2	-	-	-	-	-	-	-
Plecoptera								
Capniidae	-	2	-	-	-	-	-	-
Nemouridae	-	-	-	-	-	27	-	-
Perlodidae	-	2	-	7	1	-	-	2
Trichoptera								
Hydropsychidae	3	-	5	-	7	71	-	-
Limnephilidae	-	-	5	-	4	-	1	-
Polycentropodidae	-	-	-	-	-	6	-	-
Rhyacophilidae	-	-	1	-	-	2	-	-
Sericostomatidae	1	-	-	-	-	-	1	-
Índice IBMWP	54 (III)	33 (IV)	54 (III)	22 (IV)	39 (III)	63 (II)	24 (IV)	23 (IV)
Índice EPT	3 (III)	2 (III)	5 (III)	1 (IV)	4 (III)	5 (III)	2 (III)	1 (IV)

Taxones en el punto B3 (río Boeza)	j07 (2 m^2)	s07 (2 m^2)	j08 (2 m^2)	s08 (2 m^2)	j09 (2 m^2)	s09 (2 m^2)	j10 (2 m^2)	s10 -
Annelida								
Hirudinea								
Arhynchobdellae								
Erpobdellidae	-	-	-	-	-	1	1	-
Oligochaeta								
Lumbriculida								
Lumbriculidae	-	-	-	-	2	2	-	-
Opisthopora								

		Lumbricidae	-	-	1	1	2	1	-	-
	Tubificida									
		Naididae	-	7	-	-	-	-	-	-
Arthropoda										
Arachnida										
	Acariformes									
		Hydracarina	49	20	+	80	24	10	15	-
Crustacea - Malacostraca										
	Amphipoda									
		Gammaridae	1	-	-	-	-	-	-	-
Insecta										
	Coleoptera									
		Dytiscidae	1	-	19	1	17	-	-	-
		Elmidae	4	-	2	-	-	-	-	-
		Hydraenidae	-	-	-	-	8	-	-	-
	Diptera									
		Athericidae	4	7	-	-	2	5	1	-
		Blephariceridae	-	-	1	-	-	-	-	-
		Ceratopogonidae	-	8	1	-	-	-	1	-
		Chironomidae	106	200	5	18	56	19	69	-
		Dixidae	-	3	-	-	-	1	-	-
		Dolichopodidae	-	14	-	-	-	-	-	-
		Empididae	-	-	-	2	-	-	-	-
		Limoniidae	3	4	12	13	6	13	2	-
		Rhagionidae	-	-	-	3	3	3	7	-
		Sciomyzidae	1	-	-	-	-	-	-	-
		Simuliidae	5	-	-	-	2	-	1	-
		Tabanidae	-	6	-	-	-	-	-	-
		Tipulidae	1	6	-	-	-	-	-	-
	Ephemeroptera									
		Baetidae	262	150	16	46	69	18	57	-
		Ephemerellidae	163	-	30	33	36	-	39	-
		Ephemeridae	-	-	-	1	-	-	-	-
		Heptageniidae	16	35	57	22	31	12	23	-
		Leptophlebiidae	36	-	5	8	67	16	42	-
		Oligoneuriidae	3	-	-	-	-	-	-	-
	Odonata									
		Libellulidae	-	20	-	-	-	-	-	-
	Plecoptera									
		Capniidae	1	20	-	-	-	-	-	-
		Chloroperlidae	5	6	74	-	46	-	5	-
		Nemouridae	-	-	-	-	-	25	-	-
		Perlidae	45	25	7	11	42	13	16	-
		Perlodidae	45	-	-	72	10	-	4	-
		Taeniopterygidae	-	10	-	-	-	-	-	-
	Trichoptera									
		Brachycentridae	-	-	-	9	-	-	-	-
		Glossosomatidae	27	10	12	-	11	1	2	-
		Goeridae	-	-	-	-	-	2	-	-
		Hydropsychidae	9	5	6	7	7	12	1	-
		Leptoceridae	-	-	-	-	13	-	-	-
		Limnephilidae	-	23	131	-	55	2	8	-
		Odontoceridae	5	6	57	31	-	-	-	-
		Philopotamidae	-	8	-	-	-	-	-	-
		Polycentropodidae	-	-	12	-	15	-	1	-
		Psychomiidae	11	12	-	-	1	-	1	-
		Rhyacophilidae	2	-	12	7	5	1	3	-

		Sericostomatidae	32	2	-	120	141	24	77	-
		Uenoidae	-	-	-	-	1	-	-	-
Mollusca										
	Gastropoda									
		Basommatophora								
		Ancylidae	-	-	1	2	2	1	-	-
Nematomorpha										
	Gordioidea									
		Gordea								
		Gordiidae	40	-	2	-	+	-	-	-
Índice IBMWP			172 (I)	160 (I)	132 (I)	131 (I)	178 (I)	127 (I)	149 (I)	-
Índice EPT			15 (I)	13 (I)	12 (I)	12 (I)	16 (I)	11 (I)	14 (I)	-

Taxones en el punto B1 (río Boeza)			j07 (1 m^2)	s07 (1 m^2)	j08 (1 m^2)	s08 (2 m^2)	j09 (2 m^2)	s09 (< 1 m^2)	j10 (2 m^2)	s10 (1 m^2)
Annelida										
	Hirudinea									
		Arhynchobdellae								
		Erpobdellidae	-	2	-	38	3	8	2	4
		Hirudinidae	8	-	-	-	-	-	-	-
		Rhynchobdellida								
		Glossiphoniidae	-	4	9	-	2	-	-	-
	Oligochaeta		3			1				2
		Lumbriculida								
		Lumbriculidae	¿?	-	-	¿?	6	-	12	¿?
		Opisthopora								
		Lumbricidae	¿?	-	-	¿?	-	-	-	¿?
Arthropoda										
	Arachnida									
		Acariformes								
		Hydracarina	6	30	-	20	2	-	+	11
	Crustacea - Branchiopoda									
		Anomopoda								
		Chydoridae	-	-	-	-	-	2	-	5
	Crustacea - Copepoda		-	-	-	-	-	-	-	1
	Crustacea - Ostracoda		-	-	-	-	1	1	-	-
	Entognatha									
		Collembola	-	-	-	-	-	-	-	1
	Insecta									
		Coleoptera								
		Dytiscidae	-	-	-	-	1	-	-	-
		Elmidae	1	2	2	-	-	-	-	-
		Gyrinidae	-	-	-	-	-	-	-	4
		Diptera								
		Athericidae	1	-	-	-	-	-	-	-
		Ceratopogonidae	-	-	-	-	4	-	3	-
		Chironomidae	122	100	3	142	27	59	24	280
		Limoniidae	2	6	1	1	1	-	3	3
		Simuliidae	1	6	2	285	2	3	20	108
		Tabanidae	-	-	-	1	-	-	-	-
		Tipulidae	-	-	-	-	-	-		1
		Ephemeroptera								
		Baetidae	712	300	48	112	31	20	32	323
		Ephemerellidae	122	-	9	2	6	-	9	8
		Ephemeridae	-	-	-	-	1	-	-	-
		Heptageniidae	-	10	9	4	2	1	1	24
		Leptophlebiidae	11	-	-	-	4	-	-	3
		Hemiptera - Heteroptera								
		Corixidae	-	-	-	-	-	-	-	2
		Gerridae	5	-	-	-	-	-	4	-

		Mesoveliidae	1	-	-	-	-	-	-	-
	Lepidoptera									
		Pyralidae	-	-	-	-	-	-	-	1
	Megaloptera									
		Sialidae	-	-	-	15	-	-	-	-
	Odonata									
		Cordulegasteridae	-	-	1	-	-	-	-	-
		Gomphidae	-	-	1	-	-	-	-	-
	Plecoptera									
		Capniidae	4	-	-	-	-	-	-	-
		Chloroperlidae	-	-	2	4	-	-	-	-
		Leuctridae	-	25	-	-	-	-	-	-
		Nemouridae	-	-	-	-	-	3	-	-
		Perlidae	52	60	7	2	1	1	-	3
		Perlodidae	211	150	-	35	30	-	46	310
		Taeniopterygidae	-	52	-	-	-	-	-	-
	Trichoptera									
		Ecnomidae	-	4	-	-	-	-	-	-
		Glossosomatidae	27	8	5	6	8	-	4	-
		Goeridae	-	3	-	-	-	-	-	-
		Hydropsychidae	13	7	25	41	14	10	19	44
		Lepidostomatidae	-	-	-	-	-	-	-	1
		Leptoceridae	-	-	-	-	-	-	2	-
		Limnephilidae	2	-	15	-	44	-	21	4
		Philopotamidae	-	4	1	1	-	-	-	-
		Polycentropodidae	2	-	-	2	2	4	-	15
		Psychomiidae	6	8	-	-	-	-	-	-
		Rhyacophilidae	-	-	6	2	-	-	2	30
		Sericostomatidae	17	2	10	1	5	-	4	
Mollusca										
	Bivalvia									
		Veneroida								
		Sphaeriidae	-	-	-	-	-	-	-	1
	Gastropoda									
		Basommatophora								
		Ancylidae	-	-	4	3	-	-	-	-
		Physidae	-	2	-	-	-	-	-	-
Nematomorpha										
	Gordioidea									
		Gordea								
		Gordiidae	5	-	3	5	2	3	-	3
Índice IBMWP			136 (I)	136 (I)	130 (I)	129 (I)	130 (I)	56 (III)	104 (I)	124 (I)
Índice EPT			12 (I)	13 (I)	11 (I)	13 (I)	12 (I)	6 (II)	10 (II)	11 (I)

Taxones en el punto B0 (río Boeza)			j07 (1 m^2)	s07 (2 m^2)	j08 (2 m^2)	s08 (2 m^2)	j09 (2 m^2)	s09 (2 m^2)	j10 (1.5 m^2)	s10 (2 m^2)
Annelida										
	Hirudinea									
		Arhynchobdellae								
		Erpobdellidae	-	-	-	-	1	1	-	-
		Rhynchobdellida								
		Glossiphoniidae	-	-	8	-	-	-	-	-
	Oligochaeta									
		Lumbriculida								
		Lumbriculidae	-	-	-	-	5	-	-	-
Arthropoda										
	Arachnida									
		Acariformes								
		Hydracarina	13	15	1	1	18	23	-	3
	Crustacea - Branchiopoda									
		Anomopoda								
		Chydoridae	-	-	-	-	-	4	-	-

	Crustacea - Copepoda		-	-	-	-	-	-	-	9
	Crustacea - Malacostraca									
		Amphipoda								
		Gammaridae	1	-	-	-	-	-	-	-
	Crustacea - Ostracoda		-	-	-	4	-	2	-	5
	Insecta									
		Coleoptera								
		Dytiscidae	-	2	-	39	3	-	-	12
		Elmidae	-	-	-	1	-	4	-	1
		Gyrinidae	-	-	-	-	-	6	-	1
		Haliplidae	-	-	-	-	-	-	-	1
		Hydraenidae	-	-	-	-	2	1	-	2
		Hydrophilidae	-	2	-	-	-	-	-	-
		Diptera								
		Anthomyiidae	-	-	-	-	-	1	-	-
		Athericidae	2	-	-	-	1	2	-	3
		Ceratopogonidae	-	9	-	-	5	1	-	1
		Chironomidae	22	16	-	20	39	37	14	104
		Empididae	-	-	-	-	-	1	-	-
		Limoniidae	-	-	-	-	8	2	-	-
		Simuliidae	-	-	-	-	-	-	1	-
		Tabanidae	-	-	4	1	4	2	-	1
		Tipulidae	-	2	-	-	-	-	-	1
		Ephemeroptera								
		Baetidae	91	6	117	4	175	155	119	3
		Caenidae	-	-	-	-	-	1	-	2
		Ephemerellidae	11	-	2	-	17	1	4	-
		Heptageniidae	-	8	4	9	3	1	1	1
		Leptophlebiidae	1	-	-	-	14	-	-	-
		Hemiptera - Heteroptera								
		Corixidae	-	-	-	-	1	-	-	38
		Gerridae	5	-	10	6	1	4	2	2
		Megaloptera								
		Sialidae	-	-	-	-	-	-	-	1
		Odonata								
		Cordulegasteridae	-	3	2	-	1	-	-	-
		Plecoptera								
		Leuctridae	-	-	12	-	-	-	-	-
		Nemouridae	-	-	-	-	-	105	-	-
		Perlidae	36	2	-	5	3	7	61	1
		Perlodidae	26	28	2	75	90	3	-	126
		Taeniopterygidae	-	14	-	-	-	-	-	-
		Trichoptera								
		Brachycentridae	-	-	7	-	-	-	-	-
		Glossosomatidae	1	6	4	-	4	2	3	3
		Goeridae	-	-	2	-	-	-	-	-
		Hydropsychidae	5	18	33	15	12	254	5	-
		Lepidostomatidae	-	-	5	-	-	-	-	-
		Leptoceridae	-	-	1	-	-	-	-	-
		Limnephilidae	-	-	7	4	43	4	13	7
		Odontoceridae	-	4	1	2	-	-	-	-
		Polycentropodidae	-	4	3	8	2	24	-	4
		Psychomiidae	-	2	-	-	1	2	-	-
		Rhyacophilidae	-	-	2	3	-	5	-	-
		Sericostomatidae	26	9	4	-	-	-	1	1
Mollusca										
	Gastropoda									
		Basommatophora								
		Ancylidae	-	-	5	2	-	-	-	-
		Lymnaeidae	-	-	1	-	-	-	-	-
Nematomorpha										
	Gordioidea									
		Gordea								
		Gordiidae	-	-	-	-	1	6	-	-
Índice IBMWP			89 (II)	121 (I)	166 (I)	100 (II)	140 (I)	152 (I)	71 (II)	124 (I)
Índice EPT			8 (II)	11 (I)	16 (I)	9 (II)	11 (I)	13 (I)	8 (II)	8 (II)

ANEXO 6.C. LISTADO DE LOS MACROINVERTEBRADOS EN GRUPOS FUNCIONALES DE ALIMENTACIÓN (*FUNCTIONAL FEEDING GROUPS*, FFG)

FFG: desmenuzadores (Sh), filtradores (C-F), recolectores (C-G), raspadores (Sc) y depredadores (Pr).

Taxa				FFG	Autores
Annelida	Hirudinea			Pr	Barbour et al. (1999)
	Oligochaeta			C-G	Barbour et al. (1999)
Arthropoda	Arachnida	Arachnoidea	Hydracarina	Pr	Bode et al. (1996)
	Crustacea	Amphipoda	Gammaridae	C-G	Bode et al. (1996)
			Niphargidae	C-G	Barbour et al. (1999)
		Cladocera		C-F	Barbour et al. (1999)
		Copepoda		C-G	Barbour et al. (1999)
			Cyclopoida	C-F	Barbour et al. (1999)
		Ostracoda		C-G	Barbour et al. (1999)
	Insecta	Coleoptera	Curculionidae	Sh	Bode et al. (1996)
			Chrysomelidae	Sh	Barbour et al. (1999)
			Dytiscidae	Pr	Bode et al. (1996)
			Dryopidae	Sc	Bode et al. (1996)
			Elmidae	Sc / C-G	Bode et al. (1996)
			Gyrinidae	Pr	Bode et al. (1996)
			Haliplidae	Sh	Bode et al. (1996)
			Hydraenidae	Pr	Barbour et al. (1999)
			Hydrophilidae	Pr / Sh / C-G	Bode et al. (1996)
			Hygrobiidae	Pr	Ribera & Foster (1997)
			Psephenidae	Sc	Bode et al. (1996)
			Scirtidae	Sc	Bode et al. (1996)
		Collembola		C-G	Bode et al. (1999)
		Diptera	Anthomyiidae	Pr	Bode et al. (1996)
			Athericidae	Pr	Bode et al. (1996)
			Blephariceridae	Sc	Bode et al. (1996)
			Ceratopogonidae	Pr	Bode et al. (1996)
			Chironomidae	C-G / Pr / Sh / C-F	Bode et al. (1996)
			Culicidae	C-F	Bode et al. (1996)
			Dixidae	C-F	Bode et al. (1996)
			Dolichopodidae	Pr	Bode et al. (1996)
			Empididae	Pr	Bode et al. (1996)
			Limoniidae	Pr	Fenoglio et al. (2005)a
			Ptychopteridae	C-G	Bode et al. (1996)
			Rhagionidae	Pr	Mackie (2001)
			Sciomyzidae	Pr	Mackie (2001)
			Simuliidae	C-F	Bode et al. (1996)
			Tabanidae	Pr	Bode et al. (1996)
			Tipulidae	Sh / Pr / C-G	Bode et al. (1996)
		Ephemeroptera	Baetidae	C-G	Bode et al. (1996)
			Caenidae	C-G	Bode et al. (1996)
			Ephemerellidae	C-G	Bode et al. (1996)
			Ephemeridae	C-G	Bode et al. (1996)
			Heptageniidae	Sc	Bode et al. (1996)
			Leptophlebiidae	C-G	Bode et al. (1996)
			Potamanthidae	C-G	Bode et al. (1997)
			Oligoneuriidae	C-F	Fenoglio et al. (2005)b
			Siphlonuridae	C-G	Bode et al. (2001)
		Heteroptera	Corixidae	Pr	Barbour et al. 1999
			Gerridae	Pr	Barbour et al. (1999)
			Hydrometridae	Pr	Murray
			Pleidae	Pr	Barbour et al. (1999)
			Mesoveliidae	Pr	Murray
			Notonectidae	Pr	Murray
			Veliidae	Pr	Murray
		Lepidoptera	Pyralidae	Sh	Bode et al. (1996)
		Megaloptera	Sialidae	Pr	Bode et al. (1996)

		Neuroptera	Planipennes	Pr	Keith
			Sisyridae	Pr	Bode et al. (1996)
		Odonata	Cordulegasteridae	Pr	Bode et al. (1996)
			Corduliidae	Pr	Bode et al. (1996)
			Gomphidae	Pr	Bode et al. (1996)
			Libellulidae	Pr	Bode et al. (1996)
		Plecoptera	Capniidae	Sh	Barbour et al. (1999)
			Chloroperlidae	Pr / C-G	Bode et al. (1996)
			Leuctridae	Sh	Bode et al. (1996)
			Nemouridae	Sh	Bode et al. (1996)
			Perlidae	Pr	Bode et al. (1996)
			Perlodidae	Pr	Bode et al. (1996)
			Taeniopterygidae	Sh	Bode et al. (1996)
		Trichoptera	Brachycentridae	Sh / C-F	Bode et al. (1996)
			Ecnomidae	Pr	Murray
			Glossosomatidae	Sc	Bode et al. (1996)
			Goeridae	Sc	Bode et al. (2002)
			Hydropsychidae	C-F	Bode et al. (1996)
			Hydroptilidae	Sc / C-G / Sh	Bode et al. (1996)
			Lepidostomatidae	Sh	Bode et al. (1996)
			Leptoceridae	Pr / C-G / Sh	Bode et al. (1996)
			Limnephilidae	Sh / C-G / Sc	Bode et al. (1996)
			Odontoceridae	Sc	Bode et al. (1996)
			Philopotamidae	C-F	Bode et al. (1996)
			Phryganeidae	Sh	Bode et al. (2002)
			Psychomiidae	C-G / Sc	Bode et al. (1996)
			Polycentropodidae	Pr / C-F	Bode et al. (1996)
			Rhyacophilidae	Pr	Bode et al. (1996)
			Sericostomatidae	Sh	Barbour et al. (1999)
			Uenoidae	Sc	Bode et al. (2002)
Mollusca	Bivalvia		Sphaeriidae	C-F	Barbour et al. (1999)
	Gastropoda		Ancylidae	Sc	Bode et al. (1996)
			Hydrobiidae	Sc	Barbour et al. (1999)
			Lymnaeidae	Sc	Barbour et al. (1999)
			Physidae	Sc	Barbour et al. (1999)
Nematomorpha			Gordius sp.	Parásito	Barbour et al. (1999)

ANEXO 7.A. VALORES CERTIFICADOS (μG/G) DEL PATRÓN TORT-2 (FUENTE: *NATIONAL RESEARCH COUNCIL CANADA*)

Metal	Patrón TORT-2
As	21.6 ± 1.8
Cd	26.7 ± 0.6
Cr	0.77 ± 0.15
Co	0.51 ± 0.09
Cu	106 ± 10
Fe	105 ± 13
Mn	13.6 ± 1.2
Ni	2.50 ± 0.19
Pb	0.35 ± 0.13
Zn	180 ± 6

ANEXO 7.B. LÍMITES DE DETECCIÓN DE METALES (µG/G) EN MACROINVERTEBRADOS

Metales (µg/g)	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
Límite	< 10	< 50	< 0.5	< 0.2	< 0.5	< 0.5	< 0.2	< 2	< 1	< 1	< 0.1

ANEXO 7.C. RESULTADOS DE LAS VARIABLES MEDIDAS EN MACROINVERTEBRADOS

Concentración de metales (µg/g)

Punto	R1						
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10
Al(µg/g)	3307.00	2915.00	4810.98	6006.27	1616.61	6176.58	1288.91
Fe(µg/g)	8373.00	4625.00	7258.47	5947.61	1795.85	4229.36	1441.73
Mn(µg/g)	1146.00	741.00	781.43	2040.78	667.36	1258.33	407.55
Zn(µg/g)	419.00	204.00	278.40	225.89	206.58	157.21	181.61
Ni(µg/g)	61.50	88.80	53.67	110.33	42.77	75.04	23.59
Co(µg/g)	46.10	14.60	23.57	45.00	11.21	25.96	11.28
Cr(µg/g)	3.51	2.18	3.18	1.83	0.83	3.89	0.72
As(µg/g)	6.31	5.11	2.60	1.28	0.94	3.17	1.21
Cu(µg/g)	61.00	28.20	37.15	20.76	18.93	19.89	19.05
Pb(µg/g)	1.71	2.63	3.65	3.54	1.13	3.47	0.33
Cd(µg/g)	2.23	1.19	0.39	0.45	0.84	0.58	0.65

Punto	T4						
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10
Al(µg/g)	2815.82	2010.00	921.49	3209.97	3100.51	3949.61	1808.98
Fe(µg/g)	4413.88	3803.00	999.68	2902.66	2251.16	3453.60	2188.10
Mn(µg/g)	484.63	439.00	1042.41	618.88	704.38	423.63	332.50
Zn(µg/g)	472.17	214.00	383.75	238.56	237.15	199.49	171.05
Ni(µg/g)	29.34	20.50	10.69	15.92	19.23	11.12	10.79
Co(µg/g)	33.10	6.26	9.70	12.98	7.06	5.21	9.78
Cr(µg/g)	3.10	2.58	0.97	1.86	2.68	3.42	2.06
As(µg/g)	4.29	3.93	1.24	1.22	1.98	3.18	1.44
Cu(µg/g)	40.53	37.70	17.22	31.06	19.88	19.88	22.07
Pb(µg/g)	1.00	3.05	2.03	4.34	3.35	3.90	0.57
Cd(µg/g)	2.15	1.62	0.39	0.83	1.66	1.17	0.69

Punto	T2						
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10
Al(µg/g)	1491.60	4931.33	5560.45	4101.15	6466.79	4484.92	3492.44
Fe(µg/g)	1704.46	8584.44	5468.51	3645.37	4132.31	3282.25	3330.20
Mn(µg/g)	570.11	1138.95	993.62	1275.99	808.08	929.83	492.23
Zn(µg/g)	230.51	306.85	318.42	463.50	225.32	155.73	177.40
Ni(µg/g)	13.37	22.10	28.24	20.59	12.94	13.11	9.77
Co(µg/g)	20.12	19.71	20.59	21.21	11.26	9.94	6.67
Cr(µg/g)	1.67	4.46	4.83	4.27	4.90	3.20	3.00
As(µg/g)	2.16	6.53	4.79	4.71	2.59	4.02	2.07
Cu(µg/g)	32.72	41.84	30.63	30.58	25.50	22.74	21.75
Pb(µg/g)	0.95	9.52	5.11	8.45	3.69	2.81	1.13
Cd(µg/g)	0.70	1.97	1.12	1.05	0.88	0.26	0.73

Punto	B3						
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10
Al(µg/g)	792.83	2560.23	954.25	3235.11	2286.23	2428.95	1124.82
Fe(µg/g)	1037.83	3039.06	985.38	2692.36	2285.61	1935.31	1089.26
Mn(µg/g)	288.27	184.00	131.87	80.37	90.21	80.87	73.58
Zn(µg/g)	168.72	173.90	225.73	255.99	145.80	154.83	166.94
Ni(µg/g)	9.95	12.99	8.49	5.09	85.36	4.56	2.56
Co(µg/g)	23.47	10.66	7.78	61.15	6.07	3.88	11.65
Cr(µg/g)	1.10	2.55	1.12	1.89	2.12	2.20	1.48
As(µg/g)	1.04	4.33	1.35	1.12	2.00	2.11	2.52
Cu(µg/g)	31.16	28.61	18.13	29.23	21.23	29.40	23.66
Pb(µg/g)	0.47	1.62	0.91	2.18	1.34	1.24	0.09
Cd(µg/g)	0.38	0.80	0.17	0.64	0.01	0.08	0.33

Punto	B1						
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10
Al(µg/g)	2107.00	6733.80	3742.05	2160.41	3820.74	4761.61	2117.80
Fe(µg/g)	4039.00	7169.86	5008.87	7919.71	3765.60	4407.69	2850.84
Mn(µg/g)	487.00	265.31	149.13	290.96	241.53	473.55	155.30
Zn(µg/g)	141.00	202.87	261.66	177.66	203.80	163.19	155.68
Ni(µg/g)	14.90	7.11	5.27	7.18	11.85	4.85	3.58
Co(µg/g)	12.30	3.52	5.80	5.05	4.11	5.21	4.11
Cr(µg/g)	3.82	6.08	4.11	4.77	3.54	4.00	2.86
As(µg/g)	4.38	4.40	2.46	3.26	2.33	2.86	3.68
Cu(µg/g)	13.60	29.57	24.03	24.81	19.21	27.36	16.80
Pb(µg/g)	2.70	6.20	3.70	10.50	4.27	3.11	1.53
Cd(µg/g)	0.94	0.34	0.08	0.07	0.14	0.08	0.00

Punto	B0						
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10
Al(µg/g)	2478.99	6236.07	2488.83	3468.06	6734.17	4548.19	1728.91
Fe(µg/g)	7132.69	42538.08	9608.96	4029.74	4956.90	4209.30	5918.40
Mn(µg/g)	156.94	1815.57	336.23	1838.38	732.20	1292.43	214.99
Zn(µg/g)	224.93	245.76	267.78	209.70	294.18	187.66	202.17
Ni(µg/g)	12.11	35.55	14.06	25.49	27.44	27.26	13.79
Co(µg/g)	13.08	47.58	15.44	45.64	37.63	25.40	16.21
Cr(µg/g)	2.12	5.22	1.86	1.54	4.54	3.69	1.14
As(µg/g)	3.76	7.98	4.34	4.08	3.75	3.52	7.10
Cu(µg/g)	46.95	36.27	32.78	25.89	43.14	22.58	22.36
Pb(µg/g)	0.92	3.82	2.38	2.66	5.12	3.38	0.76
Cd(µg/g)	0.98	0.63	0.23	0.30	0.81	0.68	0.71

ANEXO 7.D. RESULTADOS DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES OBTENIDA FRENTE AL LABORATORIO COMPARATIVO

Muestra del punto B1 en la campaña 5 (junio 2009) (metales en µg/g peso seco):

Laboratorio	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
IGME	3820.74	3765.60	241.53	203.80	11.85	4.11	3.54	2.33	19.21	4.27	0.14
UCM	5758±579	5289±529	229±23	223±22	15±2	5.1±0.5	6.8±0.7	< 2	21±2	< 2	< 1

Muestra del punto B0 en la campaña 5 (junio 2009) (metales en µg/g peso seco):

Laboratorio	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
IGME	6734.17	4956.90	732.20	294.18	27.44	37.63	4.54	3.75	43.14	5.12	0.81
UCM	6418±642	4001±400	617±62	328±33	32±3	47±5	5.7±0.6	< 2	42±4	< 2	< 1

ANEXO 8.A. VALORES CERTIFICADOS (μG/G) DE LOS PATRONES DOLT-3 Y DORM-3 (FUENTE: *NATIONAL RESEARCH COUNCIL CANADA*)

Metal	Patrón DOLT-3	Patrón DORM-3
As	10.2 ± 0.5	6.88 ± 0.30
Cd	19.4 ± 0.6	0.29 ± 0.02
Cr	-	1.89 ± 0.17-
Co	-	-
Cu	31.2 ± 1.0	15.5 ± 0.63
Fe	1484 ± 57	347 ± 20
Mn	-	-
Ni	2.72 ± 0.35	1.28 ± 0.24
Pb	0.32 ± 0.05	0.395 ± 0.05
Zn	86.6 ± 2.4	51.3 ± 3.1

ANEXO 8.B. LÍMITES DE DETECCIÓN DE METALES (µG/G) EN PECES

Metales (µg/g)	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
Límite	< 10	< 50	< 0.5	< 0.2	< 0.5	< 0.5	< 0.2	< 2	< 1	< 1	< 0.1

ANEXO 8.C. RESULTADOS DE LAS VARIABLES MEDIDAS EN PECES

Medidas morfométricas: longitud (mm) y peso (gramos)

Punto T4 (rio Tremor)

Punto T4	**Campaña j07**		**s07**		**j08**		**s08**	
Ejemplar	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**
1	189	100	204	94	201	90	227	159
2	173	56	208	112	192	81	189	90
3	171	69	183	88	191	80	164	56
4	207	110	241	169	170	60	218	122
5	161	54	164	48	164	56	236	159
6	183	82	179	77	149	38	214	111
7	163	54	203	113	156	44	176	63
8	166	68	206	108	143	33	164	50
9	160	54	187	78	145	34	163	51
10	162	51	203	102	144	37	178	72
11	159	48			142	35	158	50
12	149	44			136	31		
13	163	48						
media	169.69	64.46	197.80	98.90	161.08	51.58	189.73	89.36
	j09		**s09**		**j10**		**s10**	
Ejemplar	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**
1	200	112	142	40	210	120	213	118
2	189	79	232	162	197	94	218	133
3	162	65	188	86	184	87	224	131
4	178	63	157	49	182	72	179	68
5	181	85	147	42	179	66	221	129
6	138	36	186	78	193	86	18	77
7	135	31	188	79	174	63	225	138
8	165	46	173	62	200	107	202	107
9	188	86	156	46	262	250	200	133
10	183	78	217	126	196	101	166	52
11			157	49				
12			142	36				
media	171.90	68.10	173.75	71.25	191.06	96.10	186.60	108.60

Punto T2 (rio Tremor)

Punto T2	Campaña j07		s07		j08		s08	
Ejemplar	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**
1	189	88	195	93	225	117	236	178
2	220	123	199	95	201	106	221	120
3	160	81	223	127	195	83	203	119
4	168	41	242	157	206	105	182	91
5	165	56	209	115	216	113	177	69
6	158	41	199	96	182	70	181	84
7	146	36	186	80	173	59	202	96
8	143	42	201	106	131	26	182	72
9	153	42	188	86	126	26	193	88
10	160	51	202	108	128	22	176	68
11	190	80						
12	204	107						
media	171.33	65.67	204.40	106.30	178.30	72.70	195.30	98.50
	j09		**s09**		**j10**		**s10**	
Ejemplar	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**
1	272	203	166	59	201	109	156	48
2	155	42	166	55	177	78	196	84
3	169	59	195	84	178	73	218	116
4	213	123	215	116	183	85	204	99
5	143	38	142	34	160	48	196	98
6	157	51	193	91	182	87	153	41
7	178	71	152	45	175	66	191	82
8	174	68	158	41	239	163	171	58
9	193	93	215	117	203	140	165	54
10	182	74	194	93	197	105	156	42
11	181	181						
12	186	70						
media	183.58	89.42	179.60	73.50	189.50	95.40	180.60	72.20

Punto B3 (rio Boeza)

Punto B3	Campaña j07		s07		j08		s08	
Ejemplar	Long (mm)	Peso (g)	Long (mm)	Peso (g)	Long (mm)	Peso (g)	Long (mm)	Peso (g)
1	257	236	206	118	205	97	228	152
2	206	118	209	114	203	100	256	228
3	183	73	217	118	222	140	242	195
4	185	76	210	118	237	156	221	122
5	213	134	196	87	233	150	242	196
6	209	103	192	90	201	106	202	106
7	213	131	184	77	209	119	187	83
8	184	71	206	105	208	121	178	73
9	183	77	182	70			158	51
10	189	88	159	50			164	57
media	202.20	110.70	196.10	94.70	214.75	123.63	207.80	126.30
	j09		**s09**		**j10**		**s10**	
Ejemplar	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**
1	172	67	198	92	182	81	177	66
2	151	45	173	62	219	122	203	96
3	232	171	165	60	214	142	222	129
4	162	57	171	63	236	155	231	144
5	196	107	177	67	184	80	206	129
6	171	66	169	68	197	97	192	91
7	195	94	205	103	178	62	197	103
8	183	91	176	65	182	74	173	69
9	171	64	202	95	189	83	183	75
10	176	71	171	67	176	69	164	54
media	180.90	83.30	180.70	74.20	195.70	96.50	194.80	95.60

Punto B0 (rio Boeza)

Punto B0	Campaña j07		s07		j08		s08	
Ejemplar	Long (mm)	Peso (g)	Long (mm)	Peso (g)	Long (mm)	Peso (g)	Long (mm)	Peso (g)
1	180	70	247	183	174	58	304	345
2	220	156	204	111	151	41	199	98
3	168	77	188	80	148	39	166	53
4	144	45	181	72	161	50	204	111
5	123	13	203	98	154	44	272	59
6	215	125	188	81	137	26	191	81
7	147	40	186	73	154	44	194	89
8	122	24	161	53	143	33	164	49
9	187	100	172	61	159	50	166	51
10	145	41	164	57	138	33	162	49
11	144	33			144	33	148	41
12					131	27		
13					139	30		
14					136	29		
15					133	30		
16					126	21		
17					118	18		
18					105	17		
media	163.18	65.82	189.40	86.90	141.72	34.61	197.27	93.27
	j09		**s09**		**j10**		**s10**	
Ejemplar	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**	**Long (mm)**	**Peso (g)**
1	124	23	162	30	154	50	169	55
2	154	37	201	114	173	72	153	41
3	141	36	197	101	230	165	156	39
4	148	44	145	34	272	270	147	36
5	164	54	184	92	184	83	256	197
6	117	18	159	39	243	152	193	91
7	127	26	229	160	247	213	178	74
8	103	12	185	82	137	38	231	163
9	206	122	229	168	210	134	178	74
10	154	44	192	87	233	182	174	62
media	143.80	41.6	188.30	90.70	208.30	135.90	183.50	83.20

Concentración de metales (µg/g peso seco y peso húmedo)

Hígado del punto T4 (río Tremor)

Punto	T4							
Muestra	Hígado (peso seco)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	5.432	5.510	7.208	8.127	5.671	0.158	3.395	3.486
Fe(µg/g)	444.965	567.663	659.530	395.128	388.793	436.536	638.345	636.052
Mn(µg/g)	9.641	8.434	11.274	9.398	6.486	6.059	7.488	9.801
Zn(µg/g)	136.723	117.717	157.537	110.781	130.359	108.875	139.085	137.160
Ni(µg/g)	2.577	0.243	3.343	1.607	0.494	1.362	0.229	0.024
Co(µg/g)	1.560	1.012	3.329	1.230	1.837	0.833	2.567	1.676
Cr(µg/g)	0.230	0.308	0.388	0.302	0.111	0.099	0.226	0.146
As(µg/g)	0.870	0.839	0.380	0.000	0.840	0.000	0.000	0.000
Cu(µg/g)	119.134	138.737	121.646	98.585	127.537	112.082	164.221	127.303
Pb(µg/g)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.003	0.000	0.000	0.288
Cd(µg/g)	0.575	0.319	0.085	0.336	0.602	0.123	0.099	0.295

Punto	T4							
Muestra	Hígado							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Peso húmedo	10.00	15.00	7.30	14.90	6.80	11.50	13.20	15.00
Peso seco	2.3639	3.1038	1.6221	3.1469	1.5373	2.6179	3.0774	3.2610

Concentración en peso húmedo = (concentración en peso seco * % seco) / 100
donde:
% seco = 100 - % humedad
% humedad = ((peso seco - peso húmedo) / peso húmedo) *100

Punto	T4							
Muestra	Hígado (peso húmedo)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	1.284	1.140	1.602	1.717	1.282	0.036	0.792	0.758
Fe(µg/g)	105.185	117.461	146.551	83.452	87.896	99.375	148.821	138.278
Mn(µg/g)	2.279	1.745	2.505	1.985	1.466	1.379	1.746	2.131
Zn(µg/g)	32.320	24.358	35.006	23.397	29.471	24.785	32.426	29.819
Ni(µg/g)	0.609	0.050	0.743	0.339	0.112	0.310	0.053	0.005
Co(µg/g)	0.369	0.209	0.740	0.260	0.415	0.190	0.598	0.364
Cr(µg/g)	0.054	0.064	0.086	0.064	0.025	0.023	0.053	0.032
As(µg/g)	0.206	0.174	0.084	0.000	0.190	0.000	0.000	0.000
Cu(µg/g)	28.162	28.707	27.030	20.821	28.833	25.515	38.286	27.676
Pb(µg/g)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.063
Cd(µg/g)	0.136	0.066	0.019	0.071	0.136	0.028	0.023	0.064

Branquias del punto T4 (río Tremor)

Punto	T4							
Muestra	Branquias (peso seco)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	42.250	25.000	52.218	67.958	58.607	28.683	38.367	24.885
Fe(µg/g)	156.555	106.000	95.486	107.724	109.806	70.407	86.656	96.195
Mn(µg/g)	15.721	11.900	19.400	23.065	20.962	18.406	23.535	17.885
Zn(µg/g)	177.228	170.000	177.136	189.632	122.307	204.857	169.480	218.894
Ni(µg/g)	0.801	1.890	9.973	1.561	0.278	3.267	0.323	0.000
Co(µg/g)	1.076	0.520	1.046	0.733	0.857	0.319	0.803	0.714
Cr(µg/g)	0.069	0.490	0.497	0.135	0.323	0.228	0.290	0.317
As(µg/g)	0.693	2.920	0.559	0.000	0.815	0.797	1.199	0.000
Cu(µg/g)	1.430	3.749	0.795	0.983	1.478	1.072	0.777	1.254
Pb(µg/g)	0.000	0.260	0.000	0.000	0.021	0.015	0.000	0.201
Cd(µg/g)	0.415	0.700	0.133	0.000	0.000	0.000	0.235	0.000

Punto	T4							
Muestra	Branquias							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Peso húmedo	16.10	18.50	13.00	22.10	15.60	17.70	23.90	23.70
Peso seco	5.0498	5.9780	3.6408	5.3878	3.7554	4.5881	5.8954	5.8981

Concentración en peso húmedo = (concentración en peso seco * % seco) / 100
donde:
% seco = 100 - % humedad
% humedad = ((peso seco - peso húmedo) / peso húmedo) *100

Punto	T4							
Muestra	Branquias (peso húmedo)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	13.252	8.078	14.624	16.568	14.108	7.435	9.464	6.193
Fe(µg/g)	49.104	34.252	26.742	26.262	26.434	18.250	21.375	23.940
Mn(µg/g)	4.931	3.845	5.433	5.623	5.046	4.771	5.805	4.451
Zn(µg/g)	55.588	54.933	49.609	46.231	29.443	53.102	41.806	54.475
Ni(µg/g)	0.251	0.611	2.793	0.380	0.067	0.847	0.080	0.000
Co(µg/g)	0.338	0.168	0.293	0.179	0.206	0.083	0.198	0.178
Cr(µg/g)	0.022	0.158	0.139	0.033	0.078	0.059	0.072	0.079
As(µg/g)	0.217	0.944	0.157	0.000	0.196	0.207	0.296	0.000
Cu(µg/g)	0.449	1.211	0.223	0.240	0.356	0.278	0.192	0.312
Pb(µg/g)	0.000	0.084	0.000	0.000	0.005	0.004	0.000	0.050
Cd(µg/g)	0.130	0.226	0.037	0.000	0.000	0.000	0.058	0.000

Músculo del punto T4 (río Tremor)

Punto	T4							
Muestra	Músculo (peso seco)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	2.480	6.930	2.416	21.828	1.308	0.000	0.000	3.348
Fe(µg/g)	18.100	20.100	19.179	21.102	11.362	10.563	17.639	22.588
Mn(µg/g)	0.730	1.290	1.401	0.378	1.413	0.472	0.538	0.410
Zn(µg/g)	20.000	16.300	19.443	15.456	16.774	14.122	16.912	15.404
Ni(µg/g)	0.290	0.160	0.254	2.013	0.047	0.453	0.000	0.000
Co(µg/g)	0.230	0.290	0.331	0.029	0.134	0.071	0.240	0.096
Cr(µg/g)	0.320	0.280	0.220	0.329	0.000	0.092	0.307	0.044
As(µg/g)	0.109	2.260	0.000	0.000	0.539	0.000	0.000	0.000
Cu(µg/g)	1.356	3.222	0.692	0.631	0.759	0.927	1.156	1.485
Pb(µg/g)	0.430	0.170	0.000	0.013	0.113	0.086	0.236	0.267
Cd(µg/g)	0.009	0.260	0.000	0.000	0.000	0.041	0.076	0.000

Punto	T4							
Muestra	Músculo							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Peso húmedo	13.00	10.00	24.00	22.00	20.00	24.00	20.00	20.00
Peso seco	2.8943	2.4558	5.2541	4.9364	4.4356	5.5890	4.8424	4.8816

Concentración en peso húmedo = (concentración en peso seco * % seco) / 100
donde:
% seco = 100 - % humedad
% humedad = ((peso seco - peso húmedo) / peso húmedo) *100

Punto	T4							
Muestra	Músculo (peso húmedo)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	0.552	1.702	0.529	4.898	0.290	0.000	0.000	0.817
Fe(µg/g)	4.030	4.936	4.199	4.735	2.520	2.460	4.271	5.513
Mn(µg/g)	0.163	0.317	0.307	0.085	0.313	0.110	0.130	0.100
Zn(µg/g)	4.453	4.003	4.256	3.468	3.720	3.289	4.095	3.760
Ni(µg/g)	0.065	0.039	0.056	0.452	0.010	0.105	0.000	0.000
Co(µg/g)	0.051	0.071	0.072	0.007	0.030	0.016	0.058	0.023
Cr(µg/g)	0.071	0.069	0.048	0.074	0.000	0.021	0.074	0.011
As(µg/g)	0.024	0.555	0.000	0.000	0.119	0.000	0.000	0.000
Cu(µg/g)	0.302	0.791	0.152	0.142	0.168	0.216	0.280	0.362
Pb(µg/g)	0.096	0.042	0.000	0.003	0.025	0.020	0.057	0.065
Cd(µg/g)	0.002	0.064	0.000	0.000	0.000	0.010	0.018	0.000

Hígado del punto T2 (río Tremor)

Punto	T2							
Muestra	Hígado (peso seco)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	19.055	4.899	4.915	4.734	5.089	5.944	4.304	3.417
Fe(µg/g)	451.274	483.734	601.608	561.362	663.216	537.109	677.914	698.279
Mn(µg/g)	12.284	17.319	10.120	9.413	10.104	11.095	10.590	8.602
Zn(µg/g)	189.994	137.069	130.996	143.518	118.796	128.759	130.931	141.046
Ni(µg/g)	1.724	0.520	2.989	0.656	0.542	0.374	0.478	0.132
Co(µg/g)	3.043	1.725	3.652	2.271	2.585	1.759	3.502	2.804
Cr(µg/g)	0.136	0.379	0.155	0.275	0.868	0.165	0.341	0.120
As(µg/g)	0.731	1.745	0.194	0.000	0.000	0.116	0.000	0.000
Cu(µg/g)	153.910	164.353	154.961	151.983	137.854	92.046	129.380	143.013
Pb(µg/g)	0.087	0.000	0.000	0.000	0.000	0.078	0.091	0.132
Cd(µg/g)	1.607	0.268	0.320	0.514	1.130	0.342	0.433	0.399

Punto	T2							
Muestra	Hígado							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Peso húmedo	8.80	13.00	8.00	12.60	9.20	8.40	11.90	7.60
Peso seco	2.1003	2.8869	1.7238	2.6975	1.8300	1.8589	2.6128	1.6110

Concentración en peso húmedo = (concentración en peso seco * % seco) / 100
donde:
% seco = 100 - % humedad
% humedad = ((peso seco - peso húmedo) / peso húmedo) *100

Punto	T2							
Muestra	Hígado (peso húmedo)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	4.548	1.088	1.059	1.013	1.012	1.315	0.945	0.724
Fe(µg/g)	107.706	107.422	129.631	120.180	131.922	118.861	148.845	148.017
Mn(µg/g)	2.932	3.846	2.181	2.015	2.010	2.455	2.325	1.823
Zn(µg/g)	45.346	30.439	28.226	30.725	23.630	28.494	28.748	29.898
Ni(µg/g)	0.412	0.115	0.644	0.141	0.108	0.083	0.105	0.028
Co(µg/g)	0.726	0.383	0.787	0.486	0.514	0.389	0.769	0.594
Cr(µg/g)	0.032	0.084	0.033	0.059	0.173	0.036	0.075	0.025
As(µg/g)	0.175	0.387	0.042	0.000	0.000	0.026	0.000	0.000
Cu(µg/g)	36.734	36.498	33.390	32.538	27.421	20.370	28.407	30.315
Pb(µg/g)	0.021	0.000	0.000	0.000	0.000	0.017	0.020	0.028
Cd(µg/g)	0.384	0.060	0.069	0.110	0.225	0.076	0.095	0.085

Branquias del punto T2 (río Tremor)

Punto	T2							
Muestra	Branquias (peso seco)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	27.000	35.000	34.464	35.403	42.402	23.015	28.296	27.116
Fe(µg/g)	122.000	105.000	80.044	83.990	84.193	74.584	73.915	71.748
Mn(µg/g)	33.400	38.300	35.888	27.652	34.895	29.708	30.269	35.108
Zn(µg/g)	205.000	210.000	147.329	172.384	150.956	162.727	139.030	264.708
Ni(µg/g)	0.950	2.940	4.462	0.650	0.660	0.173	0.458	0.000
Co(µg/g)	1.460	1.030	1.425	0.920	1.154	0.825	1.014	0.982
Cr(µg/g)	0.600	0.610	0.559	0.162	0.322	0.116	0.335	0.311
As(µg/g)	0.733	2.370	0.636	0.000	0.881	0.253	1.111	0.000
Cu(µg/g)	1.485	2.980	1.304	0.806	1.742	0.971	0.923	1.317
Pb(µg/g)	0.990	0.300	0.000	0.000	0.079	0.185	0.000	0.508
Cd(µg/g)	0.278	0.100	0.010	0.206	0.305	0.000	0.139	0.000

Punto	T2							
Muestra	Branquias							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Peso húmedo	16.60	21.20	16.90	23.70	23.30	16.40	22.90	16.30
Peso seco	4.8805	6.5441	4.3224	5.6965	5.4466	4.1521	5.6810	4.0590

Concentración en peso húmedo = (concentración en peso seco * % seco) / 100
donde:
% seco = 100 - % humedad
% humedad = ((peso seco - peso húmedo) / peso húmedo) *100

Punto	T2							
Muestra	Branquias (peso húmedo)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	7.938	10.804	8.815	8.510	9.912	5.827	7.020	6.752
Fe(µg/g)	35.869	32.412	20.472	20.188	19.681	18.883	18.337	17.867
Mn(µg/g)	9.820	11.823	9.179	6.646	8.157	7.521	7.509	8.742
Zn(µg/g)	60.271	64.824	37.681	41.434	35.287	41.199	34.490	65.917
Ni(µg/g)	0.279	0.908	1.141	0.156	0.154	0.044	0.114	0.000
Co(µg/g)	0.429	0.318	0.364	0.221	0.270	0.209	0.252	0.245
Cr(µg/g)	0.176	0.188	0.143	0.039	0.075	0.029	0.083	0.077
As(µg/g)	0.216	0.732	0.163	0.000	0.206	0.064	0.276	0.000
Cu(µg/g)	0.436	0.920	0.334	0.194	0.407	0.246	0.229	0.328
Pb(µg/g)	0.291	0.093	0.000	0.000	0.018	0.047	0.000	0.127
Cd(µg/g)	0.082	0.031	0.002	0.049	0.071	0.000	0.034	0.000

Músculo del punto T2 (río Tremor)

Punto	T2							
Muestra	Músculo (peso seco)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	3.780	6.270	7.065	2.848	4.820	1.275	2.159	0.000
Fe(µg/g)	24.600	21.800	24.075	20.100	19.225	14.303	21.386	15.012
Mn(µg/g)	1.170	1.880	1.192	0.450	1.609	0.897	0.921	0.514
Zn(µg/g)	23.300	18.600	18.310	17.849	16.727	15.012	15.943	17.441
Ni(µg/g)	0.860	0.290	1.541	0.251	0.076	0.051	0.042	0.040
Co(µg/g)	0.470	0.470	0.420	0.177	0.316	0.136	0.199	0.171
Cr(µg/g)	0.840	0.310	0.177	0.129	0.069	0.067	0.159	0.038
As(µg/g)	0.720	0.220	0.672	0.000	0.000	0.005	0.000	0.000
Cu(µg/g)	1.562	3.089	1.119	0.575	0.810	0.867	1.117	1.045
Pb(µg/g)	0.400	0.190	0.000	0.000	0.071	0.145	0.591	0.343
Cd(µg/g)	0.127	0.010	0.000	0.209	0.063	0.000	0.000	0.000

Punto	T2							
Muestra	Músculo							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Peso húmedo	12.00	10.00	20.00	20.00	24.00	20.00	20.00	20.00
Peso seco	2.7058	2.3055	4.1457	4.4685	5.3041	4.6088	4.5793	4.5191

Concentración en peso húmedo = (concentración en peso seco * % seco) / 100
donde:
% seco = 100 - % humedad
% humedad = ((peso seco - peso húmedo) / peso húmedo) *100

Punto	T2							
Muestra	Músculo (peso húmedo)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	0.852	1.446	1.464	0.636	1.065	0.294	0.494	0.000
Fe(µg/g)	5.547	5.026	4.990	4.491	4.249	3.296	4.897	3.392
Mn(µg/g)	0.264	0.433	0.247	0.101	0.356	0.207	0.211	0.116
Zn(µg/g)	5.254	4.288	3.795	3.988	3.697	3.459	3.650	3.941
Ni(µg/g)	0.194	0.067	0.319	0.056	0.017	0.012	0.010	0.009
Co(µg/g)	0.106	0.108	0.087	0.040	0.070	0.031	0.046	0.039
Cr(µg/g)	0.189	0.071	0.037	0.029	0.015	0.015	0.036	0.009
As(µg/g)	0.162	0.051	0.139	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000
Cu(µg/g)	0.352	0.712	0.232	0.128	0.179	0.200	0.256	0.236
Pb(µg/g)	0.090	0.044	0.000	0.000	0.016	0.034	0.135	0.078
Cd(µg/g)	0.029	0.002	0.000	0.047	0.014	0.000	0.000	0.000

Hígado del punto B3 (río Boeza)

Punto	B3							
Muestra	Hígado (peso seco)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	9.070	8.637	6.717	5.236	5.134	6.546	7.405	6.923
Fe(µg/g)	571.000	590.676	482.402	660.501	427.744	563.546	673.042	754.800
Mn(µg/g)	4.670	23.507	5.598	7.433	5.332	7.512	5.589	8.556
Zn(µg/g)	107.000	100.833	104.047	95.750	91.054	99.322	127.812	117.590
Ni(µg/g)	1.500	0.653	0.236	0.716	0.002	0.187	0.475	0.164
Co(µg/g)	1.540	2.173	2.586	2.025	1.783	1.596	2.449	2.417
Cr(µg/g)	0.320	0.223	0.239	0.113	0.000	0.409	0.204	0.251
As(µg/g)	0.533	0.659	0.326	0.000	0.363	0.369	0.000	0.000
Cu(µg/g)	95.400	48.356	55.777	57.323	79.794	51.565	81.509	89.537
Pb(µg/g)	0.330	0.062	0.000	0.000	0.044	0.196	0.178	0.182
Cd(µg/g)	0.353	0.122	0.514	0.281	0.000	0.329	0.112	0.027

Punto	B3							
Muestra	Hígado							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Peso húmedo	13.70	12.10	13.20	17.40	10.20	9.00	10.70	10.80
Peso seco	3.2159	2.6243	2.8878	3.6397	2.2220	1.9492	2.3346	2.2505

Concentración en peso húmedo = (concentración en peso seco * % seco) / 100
donde:
% seco = 100 - % humedad
% humedad = ((peso seco - peso húmedo) / peso húmedo) *100

Punto	B3							
Muestra	Hígado (peso húmedo)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	2.129	1.873	1.469	1.095	1.118	1.418	1.616	1.443
Fe(µg/g)	134.035	128.108	105.536	138.162	93.181	122.052	146.849	157.285
Mn(µg/g)	1.096	5.098	1.225	1.555	1.162	1.627	1.220	1.783
Zn(µg/g)	25.117	21.869	22.763	20.029	19.835	21.511	27.887	24.503
Ni(µg/g)	0.352	0.142	0.052	0.150	0.000	0.040	0.104	0.034
Co(µg/g)	0.361	0.471	0.566	0.424	0.388	0.346	0.534	0.504
Cr(µg/g)	0.075	0.048	0.052	0.024	0.000	0.089	0.044	0.052
As(µg/g)	0.125	0.143	0.071	0.000	0.079	0.080	0.000	0.000
Cu(µg/g)	22.394	10.488	12.202	11.991	17.383	11.168	17.784	18.658
Pb(µg/g)	0.077	0.014	0.000	0.000	0.010	0.042	0.039	0.038
Cd(µg/g)	0.083	0.026	0.112	0.059	0.000	0.071	0.024	0.006

Branquias del punto B3 (río Boeza)

Punto	B3							
Muestra	Branquias(peso seco)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	21.700	16.400	17.406	21.263	11.853	22.456	22.365	34.873
Fe(µg/g)	150.000	96.200	74.037	92.702	68.111	81.294	92.578	92.488
Mn(µg/g)	6.470	6.370	7.711	7.111	6.791	7.436	5.865	9.315
Zn(µg/g)	138.000	143.000	144.879	124.158	128.414	152.151	132.872	148.887
Ni(µg/g)	0.580	1.660	13.971	1.002	0.215	0.141	0.324	0.240
Co(µg/g)	1.280	0.820	1.099	0.856	0.776	0.668	0.844	0.842
Cr(µg/g)	0.940	0.550	0.674	0.275	0.338	0.599	0.376	0.499
As(µg/g)	1.538	2.420	0.379	0.263	0.280	0.295	0.386	0.000
Cu(µg/g)	1.097	2.370	0.991	0.889	1.479	1.230	0.990	1.398
Pb(µg/g)	0.280	0.160	0.000	0.050	0.047	0.213	0.000	0.167
Cd(µg/g)	0.365	0.080	0.062	0.221	0.000	0.368	0.113	0.000

Punto	B3							
Muestra	Branquias							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Peso húmedo	18.80	18.40	18.30	24.20	17.80	15.10	23.20	21.00
Peso seco	5.6477	5.4246	4.6163	6.3372	4.2453	3.8140	5.2307	5.1969

Concentración en peso húmedo = (concentración en peso seco * % seco) / 100
donde:
% seco = 100 - % humedad
% humedad = ((peso seco - peso húmedo) / peso húmedo) *100

Punto	B3							
Muestra	Branquias(peso húmedo)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	6.519	4.835	4.391	5.568	2.827	5.672	5.042	8.630
Fe(µg/g)	45.061	28.361	18.676	24.276	16.245	20.533	20.873	22.888
Mn(µg/g)	1.944	1.878	1.945	1.862	1.620	1.878	1.322	2.305
Zn(µg/g)	41.457	42.159	36.547	32.513	30.627	38.431	29.957	36.845
Ni(µg/g)	0.174	0.489	3.524	0.263	0.051	0.036	0.073	0.059
Co(µg/g)	0.385	0.242	0.277	0.224	0.185	0.169	0.190	0.208
Cr(µg/g)	0.282	0.162	0.170	0.072	0.081	0.151	0.085	0.123
As(µg/g)	0.462	0.713	0.096	0.069	0.067	0.074	0.087	0.000
Cu(µg/g)	0.330	0.699	0.250	0.233	0.353	0.311	0.223	0.346
Pb(µg/g)	0.084	0.047	0.000	0.013	0.011	0.054	0.000	0.041
Cd(µg/g)	0.110	0.024	0.016	0.058	0.000	0.093	0.026	0.000

Músculo del punto B3 (río Boeza)

Punto	B3							
Muestra	Músculo(peso seco)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	4.200	3.110	10.484	19.314	2.085	0.563	0.000	1.084
Fe(µg/g)	20.500	24.800	19.927	22.303	13.124	9.926	18.555	22.392
Mn(µg/g)	0.570	1.920	0.890	0.238	1.167	0.817	0.301	0.361
Zn(µg/g)	19.000	15.600	17.769	15.702	14.145	11.977	16.417	15.872
Ni(µg/g)	0.330	0.150	1.841	0.071	0.000	0.187	0.000	0.000
Co(µg/g)	0.500	0.350	0.319	0.084	0.103	0.118	0.186	0.153
Cr(µg/g)	0.330	0.140	0.304	0.113	0.000	0.113	0.084	0.038
As(µg/g)	0.790	2.110	0.683	0.427	0.568	0.167	0.000	0.000
Cu(µg/g)	1.265	3.390	0.938	0.957	0.818	0.845	1.104	1.169
Pb(µg/g)	0.111	0.130	0.000	0.000	0.000	0.021	0.000	0.401
Cd(µg/g)	0.090	0.010	0.000	0.089	0.000	0.000	0.000	0.000

Punto	B3							
Muestra	Músculo							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Peso húmedo	10.00	10.00	8.00	20.00	20.00	20.00	20.00	20.00
Peso seco	1.2739	2.1078	1.8474	4.7586	4.4126	4.5420	4.5899	4.6950

Concentración en peso húmedo = (concentración en peso seco * % seco) / 100
donde:
% seco = 100 - % humedad
% humedad = ((peso seco - peso húmedo) / peso húmedo) *100

Punto	B3							
Muestra	Músculo(peso húmedo)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	0.535	0.656	2.421	4.595	0.460	0.128	0.000	0.255
Fe(µg/g)	2.611	5.227	4.602	5.307	2.895	2.254	4.258	5.256
Mn(µg/g)	0.073	0.405	0.206	0.057	0.257	0.186	0.069	0.085
Zn(µg/g)	2.420	3.288	4.103	3.736	3.121	2.720	3.768	3.726
Ni(µg/g)	0.042	0.032	0.425	0.017	0.000	0.042	0.000	0.000
Co(µg/g)	0.064	0.074	0.074	0.020	0.023	0.027	0.043	0.036
Cr(µg/g)	0.042	0.030	0.070	0.027	0.000	0.026	0.019	0.009
As(µg/g)	0.101	0.445	0.158	0.101	0.125	0.038	0.000	0.000
Cu(µg/g)	0.161	0.715	0.217	0.228	0.180	0.192	0.253	0.274
Pb(µg/g)	0.014	0.027	0.000	0.000	0.000	0.005	0.000	0.094
Cd(µg/g)	0.011	0.002	0.000	0.021	0.000	0.000	0.000	0.000

Hígado del punto B0 (río Boeza)

Punto	B0							
Muestra	Hígado (peso seco)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	10.100	11.200	5.418	17.052	3.282	34.126	9.232	13.612
Fe(µg/g)	743.000	909.000	590.211	794.690	413.560	631.407	679.175	866.682
Mn(µg/g)	8.750	18.200	6.335	18.010	10.104	9.636	14.428	13.232
Zn(µg/g)	166.000	148.000	104.578	119.229	127.404	125.252	129.276	136.143
Ni(µg/g)	2.690	0.840	2.325	0.822	0.542	0.734	1.245	1.415
Co(µg/g)	3.930	2.350	3.309	3.941	5.187	3.348	4.679	4.762
Cr(µg/g)	1.110	0.340	0.259	0.178	0.000	0.259	0.221	0.240
As(µg/g)	0.072	3.090	0.991	0.000	0.000	0.200	0.528	0.000
Cu(µg/g)	258.000	176.000	92.999	226.191	143.472	136.731	220.597	212.063
Pb(µg/g)	0.140	0.200	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.107
Cd(µg/g)	0.933	1.690	0.248	0.731	1.130	1.285	0.697	1.190

Punto	B0							
Muestra	Hígado							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Peso húmedo	9.00	9.00	7.70	11.30	5.10	10.70	16.00	8.80
Peso seco	1.9966	1.9286	1.6357	2.4074	1.0975	2.2886	3.4650	2.0078

Concentración en peso húmedo = (concentración en peso seco * % seco) / 100
donde:
% seco = 100 - % humedad
% humedad = ((peso seco - peso húmedo) / peso húmedo) *100

Punto	B0							
Muestra	Hígado (peso húmedo)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	2.241	2.400	1.151	3.633	0.706	7.299	1.999	3.106
Fe(µg/g)	164.830	194.789	125.378	169.304	88.997	135.050	147.084	197.741
Mn(µg/g)	1.941	3.900	1.346	3.837	2.174	2.061	3.125	3.019
Zn(µg/g)	36.826	31.715	22.215	25.401	27.417	26.790	27.996	31.062
Ni(µg/g)	0.597	0.180	0.494	0.175	0.117	0.157	0.270	0.323
Co(µg/g)	0.872	0.504	0.703	0.840	1.116	0.716	1.013	1.086
Cr(µg/g)	0.246	0.073	0.055	0.038	0.000	0.055	0.048	0.055
As(µg/g)	0.016	0.662	0.211	0.000	0.000	0.043	0.114	0.000
Cu(µg/g)	57.236	37.715	19.756	48.189	30.875	29.245	47.773	48.384
Pb(µg/g)	0.031	0.043	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.024
Cd(µg/g)	0.207	0.362	0.053	0.156	0.243	0.275	0.151	0.271

Branquias del punto B0 (río Boeza)

Punto	B0							
Muestra	Branquias(peso seco)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	43.500	37.400	160.134	16.486	51.137	26.188	21.047	15.417
Fe(µg/g)	377.000	366.000	383.001	552.015	71.593	67.356	251.007	262.998
Mn(µg/g)	21.600	25.300	28.202	57.853	37.431	66.739	49.793	51.871
Zn(µg/g)	204.000	242.000	179.586	176.608	175.615	215.809	152.887	266.851
Ni(µg/g)	1.390	2.020	17.155	0.566	0.127	0.869	0.858	1.318
Co(µg/g)	2.160	0.990	1.638	1.999	2.015	1.183	1.910	1.795
Cr(µg/g)	0.940	0.570	0.508	0.272	0.328	0.283	0.202	0.415
As(µg/g)	0.831	3.500	0.075	0.000	0.363	0.782	0.218	0.000
Cu(µg/g)	1.730	3.566	1.335	0.515	1.533	1.087	0.914	1.363
Pb(µg/g)	0.400	0.420	0.021	0.000	0.006	0.014	0.000	0.000
Cd(µg/g)	0.396	0.790	0.498	0.079	0.018	0.539	0.079	0.000

Punto	B0							
Muestra	Branquias							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Peso húmedo	14.80	16.70	14.30	22.50	10.40	22.40	32.60	19.00
Peso seco	4.6397	5.1636	3.6040	5.5941	4.2749	5.0703	8.3108	4.9017

Concentración en peso húmedo = (concentración en peso seco * % seco) / 100
donde:
% seco = 100 - % humedad
% humedad = ((peso seco - peso húmedo) / peso húmedo) *100

Punto	B0							
Muestra	Branquias (peso húmedo)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	13.637	11.564	40.358	4.099	21.020	5.928	5.366	3.977
Fe(µg/g)	118.187	113.166	96.527	137.246	29.428	15.246	63.990	67.849
Mn(µg/g)	6.771	7.823	7.108	14.384	15.386	15.107	12.694	13.382
Zn(µg/g)	63.953	74.826	45.261	43.909	72.186	48.849	38.976	68.843
Ni(µg/g)	0.436	0.625	4.324	0.141	0.052	0.197	0.219	0.340
Co(µg/g)	0.677	0.306	0.413	0.497	0.828	0.268	0.487	0.463
Cr(µg/g)	0.295	0.176	0.128	0.068	0.135	0.064	0.051	0.107
As(µg/g)	0.260	1.082	0.019	0.000	0.149	0.177	0.055	0.000
Cu(µg/g)	0.542	1.103	0.337	0.128	0.630	0.246	0.233	0.352
Pb(µg/g)	0.125	0.130	0.005	0.000	0.003	0.003	0.000	0.000
Cd(µg/g)	0.124	0.244	0.125	0.020	0.008	0.122	0.020	0.000

Músculo del punto B0 (río Boeza)

Punto	B0							
Muestra	Músculo(peso seco)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	2.946	7.570	17.447	11.605	0.933	0.522	0.546	2.000
Fe(µg/g)	21.675	19.900	39.041	27.911	11.739	16.246	10.252	22.889
Mn(µg/g)	0.776	1.000	1.567	0.816	1.665	1.250	0.274	1.049
Zn(µg/g)	18.800	16.400	21.688	15.579	18.625	12.966	14.962	16.149
Ni(µg/g)	0.278	1.250	0.663	2.714	0.000	0.040	0.192	0.331
Co(µg/g)	0.279	0.310	0.449	0.173	0.430	0.275	0.170	0.268
Cr(µg/g)	0.177	0.330	0.417	0.081	0.028	0.057	0.088	0.184
As(µg/g)	0.241	2.960	0.000	0.000	0.135	0.441	0.366	0.000
Cu(µg/g)	1.244	3.213	1.456	0.635	1.268	1.003	0.774	1.168
Pb(µg/g)	0.063	0.110	0.000	0.000	0.080	0.003	0.012	0.228
Cd(µg/g)	0.013	0.130	0.197	0.031	0.000	0.000	0.178	0.100

Punto	B0							
Muestra	Músculo							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Peso húmedo	11.00	10.00	36.00	22.00	20.00	20.00	20.00	20.00
Peso seco	2.5405	2.5718	6.8791	4.7860	2.3376	4.6905	4.6713	4.4084

Concentración en peso húmedo = (concentración en peso seco * % seco) / 100
donde:
% seco = 100 - % humedad
% humedad = ((peso seco - peso húmedo) / peso húmedo) *100

Punto	B0							
Muestra	Músculo (peso húmedo)							
Campaña	j07	s07	j08	s08	j09	s09	j10	s10
Al(µg/g)	0.680	1.947	3.334	2.525	0.109	0.122	0.128	0.441
Fe(µg/g)	5.006	5.118	7.460	6.072	1.372	3.810	2.394	5.045
Mn(µg/g)	0.179	0.257	0.299	0.177	0.195	0.293	0.064	0.231
Zn(µg/g)	4.342	4.218	4.144	3.389	2.177	3.041	3.495	3.559
Ni(µg/g)	0.064	0.321	0.127	0.590	0.000	0.009	0.045	0.073
Co(µg/g)	0.064	0.080	0.086	0.038	0.050	0.064	0.040	0.059
Cr(µg/g)	0.041	0.085	0.080	0.018	0.003	0.013	0.021	0.041
As(µg/g)	0.056	0.761	0.000	0.000	0.016	0.103	0.085	0.000
Cu(µg/g)	0.287	0.826	0.278	0.138	0.148	0.235	0.181	0.257
Pb(µg/g)	0.015	0.028	0.000	0.000	0.009	0.001	0.003	0.050
Cd(µg/g)	0.003	0.033	0.038	0.007	0.000	0.000	0.042	0.022

ANEXO 8.D. RESULTADOS DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES OBTENIDA FRENTE AL LABORATORIO COMPARATIVO

Muestra de branquia del punto T4 en la campaña 1 (junio 2010) (metales en µg/g peso seco):

Laboratorio	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
IGME	42.25	156.56	15.72	177.23	0.80	1.08	0.07	0.69	1.43	0.00	0.42
UCM	21.9±2.2	94.6±4.7	11.0±0.3	148±15	< 0.5	0.59±0.03	< 0.25	< 0.5	1.40±0.10	< 0.25	< 0.5

Muestra de hígado del punto T4 en la campaña 8 (junio 2010) (metales en µg/g peso seco):

Laboratorio	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
IGME	3.49	636	9.8	137	0.0236	1.67	0.15	0.00	127	0.2879	0.2949
UCM	7.3±0.7	564±56	7.7±0.8	136±14	< 1.0	1.5±0.2	< 1.0	< 2.0	121±12	< 2.0	< 1.0

Muestra de hígado del punto B3 en la campaña 8 (junio 2010) (metales en µg/g peso seco):

Laboratorio	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
IGME	6.92	755	8.56	118	0.1638	2.42	0.25	0.00	89.5	0.1822	0.0266
UCM	11±1	676±68	7.0±0.7	115±12	< 1.0	2.2±0.2	< 1.0	< 2.0	79±8	< 2.0	< 1.0

Muestra de branquias del punto B3 en la campaña 8 (junio 2010) (metales en µg/g peso seco):

Laboratorio	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
IGME	34.87	93	9.32	149	0.2396	0.84	0.4989	0.00	1.40	0.1673	0.00
UCM	52±5	93±9	7.5±0.7	142±14	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 2.0	1.3±0.1	< 2.0	< 1.0

Muestra de branquias del punto B0 en la campaña 8 (junio 2010) (metales en µg/g peso seco):

Laboratorio	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
IGME	15.41	263	51.87	267	1.3183	1.80	0.4151	0.00	1.36	0.00	0.00
UCM	19±2	238±24	41±4	256±26	1.3±0.1	1.7±0.2	< 1.0	< 2.0	1.2±0.1	< 2.0	< 1.0

Muestra de músculo del punto B3en la campaña 8 (junio 2010) (metales en µg/g peso seco):

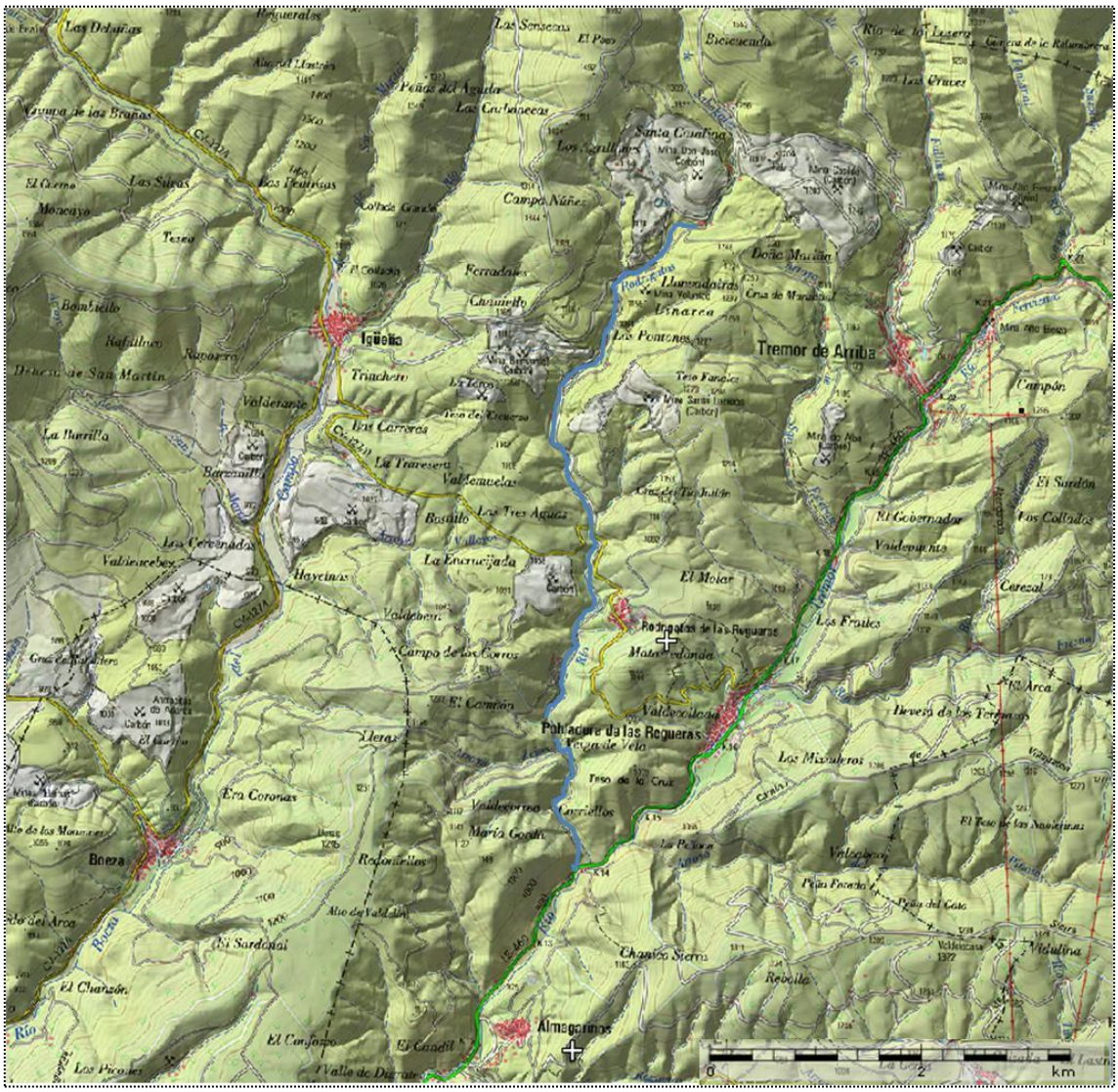
Laboratorio	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
IGME	1.08	22	0.36	16	0.00	0.15	0.0381	0.00	1.17	0.4005	0.00
UCM	5.4±0.5	14±1	< 1.0	17±2	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 2.0	1.4±0.1	< 2.0	< 1.0

Muestra de músculo del punto B0 en la campaña 8 (junio 2010) (metales en µg/g peso seco):

Laboratorio	Al	Fe	Mn	Zn	Ni	Co	Cr	As	Cu	Pb	Cd
IGME	1.99	23	1.05	16	0.3308	0.27	0.1840	0.00	1.17	0.2278	0.1001
UCM	2.5±0.2	16±2	1.0±0.1	18±2	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 2.0	1.3±0.1	< 2.0	< 1.0

ANEXO 9.A. MAPA DE LA CUENCA DEL ARROYO RODRIGATOS

(Fuente: *Instituto Geográfico Nacional, IGN*).


Iguelia
Tremor de Arriba
Rodrigatos de las Regueras
Almaguarinos
Boeza
Campo Núñez
Campón
El Molar
Los Frailes
Cerezal
Valderrodrigo
Valdeserrano
Carriellos
Mario Gordo
Redondillos
Era Coronas
Llera
Campo de los Cerros
Hayeinas
Valderrubio
Valderrebex
Valdeserrano
Valdeserrano
Valdeserrano

ANEXO 9.B. RESULTADOS DE LAS VARIABLES MEDIDAS EN EL DRENAJE DE MINA Y EN EL SISTEMA DE BALSAS SAPS

Nota: Entre paréntesis se presentan los valores exactos por debajo el límite de detección que son distintos de cero.

Punto	R3-B					
Campaña	s08	a09	j09	s09	a10	j10
pH	6.61	6.40	6.04	6.55	6.34	6.68
O_2(mg/L)	4.99	1.99	1.75	3.30	9.50	2.66
Tª(°C)	14.70	12.80	17.40	13.30	17.60	14.30
Eh(mv)	211.04	250.45	215.03	212.08	256.88	303.34
CE(µS/cm)	2230.00	2180.00	2210.00	2210.00	2400.00	2170.00
Turbidez(FTU)	6.43	0.09	4.58	6.67	33.57	29.86
Al(µg/L)	127.00	107.00	60.60	38.80	166.00	89.60
Fe(µg/L)	20770.00	18040.00	21400.00	12420.00	15930.00	16650.00
Mn(µg/L)	2699.00	2186.00	2400.00	1817.00	2252.00	2730.00
Zn(µg/L)	313.00	59.00	34.10	16.20	69.30	118.00
Ni(µg/L)	37.10	68.20	42.00	26.90	95.80	146.00
Co(µg/L)	16.50	32.50	20.00	12.10	43.20	65.10
Cr(µg/L)	< 4 (0.50)	1.55	< 0.1 (0.08)	< 2	< 0.1	< 0.1
As(µg/L)	6.85	5.70	6.23	5.23	5.01	5.63
Cu(µg/L)	< 1 (0.74)	< 0.2	< 0.2	< 0.4	0.90	0.41
Pb(µg/L)	< 1 (0.19)	< 0.4 (0.09)	< 0.4 (0.07)	< 0.4	< 0.4	< 0.4
Cd(µg/L)	< 1 (0.16)	< 0.4 (0.14)	< 0.4 (0.03)	< 0.8 (0.06)	< 0.4	0.96
TSS(mg/L)	39.60	65.40	38.30	25.70	3.70	61.30
SO_4^{2-}(mg/L)	1160.00	1400.00	1230.00	1180.00	1220.00	1220.00
HCO_3^-(mg/L)	178.00	110.00	182.00	210.00	138.00	144.00
Residuo seco(mg/L)	2114.40	1989.00	2094.00	1992.00	1880.40	2060.20
Na(mg/L)	11.30	20.00	11.20	11.60	11.00	11.00
K(mg/L)	6.45	5.00	7.64	6.90	6.38	6.55
Mg(mg/L)	178.00	148.00	180.00	179.00	168.00	124.00
Ca(mg/L)	288.00	290.00	284.00	249.00	257.00	272.00
V (µg/L)	-	< 1	< 0.2	-	-	-
Mo (µg/L)	-	< 1	0.36	-	-	-
Ag (µg/L)	-	< 0.4	< 0.2	-	-	-
Sb (µg/L)	-	< 0.4	< 0.2	-	-	-
Ba (µg/L)	-	16.40	15.70	-	-	-
Tl (µg/L)	-	< 0.4	< 0.2	-	-	-
Th (µg/L)	-	< 0.4	< 0.2	-	-	-
U (µg/L)	-	97	1.10	-	-	-
Hg (µg/L)	-	-	< 2	-	-	-
Be (µg/L)	-	-	< 0.2	-	-	-
Se (µg/L)	-	-	< 2	-	-	-

Punto	R3-S1					
Campaña	s08	a09	j09	s09	a10	j10
pH	-	-	6.70	7.04	6.79	6.98
O_2(mg/L)	-	-	0.27	0.31	3.16	0.22
Tª(°C)	-	-	17.80	16.80	18.00	15.90
Eh(mv)	-	-	-55.27	-37.52	-6.42	-28.85
CE(µS/cm)	-	-	2200.00	2200.00	2900.00	2180.00
Turbidez(FTU)	-	-	3.50	7.76	9.50	7.16
Al(µg/L)	-	-	16.10	< 4	7.57	4.30
Fe(µg/L)	-	-	116.00	< 60 (46.30)	83.69	80.20
Mn(µg/L)	-	-	999.00	460.00	84.00	59.10
Zn(µg/L)	-	-	33.80	6.18	17.00	5.00
Ni(µg/L)	-	-	< 0.8	< 1.6 (0.14)	< 0.8	< 0.8
Co(µg/L)	-	-	0.74	0.48	0.11	< 0.1
Cr(µg/L)	-	-	0.16	< 2 (0.01)	< 0.1	0.18
As(µg/L)	-	-	0.84	0.68	0.16	0.20
Cu(µg/L)	-	-	< 0.2	< 0.4	1.53	< 0.2
Pb(µg/L)	-	-	< 0.4 (0.25)	< 0.4 (0.05)	< 0.4	< 0.4
Cd(µg/L)	-	-	< 0.4 (0.01)	< 0.8 (0.01)	< 0.4	0.70
TSS(mg/L)	-	-	9.50	5.20	2.80	15.60
SO_4^{2-}(mg/L)	-	-	1250.00	1130.00	1060.00	1220.00
HCO_3^-(mg/L)	-	-	220.00	230.00	200.00	144.00
Residuo seco(mg/L)	-	-	2000.60	2011.40	1932.20	2037.20
Na(mg/L)	-	-	11.20	11.90	10.90	11.00
K(mg/L)	-	-	8.07	7.01	6.39	7.05
Mg(mg/L)	-	-	176.00	183.00	167.00	135.00
Ca(mg/L)	-	-	295.00	298.00	293.00	261.00
V (µg/L)	-	-	0.20	-	-	-
Mo (µg/L)	-	-	< 0.24	-	-	-
Ag (µg/L)	-	-	< 0.2	-	-	-
Sb (µg/L)	-	-	< 0.2	-	-	-
Ba (µg/L)	-	-	15.60	-	-	-
Tl (µg/L)	-	-	< 0.2	-	-	-
Th (µg/L)	-	-	< 0.2	-	-	-
U (µg/L)	-	-	< 0.2	-	-	-
Hg (µg/L)	-	-	< 2	-	-	-
Be (µg/L)	-	-	< 0.2	-	-	-
Se (µg/L)	-	-	< 2	-	-	-

Punto	R3-S2					
Campaña	s08	a09	j09	s09	a10	j10
pH	-	-	7.11	7.79	7.18	7.05
O_2(mg/L)	-	-	1.75	2.98	14.54	5.56
Tª(°C)	-	-	19.60	18.60	18.30	17.60
Eh(mv)	-	-	-29.61	103.14	277.36	372.88
CE(µS/cm)	-	-	2200.00	2180.00	2040.00	2130.00
Turbidez(FTU)	-	-	339.00	670.00	107.00	83.00
Al(µg/L)	-	-	14.00	< 4 (3.54)	5.14	3.61
Fe(µg/L)	-	-	102.00	< 60 (59.00)	105.00	37.70
Mn(µg/L)	-	-	968.00	473.00	88.60	61.00
Zn(µg/L)	-	-	40.50	8.88	4.75	6.00
Ni(µg/L)	-	-	< 0.8	< 1.6 (0.25)	< 0.8	< 0.8
Co(µg/L)	-	-	0.72	0.49	0.23	0.10
Cr(µg/L)	-	-	0.14	< 2 (0.14)	< 0.1	< 0.1
As(µg/L)	-	-	1.67	1.30	0.19	0.26
Cu(µg/L)	-	-	< 0.2	< 0.4	1.71	0.57
Pb(µg/L)	-	-	< 0.4 (0.14)	< 0.4 (0.06)	< 0.4	2.14
Cd(µg/L)	-	-	< 0.4 (0.01)	< 0.8 (0.01)	< 0.4	0.70
TSS(mg/L)	-	-	7.20	38.20	13.10	16.60
SO_4^{2-}(mg/L)	-	-	1220.00	1100.00	1080.00	1224.00
HCO_3^-(mg/L)	-	-	224.00	160.00	207.00	208.00
Residuo seco(mg/L)	-	-	2017.80	2104.60	1959.80	2077.60
Na(mg/L)	-	-	10.70	11.90	11.20	11.10
K(mg/L)	-	-	8.02	8.20	6.80	7.51
Mg(mg/L)	-	-	178.00	182.00	169.00	135.00
Ca(mg/L)	-	-	290.00	295.00	298.00	296.00
V (µg/L)	-	-	0.20	-	-	-
Mo (µg/L)	-	-	< 0.24	-	-	-
Ag (µg/L)	-	-	< 0.2	-	-	-
Sb (µg/L)	-	-	< 0.2	-	-	-
Ba (µg/L)	-	-	15.70	-	-	-
Tl (µg/L)	-	-	< 0.2	-	-	-
Th (µg/L)	-	-	< 0.2	-	-	-
U (µg/L)	-	-	< 0.2	-	-	-
Hg (µg/L)	-	-	< 2	-	-	-
Be (µg/L)	-	-	< 0.2	-	-	-
Se (µg/L)	-	-	< 2	-	-	-

Punto	R3-S					
Campaña	**s08**	**a09**	**j09**	**s09**	**a10**	**j10**
pH	7.32	7.04	7.30	7.56	7.54	7.24
O_2(mg/L)	3.69	6.67	4.08	5.35	11.50	3.68
Tª(°C)	17.40	15.50	16.90	21.50	18.60	16.30
Eh(mv)	102.03	276.44	393.40	342.98	205.14	235.85
CE(µS/cm)	2250.00	2180.00	2200.00	2150.00	2030.00	2170.00
Turbidez(FTU)	253.00	195.00	457.00	361.00	27.21	70.00
Al(µg/L)	60.20	15.30	12.50	< 4	< 2	6.87
Fe(µg/L)	407.00	5741.00	101.00	< 60 (47.30)	< 30	2204.00
Mn(µg/L)	3038.00	2090.00	935.00	454.00	1888.00	1430.00
Zn(µg/L)	76.60	29.70	75.70	15.00	39.70	36.20
Ni(µg/L)	< 4 (1.49)	61.50	< 0.8 (0.39)	< 1.6 (0.16)	82.60	60.00
Co(µg/L)	1.37	28.40	0.75	0.49	37.50	26.50
Cr(µg/L)	< 4 (1.14)	< 0.1 (0.08)	0.95	< 2 (0.05)	< 0.1	0.12
As(µg/L)	5.26	1.56	1.78	1.32	0.35	0.88
Cu(µg/L)	< 1 (0.78)	< 0.2	0.70	< 0.4	1.81	0.38
Pb(µg/L)	< 1 (0.37)	< 0.4 (0.09)	< 0.4 (0.18)	< 0.4 (0.08)	< 0.4	1.04
Cd(µg/L)	< 1 (0.11)	< 0.4 (0.10)	< 0.4 (0.01)	< 0.8 (0.004)	< 0.4	0.79
TSS(mg/L)	30.40	84.50	7.60	5.10	27.20	31.20
SO_4^{2-}(mg/L)	1070.00	1250.00	1210.00	1040.00	1080.00	1224.00
HCO_3^-(mg/L)	294.00	166.00	228.00	220.00	156.00	206.00
Residuo seco(mg/L)	2026.60	2046.80	2070.40	1967.40	1891.20	2084.20
Na(mg/L)	11.40	20.00	11.20	12.00	10.80	11.60
K(mg/L)	115.00	5.00	7.70	6.95	6.28	7.07
Mg(mg/L)	174.00	186.00	176.00	183.00	166.00	135.00
Ca(mg/L)	310.00	282.00	294.00	295.00	269.00	265.00
V (µg/L)	-	< 1	< 0.2	-	-	-
Mo (µg/L)	-	< 1	< 0.24	-	-	-
Ag (µg/L)	-	< 0.4	< 0.2	-	-	-
Sb (µg/L)	-	< 0.4	< 0.2	-	-	-
Ba (µg/L)	-	15.50	13.70	-	-	-
Tl (µg/L)	-	< 0.4	< 0.2	-	-	-
Th (µg/L)	-	< 0.4	< 0.2	-	-	-
U (µg/L)	-	< 0.4	< 0.2	-	-	-
Hg (µg/L)	-	-	< 2	-	-	-
Be (µg/L)	-	-	< 0.2	-	-	-
Se (µg/L)	-	-	< 2	-	-	-

ANEXO 9.C. RESULTADOS DE LAS VARIABLES MEDIDAS EN EL ARROYO RODRIGATOS

Nota: Entre paréntesis se presentan los valores exactos por debajo el límite de detección que son distintos de cero.

Variables en agua

Punto	R6					
Campaña	**s08**	**a09**	**j09**	**s09**	**a10**	**j10**
pH	-	7.04	6.55	-	7.36	6.50
O_2(mg/L)	-	9.97	8.45	-	13.06	7.03
Tª(°C)	-	12.20	18.00	-	13.20	10.00
Eh(mv)	-	451.90	476.58	-	432.16	457.54
CE(µS/cm)	-	57.00	84.00	-	64.00	83.00
Turbidez(FTU)	-	7.81	14.25	-	14.95	6.69
Al(µg/L)	-	45.20	41.60	-	62.60	27.10
Fe(µg/L)	-	84.50	111.00	-	84.40	49.70
Mn(µg/L)	-	63.00	92.80	-	39.00	49.70
Zn(µg/L)	-	94.50	64.50	-	34.50	26.40
Ni(µg/L)	-	4.24	3.70	-	3.24	4.52
Co(µg/L)	-	1.18	1.13	-	1.04	1.36
Cr(µg/L)	-	0.43	0.19	-	< 0.05	0.13
As(µg/L)	-	0.17	0.19	-	0.13	0.09
Cu(µg/L)	-	1.47	0.39	-	0.81	0.47
Pb(µg/L)	-	0.43	< 0.2 (0.15)	-	< 0.2	< 0.2
Cd(µg/L)	-	0.21	0.02	-	< 0.2	0.29
TSS(mg/L)	-	-	1.50	-	2.10	7.20
SO_4^{2-}(mg/L)	-	14.00	23.00	-	20.00	23.00
HCO_3^-(mg/L)	-	11.00	16.00	-	12.00	7.00
Residuo seco(mg/L)	-	48.60	58.40	-	42.80	55.40
Na(mg/L)	-	2.00	1.18	-	1.16	1.11
K(mg/L)	-	< 1	0.40	-	0.16	0.16
Mg(mg/L)	-	2.00	4.02	-	2.97	4.04
Ca(mg/L)	-	6.00	7.34	-	4.98	5.80
V (µg/L)	-	< 0.5	-	-	-	-
Mo (µg/L)	-	< 0.5	-	-	-	-
Ag (µg/L)	-	< 0.2	-	-	-	-
Sb (µg/L)	-	< 0.2	-	-	-	-
Ba (µg/L)	-	3.27	-	-	-	-
Tl (µg/L)	-	< 0.2	-	-	-	-
Th (µg/L)	-	< 0.2	-	-	-	-
U (µg/L)	-	< 0.2	-	-	-	-
Hg (µg/L)	-	-	-	-	-	-
Be (µg/L)	-	-	-	-	-	-
Se (µg/L)	-	-	-	-	-	-

Punto	R5					
Campaña	**s08**	**a09**	**j09**	**s09**	**a10**	**j10**
pH	7.26	7.54	6.76	7.20	7.44	7.00
O_2(mg/L)	7.82	9.61	8.34	7.81	14.65	6.95
Tª(°C)	15.60	13.70	18.20	17.10	12.70	11.00
Eh(mv)	491.37	420.78	362.43	346.25	337.53	397.79
CE(µS/cm)	1378.00	587.00	779.00	1376.00	501.00	542.00
Turbidez(FTU)	28.95	7.24	4.03	0.00	14.42	17.30
Al(µg/L)	104.00	130.00	110.00	25.00	60.50	47.20
Fe(µg/L)	38.70	53.30	83.20	19.80	26.60	45.20
Mn(µg/L)	898.00	502.00	576.00	682.00	368.00	380.00
Zn(µg/L)	122.00	80.00	59.00	36.40	41.00	36.40
Ni(µg/L)	104.00	55.40	61.70	57.10	37.90	36.00
Co(µg/L)	14.90	8.05	7.50	7.18	6.70	6.70
Cr(µg/L)	< 2 (0.12)	0.08	0.11	< 0.5 (0.02)	< 0.05	0.11
As(µg/L)	< 0.5 (0.17)	0.14	0.19	0.14	0.11	0.08
Cu(µg/L)	0.82	0.86	0.79	< 0.1 (0.02)	0.61	0.32
Pb(µg/L)	< 0.5 (0.05)	< 0.2 (0.11)	< 0.2 (0.04)	< 0.2 (0.02)	< 0.2	< 0.2
Cd(µg/L)	0.50	0.30	0.31	0.48	0.25	0.52
TSS(mg/L)	17.60	3.60	1.30	1.50	1.70	20.80
SO_4^{2-}(mg/L)	680.00	228.00	320.00	756.00	222.00	244.00
HCO_3^-(mg/L)	48.00	18.00	32.00	48.00	25.00	25.00
Residuo seco(mg/L)	10916.00	447.20	638.40	1081.20	342.80	375.80
Na(mg/L)	5.08	5.00	2.90	5.27	2.54	2.36
K(mg/L)	2.26	<1	2.17	1.68	0.70	0.71
Mg(mg/L)	119.00	47.00	60.00	117.00	38.10	40.80
Ca(mg/L)	131.00	44.00	64.20	130.00	36.00	37.80
V (µg/L)	-	< 0.5	< 0.05	-	-	-
Mo (µg/L)	-	< 0.5	0.58	-	-	-
Ag (µg/L)	-	0.20	< 0.05	-	-	-
Sb (µg/L)	-	< 0.2	< 0.05	-	-	-
Ba (µg/L)	-	8.71	34.60	-	-	-
Tl (µg/L)	-	< 0.2	< 0.05	-	-	-
Th (µg/L)	-	< 0.2	< 0.05	-	-	-
U (µg/L)	-	< 0.2	0.12	-	-	-
Hg (µg/L)	-	-	< 0.5	-	-	-
Be (µg/L)	-	-	< 0.05	-	-	-
Se (µg/L)	-	-	< 0.5	-	-	-

Punto	R4					
Campaña	s08	a09	j09	s09	a10	j10
pH	7.54	7.04	7.21	7.70	7.18	7.05
O_2(mg/L)	8.86	10.78	9.29	8.23	19.14	7.35
Tª(°C)	15.00	9.40	14.30	15.70	10.70	10.20
Eh(mv)	454.82	313.98	303.34	327.29	324.02	451.39
CE(µS/cm)	1097.00	641.00	807.00	1095.00	519.00	553.00
Turbidez(FTU)	5.25	7.17	4.87	2.54	12.72	23.72
Al(µg/L)	74.00	80.80	70.40	11.60	50.20	50.10
Fe(µg/L)	199.00	106.00	61.20	37.00	35.00	71.90
Mn(µg/L)	483.00	433.00	461.00	227.00	388.00	454.00
Zn(µg/L)	95.20	66.50	40.30	18.80	41.70	46.20
Ni(µg/L)	39.50	43.70	41.90	14.40	42.00	46.20
Co(µg/L)	8.00	8.57	7.99	3.28	8.85	10.80
Cr(µg/L)	< 2 (0.37)	0.08	0.16	< 0.5 (0.04)	< 0.05	0.05
As(µg/L)	< 0.5 (0.38)	0.18	0.23	0.34	0.10	0.12
Cu(µg/L)	0.64	1.09	0.32	0.12	1.34	0.87
Pb(µg/L)	< 0.5 (0.15)	< 0.2 (0.16)	< 0.2 (0.03)	< 0.2 (0.08)	< 0.2	< 0.2
Cd(µg/L)	< 0.5 (0.18)	0.27	0.21	< 0.2 (0.06)	0.23	0.54
TSS(mg/L)	3.50	9.00	2.50	0.80	4.60	24.30
SO_4^{2-}(mg/L)	420.00	240.00	372.00	460.00	220.00	240.00
HCO_3^-(mg/L)	97.00	38.00	60.00	120.00	34.00	39.00
Residuo seco(mg/L)	820.80	481.40	652.40	830.20	338.60	438.60
Na(mg/L)	6.67	6.00	3.58	6.72	3.03	2.82
K(mg/L)	3.64	1.00	1.44	2.18	1.01	0.86
Mg(mg/L)	88.40	51.00	62.80	85.30	39.40	41.10
Ca(mg/L)	106.00	51.00	70.00	110.00	39.30	41.10
V (µg/L)	-	< 0.5	< 0.05	-	-	-
Mo (µg/L)	-	< 0.5	0.47	-	-	-
Ag (µg/L)	-	0.56	1.10	-	-	-
Sb (µg/L)	-	< 0.2	< 0.05	-	-	-
Ba (µg/L)	-	9.87	20.20	-	-	-
Tl (µg/L)	-	< 0.2	< 0.05	-	-	-
Th (µg/L)	-	< 0.2	< 0.05	-	-	-
U (µg/L)	-	< 0.2	0.46	-	-	-
Hg (µg/L)	-	-	< 0.5	-	-	-
Be (µg/L)	-	-	< 0.05	-	-	-
Se (µg/L)	-	-	< 0.5	-	-	-

Punto	R2					
Campaña	**s08**	**a09**	**j09**	**s09**	**a10**	**j10**
pH	7.52	7.14	7.50	7.80	7.47	7.26
O_2(mg/L)	8.27	11.22	9.17	7.77	15.50	10.70
Tª(°C)	13.80	7.60	13.50	15.00	9.00	10.10
Eh(mv)	197.71	259.32	258.93	360.82	301.28	394.46
CE(µS/cm)	1171.00	702.00	870.00	1220.00	549.00	576.00
Turbidez(FTU)	17.88	32.30	36.71	23.25	18.71	22.22
Al(µg/L)	51.70	53.20	53.50	4.92	50.30	45.80
Fe(µg/L)	433.00	144.00	106.00	57.20	156.80	94.30
Mn(µg/L)	786.00	437.00	510.00	304.00	409.00	461.00
Zn(µg/L)	49.60	57.10	38.40	9.93	43.60	44.00
Ni(µg/L)	37.10	41.40	40.90	12.50	43.00	46.10
Co(µg/L)	8.68	8.27	8.23	3.90	9.31	10.90
Cr(µg/L)	< 2 (0.86)	0.07	0.45	< 0.5 (0.04)	< 0.05	< 0.05
As(µg/L)	0.75	0.19	0.26	0.34	0.14	0.11
Cu(µg/L)	0.86	1.92	0.29	< 0.1	0.72	0.58
Pb(µg/L)	< 0.5 (0.10)	< 0.2 (0.13)	< 0.2 (0.04)	< 0.2 (0.01)	< 0.2	< 0.2
Cd(µg/L)	< 0.5 (0.13)	< 0.2 (0.15)	0.20	< 0.2 (0.05)	0.23	0.54
TSS(mg/L)	11.10	14.10	5.70	1.40	7.10	19.00
SO_4^{2-}(mg/L)	430.00	276.00	348.00	556.00	252.00	254.00
HCO_3^-(mg/L)	106.00	42.00	64.00	140.00	38.00	35.00
Residuo seco(mg/L)	865.80	489.20	686.40	946.80	371.00	415.80
Na(mg/L)	5.97	6.00	4.81	7.25	3.16	2.92
K(mg/L)	3.06	1.00	1.66	2.95	0.98	0.93
Mg(mg/L)	91.90	55.00	66.30	94.20	41.00	42.40
Ca(mg/L)	117.00	59.00	79.40	127.00	43.80	43.40
V (µg/L)	-	< 0.5	< 0.05	-	-	-
Mo (µg/L)	-	< 0.5	0.63	-	-	-
Ag (µg/L)	-	< 0.2	0.31	-	-	-
Sb (µg/L)	-	< 0.2	< 0.05	-	-	-
Ba (µg/L)	-	10.40	18.50	-	-	-
Tl (µg/L)	-	< 0.2	< 0.05	-	-	-
Th (µg/L)	-	< 0.2	< 0.05	-	-	-
U (µg/L)	-	< 0.2	0.46	-	-	-
Hg (µg/L)	-	-	< 0.5	-	-	-
Be (µg/L)	-	-	< 0.05	-	-	-
Se (µg/L)	-	-	< 0.5	-	-	-

Punto	R1					
Campaña	s08	a09	j09	s09	a10	j10
pH	8.10	7.10	7.93	7.35	7.54	7.18
O_2(mg/L)	11.50	10.11	8.86	6.98	8.50	8.38
Tª(°C)	12.70	13.80	13.80	15.40	13.20	11.70
Eh(mv)	652.53	487.71	406.71	316.52	395.16	358.27
CE(µS/cm)	1232.00	669.00	969.00	834.00	508.00	536.00
Turbidez(FTU)	2.48	11.75	4.41	1000.00	23.15	19.63
Al(µg/L)	81.90	78.00	58.10	69.00	64.30	52.90
Fe(µg/L)	49.00	12.00	25.40	151.00	55.54	39.40
Mn(µg/L)	360.00	407.00	371.00	369.00	400.00	427.00
Zn(µg/L)	40.30	40.00	39.20	19.70	36.40	41.30
Ni(µg/L)	34.00	39.20	35.00	13.40	42.50	43.50
Co(µg/L)	4.89	8.38	7.28	3.62	9.34	10.60
Cr(µg/L)	< 2 (0.13)	0.06	< 2 (0.02)	0.09	< 0.05	< 0.05
As(µg/L)	< 0.5 (0.38)	0.17	< 0.5 (0.23)	0.39	0.16	0.51
Cu(µg/L)	< 0.5 (0.48)	0.79	< 0.5 (0.34)	0.90	0.67	0.81
Pb(µg/L)	0.07	0.39	< 0.5 (0.04)	0.22	< 0.2	< 0.2
Cd(µg/L)	< 0.5 (0.03)	< 0.2 (0.17)	< 0.5 (0.14)	< 0.2 (0.05)	0.20	0.51
TSS(mg/L)	2.40	15.50	5.30	1066.40	8.70	18.60
SO_4^{2-}(mg/L)	540.00	284.00	380.00	280.00	213.00	229
HCO_3^-(mg/L)	86.00	48.00	69.00	42.00	35.00	37
Residuo seco(mg/L)	893.00	468.80	738.20	1469.40	351.80	442.20
Na(mg/L)	6.44	6.00	5.27	5.32	3.16	2.95
K(mg/L)	15.50	1.00	1.83	6.97	0.96	0.94
Mg(mg/L)	96.20	51.00	74.20	53.50	36.40	38.40
Ca(mg/L)	125.00	55.00	96.30	77.90	41.20	41.20
V (µg/L)	-	< 0.5	-	-	-	-
Mo (µg/L)	-	0.52	-	-	-	-
Ag (µg/L)	-	2.46	-	-	-	-
Sb (µg/L)	-	< 0.2	-	-	-	-
Ba (µg/L)	-	10.20	-	-	-	-
Tl (µg/L)	-	< 0.2	-	-	-	-
Th (µg/L)	-	< 0.2	-	-	-	-
U (µg/L)	-	< 0.2	-	-	-	-
Hg (µg/L)	-	-	-	-	-	-
Be (µg/L)	-	-	-	-	-	-
Se (µg/L)	-	-	-	-	-	-

Punto	R0					
Campaña	**s08**	**a09**	**j09**	**s09**	**a10**	**j10**
pH	7.41	6.30	7.03	7.34	8.70	7.13
O_2(mg/L)	8.06	11.20	8.95	7.73	7.98	6.86
Tª(°C)	13.40	6.90	16.30	13.60	14.50	11.10
Eh(mv)	472.01	443.84	377.85	372.86	410.19	462.72
CE(µS/cm)	1046.00	560.00	693.00	1006.00	390.00	449.00
Turbidez(FTU)	3.96	9.93	3.31	2.20	21.80	17.33
Al(µg/L)	62.00	44.00	9.21	10.40	50.50	37.50
Fe(µg/L)	226.00	75.10	27.00	108.00	< 15	17.70
Mn(µg/L)	54.00	296.00	2.14	55.40	270.00	301.00
Zn(µg/L)	64.60	83.70	21.10	99.40	22.70	28.90
Ni(µg/L)	11.60	30.40	12.90	6.09	30.00	31.50
Co(µg/L)	1.62	6.00	0.17	0.75	6.22	6.75
Cr(µg/L)	< 2 (0.12)	0.32	0.31	< 0.5 (0.07)	< 0.05	< 0.05
As(µg/L)	0.50	0.18	0.19	0.21	0.12	0.12
Cu(µg/L)	0.79	0.50	< 0.1 (0.08)	1.21	0.63	0.56
Pb(µg/L)	< 0.5 (0.46)	< 0.2 (0.13)	< 0.2 (0.00)	13.10	< 0.2	< 0.2
Cd(µg/L)	< 0.5 (0.11)	< 0.2 (0.14)	< 0.2 (0.04)	< 0.2 (0.04)	< 0.2	0.42
TSS(mg/L)	0.60	4.80	4.60	3.20	1.70	13.90
SO_4^{2-}(mg/L)	42.00	245.00	158.00	440.00	162.00	182.00
HCO_3^-(mg/L)	72.00	35.00	50.00	70.00	33.00	36.00
Residuo seco(mg/L)	715.60	391.40	533.00	767.80	269.40	305.40
Na(mg/L)	5.70	6.00	4.91	6.40	2.98	2.83
K(mg/L)	3.29	1.00	2.10	2.29	0.99	0.87
Mg(mg/L)	77.70	43.00	50.90	73.30	26.30	31.50
Ca(mg/L)	101.00	47.00	64.60	104.00	30.80	34.10
V (µg/L)	-	< 0.5	< 0.05	-	-	-
Mo (µg/L)	-	< 0.5	0.72	-	-	-
Ag (µg/L)	-	< 0.2	1.69	-	-	-
Sb (µg/L)	-	< 0.2	< 0.05	-	-	-
Ba (µg/L)	-	10.30	33.20	-	-	-
Tl (µg/L)	-	< 0.2	< 0.05	-	-	-
Th (µg/L)	-	< 0.2	< 0.05	-	-	-
U (µg/L)	-	< 0.2	0.23	-	-	-
Hg (µg/L)	-	-	< 0.5	-	-	-
Be (µg/L)	-	-	< 0.05	-	-	-
Se (µg/L)	-	-	< 0.5	-	-	-

Variables en sedimento

Punto R6												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
s08	**Total**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Fracción I											
	Fracción II											
	Fracción III											
	Fracción IV											
	Fracción V											
a09	**Total**	73203.00	46728.00	497.00	98.20	28.30	13.60	49.90	10.70	20.30	16.30	0.03
	Fracción I	3.82	25.50	13.10	1.07	0.45	0.16	0.01	0.00	0.03	0.08	0.00
	Fracción II	156.00	135.80	99.20	10.10	2.86	2.39	0.16	0.30	0.72	1.08	0.00
	Fracción III	1749.00	10622.00	385.00	45.20	11.10	8.91	3.08	7.63	6.17	8.13	0.01
	Fracción IV	1268.00	1606.00	19.50	20.70	7.33	1.19	1.44	0.59	7.96	1.32	0.00
	Fracción V	50517.00	32625.00	119.00	57.70	20.60	4.33	52.40	7.66	10.90	9.10	0.00
j09	**Total**	78024.00	51622.00	605.00	110.00	34.50	16.40	59.30	13.10	21.70	18.30	0.05
	Fracción I	1.28	12.20	9.87	0.89	0.42	0.13	0.03	0.10	0.00	0.00	0.01
	Fracción II	115.00	55.68	42.10	4.82	1.88	0.59	0.12	0.13	0.37	0.38	0.01
	Fracción III	1606.00	8246.00	605.00	50.90	16.40	15.50	2.61	6.28	5.17	7.20	0.07
	Fracción IV	1418.00	1753.00	32.10	19.30	12.30	1.38	1.92	0.76	7.99	1.90	0.02
	Fracción V	50514.00	40766.00	167.00	63.20	19.70	5.50	53.80	13.85	12.30	10.20	0.00
s09	**Total**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
a10	**Total**	68527.00	42739.00	540.00	89.00	32.00	15.00	130.00	13.00	20.00	16.00	< 1
j10	**Total**	55801.00	32254.00	529.60	88.30	29.70	14.00	46.20	9.60	19.20	15.00	0.00

Punto R5												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
s08	**Total**	56500.00	41900.00	1130.00	154.00	96.00	31.80	51.60	8.80	20.00	15.00	0.13
	Fracción I	0.00	16.00	26.80	3.00	2.17	0.32	0.00	0.00	0.10	0.00	0.10
	Fracción II	198.00	128.00	98.10	18.50	12.50	0.67	0.06	0.26	2.20	0.37	0.06
	Fracción III	2276.00	9265.00	1166.00	110.00	88.70	43.10	2.80	6.51	15.70	8.43	0.22
	Fracción IV	687.00	371.00	22.30	19.30	5.55	1.24	1.00	0.40	11.60	1.09	0.00
	Fracción V	65695.00	33147.00	154.00	56.20	19.60	3.83	42.30	12.20	18.50	10.50	0.00
a09	**Total**	75903.00	45052.00	623.00	102.00	43.60	20.30	50.30	11.30	19.90	16.80	0.01
	Fracción I	4.46	23.60	11.90	2.09	0.79	0.13	0.03	0.18	0.02	0.10	0.00
	Fracción II	144.00	79.70	78.50	7.71	6.07	0.92	0.14	0.38	0.54	0.53	0.00
	Fracción III	2292.00	12231.00	581.00	65.00	33.50	25.20	3.64	7.87	8.71	10.30	0.12
	Fracción IV	1447.00	1271.00	18.70	17.70	8.12	1.04	1.68	0.82	7.06	1.21	0.00
	Fracción V	49705.00	29091.00	112.00	52.20	17.00	3.97	43.80	6.89	10.80	9.00	0.00
j09	**Total**	77489.00	47926.00	903.00	138.00	70.30	26.90	57.50	15.60	21.60	17.10	0.12
	Fracción I	1.42	10.50	10.20	1.37	0.74	0.14	0.03	0.14	0.01	0.04	0.04
	Fracción II	106.00	47.60	42.80	6.22	4.27	0.28	0.08	0.23	0.35	0.23	0.04
	Fracción III	1477.00	6806.00	783.00	65.30	45.30	24.40	1.94	5.27	4.75	5.98	0.16
	Fracción IV	1073.00	1132.00	24.20	16.10	8.71	1.13	1.33	0.54	5.70	1.26	0.02
	Fracción V	44241.00	24135.00	97.50	43.40	14.20	3.49	33.80	9.46	7.31	7.05	0.00
s09	**Total**	74980.00	50522.00	2199.00	220.00	156.00	50.00	56.20	13.50	24.10	19.80	0.68
a10	**Total**	68155.00	43789.00	730.00	99.00	48.00	23.00	132.00	12.00	20.00	16.00	22.00
j10	**Total**	77366.00	51523.00	1066.70	141.70	72.20	32.10	63.30	18.50	23.80	21.00	0.20

Punto R4												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
s08	**Total**	56800.00	35200.00	878.00	170.00	79.90	31.80	49.10	11.00	22.00	15.80	0.10
	Fracción I	3.20	16.00	41.60	2.91	1.34	0.61	0.00	0.00	0.10	0.00	0.06
	Fracción II	246.00	166.00	136.00	18.50	9.80	2.78	0.06	0.26	2.33	0.56	0.06
	Fracción III	2422.00	9752.00	723.00	123.00	63.90	38.60	2.80	6.51	14.60	9.24	0.17
	Fracción IV	863.00	687.00	22.20	24.70	6.51	1.52	1.00	0.40	15.50	1.18	0.03
	Fracción V	65747.00	26579.00	128.00	57.10	21.10	3.98	42.30	12.20	18.10	9.90	0.00
a09	**Total**	74485.00	37347.00	568.00	97.20	48.30	21.20	48.00	12.90	23.00	15.10	0.001
	Fracción I	3.20	22.40	10.20	2.03	0.88	0.21	0.03	0.08	0.07	0.15	0.00
	Fracción II	201.00	105.50	91.30	8.29	8.10	2.41	0.16	0.25	0.81	0.58	0.01
	Fracción III	2055.00	9974.00	519.00	60.10	37.70	31.99	2.90	7.89	7.88	8.95	0.10
	Fracción IV	1375.00	1547.00	18.80	17.60	9.16	2.27	1.60	0.59	10.70	1.30	0.00
	Fracción V	50046.00	25206.00	102.00	50.60	26.20	4.48	58.30	7.17	12.80	8.05	0.04
j09	**Total**	50891.00	43178.00	623.00	116.00	54.60	23.20	52.90	13.70	21.10	14.60	0.10
	Fracción I	1.24	12.40	8.31	0.73	0.54	0.18	0.03	0.04	0.00	0.04	0.04
	Fracción II	133.00	60.30	41.40	5.07	3.91	0.70	0.10	0.29	0.50	0.26	0.04
	Fracción III	1356.00	5993.00	591.00	54.10	33.80	22.50	1.59	5.12	5.22	5.96	0.12
	Fracción IV	933.00	1334.00	27.00	15.80	8.86	1.20	1.25	0.82	6.13	1.37	0.02
	Fracción V	35109.00	20983.00	89.10	39.80	12.80	3.17	27.70	8.02	6.87	5.60	0.00
s09	**Total**	77476.00	46266.00	806.00	133.00	72.20	28.30	56.70	15.10	23.60	20.10	0.14
a10	**Total**	67768.00	41248.00	706.00	115.00	58.00	27.00	142.00	13.00	21.00	16.00	< 1
j10	**Total**	56117.00	34653.00	691.80	124.30	60.50	26.70	48.90	13.50	20.00	19.40	0.20

Punto R2												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
s08	**Total**	58000.00	43000.00	994.00	147.00	87.30	29.80	55.40	11.00	21.90	16.30	0.01
	Fracción I	0.00	16.00	2.68	0.00	0.64	0.00	0.00	0.00	0.06	0.00	0.00
	Fracción II	249.00	201.00	99.30	17.90	12.30	0.70	0.10	0.00	2.46	0.34	0.06
	Fracción III	2036.00	9703.00	986.00	96.60	71.50	39.40	2.48	6.19	17.10	8.61	0.21
	Fracción IV	671.00	447.00	21.50	16.50	5.51	1.16	0.92	1.20	12.80	0.93	0.00
	Fracción V	70473.00	33939.00	166.00	60.60	21.90	4.03	45.50	14.30	20.30	11.20	0.00
a09	**Total**	78617.00	46267.00	632.00	131.00	53.80	24.40	54.30	14.90	23.40	17.20	0.51
	Fracción I	1.28	20.40	4.18	0.20	0.44	0.05	0.41	0.26	0.02	0.05	0.06
	Fracción II	230.00	113.00	110.00	14.80	9.15	2.00	0.21	0.19	1.05	0.55	0.18
	Fracción III	1436.00	6377.00	368.00	53.90	26.10	20.50	2.11	5.33	6.03	5.56	0.20
	Fracción IV	1412.00	1719.00	26.00	26.40	10.40	1.53	1.65	0.80	7.42	1.40	0.05
	Fracción V	64703.00	32413.00	141.00	74.30	26.10	4.99	58.90	10.10	16.10	10.80	0.62
j09	**Total**	77421.00	47986.00	679.00	134.00	62.00	25.50	56.20	15.20	23.10	18.30	0.42
	Fracción I	2.37	12.10	3.27	0.05	0.39	0.08	0.03	0.13	0.00	0.09	0.07
	Fracción II	182.00	77.90	52.40	8.59	5.79	0.82	0.13	0.26	0.62	0.34	0.14
	Fracción III	1588.00	7374.00	625.00	73.80	41.00	26.00	2.05	6.19	5.67	6.26	0.37
	Fracción IV	1222.00	1348.00	24.90	19.60	11.00	1.46	1.45	0.93	7.87	1.28	0.04
	Fracción V	56173.00	28458.00	130.00	51.30	17.80	4.23	40.00	19.60	9.11	9.73	0.00
s09	**Total**	75675.00	47227	948.00	146.00	76.5	30.00	55.10	11.4	22.80	18.50	0.32
a10	**Total**	73018.00	46596.00	775.00	121.00	60.00	27.00	145.00	14.00	57.00	20.00	< 1
j10	**Total**	51666.00	36030.00	713.80	135.80	63.50	29.10	51.20	13.80	23.20	20.70	0.20

Punto R1												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
s08	**Total**	84300.00	34300.00	634.00	246.00	144.00	57.90	55.90	14.40	38.20	21.10	0.81
	Fracción I	3.18	22.30	84.30	4.36	2.64	1.97	0.03	0.00	0.10	0.13	0.41
	Fracción II	308.00	308.00	224.00	38.80	18.20	12.60	0.70	0.00	2.13	1.33	0.25
	Fracción III	3112.00	12558.00	254.00	162.00	179.00	132.00	2.98	7.27	4.73	11.10	0.21
	Fracción IV	1697.00	2162.00	24.10	28.60	43.30	69.20	3.02	0.87	36.20	2.38	0.05
	Fracción V	62196.00	17685.00	82.00	48.10	24.90	7.42	41.70	12.20	16.50	10.00	0.00
a09	**Total**	69199.00	30914.00	459.00	100.00	43.80	19.10	44.00	13.60	21.00	15.80	0.57
	Fracción I	10.20	28.10	14.90	0.95	0.78	0.31	0.03	0.18	0.04	0.01	0.01
	Fracción II	200.00	125.00	135.00	12.40	8.10	3.46	0.20	0.54	0.79	0.84	0.04
	Fracción III	1896.00	10955.00	408.00	70.30	30.20	18.90	2.59	8.32	6.47	9.88	0.13
	Fracción IV	1588.00	2405.00	20.50	22.10	9.84	1.55	1.95	0.69	9.21	1.44	0.00
	Fracción V	58966.00	19619.00	78.30	47.30	22.00	3.81	53.10	7.03	10.10	8.86	0.10
j09	**Total**	59104.00	27264.00	437.00	70.60	31.80	12.40	39.30	11.80	18.10	13.80	0.11
	Fracción I	4.48	56.00	14.90	0.00	0.62	0.23	0.12	0.29	0.00	0.12	0.02
	Fracción II	15.00	0.00	119.00	3.05	2.34	1.21	0.04	0.55	0.26	0.25	0.04
	Fracción III	1130.00	4995.00	238.00	33.80	15.50	8.46	1.43	5.23	1.47	5.97	0.02
	Fracción IV	972.00	962.00	18.10	12.50	7.80	1.14	1.75	0.46	7.06	0.29	0.01
	Fracción V	35932.00	14850.00	65.60	25.60	12.40	2.46	27.60	9.15	7.51	6.14	0.05
s09	**Total**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
a10	**Total**	59089.00	36280.00	571.00	104.00	52.00	23.00	130.00	13.00	22.00	16.00	< 1
j10	**Total**	80635.12	42449.87	747.69	145.37	67.60	30.27	56.81	20.09	24.21	20.24	0.26

Punto R0												
Campaña	**Concentración**	**Al (µg/g)**	**Fe (µg/g)**	**Mn (µg/g)**	**Zn (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Co (µg/g)**	**Cr (µg/g)**	**As (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Pb (µg/g)**	**Cd (µg/g)**
s08	**Total**	55900.00	41500.00	1090.00	178.00	103.00	41.00	57.20	11.90	24.20	18.10	0.04
	Fracción I	3.19	16.00	37.70	2.01	1.63	0.45	0.00	0.00	0.16	0.00	0.10
	Fracción II	227.00	166.00	135.00	17.70	12.40	1.85	0.06	0.00	2.56	0.43	0.06
	Fracción III	2659.00	10340.00	1102.00	133.00	94.20	55.90	2.44	6.39	14.90	10.90	0.24
	Fracción IV	763.00	763.00	25.10	23.80	6.91	1.56	0.92	0.52	14.90	0.65	0.03
	Fracción V	74059.00	32838.00	161.00	66.80	24.50	4.45	48.10	15.70	20.50	12.90	0.00
a09	**Total**	81755.00	40127.00	635.00	137.00	66.00	28.80	56.80	15.30	22.30	18.40	0.16
	Fracción I	21.10	35.40	30.10	2.30	1.29	0.52	0.04	0.04	0.01	0.08	0.03
	Fracción II	163.00	90.90	81.80	9.62	6.24	1.59	0.14	0.50	0.51	0.55	0.02
	Fracción III	2456.00	9843.00	461.00	86.40	46.80	30.00	2.84	6.81	6.68	9.21	0.14
	Fracción IV	1479.00	1665.00	23.80	19.20	10.00	1.54	1.74	0.87	7.05	1.47	0.00
	Fracción V	65855.00	26422.00	117.00	60.00	29.20	5.18	64.60	8.99	12.10	10.50	0.00
j09	**Total**	82644.00	42731.00	807.00	156.00	83.10	32.40	58.70	17.40	23.20	19.40	0.28
	Fracción I	2.88	11.80	23.50	1.25	1.11	0.39	0.04	0.08	0.00	0.07	0.07
	Fracción II	105.00	57.40	67.40	8.50	5.79	1.01	0.09	0.29	0.43	0.27	0.07
	Fracción III	1609.00	6636.00	695.00	83.30	58.60	32.60	1.67	4.98	4.70	6.02	0.17
	Fracción IV	985.00	1321.00	28.20	18.60	11.01	1.56	1.22	1.01	6.00	0.93	0.03
	Fracción V	41328.00	26247.00	122.09	57.20	22.00	4.99	43.70	13.60	10.20	9.37	0.00
s09	**Total**	78943.00	41408.00	753.00	146.00	71.80	32.00	56.90	14.20	21.50	19.80	0.13
a10	**Total**	62907.00	35556.00	475.00	123.00	53.00	22.00	145.00	13.00	22.00	17.00	< 1
j10	**Total**	57630.00	34047.00	768.40	135.30	68.40	30.30	53.30	17.40	22.80	21.10	0.30

Listado de los taxones de macroinvertebrados identificados

Las siguientes tablas recogen el número de individuos hallados en cada campaña y la superficie muestreada.

Taxones en el punto R6				s08 (-)	a09 (2 m^2)	j09 (1 m^2)	s09 (-)	a10 (1.5m^2)	j10 (1.5 m^2)
Arthropoda									
	Arachnida								
		Acariformes							
			Hydracarina			+			
	Insecta								
		Coleoptera							
			Dryopidae			3			
			Dytiscidae			1			
			Hydraenidae			2			
		Diptera							
			Athericidae			9			
			Chironomidae		25	32		5	9
			Limoniidae						1
			Rhagionidae		1			1	
		Ephemeroptera							
			Baetidae		2	1		3	
		Hemiptera - Heteroptera							
			Mesoveliidae						1
		Lepidoptera							
			Pyralidae						2
		Plecoptera							
			Nemouridae		13	73		1	5
		Trichoptera							
			Limnephilidae		2	5			1
			Odontoceridae			1			
			Rhyacophilidae					2	
			Sericostomatidae		1	2		1	

Taxones en el punto R5				s08 (2 m^2)	a09 (2 m^2)	j09 (2 m^2)	s09 (2 m^2)	a10 (1.5m^2)	j10 (2 m^2)
Annelida									
	Oligochaeta								+
Arthropoda									
	Insecta								
		Coleoptera							
			Dryopidae			1			
			Dytiscidae	3					
			Hydraenidae				5		
			Hygrobiidae			1			
		Diptera							
			Chironomidae	15	1	5	6		5
			Limoniidae					2	3
			Simuliidae			2			
			Tipulidae				2		1
		Ephemeroptera							
			Baetidae	1		15	5		
		Hemiptera - Heteroptera							
			Notonectidae	1					
			Veliidae			1			
		Lepidoptera							
			Pyralidae						1
		Megaloptera							
			Sialidae	4	1	3	4		
		Odonata							
			Cordulegasteridae	1					
		Plecoptera							

			Nemouridae	14	7	34	40	1	12
		Trichoptera							
			Hydropsychidae	3	5	1	15	7	
			Limnephilidae	1	6	15	4	4	13
			Odontoceridae			1			
			Polycentropodidae	2		2			
			Rhyacophilidae	1		2		2	
Nematomorpha									
	Gordioidea								
		Gordea							
			Gordiidae				+		

Taxones en el punto R4				s08 (1 m^2)	a09 (2 m^2)	j09 (2 m^2)	s09 (1 m^2)	a10 (1.5 m^2)	j10 (2 m^2)
Annelida									
	Oligochaeta								
		Opisthopora							
			Lumbricidae		+			+	
Arthropoda									
	Arachnida								
		Acariformes							
			Hydracarina				+		
	Entognatha								
		Collembola			3	1			
	Insecta								
		Coleoptera							
			Dytiscidae	1		3			1
			Hydraenidae	1			1		
		Diptera							
			Chironomidae	1	1	238	76		25
			Limoniidae					1	3
			Rhagionidae					1	
			Tabanidae			1			
			Tipulidae	7		1	5		
		Ephemeroptera							
			Baetidae	7		2	7		8
		Hemiptera - Heteroptera							
			Gerridae		1	1			
			Veliidae			2			
		Megaloptera							
			Sialidae		15	11	7		1
		Odonata							
			Cordulegasteridae		2	1			
		Plecoptera							
			Nemouridae	39	29	4	90	18	7
			Perlodidae	1					
		Trichoptera							
			Hydropsychidae	40	14	2	16	14	1
			Limnephilidae	6	8	3	3	3	3
			Polycentropodidae	2					
			Rhyacophilidae	2				2	2
			Sericostomatidae		2				3
Nematomorpha									
	Gordioidea								
		Gordea							
			Gordiidae					+	

Taxones en el punto R2				s08 (1 m^2)	a09 (2 m^2)	j09 (2 m^2)	s09 (2 m^2)	a10 (1.5 m^2)	j10 (2 m^2)
Annelida									
	Oligochaeta								
		Opisthopora							
			Lumbricidae		+				
Arthropoda									
	Insecta								

		Coleoptera						
			Dytiscidae						1
			Hydraenidae				2		
		Diptera						
			Anthomyiidae		2				
			Chironomidae	18	2	12	41		18
			Culicidae			3	1		
			Limoniidae			5	8		1
			Simuliidae			2	17		
			Tabanidae		1	2			
			Tipulidae		1		6		
		Ephemeroptera						
			Baetidae						4
		Hemiptera - Heteroptera						
			Hydrometidae			1			
		Megaloptera						
			Sialidae	1		1	7		1
		Odonata						
			Cordulegasteridae				1		
		Plecoptera						
			Nemouridae		52			34	11
			Perlodidae			1			
		Trichoptera						
			Hydropsychidae		14			22	8
			Limnephilidae		11	16	14	5	2
			Rhyacophilidae						1
			Sericostomatidae					1	
Nematomorpha									
	Gordioidea								
		Gordea							
			Gordiidae					+	

Taxones en el punto R1				s08 (2 m^2)	a09 (2 m^2)	j09 (2 m^2)	s09 (2 m^2)	a10 (2 m^2)	j10 (2 m^2)
Annelida									
	Oligochaeta								
		Opisthopora							
			Lumbricidae				+	+	
Arthropoda									
	Arachnida								
		Acariformes							
			Hydracarina				+		
	Insecta								
		Coleoptera							
			Dytiscidae	3		2	1		
			Elmidae			2			
			Scirtidae		1				
		Diptera							
			Athericidae			1			
			Ceratopogonidae			1			
			Chironomidae	105		588	87		18
			Limoniidae	8	1	1	3	1	2
			Simuliidae	91		2	2		
			Tipulidae	16					
		Ephemeroptera							
			Baetidae	5	4	8	4		4
		Hemiptera - Heteroptera							
			Corixidae				1		
			Notonectidae	1					
		Lepidoptera							
			Pyralidae				1		
		Megaloptera							
			Sialidae	11	1	9	49		
		Odonata							
			Cordulegasteridae	2	2	4	1		
		Plecoptera							

			Nemouridae	2	2		193	10	
			Perlodidae	7					1
		Trichoptera							
			Glossosomatidae			1			
			Hydropsychidae	8	4		4	10	1
			Limnephilidae	14	13	7	11		3
			Odontoceridae			12			
			Rhyacophilidae	2				4	3
			Sericostomatidae	4	3	4			1
Mollusca									
	Gastropoda								
		Prosobranchia							
			Hydrobiidae			+			
Nematomorpha									
	Gordioidea								
		Gordea							
			Gordiidae					+	

Taxones en el punto R0				s08 (2 m^2)	a09 (1 m^2)	j09 (2 m^2)	s09 (2 m^2)	a10 (1.5 m^2)	j10 (2 m^2)
Annelida									
	Oligochaeta								
		Lumbriculida							
			Lumbriculidae		+		+		+
Arthropoda									
	Arachnida								
		Acariformes							
			Hydracarina		+			+	
	Insecta								
		Coleoptera							
			Dryopidae	1					
			Dytiscidae	3		1	7		1
			Hydraenidae	8		1	3		
			Hygrobiidae	1					
			Scirtidae				5		
		Diptera							
			Athericidae			2			1
			Blephariceridae	3					
			Ceratopogonidae					1	
			Chironomidae	31	6	32	115	4	40
			Dixidae				3		
			Empididae					1	
			Limoniidae	4	4	2	9	6	4
			Simuliidae	2		10			
			Tabanidae				1	1	
			Tipulidae	5			1	1	
		Ephemeroptera							
			Baetidae	21	13	183	23	10	87
			Heptageniidae		4		59	3	2
		Hemiptera - Heteroptera							
			Mesoveliidae						1
		Megaloptera							
			Sialidae	16	1		10	1	1
		Odonata							
			Cordulegasteridae	1	1	1	1		
		Plecoptera							
			Nemouridae	178	40	10	406	37	68
			Perlidae	1			2		
			Perlodidae	22	1	2			
		Trichoptera							
			Goeridae	1	1				
			Hydropsychidae	29	15	4	1	2	13
			Limnephilidae	6	17	4	3	4	1
			Polycentropodidae	2			1		
			Rhyacophilidae	9	3	3	1	1	10
			Sericostomatidae	3	3	2	4	4	3

Mollusca								
	Gastropoda							
		Basommatophora						
			Ancylidae			+			
Nematomorpha								
	Gordioidea							
		Gordea						
			Gordiidae		+				

ANEXO 9.D. RESULTADOS DE LAS VARIABLES MEDIDAS EN LOS PUNTOS ADICIONALES

Punto	R-A
Campaña	s08
pH	5.04
O_2(mg/L)	6.57
Tª(°C)	16.10
Eh(mv)	539.00
CE(µS/cm)	569.00
Turbidez(FTU)	2.61
Al(µg/L)	868.00
Fe(µg/L)	82.70
Mn(µg/L)	944.00
Zn(µg/L)	250
Ni(µg/L)	235
Co(µg/L)	19.40
Cr(µg/L)	0.09
As(µg/L)	0.21
Cu(µg/L)	2.44
Pb(µg/L)	0.11
Cd(µg/L)	1.08
TSS(mg/L)	0.70
SO_4^{2-}(mg/L)	170.00
HCO_3^-(mg/L)	10.00
Residuo seco(mg/L)	382.00
Na(mg/L)	3.98
K(mg/L)	1.96
Mg(mg/L)	47.80
Ca(mg/L)	31.30

Punto	BR
Campaña	a10
pH	7.10
O_2(mg/L)	9.55
Tª(°C)	11.70
Eh(mv)	433.27
CE(µS/cm)	1001.00
Turbidez(FTU)	38.55
Al(µg/L)	3.08
Fe(µg/L)	< 15
Mn(µg/L)	638.00
Zn(µg/L)	17.30
Ni(µg/L)	27.40
Co(µg/L)	10.10
Cr(µg/L)	< 0,05
As(µg/L)	0.44
Cu(µg/L)	0.67
Pb(µg/L)	< 0.2
Cd(µg/L)	< 0.2
TSS(mg/L)	0.90
SO_4^{2-}(mg/L)	370.00
HCO_3^-(mg/L)	180.00
Residuo seco(mg/L)	723.40
Na(mg/L)	6.64
K(mg/L)	2.46
Mg(mg/L)	79.10
Ca(mg/L)	95.10