

TESI DOCTORAL

Impacte de l'accident miner d'Aznalcóllar
sobre el riu Guadiamar.

Recuperació de la comunitat de macroinvertebrats i
bioacumulació
de metalls pesants

Carolina Solà Ortega

2004

DEPARTAMENT D'ECOLOGIA
UNIVERSITAT DE BARCELONA
Diploma d'Estudis Avançats en Ecologia
Bienni 1999-2001

Impacte de l'accident miner d'Aznalcóllar
sobre el riu Guadiamar.

Recuperació de la comunitat de macroinvertebrats i bioacumulació
de metalls pesants

Memòria presentada per Carolina Solà Ortega per optar al títol
de Doctora en Ciències Biològiques, i dirigida pel Dr. Narcís
Prat Fornells, del Departament d'Ecologia (U.B.)

Vist i plau del director de la tesi

Carolina Solà

Barcelona, maig de 2004

Dr. NARCÍS PRAT
Prof. Titular d'Ecologia.
Departament d'Ecologia, U.B.

*A la meva gran família,
en el sentit més ampli de la paraula*

*Gracias a la vida que me ha dado tanto.
Me ha dado la risa y me ha dado el llanto.
Así yo distingo dicha de quebranto,
los dos materiales que forman mi canto,
y el canto de ustedes que es el mismo canto
y el canto de todos, que es mi propio canto.*

Violeta Parra

Agraïments

Amb tot aquest temps de feina, són moltes les persones a qui, d'una manera o altra, vull agrair-los alguna cosa. Principalment per dos motius: per l'ajuda que m'han prestat en alguns aspectes d'aquest treball, des de donar-me un bon consell a deixar-me algun aparell..., i per la companyia i els bons moments d'aquest temps, tan importants per la vida!, tant en hores de feina com no. És clar que algunes persones han estat a prop en moments puntuals i altres durant tots aquests anys, algunes a l'inici i altres al final, algunes més intensament i altres que potser ni se'n recorden, i que moltes d'elles m'han ajudat a la vegada en l'aspecte professional i en el personal. A totes elles vull dir-los: **MOLTES GRÀCIES!!!**

... i també dir-los que, ara que ja he acabat, estic contenta d'haver reunit aquí tota la informació obtinguda durant els últims anys.

La llista és llarga, i abans de començar ja crec que algú em deixaré. Espero, però, poder-vos-ho agrair en persona a tots aquells a qui encara no he tingut ocasió de veure. Quina manera millor, si no? (els demés, ja ho sabeu! encara que espero poder seguir recordant-vos-ho)

Primer de tot, al meu director, en Narcís, per moltes raons, per haver confiat en mi, per haver-me tractat tan bé, i ara més al final, per la seva paciència i insistència en què d'aquí havia de sortir una tesi... Sense això, aquest treball ara no seria aquí! També, i molt especialment, a la resta del grup Ecobill, de qui valoro moltíssim el seu gran aspecte humà, a part de la feina realitzada, la Núria, la Mireia, la Rosa (què és pitjor, la gana o la calor?!), la Tura, la Maria, la Blanca, el Toni, el Cesc, el Raül, l'Esther i l'altra Núria. Les hores de lupes o davant de l'ordinador són més agradables amb tot(e)s vosaltres! ... i encara ens devem una sortida extra-departamental! Però en un departament tan gran la companyia s'estén... el Salva (sempre amb ànims), el Xavi (com pots assabentar-te de tot?), l'Olga, el Pere (olguismes *versus* "perismes"!), la Fiona, la Tània, la Marta, el Bernat, el Biel, el Gerardo, l'Agnés, la Laia, l'Elena, l'Oriol, l'Octavi, les Montses, la Mari, la Susana, l'Enrique, el Rafa, la Bet, l'Ainhoa, la Txell, el Vicenç, l'Òliver, la Teresa, el Marc, el Fede, el Jaume, el Miquel Àngel ... segur que me'n deixo, i falta el professorat!

Però a una segona casa, lluny d'aquí, també m'hi queden records. En primer lloc, per la Julia, súper-hospitalària, qui m'ha acompanyat des del principi fins al final. Al Marc, company de viatge i de camp, d'aquí i d'allà, i a la resta dels companys de feina de camp, tan dura a ple juliol!, l'Àngel, el Gonzalo, l'Eli-Isa, l'Eva, la Marta, la Rocío i sobretot, la Mari (*cuánto tiempo sin verte, ya!*). *Gracias por la compañía, las tapas, las horas al sol y los montones de análisis fisicoquímicos!* També al personal de l'Estación Biológica de Doñana, i als del Palacio,

especialment el Miguel Ángel, l'Antonio i l'Hugo (*Huges*), per ensenyar-nos els racons de Doñana i el Guadiamar, quan els llots quasi no deixaven veure res més...

I a tot el gran grup de treball, des dels primers *Seres Vivos*, fins al *Corredor Verde*, per totes les reunions on ens hem anat trobant, les jornades i alguns congressos, dels qui destaco, per tenir-hi més contacte, el Carlos Montes, també des del principi fins al final, el Miguel Delibes (*gracias por confiar en nosotros!*) i el Miguel Ferrer de l'EBD, i els grups aquàtics, de peixos (Carmen, Carlos, Teresa, *sabíais que los barbos del Guadiamar pasan hambre...?*), de cranc (l'Ángel, la Yolanda, la Marina) i d'amfibis (Ricardo, Miguel).

Però la feina feta té també moltes hores de laboratori, entre anàlisis de metalls i anàlisis de... més metalls! Gràcies a tot el personal dels Serveis Científicotècnics, la Glòria i l'Eli, per les recomanacions, i la Yolanda, el Santi, el Toni, el Paco, la Pili i l'altra Pili, per les hores compartides al costat d'una *poiyata* i per ensenyar-me tot el què sé sobre com moure's dins un laboratori!

I ara vénen els favors... qui té un liofilitzador? El Joan Grimalt en té un al CID-CSIC... gràcies! I d'allà van sortir els altres: gràcies també a la Montse, per la seva disponibilitat constant, al Xevi i al Xavi, que va haver-lo de buscar...!

I, on són les dades de cabals??? El periple ha estat llarg, i vull agrair a tots els qui heu patit les meves súpriques per arribar a aconseguir-los. La primera, la Marisol, per tota l'ajuda en aquest procés, i les mil explicacions de com coi funcionen els aquífers d'aquella zona. També el José i el Paco, que alguna cosa em van poder donar, i sobretot al Víctor, de la CHG, perquè sense els seus moviments encara no les tindria!

I les altres dades? Gràcies al personal de l'Oficina Tècnica del Corredor Verde del Guadiamar, l'Antonio, la Paqui, la Magdalena i el José Maria.

També, ja no a nivell personal, agrair el finançament rebut aquests anys, per part del CSIC i per part de l'OTCVG, sense el qual aquest estudi no s'hagués realitzat.

Al marge de la feina, el temps passat no sempre ha estat fàcil, vosaltres ho sabeu, amics. El camí val la pena (què bonics que són els estrets corriols a les muntanyes costerudes!..., i també les valls, i les planes, i els engorjats, i les cingleres...) i, per això, vull agrair-vos molt la vostra amistat, les excursions, els dinars o els sopars, les partides, les discussions, els partits, els e-mails... Hi sou tots, des de les terres de l'Ebre al cap de Creus, passant és clar per Barcelona, la Garriga, Breda,

Cornellà o el Figueró, amb algun salt a l'altre cantó de la península, o de l'Atlàntic... I també hi és la família, des de molt temps enrere, amb el suport incondicional i alguns consells, una àvia i un munt de germans (ostres mama, té mèrit!), i gràcies papa, també per la paciència per llegir-te la tesi i corregir-me tan de gust el català, la nostra llengua! Però especialment el David, amb qui he tingut xerrades de tot tipus que m'han ajudat molt a encarar aquest treball (quantes vegades t'ho he dit?), però sobretot perquè hi he compartit els últims anys, poc més temps que aquesta tesi, i perquè a partir d'ara hi compartiré una cosa més que una vida... una altra vida! I tot plegat em fa molta il·lusió.

A tots vosaltres: **gràcies!!!**

Índex

INTRODUCCIÓ GENERAL I OBJECTIUS	1
PRIMERA PART: El medi físic i químic	7
Capítol 1: El Marc Geogràfic	9
La conca del riu Guadiamar	11
L'accident i les mesures de restauració	14
Punts de mostreig	16
Èpoques de mostreig	19
Capítol 2: L'hàbitat a la conca del Guadiamar. Característiques i modificacions durant el període d'estudi	23
Introducció	25
Metodologia	26
Resultats	29
Discussió	33
Bibliografia	38
Annexos	43
Capítol 3: Caracterització fisicoquímica del riu Guadiamar durant el període d'estudi	47
Introducció	49
Metodologia	50
Resultats	55
Discussió	74
Bibliografia	81
Annexos	87
SEGONA PART: Les comunitats de macroinvertebrats	93
Capítol 4: Estructura, evolució i recuperació de la comunitat de macroinvertebrats del riu Guadiamar	95
Introducció	97
Metodologia	98
Resultats	101
Discussió	119
Bibliografia	126
Annexos	133

Capítol 5: Importància dels factors ambientals en determinar les comunitats de macroinvertebrats del riu Guadiamar: l'hàbitat físic <i>versus</i> la qualitat química de l'aigua i els sediments	139
Introducció	141
Metodologia	142
Resultats	144
Discussió	150
Bibliografia	155
Annexos	159
TERCERA PART: L'acumulació de metalls pesants en els macroinvertebrats	161
Capítol 6: La bioacumulació de metalls en macroinvertebrats. Anàlisi exploratòria de les dades, efecte del grup taxonòmic i dels hàbits alimentaris	163
Introducció	165
Metodologia	166
Resultats	169
Discussió	177
Bibliografia	181
Capítol 7: Evolució de la concentració de metalls en els macroinvertebrats del riu Guadiamar	185
Introducció	187
Metodologia	188
Resultats	189
Discussió	196
Bibliografia	200
Capítol 8: Les poblacions d' <i>Hydropsyche</i> spp (Trichoptera, Hydropsychidae) del riu Guadiamar. Acumulació de metalls pesants	205
Introducció	207
Metodologia	208
Resultats	210
Discussió	216
Bibliografia	221
Annexos	227
RESUM DELS RESULTATS I CONCLUSIONS PRINCIPALS	229
ANNEXOS GENERALS	233
1. Introducció als metalls	235
2. Llistat de publicacions sorgides d'aquest estudi	245

INTRODUCCIÓ GENERAL I OBJECTIUS

Introducció General i Objectius

L'estudi que teniu a les mans neix a partir de l'accident de les mines d'Aznalcóllar, l'abril de 1998, com a resposta a la necessitat d'avaluar una part dels danys produïts als ecosistemes aquàtics del riu Guadiamar. El vessament d'una gran quantitat de llots i aigües àcides fortament contaminades va provocar la destrucció de gran part de l'ecosistema aquàtic i del seu entorn immediat, tant per l'efecte físic de la riuada com per l'efecte tòxic de la contaminació. La recuperació natural de l'ecosistema semblava compromesa per la magnitud de l'accident i pel tipus de contaminació vessada: metalls pesants, tòxics per la biota i persistents a l'ecosistema. Això feia molt urgent la seva retirada, per evitar que la contaminació s'escampés a través de les xarxes tròfiques i pogués afectar, entre d'altres, fauna més allunyada com la del Parc Nacional de Doñana. Però la retirada mecànica dels llots vessats i la posada en marxa d'alguns sistemes de depuració de les aigües van tenir dues conseqüències immediates: d'una banda, malmetre encara més els hàbitats riparis i fluvials propis de la fauna terrestre i l'aquàtica, però d'altra banda, convertir aquell espai en una conca de bona qualitat, on es recuperés la funcionalitat d'un ecosistema fluvial. Per això, al marge de la neteja de la zona, s'engegà, d'una manera ferma i ambiciosa, un ampli programa de restauració de les riberes, les ribes i la llera, que incidiria en la geomorfologia, la qualitat química, la flora i la fauna. En definitiva, retornar la conca a un estat ecològic bo. Aquesta restauració, que inclou els aspectes abiòtics i biòtics de tota la conca, és excepcional a nivell mundial, ja que generalment les restauracions només es basen en alguns pocs aspectes d'alguns trams de riu.

Aquesta tesi pretén ser una contribució a l'estudi del procés de restauració ecològica del riu Guadiamar, en el sentit de valorar els efectes de l'accident miner i les actuacions posteriors de restauració, per mitjà del mesurament dels canvis i la recuperació de l'ecosistema. Pretén valorar fins a quin punt s'assoleix el principal objectiu de la restauració, que és dotar el Guadiamar d'un bon estat ecològic, i fins a quin punt els metalls pesants segueixen sent un impediment per l'assoliment d'una bona qualitat del medi cinc anys després de l'accident.

Què s'entén per un estat ecològic bo? La Directiva Marc de l'Aigua (DMA) defineix el bon estat ecològic com aquell en què tots els elements que conformen l'ecosistema aquàtic (sobretot els biològics) són propers als que hi hauria sense cap alteració humana. Cal mesurar, doncs, aspectes físics, químics i biològics del sistema, per integrar-los després en una valoració global. De fet la DMA distingeix entre l'estat químic (característiques fisicoquímiques generals i específiques) i l'estat ecològic (característiques biològiques i hidromorfològiques), i la suma dels dos estats seria el bon estat de la massa d'aigua corresponent, en aquest cas el riu Guadiamar. Aquí entenem l'estat ecològic de forma general, com una mesura de tots els components de l'ecosistema, biòtics i abiòtics. En aquest sentit, el treball present té la difícil tasca d'aglutinar aquells aspectes diferents de l'ecosistema aquàtic que puguin resumir bé les seves característiques principals, i permetin avaluar l'estat de l'ecosistema després de l'accident miner. No es tracta de l'estudi d'un aspecte concret de l'ecosistema, ans al contrari, és un estudi ampli que vol donar una visió de conjunt, i avaluar millor el procés de restauració ecològica del riu Guadiamar. Estudar un sistema complex té la dificultat de determinar els factors que hi intervenen, perquè sovint són molts i amb fortes interaccions entre ells, però té l'avantatge de proporcionar una visió global de l'estat ecològic.

Per això s'estudia tant el marc abiòtic com el biològic, ja que tots dos s'interaccionen i són vitals per a la mesura de l'estat de salut de l'ecosistema. La descripció del marc abiòtic s'ha centrat en els tres aspectes bàsics per a la caracterització d'un curs fluvial: la zona de ribera, els hàbitats físics fluvials i la qualitat fisicoquímica de l'aigua i dels sediments. Els tres aspectes es relacionen entre ells així com amb els éssers vius terrestres i aquàtics. Per exemple, la vegetació ripària té una important funció en l'ecosistema, motiu pel qual també és estudiada com a principal integrant de les riberes.

Els aspectes biològics s'han resumit a partir de l'estudi de la comunitat de macroinvertebrats aquàtics. Els macroinvertebrats són uns bons indicadors de la qualitat d'un sistema,

àmpliament utilitzats com a indicadors biològics en rius d'arreu del món. La seva posició intermèdia en la cadena tròfica general, entre els productors primaris i els grans depredadors com els peixos, les aus o els mamífers, els fan tenir un paper clau i els permeten ser un bon indicatiu de l'estat de salut de les comunitats biològiques del riu. És per aquest motiu que aquesta tesi es centra en l'estudi de la comunitat de macroinvertebrats, com a exemple de la vida dins aquest riu.

No hem d'oblidar, però, que la contaminació vessada durant l'accident miner és de tipus metàl·lic i, per tant, no biodegradable. Aquest tipus de contaminació té la particularitat de ser persistent i de bioacumular-se als organismes, i afectar, per això, les xarxes tròfiques fins i tot quan les concentracions ambientals de metalls són baixes. Aquest fet dóna una gran importància a l'acumulació de metalls per part dels organismes, i fa necessari que l'avaluació de l'estat de salut del Guadiamar ho tingui en compte. Per això, a més dels aspectes abiòtics i biòtics de l'ecosistema abans esmentats, l'avaluació final de l'estat del riu s'ha fet també mesurant l'acumulació de metalls pesants en els macroinvertebrats.

D'altra banda, tant el tipus de contaminació existent com les mesures de restauració fetes al llarg del temps fan que sigui important en tot l'estudi tenir en compte dues grans variables: l'espai i el temps. L'espai, per veure fins on s'estén la contaminació o la degradació tant del medi com de la biota, i per estudiar el procés de recuperació en els diferents trams de riu, de dalt a baix. El temps, per valorar l'extensió temporal de la contaminació i l'evolució, per extreure'n tendències i veure si actualment o en un futur, l'ecosistema tendeix a millorar.

Així doncs, aquesta tesi està organitzada en tres parts que responen als tres aspectes principals a tenir en compte per poder fer una avaluació global de l'ecosistema del Guadiamar: el medi físic i químic, les comunitats d'organismes macroinvertebrats aquàtics, i l'acumulació de metalls per aquests organismes. En cada part, els aspectes ja mencionats es tracten en capítols diferents, tot mantenint sempre la visió espaciotemporal. Els antecedents i la justificació concreta de cada apartat es troba a la introducció de cada capítol, motiu pel qual no ens estendrem més aquí.

D'aquesta manera, la primera part descriu el medi fisicoquímic del riu Guadiamar. Al Capítol 1 es dóna una idea general de la situació geogràfica de la conca del Guadiamar i les principals característiques, s'explica l'accident miner i els treballs principals de restauració, es situen els punts de mostreig i s'especifiquen les dates. El Capítol 2 parla del bosc i la zona de ribera i dels hàbitats fluvials, des d'un punt de vista físic. El Capítol 3 es centra en les característiques fisicoquímiques de l'aigua i dels sediments.

La segona part fa referència a les comunitats de macroinvertebrats. El Capítol 4 descriu les comunitats tant en l'espai com en el temps, mentre que el Capítol 5 les relaciona amb el medi físic, tot intentant buscar les causes que determinen aquestes comunitats.

La tercera part analitza l'acumulació de metalls pesants per part dels macroinvertebrats. El Capítol 6 explora les dades obtingudes per tal d'assegurar la robustesa de les conclusions que se n'extreguin, el Capítol 7 analitza els canvis espaciotemporals de les concentracions acumulades als macroinvertebrats i, finalment, el Capítol 8 analitza l'estat del riu Guadiamar a partir d'un taxó sentinella: el tricòpter *Hydropsyche*.

És clar, doncs, que aquesta tesi té tres grans objectius, que es resolen en cadascuna de les parts en què s'ha dividit l'estudi:

- Avaluar les característiques físiques i químiques del Guadiamar, marc on s'hi desenvoluparà la fauna, per veure els efectes de l'accident i de les mesures de restauració, i per valorar si les actuacions han estat o són adequades.
- Avaluar la biota aquàtica a partir de les comunitats de macroinvertebrats i determinar la distància amb comunitats de llocs no alterats, tot estudiant el procés de recuperació.
- Valorar els efectes de la contaminació metàl·lica sobre els éssers vius a partir de l'acumulació de metalls en macroinvertebrats per determinar l'evolució espaciotemporal de les quantitats acumulades a fi de revelar tendències a mitjà i llarg termini.

Ara bé, per tal de situar el lector en la problemàtica ambiental de la contaminació dels rius per metalls pesants, al final de la tesi, i com a annex, presentem una breu introducció als metalls, a la seva definició, classificació i toxicitat. D'aquesta manera, creiem contribuir a l'aclariment d'alguns aspectes a tractar més endavant d'una manera més fàcilment entenedora.

PRIMERA PART

El medi físic i químic

Capítol 1

El marc geogràfic

El Marc Geogràfic

LA CONCA DEL RIU GUADIAMAR

El riu Guadiamar neix a Sierra Morena, al sud-oest d'Andalusia, a 340 m d'altitud. Actualment, els 82 km del seu curs alt i mitjà drenen una conca de 1319 km², en reduir-se els 1880 km² originals de la conca degut a la canalització del tram baix (Borja et al., 2001). És l'últim afluent del Guadalquivir pel seu marge dret, on hi desemboca a través d'un canal artificial de més de 30 km de longitud, que eleven el recorregut total del Guadiamar a poc més de 110 km. El clima de tota la conca s'engloba dins el tipus mediterrani subhúmit, amb hiverns suaus i relativament plujosos i estius secs. Les temperatures mitjanes van des de 9°C el mes de gener a 27°C el juliol (Figura 1.1), però mentre que les temperatures mínimes inferiors a 0°C són rares, sovint als estius s'enregistren temperatures màximes superiors als 40°C (Borja et al., 2001). La precipitació mitjana anual és de 560 mm però presenta una gran variabilitat estacional (màxima al desembre, 80,7 mm, i mínima al juliol, 0,6 mm). Aquesta precipitació és semblant a tota la conca, malgrat que es pot apreciar un lleuger gradient creixent de sud a nord i d'oest a est d'acord amb l'orografia de la zona. En consonància amb el règim de precipitacions, el riu Guadiamar presenta un règim hidrològic torrencial, amb possibilitat d'un cabal, en

algunes èpoques, superior a 750 m³/s, mentre que en altres pot estroncar-se en determinats trams (Montes et al., 2000). A aquesta variabilitat estacional cal sumar-li la variabilitat interanual, ja que malgrat que les aportacions mitjanes anuals siguin de 209 hm³, s'han enregistrat mínims de 20 hm³ (1982/83) i màxims de 724 hm³ (1962/63) (Borja et al., 2001).

El curs alt del Guadiamar es situa sobre un terreny format principalment per pissarres del Paleozoic i cobert per bosc mediterrani de muntanya mitjana andalusa amb alzinars o deveses (*Quercus ilex*, *Q. rotundifolia*) i pinedes (autòctones i de plantació) acompanyats per diferents arbustos (arboç (*Arbutus unedo*), llentiscle (*Pistacea lentiscus*), estepes (*Cistus* sp.), etc.) (Borja et al., 2001; Gallart et al., 1999). A la xarxa fluvial, la vegetació està relativament ben conservada en aquells trams més abruptes, on destaquen algunes vernedes (*Alnus glutinosa*) i salzedes (*Salix* sp), o comunitats de baladre (*Nerium oleander*) en les lleres més pedregoses (Cabezudo et al., 2003). Els boscos de ribera es degraden progressivament amb la distància a les capçaleres. La banda occidental de la conca està situada dins de la franja pirítica ibèrica que,

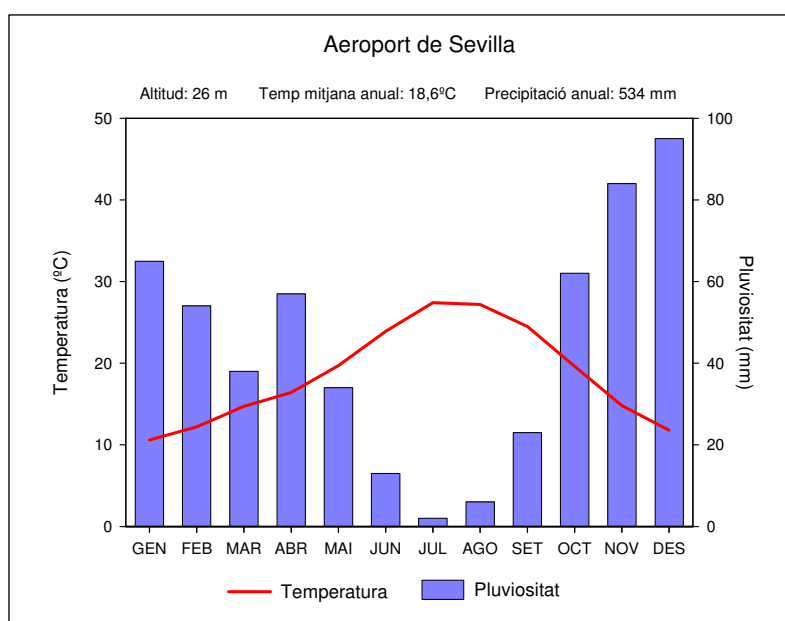


Figura 1.1. Diagrama ombrotèrmic de l'aeroport de Sevilla, en el període entre 1971 i 2000.

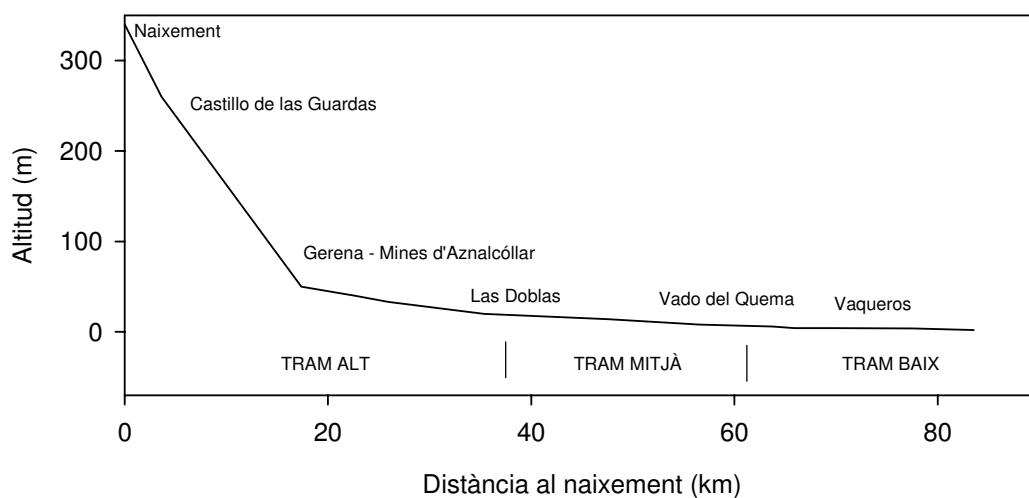


Figura 1.2. Desnivell del riu Guadiamar des del naixement a la desembocadura. S'indiquen els trams en què es pot dividir la conca (redibuixat de Gallart et al., 1999 amb dades afegides)

amb gairebé 8.000 km², s'estén des de Portugal fins a Sevilla (Alastuey et al., 1999), i és el motiu pel qual a la conca del Guadiamar (entre d'altres) s'ha desenvolupat una activitat minera important. Prop del naixement, la principal activitat humana és la ramaderia, però ja a uns 25 km aigües avall i al riu Agrio, afluent del Guadiamar, es situen les mines d'Aznalcóllar. En aquest tram alt, amb un pendent mitjà del 0,9% però que varia entre l'1,5% i el 0,2% (Figura 1.2), el canal fluvial passa pel centre d'una terrassa ben desenvolupada (T0), amb una plana d'inundació d'entre 50 i 200 m d'amplada i formada en superfície per gravetes i còdols de fins a 15 cm de diàmetre i composició variable, juntament amb sorres predominantment silíciques (Salvany et al., 2000 i 2001). En alguns trams, però, el riu passa encaixonat a través de congostos amb el substrat predominantment rocós, i s'obre pas després cap a planes més amples.

Al seu tram mitjà el Guadiamar travessa calcàries i margues blaves del Miocè, juntament amb abundants materials del Quaternari associats a l'evolució fluvial (IGME, 1970). La terrassa T0 es fa més estreta, i es converteix en un canal sinuós de 20 a 50 m d'amplada envoltat, de vegades, per dics naturals de sediments depositats (Gallart et al., 1999) per on s'hi encaixonava el riu, que aquí presenta un substrat amb una proporció de sorres més gran (Salvany et al., 2001). El pendent del riu disminueix dràsticament (Figura 1.2) mentre

augmenta l'amplada de la plana d'inundació i la sinuositat (Gallart et al., 1999). En aquest tram la vegetació autòctona és pràcticament inexistent per l'històric assentament de l'agricultura. Tan sols en alguns trams del riu, a les riberes s'hi conserven petites boscanes de freixes (*Fraxinus angustifolia*), oms (*Ulmus minor*) i salzes (*Salix* sp), mentre que a l'interior, i de forma dispersa, poden trobar-se racons amb alzinars, suredes i pinedes (Borja et al., 2001).

Finalment el tram baix del Guadiamar està format per materials fins d'ambients de maresma, amb argiles i llims de l'Holocè, i alguns nivells de bioclasts (Salvany et al., 2001). El pendent és molt baix (<0,02%) i, originàriament, el riu presentava una morfologia meandriforme i es subdividia en diferents canals. La vegetació aquí està lligada als ambients aquàtics, més o menys permanents (*Tipha* sp., *Phragmites* sp., *Scirpus* sp.) o no (*Salicornia* sp., *Hordeum* sp., *Plantago* sp.) (Borja et al., 2001).

La hidrografia del riu Guadiamar és asimètrica (Figura 1.3). En general, els afluent del marge dret són abundants i ben desenvolupats, mentre que els de l'esquerra són escassos i curts (Borja et al., 2001). El tram alt de l'eix principal del riu no està regulat ni s'hi troben modificacions importants de la seva geomorfologia, però el principal afluent, el riu Agrio, té un embassament de 40 hm³ que modifica fortament

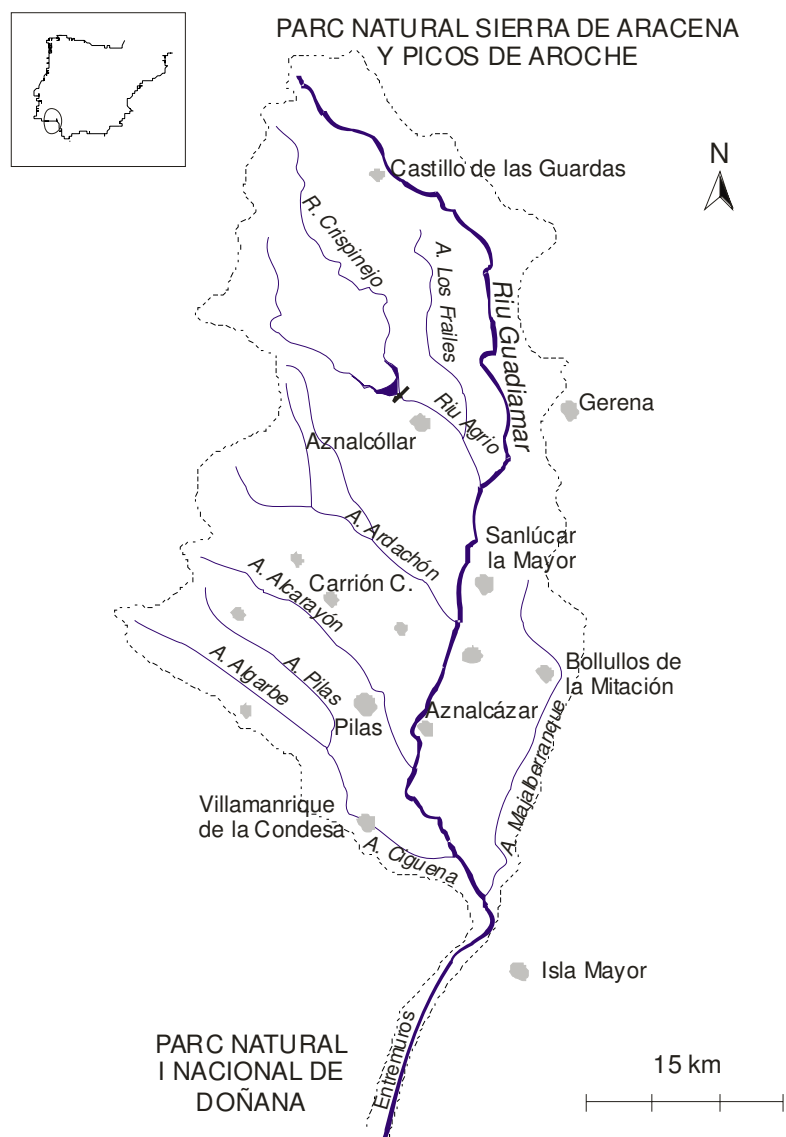


Figura 1.3. Esquema de la conca del riu Guadiamar. Es mostren els límits de la conca, els principals cursos d'aigua (A: arroyo), les principals poblacions i els parcs naturals i nacional del voltant.

el seu règim hidrològic (Gallart et al., 1999). A més a més, aigües avall d'aquest embassament el riu Agrio es troba totalment canalitzat i, al llarg de més d'un km passa per dins d'un tub per desembocar després dins el recinte de l'explotació minera d'Aznalcóllar (Schmidt et al., 2002). De tota manera, les transformacions més importants de la conca es troben al tram baix del Guadiamar, ja dins de la maresma. Originàriament el Guadiamar es dividia en dos braços: el dret desembocava a les maresmes de Doñana mentre que l'esquerra anava al Guadalquivir. Actualment, la maresma està intensament canalitzada a la zona del riu, i les aigües del Guadiamar són desviades directament al Guadalquivir a través de l'anomenada zona d'Entremuros: un canal de

34 km de llargada (canal d'aigües mínimes) que discorre entre dos murs separats aproximadament per 1 km (Gallart et al., 1999).

Les principals activitats humanes que es desenvolupen i històricament s'han desenvolupat a la zona són l'agricultura i la mineria. L'agricultura ocupa pràcticament la meitat de la superfície de la conca, i un 15% més és ocupat per plantacions forestals (Prados et al., 2003). Principalment es tracta d'agricultura de secà, que s'ubica fonamentalment al tram mitjà de la conca, mentre que l'agricultura de regadiu es concentra al sud. Durant els últims 25 anys s'ha experimentat una intensificació de les pràctiques agrícoles, cada cop més agressives

amb l'entorn, i un augment de la superfície destinada al conreu de l'arròs (Prados et al., 2003). D'altra banda, la mineria, tot i estar ben localitzada i ocupar una extensió molt més petita, és una activitat molt destacada pel fort impacte ecològic que té, el risc que genera el seu procés industrial i la dependència a què sotmet els trams inferiors de la conca (Montes et al, 2000). A la conca del Guadiamar hi ha una antiga mina abandonada des de 1963 al terme municipal de Castillo de las Guardas i propera al torrent Crispinejo, però és a Aznalcóllar on es troba l'explotació (activa fins el 2001) més important.

Les mines d'Aznalcóllar es troben situades a l'est de la franja pirítica ibèrica, zona de gran interès miner des de fa mil·lenis (van Geen et al., 1999). La seva explotació té un origen romà i ha estat més o menys activa fins a l'actualitat. El 1956 es va descobrir un important jaciment de pirita, zinc, plom i coure, però no va ser fins l'any 1979 que l'anomenada "Corta Aznalcóllar" va començar a ser explotada per la companyia Andaluza de Piritas S.A, empresa del Banco Central. El 1987 Andaluza de Piritas passà a ser de Boliden AB i, més endavant, de Boliden Apirsa S.L, que en serà la propietària fins a l'actualitat. El 1990 es descobreix un nou jaciment 1 km a l'est, la "Corta Los Frailes", que s'explotà a partir de 1997, pocs mesos després del final de l'explotació de la Corta Aznalcóllar (McDermott i Sibley, 2000). Els metalls d'interès s'extreuen polvoritzant i rentant el mineral, i separant-los per flotació, procés que origina una gran quantitat d'aigües àcides (Macpherson et al., 2001). Aquestes aigües, juntament amb els fangs residuals, s'emmagatzemen en unes grans basses de residus que ocupen una superfície de més de 160 hectàrees (Schmidt et al., 2002). En el moment de l'accident, de Los Frailes s'extreien unes 400.000 tones anuals de mineral (Grimalt et al., 1999).

L'ACCIDENT I LES MESURES DE RESTAURACIÓ

La matinada del 25 d'abril de 1998 van trencar-se 50 metres de la paret de la bassa de residus de les mines d'Aznalcóllar, situada sobre el riu Agrio entre 3 i 5 km abans de la unió amb el Guadiamar. Com a conseqüència, uns 4 hm³ d'aigua àcida (pH≈3) i 2 hm³ de llots altament

contaminats van ser abocats al riu Agrio, i d'aquest al Guadiamar (Grimalt et al., 1999). Les característiques mitjanes de les aigües i llots de la bassa de residus es troben a la Taula 1.1. En les hores següents la riuada tòxica va anar avançant, fins que després de la construcció de successives preses va poder ser retinguda. D'aquesta manera, els llots es van anar sedimentant fins a 40 km aigües avall, mentre que l'aigua encara va avançar 20 km més. Prop de la bassa, l'espessor de la capa de llots superava en molts punts els 1,7 m, mentre que desenes de km més avall era de pocs centímetres (Grimalt et al., 1999). Els llots abocats presentaven una granulometria molt fina (50% de les partícules <12 µm) i una elevada puresa en pirites (68-78%), que desencadenaren unes concentracions de sulfurs i metalls pesats molt elevades (un 35-40% de sulfurs, 34-37% de ferro, 8.000 mg/kg de zinc, 8.000 mg/kg de plom, 5.000 mg/kg d'arsènic, 2.000 mg/kg de coure, entre molts altres metalls) (CSIC, 1998). Es calcula que en total es van vessar unes 16.000 tones de zinc i plom, 10.000 tones d'arsènic, 4.000 tones de coure, 1.000 tones d'antimoni, 120 tones de cobalt, 100 tones de tali i bismut, 50 tones de cadmi i plata, 30 tones de mercuri i 20 tones de seleni i altres metalls (Grimalt et al., 1999). La major part d'aquests metalls en llots presentaven un elevat grau de mobilitat, motiu pel qual era molt important treure'ls del medi ràpidament (CSIC, 1998).

Taula 1.1. Característiques mitjanes de les aigües i llots de la bassa de residus de les mines d'Aznalcóllar (Arenas et al., 2001).

	Aigües de la bassa		Llots de la bassa	
pH		5,5		
Conductivitat	(mS/cm)	4,68		
Oxigen dissolt	(mg/l)	0,1		
Sòlids en suspensió	(mg/l)	26,9		
As	(mg/l)	0,27	(g/kg)	2,78
Cd	(mg/l)	0,85	(g/kg)	0,12
Zn	(mg/l)	463	(g/kg)	38,8
Cu	(mg/l)	0,021	(g/kg)	9,51
Fe	(mg/l)	138	(g/kg)	234
Mn	(mg/l)	92	(g/kg)	0,27
Hg	(mg/l)	<0,008	(g/kg)	0,05
Ni	(mg/l)	1,12	(g/kg)	0,003
Pb	(mg/l)	3,66	(g/kg)	39,9

Mesures d'urgència

Durant els dies i mesos posteriors van iniciar-se tot un seguit d'actuacions per tal de minimitzar els greus efectes que l'accident podia tenir (Grimalt et al., 1999). Les mesures d'urgència estaven destinades a què l'aigua i els llots vessats no arribessin ni al Parc Nacional de Doñana, ni als conreus dels voltants, ni al mar. Per això en primer lloc, es va procedir a construir diferents repeses fins aconseguir parar l'aigua just abans de la desembocadura al riu Guadalquivir, a la zona d'Entremuros, uns 60 km aigües avall de la mina. Tot i així, part de l'aigua contaminada, aproximadament un 50% (Grimalt et al., 1999), no va poder ser retinguda i va acabar a l'estuari del Guadalquivir (Palanques et al., 1999). Als inicialment 2 hm³ d'aigua vessada que van poder ser aturats a Entremuros, cal afegir-hi l'aigua de les pluges que van tenir lloc els primers dies després de l'accident i les aportacions des de la pròpia conca fluvial, de

manera que finalment van quedar uns 5 hm³ d'aigües contaminades retingudes a Entremuros (Grimalt et al., 1999). La climatologia de l'estiu de 1998, extremadament sec, va afavorir que aquestes aigües poguessin ser depurades o evaporades abans de les pluges de tardor. Així doncs, uns dos mesos després de l'accident i durant pràcticament un mes i mig, les aigües retingudes van ser tractades en una planta de tractament *in situ* que, mitjançant hidròxid sòdic, elevava el pH fins a 9 per fer precipitar els metalls. Després, durant un altre mes, van ser tractades en una depuradora convencional abans de ser abocades al mar (Arenas et al., 2001).

Aviat es va veure la necessitat de retirar urgentment els llots vessats al llarg de tota la conca, ja que l'oxidació de les pirites estava afavorint l'increment de les formes més solubles dels metalls (Simón et al., 1998) amb el perill que s'infiltrassin al sòl o arribessin al curs fluvial en les primeres pluges. Els treballs

Taula 1.2. Calendari de les actuacions al Guadiamar més significatives per aquest estudi.

Data	Esdeveniment	Ref.
25-4-98 3:30 hores	Accident	1
25 i 26 d'abril 98	Construcció de dics per retenir l'aigua	1
3-5-98	Inici de les obres de neteja al riu	1, 2, 3
9-6-98	Inici neteja de zones agrícoles	2
9-7-98 a 21-8-98	Depuració <i>in situ</i> de les aigües retingudes a Entremuros	4
21-8-98 a 29-9-98	Funcionament EDAR d'Entremuros i desembassament de l'aigua	4, 5
23-9-98	Final neteja de la llera	2
Octubre 98	Inici extracció vegetals, neteja d'Entremuros i retirada dels dics d'emergència	2
16-12-98	Final neteja de la zona agrícola	2
Finals de 1998	Construcció de trampes de sediment al tram fluvial	3
15-1-99	Final neteja d'Entremuros	2
Anys 1998 i 1999	Esmenes calcàries, orgàniques i fèrriques	6
Abril 1999	Reobertura de la mina: operacions de mineria	3
Juny 1999	Reobertura: operacions de mòlta	3
Estiu-tardor de 1999	Inici 2ª neteja de la llera	6
Desembre 1999	Plena producció minera	3
16-6-00 a juliol 00	(2ª) Neteja Entremuros (previst 1 mes)	
Setembre 2000	Suspensió de pagaments	7
9-2-01	Aturada de la producció	7
20-9-01	Tancament de la mina Los Frailes	7, 8

1. Grimalt et al., 1999; 2. Antón-Pacheco et al., 2001; 3. McDermott i Sibley, 2000; 4. Arenas et al., 2001; 5. CMA, 1998a; 6. CMA, 1999; 7. WISE, 2003; 8. Eriksson i Adamek, 2000.

de neteja van començar el 3 de maig de 1998 al tram nord i el 9 de juny als terrenys agrícoles que havien de ser avaluats. Per netejar la llera del riu, es dessecaven trams construït desviaments provisionals del riu, per tal d'accedir a la llera seca de nord a sud. Als llocs de difícil accés, es construïen plataformes amb materials no contaminats. El material extret es deixava als marges per tal que s'assequés lleugerament abans de ser transportat cap al seu destí final (Antón-Pacheco et al., 2001). A la zona d'Entremuros la neteja va començar més tard (octubre de 1998) perquè, per tal que hi pogués accedir la maquinària, calia que el terreny s'assequés. Primer es va segar i arrencar tota la vegetació, i després es retirà una capa de sediment de 2 a 4 cm (Antón-Pacheco et al., 2001).

Mesures posteriors i el projecte del *Corredor Verde*

Acabats els primers treballs de neteja, el setembre i desembre de 1998 i el gener de 1999, es va constatar que encara quedaven quantitats importants de llots en diferents llocs, especialment els de més difícil accés. És per això que durant els dos anys següents es van anar fent successives neteges, tant de la llera del riu com de la zona d'Entremuros. El tram comprès entre el pont de Las Doblas i el dels Vaqueros es va donar per acabat el desembre de 1999, mentre que el tram superior més proper a les mines d'Aznalcóllar encara presentava contaminació en un 40% del terreny (Arenas et al., 2001). A les zones circumdants, sobretot terrenys agrícoles ara expropiats, a més a més de segones neteges, es procedí a fer diferents esmenes calcàries, orgàniques i amb escumes sucreres o fèrriques, per immobilitzar metalls i reduir així la seva biodisponibilitat per als organismes. Simultàniament, a tot el tram nord fins a l'entrada d'Entremuros, es construïren trampes de sediment, en algunes zones cada 400 m, amb la finalitat d'aturar els sòlids transportats per l'aigua, especialment en previsió d'avingudes. Les trampes consistien majoritàriament en rescloses transversals d'uns 60 cm d'alçada fetes de troncs d'eucaliptus i escullera. Això va transformar el riu en un seguit de basses que eliminaren les zones de ràpids i dificultaren la mobilitat d'alguns organismes com els peixos. D'aquí que, poc a poc, fossin retirades.

L'accident va provocar la immediata desaparició de pràcticament tots els éssers vius del Guadiamar (Pain et al., 1998), i les comunitats aquàtiques van haver de començar una colonització i recuperació. Un conjunt de científics del Consejo Superior de Investigaciones Científicas i diferents universitats van començar una intensa tasca d'estudi de les comunitats afectades, tant aquàtiques com terrestres, per tal d'observar-ne la recuperació i les conseqüències de l'accident, i així planificar possibles actuacions. Més tard, des de la Junta de Andalucía s'engegà el gran projecte del *Corredor Verde del Guadiamar*, destinat a controlar i remeiar la contaminació vessada durant l'accident, i restaurar la qualitat de tot l'ecosistema de la conca del Guadiamar, des de Sierra Morena fins al Parc Nacional de Doñana, amb especial atenció a la zona afectada per l'accident miner. Altres actuacions, com la revegetació de les riberes del Guadiamar amb espècies autòctones o l'eliminació d'obstacles físics al pas de l'aigua, també es duen a terme. Dins aquest programa de restauració s'inclou també la investigació dels efectes residuals i actuals de l'accident de les mines a diferents nivells (CMA, 2000).

Fins aquí hem fet un breu repàs de les actuacions fetes al Guadiamar després de l'accident de les mines d'Aznalcóllar, posant més èmfasi en tots aquells aspectes relacionats amb el propi riu i, per tant, deixant de banda les actuacions fora d'aquest o destinades a la protecció i millora de la qualitat de vida dels habitants de la conca. A la Taula 1.2 es mostra el calendari d'algunes actuacions sobre el riu Guadiamar que més poden afectar la qualitat de l'aigua o els sediments fluvials i les comunitats aquàtiques objecte d'estudi en aquesta tesi. Existeix una àmplia bibliografia on es pot trobar tota la informació relacionada amb l'accident miner i els posteriors treballs de restauració i mitigació dels efectes (per ex., Ayora et al., 2001; CMA, 1998b, 2000, 2003a, 2003b; Grimalt i Macpherson, 1999; Montes et al., 2000).

PUNTS DE MOSTREIG

D'acord amb la geomorfologia de la conca, es van diferenciar dues zones d'estudi. D'una banda, la zona superior, que comprèn el curs alt i mitjà del Guadiamar, on el riu pren unes

característiques pròpiament fluvials, i d'altra banda la zona inferior, és a dir, el curs baix del riu on aquest forma un canal dins una maresma. Dins de la zona fluvial, tots els punts presenten una inclinació bastant suau, ja que cap d'ells està situat al tram més alt i amb més pendent de la conca.

A efectes d'estudiar l'impacte de l'explotació minera d'Aznalcóllar sobre el riu Guadiamar, es van escollir 10 punts de mostreig situats al llarg del riu: 5 situats a la zona fluvial i 3 a la zona de maresma, tots aigües avall de les mines (punts afectats), més 2 punts situats fora de la influència de la mina, un a la zona fluvial i un altre a la maresma (punts de control, no afectats). A la vegada, els punts afectats per l'accident de 1998 poden dividir-se en dos grups: els punts de la zona fluvial (del 2 al 5) van estar afectats tant per l'aigua àcida i contaminada de la bassa de residus miners com pels llots vessats durant l'accident. Per contra,

els punts de la zona de maresma (del 6 al 8) tan sols van estar afectats per les aigües àcides i contaminades, però els llots ja no hi van arribar.

La situació de tots els punts de mostreig s'indica a la Figura 1.4, mentre que a les Figures 1.5 i 1.6 es mostra una fotografia de l'inici de l'estudi i una altra del final, de cadascun dels punts de la zona fluvial i de la maresma, respectivament.

Per complementar les dades recollides en aquest estudi, s'han utilitzat també dades de la Consejería de Medio Ambiente (CMA) i de la Confederación Hidrogràfica del Guadalquivir (CHG). A causa de l'accident de 1998, la CMA va crear una xarxa de control de la qualitat de l'aigua i dels sediments al llarg de tot el Guadiamar afectat per l'accident miner, amb més de 30 punts de mostreig repartits entre el tram fluvial del Guadiamar, la zona d'Entremuros, el Brazo de la Torre (per on

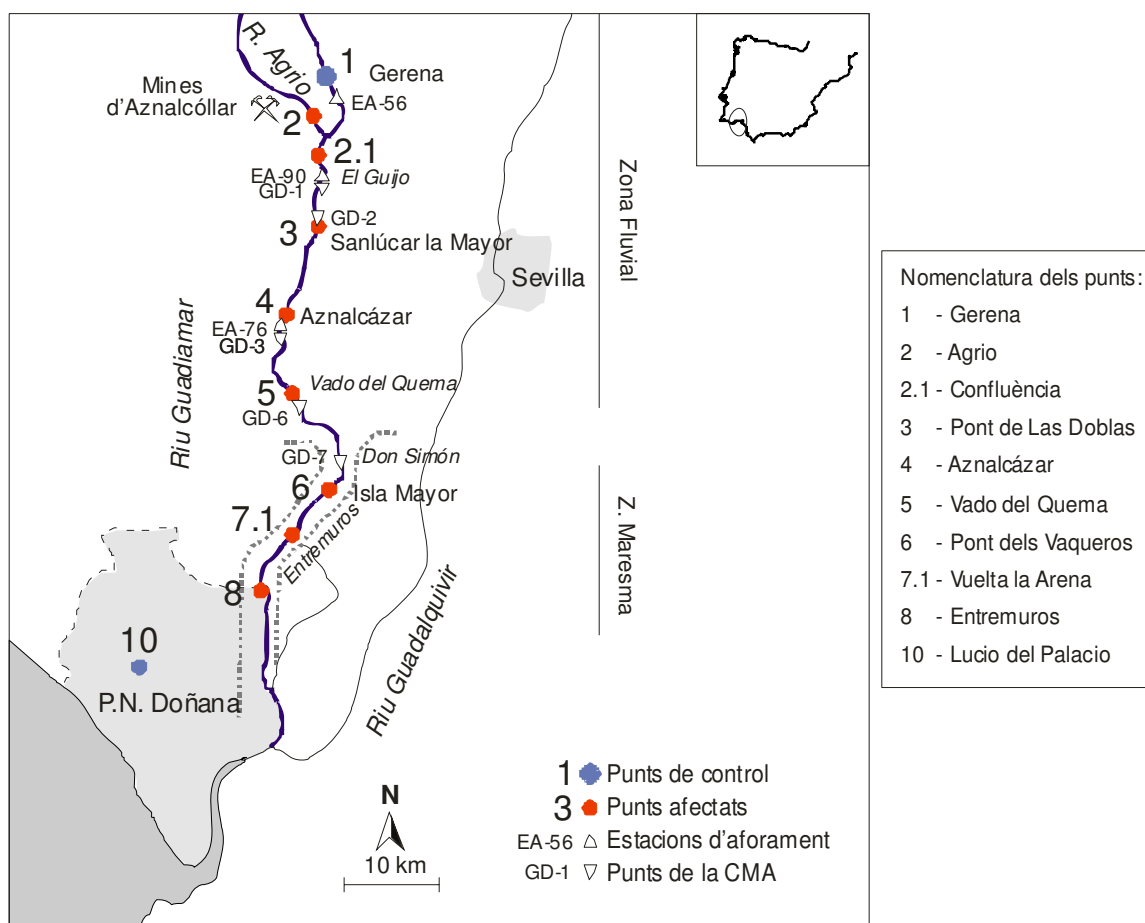


Figura 1.4. Situació dels punts de mostreig al riu Guadiamar. Es detallen els punts de mostreig d'aquest estudi, els punts de mostreig de la xarxa de control ambiental de la Consejería de Medio Ambiente, i les estacions d'aforament de la Confederación Hidrogràfica del Guadalquivir.

ZONA FLUVIAL



Agost 1998

PUNT 1

Punt de control de la zona fluvial.

El medi físic, químic i biològic es manté estable al llarg del temps, sense que canviï, per tant, l'aparença del punt. Només canvia el nivell de l'aigua i la coberta d'herbàcies.



Juliol 2003



Agost 1998

PUNT 2

Situat a 1,5 km aigües avall de la bassa de residus miners.

Gran part dels arbres presents el 1998 van ser tallats, però la vegetació helòfita i l'estructura morfològica es van consolidant cap al 2003.



Maig 2003



Maig 1999

PUNT 2.1

Situat en una trampa de sediment sota la confluència del Guadiamar i l'Agrio.

Inicialment l'aigua quedava retinguda. Amb el temps la trampa es trenca i hi creix vegetació.



Maig 2003



Setembre 1998

PUNT 3

Situat al pont de Las Doblas, prop de Sanlúcar la Mayor.

Ha patit grans canvis deguts a les tasques de neteja i a riudes naturals, però amb el temps s'ha anat consolidant una vegetació aquàtica més important.



Maig 2003



Agost 1998

PUNT 4

Punt situat a Aznalcázar, en una estació d'aforament.

En moments de cabals normals o baixos, l'aigua té pas només pel canal de l'estació. Les variacions temporals més importants són de la coberta de vegetació helòfita.



Maig 2003



Agost 1998

PUNT 5

Situat al Vado del Quema.

Punt de pas dels peregrins durant *El Rocío* i de moltes modificacions de les ribes i riberes. La presència de ràpids és escassa, només als últims anys, i la vegetació dels marges, molt variable en el temps.



Juliol 2003

Figura 1.5. Punt de mostreig de la zona fluvial durant els primers anys d'estudi (a l'esquerra) i els últims (a la dreta).

desemboca l'aigua d'Entremuros) i l'estuari del Guadalquivir (CMA, 1998b). El seguiment temporal que es va fer no és homogeni en tots els punts. Hi ha llocs amb registres temporals bastant llargs i altres que només van ser mostrejats puntualment durant algun període. Els punts amb registres més llargs i situats en zones properes als nostres punts de mostreig, d'on s'han usat dades complementàries, es mostren a la Figura 1.4. D'altra banda, per a la mesura del cabal circulant, la CHG disposava ja abans de l'accident miner de tres estacions d'aforament al llarg del curs principal del

Guadiamar, tant aigües amunt com aigües avall de la influència minera. Aquestes estacions d'aforament, d'on també s'han utilitzat les dades, es poden veure també a la Figura 1.4.

ÈPOQUES DE MOSTREIG

Aquest estudi s'inicia a finals de juliol de 1998, tres mesos després de l'accident de les mines d'Aznalcóllar. Al començament de l'estudi la presa de mostres es feu mensualment per poder valorar possibles canvis que es produïssin



Figura 1.6. Punts de mostreig de la zona de maresma en diferents moments i estats.

Taula 1.3. Mesos de presa de mostres al riu Guadiamar.

	Any 1998	Any 1999	Any 2000	Any 2001	Any 2002	Any 2003
Període humit	Octubre Novembre	Gener Març Maig	Gener Maig	Abril	Maig	Maig
Període sec	Juliol Agost Setembre	Setembre	Juliol	Juliol	Juliol	Juliol

després de l'accident, però amb el temps els mostres es van anar espaiant, cada dos mesos o més, i finalment dos cops l'any, a la primavera i a l'estiu per poder recollir dos moments hidrològics diferents (Taula 1.3). Especialment en els mostres de primavera, es va tenir en compte de mostrear com a mínim quatre setmanes més tard de l'última avinguda forta, per permetre una certa estabilització de les condicions físicoquímiques i una recuperació de les comunitats biològiques. A l'estiu s'intentà mostrear en un moment de cabals baixos però abans que alguns trams quedessin secs i es perdés la continuïtat del curs fluvial. Tot i així, de vegades això no va ser possible. A més a més, inicialment només s'estudiaren 7 dels 10 punts, mentre que la resta es van afegir més tard segons les necessitats (Taula 1.4).

Taula 1.4. Punts, període en què es van prendre mostres i nombre de mostres (N).

Punt	Període mostreat	N
1	juliol 98 a juliol 03	18
2	juliol 98 a juliol 03	18
2.1	gener 99 a juliol 03	13
3	juliol 98 a juliol 03	18
4	juliol 98 a juliol 03	18
5	juliol 98 a juliol 03	18
6	juliol 98 a juliol 03	18
7.1	juliol 00 a juliol 03	7
8	juliol 98 a juliol 03	18
10	novembre 98 a maig 03	13

BIBLIOGRAFIA

Alastuey A, García-Sánchez A, López F i Querol X. 1999. Evolution of pyrite mud weathering and mobility of heavy metals in

the Guadiamar valley after the Aznalcóllar spill, south-west Spain. *The Science of the Total Environment*, 242 (1-3): 41-56.

Antón-Pacheco C, Arranz JC, Baretino D, Carrero G, Giménez M, Gómez JA, Gumiel JC, López-Pamo E, Martín Rubí JA, Martínez Pledel B, de Miguel E, Moreno J, Ortiz G, Rejas JG, Silgado A i Vázquez EM. 2001. Actuaciones para el reconocimiento y retirada de los lodos depositados sobre el terreno, y su restauración edáfica y morfológica. *Boletín Geológico y Minero*, 112 (Vol. Especial): 93-121.

Arenas JM, Carrero G, Galache J, Mediavilla C, Silgado A i Vázquez EM. 2001. Actuaciones realizadas tras el accidente de Aznalcóllar. *Boletín Geológico y Minero*, 112 (Vol. Especial): 35-56.

Ayora C, Baretino D, Carrera J, Manzano M i Mediavilla C (eds). 2001. Las aguas y los suelos tras el accidente de Aznalcóllar. *Boletín Geológico y Minero*, 112, Vol. Especial, 294 pàg.

Borja F, López Geta JA, Martín Machuca M, Mantecón R, Mediavilla C, del Olmo P, Palancar M i Vives R. 2001. Marco geográfico, geológico e hidrológico regional de la cuenca del Guadiamar. *Boletín Geológico y Minero*, 112 (Vol. Especial): 13-33.

Cabezudo B, Pérez-Latorre AV, Navas P, Navas D i Gil Y. 2003. Vegetación de la cuenca del río Guadiamar: bases para su conservación y restauración. A: *Ciencia y restauración del Río Guadiamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 352-369.

CMA. 1998a. *Medio Ambiente en Andalucía. Informe 1998*. Consejería de Medio

- Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 13-32.
- CMA. 1998b. *Corredor Verde del Guadiamar. Balance de actuaciones para la corrección de los efectos del vertido minero de Aznalcóllar*. Oficina Técnica para la Recuperación del Guadiamar, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. CD (disc compacte).
- CMA. 1999. *El medio ambiente en Andalucía. Informe 1999. El Corredor Verde del Guadiamar: un modelo de gestión integral de cuenca*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 22-35
- CMA. 2000. *Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar. PICOVER 1999-2002*. Corredor Verde del Guadiamar, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 192 pàg.
- CMA. 2003a. *Ciencia y restauración del Río Guadiamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 577 pàg.
- CMA. 2003b. Jornadas sobre la Restauración del Río Guadiamar después del vertido minero de Aznalcóllar. Sevilla 21-23 de Abril de 2003. Resúmenes de Ponencias y Conclusiones. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 159 pàg.
- CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas). 1998. Grupo de expertos del Consejo Superior de Investigaciones Científicas y otros organismos colaboradores sobre la emergencia ecológica del río Guadiamar. 3er Informe.
- Eriksson N i Adamek P. 2000. The tailings pond failure at the Aznalcóllar mine, Spain. *Sixth International Symposium in Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production*, Calgary, Alberta, Canada, 30 May – 2 June 2000, 8 pàg.
- Gallart F, Benito G, Martín-Vide JP, Benito A, Prió JM i Regüés D. 1999. Fluvial geomorfology and hydrology in the dispersal and fate of pyrite mud particles released by the Aznalcóllar mine tailings spill. *The Science of the Total Environment*, 242 (1-3): 13-26.
- Grimalt JO, Ferrer M i Macpherson E. 1999. The mine tailing accident in Guadiamar. *The Science of the Total Environment*, 242 (1-3): 3-12.
- Grimalt JO i Macpherson E (eds). 1999. The environmental impact of the mine tailing accident in Aznalcóllar (South-West Spain). *The Science of the Total Environment*, 242 (Special issue), 337 pàg.
- IGME. 1970. Mapa Geológico de España 1:200.000; síntesis de la cartografía existente. Dep. Pub. IGME, Madrid.
- Macpherson E, Ferrer M i Grimalt J. 2001. El accidente de las minas de Aznalcóllar. *Investigación y Ciencia*, octubre, 24-35.
- McDermott RK i Sibley JM. 2000. The Aznalcóllar tailings dam accident – a case study. *Mineral Resources Engineering*, 9 (1): 101-118.
- Montes C, Serrano J, Álvarez F, Arenas JM, Carrero G, León A, Mora A, Sánchez JL, Escuder A i Cano M. 2000. *Corredor Verde del Guadiamar. Un espacio para todos*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. CD (disc compacte).
- Pain DJ, Sánchez A i Meharg AA. 1998. The Doñana ecological disaster: contamination of a world heritage estuarine marsh ecosystem with acidified pyrite mine waste. *The Science of the Total Environment*, 222(1-2):45-54.
- Palanques A, Puig P, Guillén J, Querol X i Alastuey A. 1999. Zinc contamination in the bottom and suspended sediments of the Guadalquivir estuary after the Aznalcóllar spill (south-west Spain). Control of hydrodynamics processes. *The Science of the Total Environment*, 242 (1-3): 211-220.
- Prados MJ, García FJ, Doctor A, López V i Camarillo JM. 2003. Mapa de reconocimiento territorial del Corredor Verde. Análisis y diagnóstico de la actividad agraria y del aprovechamiento del monte en la cuenca del Guadiamar. A: *Ciencia y restauración del Río Guadiamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 472-481.
- Salvany JM, Carrera J, Bolzicco J, Bernet O, Mediavilla C i Mantecón R. 2000. Geometría y edad de los depósitos aluviales de los ríos Agrio y Guadiamar entre Aznalcóllar y las marismas del Guadalquivir (Huelva-Sevilla). *Geotemas*, 1 (4): 285-290.

- Salvany JM, Mediavilla C, Mantecón R i Manzano M. 2001. Geología del Valle del Guadiamar y áreas colindantes. *Boletín Geológico y Minero*, 112: 57-67.
- Simón M, Ortiz I, García I, Fernández E, Fernández J, Dorronsoro C i Aguilar J. 1998. El desastre ecológico de Doñana. *Edafología*, 5: 153-161.
- Schmidt G, de Stefano L i Robles P. 2002. *Minería en Doñana. Lecciones aprendidas*. WWF/Adena, Madrid, 26 pàg.
- van Geen A, Takesue R i Chase Z. 1999. Acid mine tailings in southern Spain. *The Science of the Total Environment*, 242 (1-3): 221-229.
- WISE Uranium Project. 2003. Los Frailes tailings dam failure (Aznalcóllar, Spain) <http://www.antenna.nl/wise/uranium/mdaflf.html>

Capítol 2

L'hàbitat a la conca del Guadiamar.
Característiques i modificacions durant
el període d'estudi

L'hàbitat a la conca del Guadiamar. Característiques i modificacions durant el període d'estudi.

INTRODUCCIÓ

Tant les riberes com l'estructura de l'hàbitat físic que dona suport a les comunitats fluvials són dos elements claus que determinen gran part de la biodiversitat i la qualitat ecològica dels rius i, per tant, no es pot entendre el funcionament d'un riu sense tenir en compte aquests dos factors. A més a més, l'efecte d'altres perturbacions sobre el riu (com per exemple, la contaminació) poden deixar de fer-se evidents en cas que les riberes o l'hàbitat estiguin degradats.

Les zones ripàries, que contenen una inusual gran diversitat d'espècies i de processos biològics (Naiman i Décamps, 1997), són el primer element per entendre l'organització, la diversitat i la dinàmica de les comunitats biològiques associades a l'aigua. La importància de les riberes rau en si mateixes, precisament perquè constitueixen aquests nuclis de gran diversitat a la vegada que donen heterogeneïtat (Sterling, 1996) i dinamisme (Gregory et al., 1991) al paisatge. A les zones mediterrànies, a més a més, serveixen de refugi a espècies de tendència eurosiberiana (Sterling, 1996) pel fet de mantenir ambients més frescos i humits que els de l'entorn. I cal considerar també les funcions que juguen les riberes tant com a connectors transversals de l'ecosistema terrestre amb l'aquàtic (Reynolds, 1985), com transversalment i longitudinalment per al propi sistema fluvial.

La vegetació de ribera afecta les característiques fisicoquímiques de l'aigua del riu en diferents aspectes. D'una banda, l'ombra sobre la llera i les riberes afecta la temperatura, ja sigui mantenint-la més baixa o bé reduint la magnitud de les oscil·lacions diàries (Hawkins et al., 1997). D'altra banda la vegetació modifica les concentracions de nutrients que arriben a l'aigua, cosa que es fa més important en zones agrícoles amb elevades aportacions de nutrients (Tabacchi et al., 1998). A més a més, la vegetació també proporciona matèria orgànica al·lòctona al riu, i incrementa per tant els nutrients i l'aliment disponible per als organismes aquàtics (Allan, 1995). Temperatura i concentració de nutrients són dos

factors importants per determinar les comunitats biològiques d'un tram de riu (Allan, 1995; Margalef, 1983).

Una altra funció important de les riberes és el paper que juga la vegetació en la prevenció de l'erosió dels marges fluvials i en la retenció de sediments. Les arrels que arriben a les zones més properes a l'aigua (Abernethy i Rutherford, 2001) i la matèria vegetal acumulada (Naiman i Décamps, 1997) frenen l'erosió de l'energia hidràulica sobre les ribes, i mantenen els sediments del propi riu, els arrossegats en moments d'avinguda o els que arriben de les vessants en moments de fortes precipitacions (Nerbone i Vondracek, 2001). Fins i tot, poden permetre l'acumulació de sediments en determinades zones. La vegetació de ribera i l'hidrocinemàtica, doncs, s'interaccionen mútuament. La hidràulica i el transport de sediments en moments d'avinguda fan variar l'àrea del llit del riu usable per la fauna aquàtica, i donen dinàmica a l'hàbitat físic (Newson, 2002).

Així mateix, la zona ripària proporciona hàbitat físic i recursos nutricionals a la biota aquàtica (Gregory et al., 1991). Per una banda, les arrels de la vegetació de ribera (Maddock, 1999) i l'acumulació de restes vegetals (per ex., fusta) al llit del riu dona hàbitat físic a diferents organismes aquàtics (invertebrats, peixos) (Naiman i Décamps, 1997) o substrat alimentari per a detritívors o herbívors. D'altra banda, tant la fusta acumulada (Naiman i Décamps, 1997) com la pròpia vegetació, gràcies a la interacció amb l'hidrocinemàtica, modifiquen les característiques hidrològiques (velocitat, profunditat, etc.), descriptors de l'ambient físic del riu (Statzner i Higl, 1986), i determinen canvis en les comunitats aquàtiques (Lloyd i Sites, 2000) per canvis o diversificació dels hàbitats disponibles.

El segon element que juga un paper clau per determinar les comunitats biològiques potencials d'un tram de riu és l'hàbitat físic (Maddock, 1999; Mebane, 2001), que afecta tant la composició com l'abundància

d'espècies. Generalment, els hàbitats complexos poden albergar comunitats més riques, bé sigui perquè permeten una major densitat d'organismes com perquè augmenten el nombre de nínxols ecològics (Downes et al., 2000). En general, de tots els hàbitats disponibles en un riu divers, les zones de ràpids amb còdols, pedres o substrats durs ("riffles") i les àrees que tenen vegetació aquàtica es consideren que són els hàbitats que més riquesa faunística contenen (Buffagni et al., 2000; Downes et al., 2000), comparat amb les zones d'aigües més calmades o substrats fangosos, malgrat que cada taxó pot trobar-se preferentment en un hàbitat i no en un altre (Carter i Fend, 2000). Per exemple, alguns organismes estan lligats a aigües tranquil·les (Harper et al., 1992), a substrats rugosos (Downes et al., 2000), a sorres i llims (Phillips, 2003), o a la vegetació submergida (Weatherhead i James, 2001) i no es troben, per tant, en rius sense aquests substrats, la qual cosa origina una segregació fins i tot entre espècies semblants (Margalef, 1983).

L'accident d'Aznalcóllar va cobrir el tram fluvial del Guadiamar d'una capa de llots de gruix variable (Grimalt et al., 1999), eliminà, per tant, la major part dels hàbitats fluvials que podia haver-hi anteriorment, i afectà tant les riberes (una franja d'uns 400 m, Grimalt et al., 1999) com el llit del riu. D'altra banda, les tasques de neteja també van suposar una gran modificació de tota aquesta zona, amb l'eliminació d'arbres, sediments (i llots) de les riberes i de la llera, i vegetació aquàtica sobretot de la zona d'Entremuros (Antón-Pacheco et al., 2001), especialment durant els primers anys (vegeu el Capítol 1). Durant aquestes tasques de neteja, les condicions hidromorfològiques d'uns 40 km de riu també es van veure modificades per la construcció de les trampes de sediment (McDermott i Sibley, 2000). Finalment, dins el projecte del *Corredor Verde del Guadiamar* s'han començat algunes tasques de regeneració de la zona ripària, com la plantació d'arbres de ribera (González-Ruiz et al., 2003). Per això, abans d'estudiar les comunitats de macroinvertebrats del Guadiamar i la seva evolució temporal és important caracteritzar l'hàbitat físic on s'emmarca aquest estudi, pel paper important que pot tenir en la distribució dels organismes.

Els principals objectius d'aquest capítol són:

- Avaluar l'estat de desenvolupament i conservació de les riberes del riu Guadiamar en els punts de mostreig estudiats (vegeu el Capítol 1) i les seves modificacions en el temps.
- Avaluar la diversitat d'hàbitats fluvials del riu Guadiamar en els punts de mostreig estudiats (vegeu el Capítol 1) i les seves modificacions en el temps.

METODOLOGIA

La valoració de l'estat del bosc de ribera a la zona fluvial s'ha fet mitjançant l'aplicació de l'índex de qualitat del bosc de ribera QBR (Munné et al., 1998a, 1998b i 2003). A la zona de maresma les riberes s'han valorat semiquantitativament sense aplicar cap índex. La qualitat i diversitat de l'hàbitat fluvial s'ha valorat mitjançant l'índex d'hàbitat fluvial IHF (Pardo et al., 2002) tant a la zona fluvial com a la de maresma.

La situació de tots els punts de mostreig es pot veure al Capítol 1 (Figura 1.4).

Valoració de la zona de ribera

a) L'índex QBR a la zona fluvial

El QBR és un índex pensat per a rius mediterranis que mesura l'estat de conservació de les riberes en relació a un estat teòric on no s'haurien produït alteracions. La seva aplicació és vàlida per a rius de tots els ordres, excepte aquells que es troben a una altitud superior al límit del bosc, i ha estat provat amb èxit en molts rius mediterranis (Suárez et al., 2002) tant de caràcter més humit com el Ter o el Llobregat (Prat et al., 2003; Prat et al., en premsa) i fins i tot amb influència nival (Zamora-Muñoz et al., 2000), com en rambles i cursos fluvials de zones àrides de Múrcia (Suárez i Vidal-Abarca, 2000) i Almeria (Casas et al., 2000). Malgrat això, perquè el seu valor doni una informació del grau de naturalitat del bosc de ribera, l'índex presenta variacions que tenen en compte el tram del riu on s'està aplicant, ja que potencialment no té el mateix bosc de ribera un curs alt amb fort pendent i ribera molt encaixada que un curs baix, amb una ribera plana i extensa. El QBR consta de

Taula 2.1. Rangs de qualitat de l'hàbitat ripari segons el valor del QBR (Munné et al., 1998a, 1998b i 2003).

Rang	Nivell de qualitat de l'hàbitat ripari	QBR	Color
I	Condicions naturals, qualitat molt bona	≥ 95	Blau
II	Alguna pertorbació, qualitat bona	75-90	Verd
III	Pertorbacions importants, qualitat mediocre	55-70	Groc
IV	Alteracions molt fortes, qualitat dolenta	30-50	Taronja
V	Degradació extrema, qualitat pèssima	≤ 25	Vermell

quatre apartats que valoren el grau de coberta vegetal de la ribera (sempre considerant les plantes llenyoses, no anuals), l'estructura d'aquesta coberta, la qualitat de la coberta pel que fa a les espècies que hi apareixen i, finalment, el grau de naturalitat del canal fluvial. Cada apartat puntua entre 0 i 25 punts, essent el valor final de l'índex la suma dels quatre apartats (vegeu Munné et al., 1998a i 1998b, i l'annex 2.1). A partir d'aquest valor final s'estableixen 5 rangs de qualitat, d'acord amb la directiva Marc de l'Aigua (2000/60/EC), que defineixen l'estat del bosc de ribera des de pèssim a molt bo (Taula 2.1).

b) Valoració de la vegetació ripària a la zona de maresma

Gran part de la valoració de les riberes que fa el QBR es basa en la coberta d'arbres i arbustos. Les característiques geomorfològiques de la zona de maresma, juntament amb el fet que es tracta d'una zona altament modificada per l'home (Gallart et al., 1999) no permeten l'aplicació del QBR en tota l'àrea d'Entremuros i les maresmes de Doñana (punts 6, 7.1, 8 i 10). Malgrat això, als voltants de les masses d'aigua d'aquesta zona també hi ha vegetació més o menys permanent, encara que estigui formada majoritàriament per helòfits i potencialment pugui albergar tamarius (*Tamarix gallica*) en algunes àrees o altres arbres a les zones més allunyades del curs fluvial (Cabezudo et al., 2003). Per tant, enlloc d'utilitzar el QBR en aquesta zona de maresma transformada, s'ha partit de la vegetació existent per valorar semiquantitativament la zona de ribera i la influència sobre l'ecosistema aquàtic. Així doncs, per una banda s'ha tingut en compte el grau de coberta vegetal de la franja propera a l'aigua però no submergida (coberta externa). D'altra banda, s'ha considerat el grau de

recobriment d'helòfits a la riba, arrelats dins de l'aigua, per contemplar més la influència sobre la llera. En tots dos casos, s'ha puntuat 0, 5, 10 o 15 segons si la coberta era inferior al 25%, entre el 25 i el 50%, entre el 50 i el 75% o superior al 75%, per al conjunt dels dos marges del riu. Per tenir una idea global i comparar els punts de mostreig entre ells, s'han sumat els dos valors per obtenir una valoració conjunta amb una puntuació màxima de 30.

Valoració de l'hàbitat fluvial

L'IHF (Pardo et al., 2002) mesura la qualitat de l'hàbitat fluvial, i valora especialment la seva diversitat d'ambients. No pretén, per tant, comparar l'hàbitat real que hi ha en un lloc determinat amb l'hàbitat potencial que hi hauria sense pertorbacions, sinó que pretén ser un indicador de la diversitat d'hàbitats de cara a poder entendre la diversitat d'organismes existent, o de poder valorar les causes d'una diversitat biològica més baixa del previst. Consta de 7 apartats on es valora el grau d'inclusió de les pedres a les zones de ràpids o la sedimentació a les basses, la freqüència de ràpids, la composició del substrat, el règim de velocitats i profunditats, l'ombra sobre la llera, els elements d'heterogeneïtat i la vegetació aquàtica. El full de camp es troba a l'annex 2.2.

L'IHF s'ha aplicat tant en els punts de mostreig de la zona fluvial del Guadiamar com en els punts de la zona de maresma.

Aplicació dels índexs a la conca del Guadiamar

Tant el QBR com l'IHF són índexs que han estat desenvolupats per aplicar-se a rius. En aquest cas, els dos índexs s'han aplicat amb normalitat a la zona fluvial del Guadiamar, des

del punt 1 al 5, i, pel QBR, la valoració final s'ha fet tenint en compte els cinc rangs de qualitat en què divideix les riberes (Taula 2.1).

A la zona de maresma s'ha volgut fer també una valoració dels hàbitats, tant per detectar diferències entre els punts com per veure si hi ha modificacions temporals. Pel que fa a les riberes d'aquesta zona de maresma ja s'ha explicat més amunt el mètode semiquantitatiu utilitzat, que es basa en la coberta vegetal externa i en els helòfits arrelats dins l'aigua. L'hàbitat fluvial s'ha valorat amb l'IHF, igual que a la zona fluvial, malgrat que el valor màxim potencial en una zona de maresma sigui inferior al d'una zona fluvial.

L'aplicació d'aquests índexs s'ha fet a partir de les fotografies de cada punt de mostreig, en totes les èpoques, ja que un d'ells (l'IHF) s'ha dissenyat posteriorment a l'inici d'aquest estudi. Donada la dificultat per veure algunes de les característiques en què es fixen els índexs a partir de les fotografies, s'han seguit uns criteris per tal que el resultat final fos comparable entre tots els punts de mostreig. També s'ha tingut en compte l'experiència i el coneixement de la zona i totes les anotacions preses *in situ* a la llibreta de camp. A continuació s'exposen els criteris seguits per calcular cada apartat dels dos índexs a partir de fotografies, i algunes consideracions que s'han pres per aplicar-los a la conca del Guadiamar.

QBR (Zona fluvial)

1. Grau de cobertura ripària

S'han comptabilitzat arbres i arbusts llenyosos. Tenint en compte la creació del *Corredor Verde*, i el fet que tota la franja que envolta el canal fluvial sigui ara un Paisatge Protegit (BOJA, 2003) i estigui catalogada com a zona forestal (BOJA, 2001a i 2001b), la connectivitat amb l'ecosistema adjacent s'ha considerat del 100% al marge de la qualitat d'aquest ecosistema (que no es valora aquí) amb algunes excepcions. Al Vado del Quema, per l'amplada del camí i el trànsit que hi ha hem considerat una connectivitat superior al 50% però inferior al 100%.

2. Estructura de la coberta

No s'ha considerat la linealitat dels peus d'eucaliptus perquè probablement a causa dels

treballs de neteja (que van eliminar també molts arbres) ja no s'observava.

3. Qualitat de la coberta

Cap modificació.

4. Naturalitat del canal

Tenint en compte les obres de neteja de tota la zona afectada per l'accident miner de 1998, el canal fluvial a tot el Guadiamar afectat no seria natural. De totes maneres, el canal s'ha considerat natural quan la seva morfologia actual no permetia deduir-hi modificacions. En el cas de les trampes de sediment, s'han considerat com a infraestructures transversals mentre han impedit el flux normal de l'aigua. Quan la seva degradació ha convertit les seves pedres o troncs en substrat potencial per a la fauna aquàtica i ha permès el pas de l'aigua, ja no s'han considerat.

IHF (Zona fluvial i maresma)

1. Inclusió / sedimentació

A la zona fluvial, mentre no s'han vist pedres, còdols o sorres s'ha considerat una inclusió total. A la zona de maresma s'ha considerat inclusió total quan el sediment estava molt compactat, i inclusió mitjana quan estava format per una barreja de sorres i llims sense compactar (ex: punt 10).

2. Freqüència de ràpids

En el cas de les trampes de sediment i altres represes, quan l'aigua podia passar per sobre però sense crear un hàbitat potencial per molts dels organismes fluvials, no es considerava com a ràpid. Quan el pas de l'aigua per sobre comportava també l'existència d'un hàbitat potencial (principalment gràcies al derrocament de les trampes formades per pedres) aquest ràpid es considerava com a tal, calculant la freqüència de ràpids en funció de si n'hi havia altres o no.

6. Elements d'heterogeneïtat

Per fullaraca s'han considerat les fulles, i la virosta o les branques sempre i quan fossin petites o estiguessin esmicolades. Com a troncs i branques s'han considerat els de mida major. A la zona de maresma, les restes de canyissar sec, submergides però encara arrelades, s'han considerat com a arrels exposades, perquè es considera que també contribueixen a la creació d'hàbitat per alguns organismes.

7. Cobertura de la vegetació

Només s'han considerat les algues quan es veien o bé s'indicava en el quadern de camp. Com a fanerògames, s'han considerat les plantes totalment aquàtiques (hidròfits) i també els helòfits, amb les arrels submergides però gran part de la massa vegetal aèria, o les gramínies no aquàtiques però que tenien els peus a dins l'aigua creant, per tant, hàbitat per als organismes aquàtics.

Tractament de les dades

Per al conjunt de mostres realitzats, s'ha testat la significació de les diferències entre els valors del QBR a la zona fluvial, la valoració de les riberes a la zona de maresma i l'IHF entre els punts afectats per l'accident miner i els punts de control (a la zona fluvial i a la maresma per separat) mitjançant les proves no paramètriques de Kruskal-Wallis i la U de Mann-Whitney, amb el programa estadístic SPSS (SPSS, 2001). Amb el valor de cadascun dels apartats del QBR o les cobertes vegetals externes i aquàtiques de la maresma, i de l'IHF, prèviament dividits entre el valor màxim d'aquell apartat per tal d'uniformitzar unitats (Legendre i Legendre, 1998) s'han ordenat gràficament els punts en dos dimensions, per valorar les semblances i diferències entre els punts de mostreig i les èpoques. Aquesta ordenació s'ha fet amb l'anàlisi no mètrica de proximitats, NMDS (de l'anglès Non-metric Multidimensional Scaling), que situa a prop

objectes semblants i lluny objectes diferents, en dos eixos arbitraris. S'ha utilitzat la distància euclídia com a mesura d'associació ja que contempla els dobles zeros i emfatitza les diferències (Legendre i Legendre, 1998). El càlcul s'ha realitzat amb el paquet estadístic PC-ORD (McCune i Mefford, 1999).

RESULTATS

El sistema ripari a la zona fluvial i a la maresma

Al tram estudiat de la conca del Guadiamar, el sistema ripari està més ben conservat, presenta més coberta vegetal o és més ric als punts de control que a la resta de punts, pel conjunt de mostres realitzats. A la zona fluvial (Figura 2.1a) tots els punts afectats presenten un valor del QBR significativament inferior que el que té el punt de control 1 (U de Mann-Whitney, $p < 0,01$). A la zona de maresma (Figura 2.1b), i valorant només la coberta vegetal d'helòfits al voltant de l'aigua o arrelada dins, també s'observen diferències entre el punt de control 10, que té un major recobriment vegetal, i els punts afectats 6 ($p < 0,05$), i 7.1 i 8 ($p < 0,01$). A més a més, la dispersió de les dades és més gran als punts afectats que als punts de control, cosa que es fa més evident mirant la valoració semiquantitativa de les riberes de la maresma que mirant els valors del QBR a la zona fluvial (Figura 2.1). Aquesta variació es deu als canvis

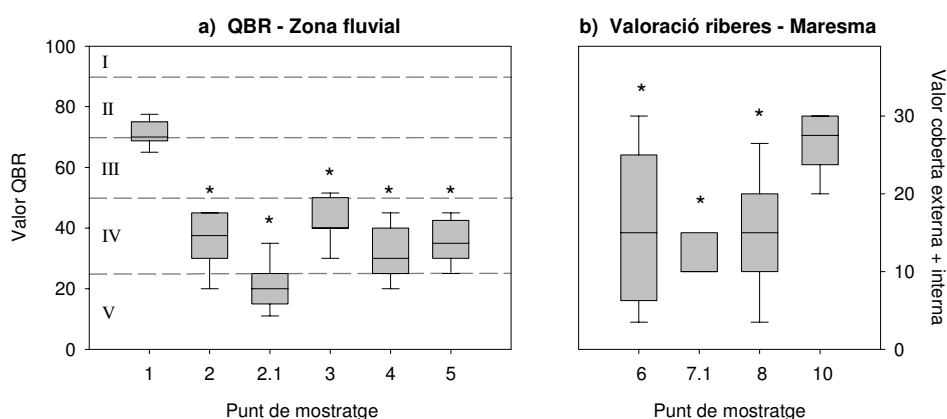


Figura 2.1. Variació de la qualitat de les riberes per cada punt en tots els mesos de mostreig segons: a) QBR a la zona fluvial, b) valoració de les riberes a la zona de maresma. Les caixes limiten el 25, 50 i 75% de les observacions; els bigotis, el 5 i el 95%. Les línies discontinúes horitzontals marquen els rangs de qualitat del QBR per la zona fluvial. * diferències significatives amb el punt de control, per cada zona (U de Mann-Whitney, $p < 0,05$).

estacionals o temporals que es donen en els punts afectats, mentre que els punts de control es mantenen molt més constants durant els cinc anys d'estudi.

La qualitat del bosc de ribera tendeix a millorar lleugerament a mida que passa el temps en els punts de la zona fluvial afectats per l'accident miner de 1998 (Figura 2.2). Malgrat això, els resultats de l'aplicació del QBR indiquen que

les riberes tenen una qualitat pèssima o dolenta en els punts 2, 2.1, 4 i 5, i només al punt 3 a partir de l'any 2001 es fregen els valors d'una ribera en estat mediocre. La millora, per tant, és molt petita, i en la majoria de casos no implica una millora en el rang de qualitat del bosc de ribera, sinó tan sols un augment de la puntuació del QBR. Per contra, al punt de control 1, tot i no observar-se una millora al llarg del temps, la qualitat del bosc de ribera és més alta, i es situa

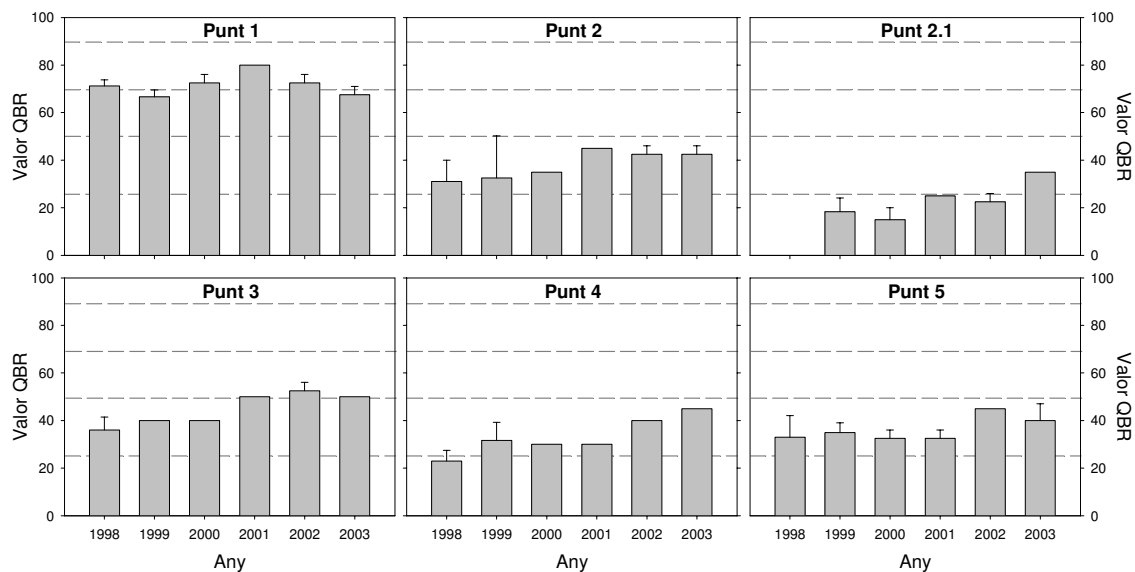


Figura 2.2. Evolució temporal del QBR a la zona fluvial. Les línies discontinúes horitzontals marquen els rangs de qualitat des del superior I (qualitat molt bona) a l'inferior V (qualitat pèssima) (vegeu la Figura 2.1). Les dades són mitjanes anuals amb les desviacions estàndard.

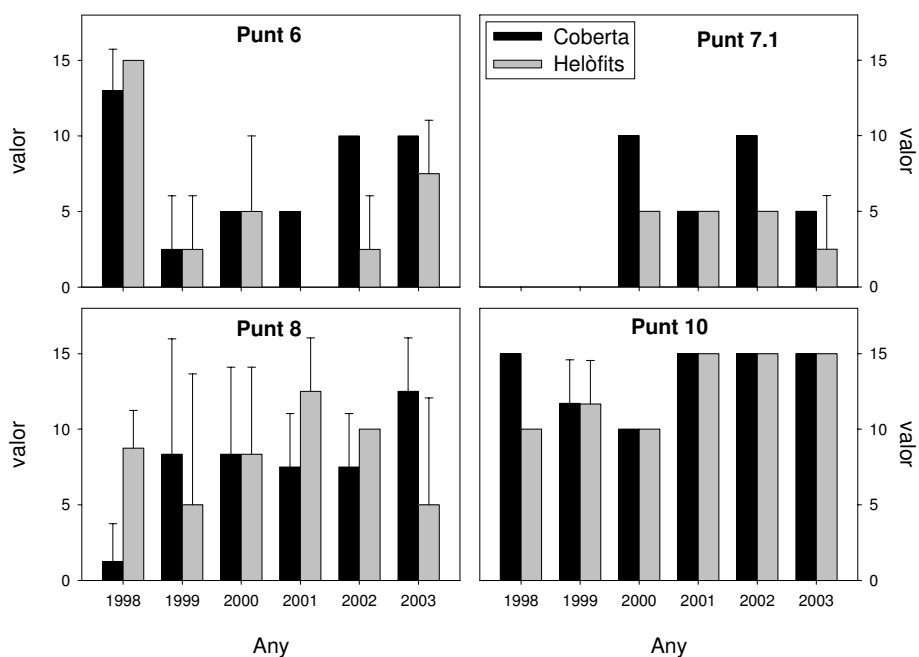


Figura 2.3. Evolució temporal de la coberta vegetal de la ribera i de l'abundància d'helòfits a la zona de maresma. Les dades són mitjanes anuals amb les desviacions estàndard.

sempre a prop del límit inferior de la qualitat bona (Figura 2.2).

A la zona de maresma, la qualitat de les riberes presenta oscil·lacions tan intraanuals com interanuals (Figura 2.3). Al punt de control 10 és on aquestes oscil·lacions són menys acusades, i mantenen sempre valors bastant elevats, prop del valor màxim de 15. Per contra, els punts afectats són més variables, i presenten un comportament bastant diferent entre ells. El punt 6, que l'any 1998 presentava graus de coberta vegetal relativament elevats tant a la zona exterior com a dins l'aigua, pateix una disminució important de les dues cobertes l'any 1999, però mentre la coberta exterior es va recuperant amb el temps, la concentració d'helòfits a la riba és baixa i fluctua estacionalment. Al punt 7.1 es donen oscil·lacions interanuals de la coberta vegetal exterior, i la concentració d'helòfits a l'aigua és sempre molt baixa. Al punt 8, les dues cobertes varien més estacionalment (vegeu les grans desviacions estàndard dins un mateix any a la Figura 2.3) que interanualment. La coberta vegetal externa augmenta una mica des de 1998, moment en què era extremadament baixa, mentre que la concentració d'helòfits varia més estacionalment i manté sempre uns valors intermitjos.

L'hàbitat fluvial

Pel que fa a l'hàbitat fluvial en totes dues zones, fluvial i maresma, també s'observa com en els punts de control hi ha una diversitat més

elevada que en els punts afectats. Els valors de l'IHF dels punts afectats són inferiors i significativament ($p < 0,01$) diferents als dels punts de control (Figura 2.4). A més a més, en conjunt i a pesar de la variabilitat, els valors de l'IHF a la zona fluvial són superiors als de la zona de maresma, malgrat que aquestes diferències no són sempre significatives.

Tal i com s'observava amb la qualitat de les riberes, els punts afectats presenten una variabilitat en els valors de l'IHF més gran que els punts de control. Això és especialment remarcable a la zona fluvial (Figura 2.4), on la variació dels valors de l'IHF és superior a la variació que trobàvem en els valors del QBR (Figura 2.1a). La causa d'aquesta variació també és deguda als canvis temporals que ha patit l'hàbitat fluvial dels punts afectats pel vessament miner durant els cinc anys d'estudi, especialment a la zona fluvial.

A la Figura 2.5 es mostra la variació interanual del valor de l'IHF a la zona fluvial. S'observa com, en general, als punts afectats per l'accident miner de 1998 l'IHF augmenta al llarg del temps. Als punts 2 i 3 la diversificació de l'hàbitat més marcada es dona entre el 1999 i el 2000, mentre que als punts 2.1 i 5 el canvi més important és entre el 2000 i el 2001. Al punt 4, malgrat no haver-hi una tendència temporal tan clara, l'hàbitat és més divers al final del període d'estudi que a l'inici. Com a norma general, en tots aquests punts de mostreig els principals responsables de l'augment de l'IHF són: la diversificació del substrat, que

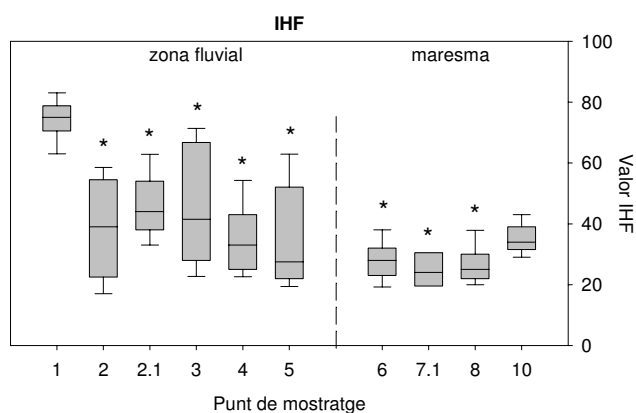


Figura 2.4. Variació dels valors de l'IHF a la zona fluvial i a la de maresma. Les caixes limiten el 25, 50 i 75% de les observacions; els bigotis, el 5 i el 95%. * diferències significatives amb el punt de control, per cada zona (U de Mann-Whitney, $p < 0,05$).

passa de presentar només llims i argiles a tenir sorres, còdols i en alguns llocs també pedres més grans; la inclusió de les pedres al substrat, que passa de ser total a ser-ho cada cop menys; i la vegetació aquàtica, que va apareixent al llarg del temps. Secundàriament augmenten també les zones de ràpids i, en conseqüència, el règim de velocitats i profunditats. L'ombra

sobre la llera o els elements d'heterogeneïtat no pateixen canvis importants durant tot el període d'estudi.

Per contra, a la zona de maresma l'IHF no presenta grans variacions ni intraanuals ni interanuals (Figura 2.6). Els valors de l'índex són més baixos que a la zona fluvial per les

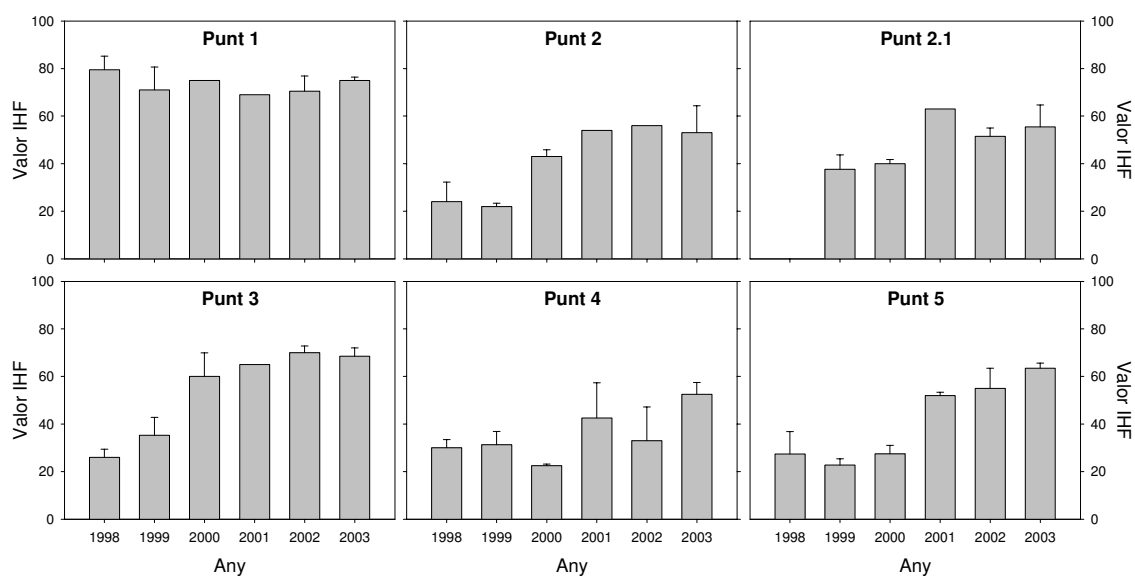


Figura 2.5. Evolució temporal del valor de l'IHF als punts de la zona fluvial. Es mostren les mitjanes anuals i les desviacions estàndard.

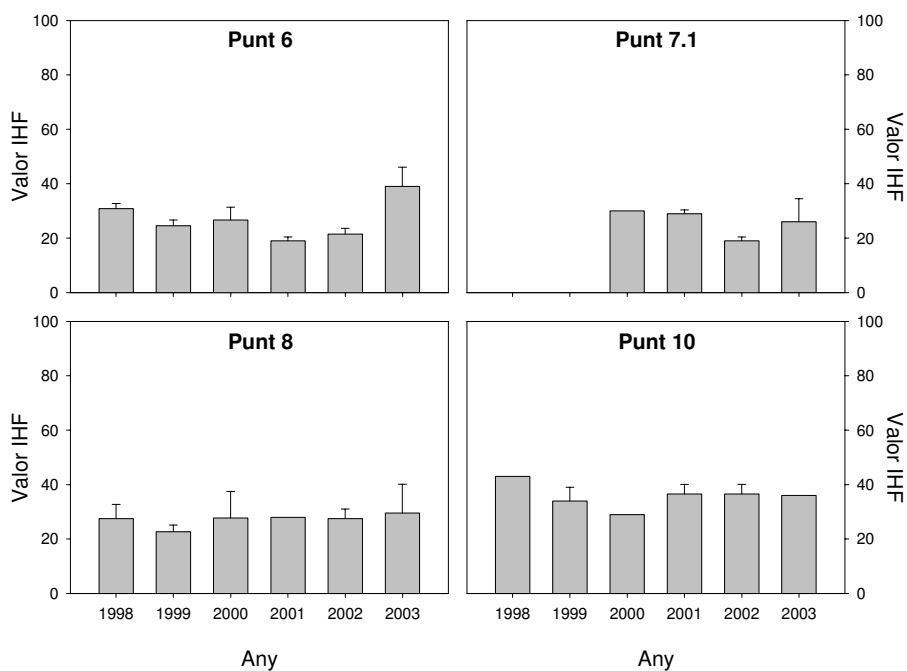


Figura 2.6. Evolució temporal de l'IHF a la zona de maresma. Es mostren les mitjanes anuals i les desviacions estàndard.

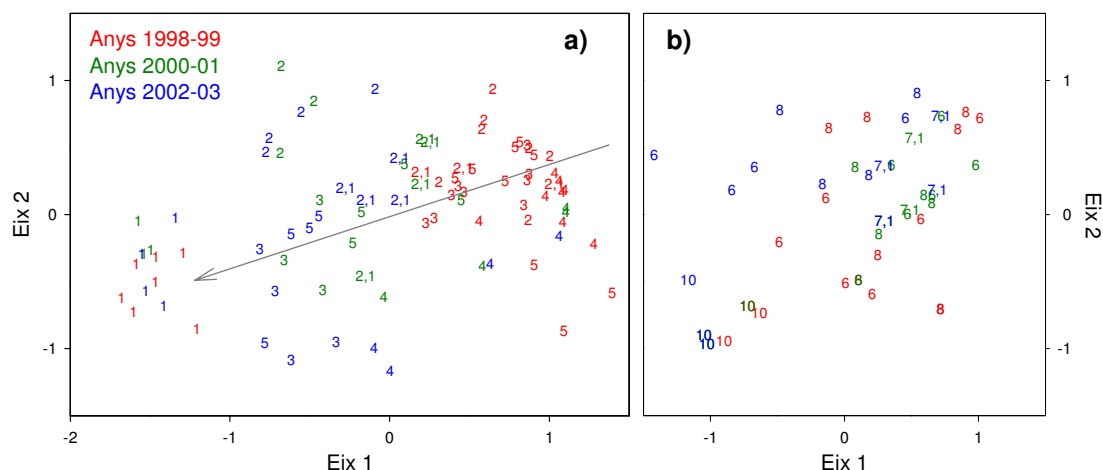


Figura 2.7. Ordenació NMDS dels punts de mostreig per totes les èpoques segons l'hàbitat ripari i fluvial. a) Zona fluvial, segons el valor de cada apartat del QBR i l'IHF. b) Maresma, segons l'IHF i la coberta vegetal. La fletxa indica la direcció del canvi temporal.

pròpies característiques geomorfològiques de la maresma, que fa que no hi hagi gran diversitat de substrats, ni diferents règims de velocitats, ni ombra sobre la llera. El valor del punt 10 és semblant al de la resta de punts, malgrat haver-hi diferències entre alguns dels apartats de l'índex: d'una banda al punt 10 no hi ha una gran inclusió del substrat en les argiles, mentre que a la resta de punts sí, i d'altra banda al punt 10 la profunditat sempre és molt baixa (<0,5 m) mentre que a la resta de punts hi ha zones més profundes i altres més someres.

Valoració conjunta de l'hàbitat: evolució temporal

La valoració conjunta de tot l'hàbitat, tant el ripari com el fluvial, s'ha fet mitjançant una anàlisi NMDS amb el resultat de cadascun dels apartats dels dos índexs per separat, i sense tenir en compte el valor final de l'índex. En el cas de la maresma, s'han inclòs els 7 apartats de l'IHF i les cobertes vegetals de fora i de dins de l'aigua. Aquesta anàlisi mostra com a la zona fluvial s'ha donat una clara evolució temporal dels hàbitats des de 1998 al 2003, de manera que els punts afectats per l'accident miner de 1998 cada cop s'assemblen més al punt de control 1 (Figura 2.7a). Als anys 2002 i 2003, els punts 3 i 5 són els que més s'acosten al punt 1, seguits dels punts 2 i 2.1. El punt 4 es manté allunyat del punt 1 des de 1998 fins al 2002, i només al 2003 s'hi acosta una mica, malgrat mantenir-se més allunyat que la resta de punts.

Per contra, a la zona de maresma no s'observa aquesta aproximació temporal cap al punt de control 10 (Figura 2.7b). El punt de control es manté sempre relativament allunyat de la resta de punts, però en alguns casos és més elevada la distància que hi ha entre el mateix punt però en diferents èpoques de mostreig, que entre el punt afectat i punt de control 10. Tant en el punt 10 com en la resta de punts afectats, es donen variacions sense seguir cap tendència, ni intraanual, ni interanual. Només el punt 6 de tant en tant, i en menor mesura el punt 8, s'aproximen més al punt 10. Tot i així, la distància que separa el punt 10 dels punts afectats de la maresma és molt menor a la que separa el punt 1 de la resta de punts de la zona fluvial.

DISCUSSIÓ

La zona fluvial

L'assentament humà al voltant dels cursos fluvials i l'aprofitament d'aquests cursos per a usos diversos han condicionat arreu la degradació ecològica dels ecosistemes riparis, la modificació dels règims hidrològics i la degradació de la qualitat de l'aigua dels rius o llacs (Petts et al., 2000). L'eliminació de la vegetació de ribera de grans zones, i la seva substitució per conreus o, en el pitjor dels casos, per zones urbanitzades (polígons

industrials, urbanitzacions, etc.) fa que les riberes perdin les funcions sobre els ecosistemes aquàtic i terrestre. Així doncs, per exemple, es perd la funció de corredor biològic per a moltes espècies terrestres, que utilitzen aquestes zones com a àrees de refugi (Patten, 1998; Sterling, 1996) o com a àrees de pas i de dispersió (Décamps et al., 1987; Tabacchi et al., 1998). També es perd la funció que la vegetació ripària té sobre la quantitat de nutrients que arriben al riu (Naiman i Décamps, 1997) o en la prevenció de l'erosió (Naiman i Décamps, 1997), afavorint l'arribada excessiva de sediments al riu (Nerbonne i Vondracek, 2001) i la seva no retenció (Sterling, 1996). A més a més, les alteracions sobre els ecosistemes de ribera afecten totes les comunitats, aquàtiques o no, des de macroinvertebrats, peixos o amfibis a ocells o mamífers (Naiman i Décamps, 1997). D'altra banda, la regulació hidrològica mitjançant preses o altres infraestructures transversals al canal fluvial afecta les comunitats biològiques aquàtiques, modificant-les, donat que les propietats hidràuliques dels diferents trams d'un riu són les principals responsables de la seva zonació biològica (Statzner i Higler, 1986). Finalment, la degradació de la qualitat de l'aigua degut a les activitats humanes és molt diversa i àmpliament coneguda, i ha estat objecte d'estudi des de molts punts de vista (vegeu el Capítol 3).

A la conca del Guadiamar l'ocupació humana es remunta, com a mínim, al quart mil·lenni a.C, i s'hi practica des d'antic l'agricultura i la ramaderia (Sáez et al., 2003). Actualment, mentre que al tram alt i més abrupte de la conca les riberes poden mantenir una densa vegetació natural (Cabezudo et al., 2003) malgrat que les formacions arbòries que les envolten siguin moltes vegades plantacions (Prados et al., 2003), la resta de la conca ha estat sotmesa durant les últimes dècades a una intensa ocupació humana, principalment agricultura basada en el secà herbaci i llenyós (Jiménez et al., 2003). Aquest fet ha provocat la desaparició de pràcticament tota la vegetació ripària natural, o la seva limitació a una estreta franja al voltant de l'aigua. En alguns trams, especialment durant els primers 10-20 km aigües avall de les actuals mines d'Aznalcóllar, la vegetació de ribera va ser substituïda per plantacions d'eucaliptus ja als anys 50, com a mínim (Jiménez et al., 2003).

Als punts estudiats de la conca del Guadiamar el bosc de ribera es troba en un estat dolent o molt dolent (83,3% dels punts de la zona fluvial) i només un punt presenta una qualitat entre mediocre i bona (16,7%). Això concorda amb els estudis realitzats per Arribas et al. (2002 i 2003) on, al llarg del mateix tram, 65,5 km (el 87%) van ser catalogats com a riberes en estat pèssim, 9,2 km (12,2%), com de qualitat dolenta, i només 0,6 km (0,7%) presentaren una qualitat mediocre o bona. Les petites diferències s'atribueixen a què en aquests estudis, el QBR s'aplicà a la zona d'Entremuros amb normalitat (Arribas et al., 2002 i 2003), i s'obtingueren, per tant, valors molt baixos. En general, els valors del QBR disminueixen a mida que creix l'ordre del riu i ens acostem a la desembocadura, juntament amb l'augment de la pressió humana, tant en rius mediterranis de la península Ibèrica de zones més àrides (Suárez i Vidal-Abarca, 2000) com de més humides (Prat et al., 2003 i en premsa).

Al punt de mostreig 1 el bosc de ribera es manté amb un nivell de qualitat només relativament bo degut, principalment, al baix recobriment d'arbres de ribera i arbustos que presenta. La major part de la vegetació que hi ha és arbustiva, i el baladre és l'espècie dominant tal com passa a altres torrents de Sierra Morena (Costa et al., 1998). El bestiar, principalment boví, que sovintega la zona pot ser un factor que limiti el desenvolupament de la vegetació ripària en aquest punt, degut a què la pastura a les zones de ribera provoca, entre d'altres, l'eliminació de la vegetació (Wondzell, 2001). Les petites variacions de qualitat que pateix aquest punt durant els cinc anys d'estudi es deuen principalment a canvis en el recobriment d'helòfits a la riba, ja que les riberes no han patit cap pertorbació especial. Aquest punt està situat al límit de la frontera entre la zona més forestal de la conca del Guadiamar (al nord) i la zona agrícola (al sud) (Arribas et al., 2002). Malgrat ser la zona agrícola la que presenta unes riberes més afectades (Arribas et al., 2002 i 2003; Cabezudo et al., 2003), també hi ha alguns trams que poden ser catalogats mitjançant el QBR com de bona qualitat (Arribas et al., 2002 i 2003). Un d'aquests llocs és el tram superior del torrent de Pilas, que tot i transcórrer enmig de deveses o plantacions forestals, està format per vimeteres i alberedes, amb abundants herbàcies higròfiles a la riba. Però fins i tot aquí, algunes zones

estan aclarides o hi ha plantacions d'eucaliptus (Rodríguez de los Santos et al., 1999). Això ens mostra, per una banda, el càstig que han rebut les riberes del Guadiamar en el sector agrícola de la conca, però d'altra banda, també mostra la potencialitat que tenen aquestes riberes, fins i tot en el sector agrícola, cosa que pot ser important especialment ara que els terrenys adjacents a l'eix principal del Guadiamar formen part del Paisatge Protegit (BOJA, 2003) i no tenen, per tant, un ús agrícola.

A causa de l'accident de les mines d'Aznalcóllar, la vegetació de ribera, especialment a les zones més properes a la mina, es va veure afectada, ja que la capa de llocs vessats de més d'1,5 m de gruix (Grimalt et al., 1999) va cobrir la vegetació helofítica o arbustiva més baixa i fins i tot va tapar la base dels troncs dels arbres. Molts d'aquests arbres es van anar arrencant, bé directament (cas dels eucaliptus) bé indirectament com a conseqüència de la neteja de llocs (Gallart et al., 1999). Això explica l'empitjorament de la qualitat del bosc de ribera en el punt 2 entre el juliol i l'agost de 1998. La coberta arbòria va disminuir i la llera es va veure alterada pels treballs de neteja (Antón-Pacheco et al., 2001). Per contra, la millora que s'observa especialment entre els anys 2000 i 2001 (punts 2 i 3) o més tard (punts 2.1, 4 i 5) és deguda principalment a un lleuger augment de la coberta vegetal de la ribera (punts 2.1 i 4), al creixement d'helòfits a les ribes (punts 2, 3 i 5), o a una millora de la morfologia de la llera, que de canal excavat passa a ser un llot fluvial lliure (punt 2) o de tenir una presa transversal, a què aquesta ja no actuï com a tal (punt 2.1).

Gran part de la vegetació arbòria del riu Guadiamar en el tram afectat per l'accident miner està formada per espècies al·lòctones, especialment eucaliptus. La presència d'espècies introduïdes és també un factor important de degradació de les riberes, que afecta cada cop a més rius del món (Costa et al., 1998). Aquesta vegetació pot afectar els organismes aquàtics (Abelho i Graça, 1996; Canhoto i Graça, 1995; Valdovinos, 2001) o els organismes de les riberes, i pot endarrerir el procés de successió natural de la vegetació de ribera, i per tant, la recuperació de la vegetació autòctona (Dudley, 2003). L'eucaliptus és un arbre de fulla perenne, amb capçada esparsa i fulles escleròfiles que contenen olis, tanins i

altres polifenols (Schulze i Walker, 1997), cosa que el fa molt diferent a la vegetació de ribera mediterrània, que és majoritàriament caducifòlia i, per tant, amb fulles molt més toves (Costa et al., 1998). A la península Ibèrica, alguns estudis mostren com la fauna associada a les restes de vegetació forestal que cauen dins el riu es modifica en substituir-se la vegetació natural per plantacions d'eucaliptus. Així per exemple, disminueix tant la densitat com la riquesa de macroinvertebrats (Abelho i Graça, 1996), ja que els detritívors prefereixen el consum d'espècies autòctones caducifòlies, que els asseguren un creixement més elevat i una mortalitat més baixa (Canhoto i Graça, 1995). Tot i així, la vegetació de ribera afecta la comunitat sencera, i la distribució (en %) dels diferents grups tròfics no es veu modificada en ser substituïts els arbres autòctons per eucaliptus (Abelho i Graça, 1996) però sí el seu nombre. Els rius amb riberes formades per eucaliptus presenten menys restes vegetals (branques, trocs) a la llera, i rebaixen la retenció de matèria orgànica o sediments i la diversitat de substrats (Elosegui et al., 1999). A més a més, els sòls que genera l'eucaliptus són altament hidrofòbics, originen fluctuacions estacionals molt més elevades del cabal superficial (Abelho i Graça, 1996) i, en conseqüència, produeixen canvis en la morfologia fluvial.

La mala qualitat del bosc de ribera afecta, per tant, les funcions que aquest juga en l'ecosistema aquàtic o l'adjacent. La velocitat de recuperació de la vegetació ripària pot dependre del grau de pertorbació que pateixi un determinat lloc. Així doncs, en llocs freqüentment pertorbats, la vegetació (o les comunitats en general) tendeix a recuperar-se ràpidament amb espècies pioneres, estratèges de la *r*, mentre que en llocs amb menys pertorbacions la recuperació és més lenta i es fa tant amb estratèges de la *r* com de la *K* (Barrat-Segretain i Amorós, 1996; Poff i Ward, 1990). La recuperació de la funcionalitat de la zona ripària, doncs, també varia segons el lloc i el grau de pertorbació. Cinc anys després de l'accident miner, el riu Guadiamar encara no funciona com a corredor biològic, malgrat haver-se observat l'aparició d'espècies que temps enrere no habitaven el riu, com els peixos (dels quals s'ha detectat la presència d'alevins a tot el tram afectat), el cranc americà o la llúdriga (Arenas et al., 2003). Els mamífers

menys lligats a una coberta arbustiva ja han estat detectats a tot l'eix principal del Guadiamar, però aquells més dependents de la vegetació encara no utilitzen les riberes d'aquest tram d'estudi (Rodríguez i Delibes, 2003). La vegetació també és important pels rèptils, que són més freqüents en llocs amb vegetació, fins i tot si és al·lòctona, encara que les seves poblacions al llarg del Guadiamar són lluny d'haver-se recuperat (Ontiveros et al., 2003).

Moltes de les alteracions que presenten les riberes del Guadiamar, com determinats passos de vehicles, estacions d'aforament o repeses antigues de molins abandonats (Arribas et al., 2002 i 2003), afecten també els hàbitats fluvials dins de la llera, amb el conseqüent perjudici per a la fauna. L'hàbitat fluvial determina les comunitats aquàtiques potencials d'un lloc (Mebane, 2001) i, per tant, afecta el procés de (re)-colonització després de qualsevol pertorbació. Per a tots els grups d'organismes aquàtics, l'heterogeneïtat de l'hàbitat comporta una major riquesa d'espècies, i sovint també de densitat d'individus (Downes et al., 2000; Mebane, 2001; Poff i Ward, 1990) alhora que proporciona una major resistència de les comunitats davant de pertorbacions (Poff i Ward, 1990). A més a més, els diferents estadis biològics d'una espècie, o les diferents talles, poden tenir diferents requeriments d'hàbitat (Harper et al., 1992; Lloyd i Sites, 2000), de manera que la desaparició d'algun d'aquests hàbitats afectarà la supervivència de l'espècie.

Des d'un punt de vista estrictament físic, el vessament de llots sobre la llera del Guadiamar recobrí els substrats anteriors d'una capa de lloms molt fins (CSIC, 1998), que eliminà tant sorres, còdols o pedres com vegetació aquàtica, fusta o fullaraca, i uniformitzà la morfologia del riu tot acabant amb l'alternança de basses i ràpids. Per això, la diversitat de l'hàbitat avaluada mitjançant l'IHF era molt baixa durant el 1998 a tots els punts afectats per l'accident miner. Es considera que valors de l'IHF compresos entre 40 i 45 (Pardo et al., 2002; Prat et al., en premsa) indiquen hàbitats molt pobres i estan associats a comunitats biològiques empobrides i sense possibilitat de recuperar-se gaire més. Hàbitats entre 40 i 60 poden comportar problemes en alguns llocs, però en d'altres poden albergar comunitats aquàtiques ben desenvolupades, mentre que valors

superiors a 60 indiquen sempre hàbitats molt diversos i, per tant, amb una potencialitat molt elevada per al correcte desenvolupament de les comunitats (Prat et al., en premsa).

Dels punts estudiats de la zona fluvial del Guadiamar, només el punt de control 1 presenta un hàbitat molt divers, sempre amb valors de l'IHF superiors a 60 (valor mitjà: 74,4). El baix valor de l'índex a la resta de punts durant els anys 1998 i 1999 és degut a la manca de diversitat de substrat, amb el domini exclusiu dels lloms. L'excés de lloms i material fi al llit del riu té un efecte negatiu sobre les comunitats de macroinvertebrats o peixos (Mebane, 2001; Nerbonne i Vondracek, 2001), mentre que els substrats durs es troben entre els microhàbitats més diversos (Buffagni et al., 2000; Downes et al., 2000). Un altre factor d'empobriment de l'hàbitat durant aquests anys és la manca d'alternança entre basses i ràpids, ja que es presentava quasi exclusivament un flux laminar. Les zones de ràpids també han estat identificades per presentar una elevada diversitat d'organismes (Buffagni et al., 2000; Carter i Fend, 2001). Substrats durs i zones de ràpids van moltes vegades unides (Carter i Fend, 2001). En el cas del Guadiamar, la construcció de trampes de sediment durant els treballs de neteja dels llots vessats (McDermott i Sibley, 2000) va convertir el riu en un seguit de basses, i impedí que la dinàmica fluvial pogués tornar a crear ràpids. Finalment, la vegetació aquàtica (tant fanerògames com algues) era poc abundant al riu durant els primers mesos d'estudi i no contribuïa, per tant, a la creació d'un hàbitat divers (Downes et al., 2000).

A partir dels anys 2000 i 2001 l'àrea afectada per l'accident miner assoleix una diversitat d'hàbitat que es manté més o menys estable fins al final d'aquest estudi, però malgrat ser més divers que a l'inici, no arriba als nivells del punt de control 1. Només al punt 3 i l'any 2003 també al punt 5 s'obté una puntuació de l'IHF superior a 60 punts, indicadora d'un hàbitat divers (Prat et al., en premsa). La finalització de les tasques de neteja de la ribera i la llera, que provocaven una constant remoguda dels hàbitats fluvials (Antón-Pacheco et al., 2001), i la retirada de moltes de les trampes de sediment, que impedièren la creació de ràpids, poden ser dos factors importants en la recuperació de la diversitat d'hàbitats en aquest

tram. Però a això cal afegir-li la pròpia dinàmica fluvial, principal encarregada del modelatge del riu (Huggenberger et al., 1998; Tabacchi et al., 1998). A finals de 1999 i principis del 2000 la conca del Guadiamar va patir les primeres avingudes fortes després de l'accident, ja que els dos primers anys van ser extremadament secs (vegeu el Capítol 3). Això va contribuir a mobilitzar riu avall els sediments fins que encara quedaven damunt la llera, i a deixar al descobert, per tant, els còdols i els substrats durs de mida més gran. La no entrada de més maquinària a la ribera i a la llera del riu també van afavorir el creixement de la vegetació aquàtica, especialment als punts 2 i 3.

D'altra banda, al punt 4 no es dona aquesta recuperació dels hàbitats com a la resta de punts afectats. En aquest cas, la presència d'una estació d'aforament, com en altres punts de la conca (Arribas et al., 2002 i 2003), limita la diversitat d'hàbitats i impedeix la presència de ràpids o diferents règims de velocitats i profunditats. L'abandonament d'aquesta estació i la seva progressiva colmatació per sorres i vegetació, especialment cap al 2003, afavoreix lleugerament l'aparició d'algun hàbitat nou, com algun ràpid de petites dimensions però sense els substrats durs propis d'aquestes zones (Buffagni et al., 2000).

Els factors que menys contribueixen a la diversificació dels hàbitats en els punts afectats per l'accident miner són l'ombra sobre la llera o els elements d'heterogeneïtat contemplats en l'IHF, és a dir, fullaraca, troncs i branques, o arrels exposades (Pardo et al., 2002). Tots aquests elements estan directament relacionats amb la vegetació de ribera, que ja s'ha dit que no es troba en un estat gaire bo ni ha patit uns canvis molt importants durant aquest període.

Zona de maresma

El tram baix del Guadiamar és el més intensament modificat, en ser canalitzat per dos murs separats per 1 km, que eviten el desbordament de l'aigua o grans canvis en el traçat del curs fluvial. A més a més, el llit del riu ha estat excavat (l'anomenat canal d'aigües mínimes) fent passar l'aigua del Guadiamar per allà. Només en moments de grans avingudes la quantitat d'aigua que baixa supera la capacitat del canal i desborda, ocupant en alguns trams tota l'amplada de mur a mur. Les grans

característiques geomorfològiques d'un riu (el seu traçat, el paisatge fluvial) són modelades principalment durant les crescudes, quan l'energia que porta l'aigua és més elevada (Huggenberger et al., 1998). Però mentre que en els cursos alts del riu són les grans però infreqüents avingudes les que tenen aquesta funció modificadora, a les zones baixes prenen més importància les avingudes petites però freqüents (Tabacchi et al., 1998). Impedir les avingudes, per tant, modifica la dinàmica natural d'un riu, i a Entremuros, el canal excavat fa disminuir la freqüència de les avingudes en neutralitzar les de menor magnitud.

De forma general, els trams baixos de rius no excessivament grans tenen una morfologia meandriforme i una secció transversal asimètrica, i sovint estan lligats a l'existència de zones de maresma al seu tram final. En els moments d'avinguda, l'increment de la velocitat de l'aigua implica un elevat transport de sediments i matèria orgànica, que en disminuir el cabal és sedimentada. Aquest fenomen es dona de forma regular, segons la climatologia de la zona, i comporta també la formació de terraplens a les ribes amb maresmes someres a l'altre cantó. A més a més, en sistemes naturals (no regulats ni canalitzats), les grans avingudes poden fer canviar la posició del llit del riu, tot formant diferents braços, bé mantenint-ne actius més d'un, bé deixant-ne d'altres aïllats del curs principal, per contribuir a la creació d'espais d'aigües estancades o maresmes (Higler i Verdonschot, 1993). Tot plegat crea un mosaic d'ambients divers i dinàmic, amb un elevat valor ecològic.

La gran influència humana en aquesta zona del Guadiamar ha comportat la pèrdua d'aquest mosaic ecològic, començant per la gran modificació de les característiques morfològiques del riu, amb els conseqüents canvis en les riberes i en els hàbitats fluvials.

En els trams baixos dels rius hi ha diferents tipus de vegetació de ribera. Aquesta, però, depèn de les condicions hidrològiques locals, la composició del sòl, i la disposició i composició química de l'aigua subterrània (Higler i Verdonschot, 1993). També depèn del tipus, intensitat i durada de les pertorbacions que habitualment es donen a la zona. En alguns rius, i degut a períodes d'inundació sovint llargs dels

trams inferiors, la flora és més especialitzada que riu amunt, i de vegades apareixen plantes halòfiles sobre els sòls més salins (Tabacchi et al. 1998). Sovint, la dinàmica fluvial implica també una dinàmica en la vegetació ripària, ja que en els processos de sedimentació es poden cobrir zones on hi havia vegetació i, a la inversa, crear noves zones on la vegetació s'hi pot instal·lar (Costa et al., 1998). En principi, en els trams baixos dels rius, amb pendents molt inferiors a l'1%, el canal fluvial es torna més inestable, hi ha una elevada deposició de sediments fins, i en conseqüència, la zona ripària sovint es torna esparsa i fragmentada (Tabacchi et al., 1998) malgrat que aquesta forta dinàmica condueixi a una diversitat espacial d'ambients més gran. A Entremuros, la vegetació de ribera és bàsicament hidròfila i halòfila, en un gradient nord-sud, però presenta una gran diversitat en funció de la combinació de microtopografia, salinitat i permanència de l'aigua (Cabezudo et al., 2003). La comunitat amb més biomassa estaria formada per tamaris (*Tamarix gallica*), i en zones no tan salines hi hauria alberedes, però aquestes formacions actualment són inexistentes o molt reduïdes. Vora els cursos d'aigua menys salins, avui dia el canal d'aigües mínimes, la vegetació està formada per helòfits grans com el canyís (*Phragmites* sp) i la boga (*Typha* sp). Tot i així, durant el període d'estudi i en els punts mostrejats, aquesta vegetació ha patit grans canvis en el seu recobriment, no tant per causes naturals (les avingudes petites o mitjanes són canalitzades pel canal d'aigües mínimes) sinó pel manteniment que es fa d'aquest canal per tal de no perdre l'actual funció de drenatge.

La diversitat d'hàbitats fluvials a la zona de maresma del Guadiamar és molt baixa. Generalment, el substrat que es troba en aquestes zones baixes dels rius sol ser sorrenc però cobert de materials fins (llims i argiles) i ocasionalment amb graves més gruixudes (Higler i Verdonschot, 1993) que denoten antigues avingudes (Huggenberger et al., 1998). L'entrada de fulles i branques des de les riberes forma diferents substrats orgànics, que a la vegada poden interaccionar amb el règim de descàrrega del riu (Higler i Verdonschot, 1993). A més a més, sovint es dona bioturbació perquè hi sol haver molta vegetació aquàtica (Huggenberger et al., 1998). Al Guadiamar, la zona de maresma presenta aquest tipus de sediment, argiles i llims de l'holocè amb alguns

nivells de bioclasts (Salvany et al., 2001), però l'actual morfologia de la llera, molt excavada i rectilínia, no permet l'acumulació de fullaraca. En tota la zona, el sediment està molt compactat i és molt uniforme, així com també ho és el règim de velocitats i profunditats. Tot plegat fa que els valors de l'IHF siguin semblants entre tots els punts de la zona d'Entremuros i molt baixos, inferiors a 40. Els hàbitats fluvials generats pel substrat dels trams baixos sempre són menys diversos que en els trams alts o mitjans dels rius (Higler i Verdonschot, 1993) i és la vegetació aquàtica la que pot generar més diversitat de substrat. En general, la riquesa faunística dels cursos baixos es concentra en els macròfits emergits (helòfits), seguits dels submergits, i és menys important en les graves o còdols, si n'hi ha (Wright et al., 1992). A més a més, les tiges més velles dels helòfits allotgen una riquesa d'espècies superiors a les tiges noves (Oertli i Lachavanne, 1995) de manera que es fa important el manteniment temporal d'aquesta vegetació. Al Guadiamar, els canvis que pateix l'IHF a la zona de maresma es deuen principalment a alteracions de la vegetació helòfita arrelada dins l'aigua, que a la seva vegada depèn tant de l'estacionalitat (Cabezudo et al., 2003; Costa et al., 1998) com dels treballs de manteniment del canal d'aigües mínimes, que impossibiliten la seva estabilització.

BIBLIOGRAFIA

- Abelho M i Graça MAS. 1996. Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia*, 324: 195-204.
- Abernethy B i Rutherford ID. 2001. The distribution and strength of riparian tree roots in relation to riverbank reinforcement. *Hydrological Processes*, 15 (1): 63-79.
- Allan D. 1995. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London, 388 pàg.
- Antón-Pacheco C, Arranz JC, Baretino D, Carrero G, Giménez M, Gómez JA, Gumiel JC, López-Pamo E, Martín Rubí JA, Martínez Pledel B, de Miguel E, Moreno J, Ortiz G, Rejas JG, Silgado A i Vázquez EM. 2001. Actuaciones para el reconocimiento y retirada de los lodos depositados sobre el terreno, y su restauración edáfica y morfológica. *Boletín*

- Geológico y Minero*, 112 (Vol. Especial): 93-121.
- Arenas JM, Montes C i Borja F. 2003. El Corredor Verde del Guadiamar, cinco años después. *MedioAmbiente*, 43.
- Arribas C, Guarnizo P, Saldaña T i Fernández-Delgado C. 2002. Intervenciones humanas en el cauce principal del río Guadiamar y estado de conservación de su vegetación riparia. *II Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. La Directiva Marco: Realidades y futuros*. Sevilla, noviembre de 2002, 355-359.
- Arribas C, Guarnizo P, García de Jalón D, Granado-Lorenzo C i Fernández-Delgado C. 2003. Fauna piscícola de la cuenca del río Guadiamar: estado de conservación, problemática y directrices de restauración. A: *Ciencia y restauración del Río Guadiamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 438-445.
- Barrat-Segretain MH i Amoros C. 1996. Recovery of riverine vegetation after experimental disturbance: a field test of the patch dynamics concept. *Hydrobiologia*, 321: 53-68.
- BOJA. 2001a. Orden de 30 de abril de 2001, por la que se declara el carácter forestal, por abandono de la actividad agrícola, de los terrenos públicos de titularidad de la Comunidad Autónoma de Andalucía, integrantes del Corredor Verde del Guadiamar. BOJA 68/2001, de 16 de junio.
- BOJA. 2001b. Orden de 29 de octubre de 2001, por la que se modifica la de 30 de abril de 2001, que declara el carácter forestal, por abandono de la actividad agrícola, de los terrenos públicos de titularidad de la Comunidad Autónoma de Andalucía, integrantes del Corredor Verde del Guadiamar. BOJA 143/2001, de 13 de diciembre.
- BOJA. 2003. Decreto 112/2003, de 22 de abril, por el que se declara Paisaje Protegido el Corredor Verde del Guadiamar. BOJA 78/2003, de 25 de abril.
- Buffagni A, Crosa GA, Harper DM i Kemp JL. 2000. Using macroinvertebrate species assemblages to identify river channel habitats units: an application of the functional habitats concept to a large, unpolluted Italian river (River Ticino, northern Italy). *Hydrobiologia*, 435: 213-225.
- Cabezudo B, Pérez-Latorre AV, Navas P, Navas D i Gil Y. 2003. Vegetación de la cuenca del río Guadiamar: bases para su conservación y restauración. A: *Ciencia y restauración del Río Guadiamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 352-369.
- Canhoto C i Graça MAS. 1995. Food value of introduced eucalypt leaves for a Mediterranean stream detritivore: *Tipula lateralis*. *Freshwater Biology*, 34: 209-214.
- Carter JL i Fend SV. 2000. Inter-annual changes in the benthic community structure of riffles and pools in reaches of contrasting gradient. *Hydrobiologia*, 459: 187-200.
- Casas JJ, Salinas M, Vivas S, Bayo M i López D. 2000. Vegetación de las riberas de dos cuencas semiáridas (ríos Almanzora y Aguas, Almería): Relaciones con parámetros ambientales y la evaluación de su estado ecológico. *Libro de Resúmenes del X Congreso de la Asociación Española de Limnología y II Congreso Ibérico de Limnología*. Valencia, 12-16 Julio 2000, pàg 169.
- Costa M, Morla C i Ollero H (eds.) 1998. *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Ed. Planeta SA, Barcelona, 597 pàg.
- CSIC. 1998. Grupo de expertos del Consejo Superior de Investigaciones Científicas y otros organismos colaboradores sobre la emergencia ecológica del río Guadiamar. 3er informe. <http://www.csic.es/hispano/coto/aznalco.htm#003>.
- Décamps H, Joachim J i Lauga J. 1987. The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the River Garonne, S.W. France. *Regulated Rivers*, 1: 301-316.
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- Downes BJ, Lake PS i Schreiber ESG. 2000. Habitat structure, resources and diversity: the separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. *Oecologia*, 123: 569-581.

- Dudley TL. 2003. Noxious wildland weeds of California: *Arundo donax*. A: Bossard C, Randall J i Hoshovsky M (eds). *Noxious wildland weeds of California*. University of California Press, Berkeley. Disponible a: http://ceres.ca.gov/tadn/ecology_impacts/arundo_ww.html.
- Elosegui A, Diez JR i Pozo J. 1999. Abundance, characteristics, and movement of woody debris in four Basque streams. *Archiv fur Hydrobiologie*, 144 (4): 455-471.
- Gallart F, Benito G, Martín-Vide JP, Benito A, Prió JM, Regués D, 1999. Fluvial geomorfology and hydrology in the dispersal and fate of pyrite mud particles released by the Aznalcóllar mine tailings spill. *The Science of the Total Environment*, 242(1-3):13-26.
- González-Ruiz M, Gázquez-Alcoba P, Serrano-Ferrón E i González-Ruiz R. 2003. Seguimiento fitosanitario de las zonas de repoblación forestal de la cuenca del río Guadamar (2000/01). A: *Ciencia y restauración del Río Guadamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 426-437.
- Gregory SV, Swanson FJ, McKee WA i Cummins KW. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41: 540-551.
- Grimalt JO, Ferrer M, Macpherson E, 1999. The mine tailing accident in Guadamar. *The Science of the Total Environment*, 242(1-3):3-12.
- Harper DM, Smith CD i Barham PJ. 1992. Habitats as the building blocks for river conservation assessment. A: Boon PJ, Calow P i Petts GE (eds). *River Conservation and management*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, 311-319.
- Hawkins CP, Hogue JN, Decker LM i Feminella JW. 1997. Channel morphology, water temperature, and assemblage structure of stream insects. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 16 (4): 728-749.
- Higler LWG i Verdonshot PFM. 1993. Stream valleys as wetlands. *Hydrobiologia*, 265: 265-279.
- Huggenberger P, Hoehn E, Beschta R i Woessner W. 1998. Abiotic aspects of channels and floodplains in riparian ecology. *Freshwater Biology*, 40: 407-425.
- Jiménez Y, Paniza A i Gomez J. Análisis de los paisajes del Guadamar y de su evolución reciente como fundamento del diagnóstico territorial de su cuenca. A: *Ciencia y restauración del Río Guadamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 482-492.
- Legendre P i Legendre L. 1998. *Numerical Ecology. Developments in Environmental Modelling*, 20. Elsevier, 2ª ed. anglesa. Amsterdam, 853 pàg.
- Lloyd F i Sites RW. 2000. Microhabitat associations of three species of Dryopoidea (Coleoptera) in an Ozark stream: a comparison of substrate, and simple and complex hydraulic characters. *Hydrobiologia*, 439: 103-114.
- Maddock I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology*, 41: 373-391.
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega S.A., Barcelona, 1010 pàg.
- McCune B i Mefford MJ. 1999. *PC-ORD for Windows: Multivariate analysis of ecological data v. 4.27*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- McDermott RK i Sibley JM. 2000. The Aznalcóllar tailings dam accident – a case study. *Mineral Resources Engineering*, 9 (1): 101-118.
- Mebane CA. 2001. Testing bioassessment metrics: macroinvertebrate, sculpin, and salmonid responses to stream habitat, sediment, and metals. *Environmental Monitoring and Assessment*, 67: 293-322.
- Munné A, Solà C i Prat N. 1998a. QBR: un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37
- Munné A, Solà C, Rieradevall M i Prat N. 1998b. Índex QBR. Mètode per a l'avaluació de la qualitat dels ecosistemes de ribera. *Estudis de la Qualitat Ecològica dels Rius*, 4; Diputació de Barcelona, Àrea de Medi Ambient, Barcelona, 28 pàg.
- Munné A, Prat N, Solà C, Bonada N i Rieradevall M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: 147-163.

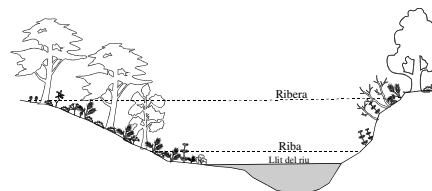
- Naiman RJ i Décamps H. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 28: 621-58.
- Nerbonne BA i Vondracek B. 2001. Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environmental Management*, 28 (1): 87-99.
- Newson MD. 2002. Geomorphological concepts and tools for sustainable river ecosystem management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12: 365-279.
- Oertli B i Lachavanne JB. 1995. The effects of shoot age on colonization of an emergent macrophyte (*Typha latifolia*) by macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 34 (3): 421-431.
- Ontiveros D, Fernández-Cardenete JR i Pleguezuelos JM. 2003. Caracterización, restauración y conservación de las comunidades animales del río Guadamar: seguimiento del proceso de recolonización de aves y reptiles. A: *Ciencia y restauración del Río Guadamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 416-424.
- Pardo I, Álvarez M, Casas J, Moreno JL, Vivas S, Bonada N, Alba-Tercedor J, Jáimez-Cuéllar P, Moyà G, Prat N, Robles S, Suárez ML, Toro M i Vidal-Abarca MR. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnética*, 21 (3-4): 115-133.
- Patten DT. 1998. Riparian ecosystems of semi-arid North America: Diversity and human impacts. *Wetlands*, 18 (4): 498-512.
- Petts GE, Sparks R i Campbell I. 2000. River restoration in developed economies. A: Boon PJ, Davies BR i Petts GE eds. *Global Perspectives on River Conservation: Science, Policy and Practice*. John Wiley & Sons Ltd., 493-508.
- Phillips EC. 2003. Habitat preference of aquatic macroinvertebrates in an East Texas sandy stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 18 (2): 1-11.
- Poff NL i Ward JV. 1990. Physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management*, 14 (5): 629-645.
- Prados MJ, García FJ, Doctor A, López V i Camarillo JM. 2003. Mapa de reconocimiento territorial del Corredor Verde. Análisis y diagnóstico de la actividad agraria y del aprovechamiento del monte en la cuenca del Guadamar. A: *Ciencia y restauración del Río Guadamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla,
- Prat N, Bonada N, Casanovas-Berenguer R, Munné A, Plans M, Puntí T, Rieradevall M, Solà C, Vila-Escalé M, Jubany J i Miralles M. 2003. La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix i la Tordera. Informe 2001. *Estudis de la qualitat ecològica dels rius*, 11. Diputació de Barcelona, Barcelona, CD-rom.
- Prat N, Bonada N, Casanovas-Berenguer R, Munné A, Plans M, Puntí T, Rieradevall M, Solà C, Vila-Escalé M, Jubany J, Miralles M i Ordeix M. En premsa. La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix, la Tordera i el Ter. Informe 2002. *Estudis de la qualitat ecològica dels rius*, 12. Diputació de Barcelona, Barcelona, CD-rom.
- Reynolds PJ. 1985. Ecosystem approaches to river basin planning. A: Lundqvist J, Lohm V i Falkenmark M (eds). *Strategies for river basin management. Environmental integration of land and water in a river basin*. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, 41-48.
- Rodríguez A i Delibes M. 2003. Riqueza de mesomamíferos en la cuenca del río Guadamar: resultados preliminares. A: *Ciencia y restauración del Río Guadamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 446-458.
- Rodríguez de los Santos M, Ortega MJ, Arjona S i Cuadrado M. 1999. Valores ecológicos de un bosque de ribera del entorno de Doñana. *MedioAmbiente*, 31.
- Sáez P, Escacena JL, Ordóñez S, García E, García-Dils de la Vega S, Izquierdo A, Vahí A i Fernández G. 2003. Patrimonio arqueológico e histórico-artístico. A: *Ciencia y restauración del Río Guadamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadamar 1998-*

2002. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 494-514.
- Salvany JM, Mediavilla C, Mantecón R i Manzano M. 2001. Geología del Valle del Guadamar y áreas colindantes. *Boletín Geológico y Minero*, 112 (Vol. Especial): 57-67.
- Schulze DJ i Walker KF. 1997. Riparian eucalypts and willows and their significance for aquatic invertebrates in the River Murray, South Australia. *Regulated Rivers: Research & Management*, 13: 557-577.
- Serrano J i Molina F. 1999. El Corredor Verde del Guadamar: la conexión de la Sierra con la marisma. *MedioAmbiente*, 29.
- SPSS. 2001. SPSS para Windows versión 11.01, SPSS Inc, Chicago.
- Statzner B i Higler B. 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16: 127-139.
- Sterling A. 1996. *Los sotos, refugio de vida silvestre*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, 266 pàg.
- Suárez ML i Vidal-Abarca MR. 2000. Aplicación del índice de calidad del bosque de ribera, QBR (Munné et al., 1998) a los cauces fluviales de la cuenca del río Segura. *Tecnología del Agua*, 201: 33-45.
- Suárez ML, Vidal-Abarca MR, Sánchez M, Alba-Tercedor J, Álvarez M, Avilés J, Bonada N, Casas J, Jáimez P, Munné A, Pardo I, Prat N, Rieradevall M, Salinas MJ, Toro M i Vivas S. 2002. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnética*, 21 (3-4): 135-148.
- Tabacchi E, Correll DL, Hauer R, Pinay G, Planty-Tabacchi AM i Wissmar RC. 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*, 40: 497-516.
- Valdovinos C. 2001. Riparian leaf litter processing by benthic macroinvertebrates in a woodland stream of central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 74 (2): 445-453.
- Weatherhead MA i James MR. 2001. Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. *Hydrobiologia*, 462: 115-129.
- Wondzell SM. 2001. The influence of forest health and protection treatments on erosion and stream sedimentation in forested watersheds of eastern Oregon and Washington. *Northwest Science*, 75: 128-140.
- Wright JF, Blackburn JH, Westlake DF, Furse MT i Armitage PD. 1992. Anticipating the consequences of river management for the conservation of macroinvertebrates. A: Boon PJ, Calow P i Petts GE (eds). *River Conservation and management*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, 137-149.
- Zamora-Muñoz C, Jáimez-Cuéllar P i Alba-Tercedor J. 2000. Estado ecológico de ríos mediterráneos de influencia nival del sur de la Península Ibérica. *Libro de Resúmenes del X Congreso de la Asociación Española de Limnología y II Congreso Ibérico de Limnología*. Valencia, 12-16 Julio 2000, pàg 249.

Annex 2.1. Full de camp de l'índex de qualitat de ribera QBR (modificat a partir de Munné et al., 1998b).

Qualificació de la zona ripària dels ecosistemes fluvials. Índex QBR

- Aquesta qualificació ha d'esser aplicada en la zona ripària dels rius (riba i ribera). Zones inundades periòdicament per les avingudes ordinàries i les màximes.
- Els càlculs es realitzaran sobre l'àrea que presenta una potencialitat de suportar una massa vegetal ripària. No es compten les zones amb substrat dur amb incapacitat per arrelar una massa vegetal permanent.
- En trams d'alta muntanya sense vegetació ripària natural o en zones àrides, consultar la nota de la part posterior d'aquest full de camp



La puntuació de cada un dels 4 apartats no pot ser negativa ni excedir de 25

Estació	
Observador	
Data	

Tram observat a partir del punt d'accés al riu

Aigües amunt	
Altres	

Grau de cobertura ripària (només considerarem la ribera)

Puntuació entre 0 i 25

Puntuació	
25	> 80 % cobertura vegetal de la ribera (les plantes anuals no es comptabilitzen)
10	50-80 % cobertura vegetal de la ribera
5	10-50 % cobertura vegetal de la ribera
0	< 10 % cobertura vegetal de la ribera
+ 10	si la connectivitat entre el bosc de ribera i l'ecosistema forestal adjacent és total
+ 5	si la connectivitat entre el bosc de ribera i l'ecosistema forestal adjacent és superior al 50%
- 5	si la connectivitat entre el bosc de ribera i l'ecosistema forestal adjacent és entre el 25 i 50%
- 10	si la connectivitat entre el bosc de ribera i l'ecosistema forestal adjacent és inferior al 25%

Estructura de la cobertura (es comptabilitza tota la zona ripària)

Puntuació entre 0 i 25

Puntuació	
25	cobertura d'arbres superior al 75 %
10	cobertura d'arbres entre el 50 i 75 % o cobertura d'arbres entre el 25 i 50 % i en la resta de cobertura els arbusts superen el 25 %
5	cobertura d'arbres inferior al 50 % i la resta de cobertura amb arbusts entre 10 i 25 %
0	sense arbres i arbusts per sota el 10 %
+ 10	si a la riba la concentració d'helòfits o arbusts és superior al 50 %
+ 5	si a la riba la concentració d'helòfits o arbusts és entre 25 i 50 %
+ 5	si els arbres tenen un sotabosc arbustiu
- 5	si existeix una distribució regular (linealitat) en els peus dels arbres i el sotabosc és > 50 %
- 5	si els arbres i arbusts es distribueixen en taques, sense una continuïtat
- 10	si existeix una distribució regular (linealitat) en els peus dels arbres i el sotabosc és < 50 %

Qualitat de la cobertura (depèn del tipus geomorfològic de la ribera*)

Puntuació entre 0 i 25

Puntuació		Tipus 1	Tipus 2	Tipus 3
25	nombre d'espècies diferents d'arbres autòctons	> 1	> 2	> 3
10	nombre d'espècies diferents d'arbres autòctons	1	2	3
5	nombre d'espècies diferents d'arbres autòctons	-	1	1 - 2
0	sense arbres autòctons			
+ 10	si la comunitat forma una franja longitudinal continua adjacent al canal fluvial en més del 75% de la longitud del tram			
+ 5	si la comunitat forma una franja longitudinal continua adjacent al canal fluvial entre el 50 i el 75% de la longitud del tram			
+ 5	si les diferents espècies es disposen en bandes paral·leles al riu			
+ 5	si el nombre diferent d'espècies d'arbust és (veure llistat revers)	> 2	> 3	> 4
- 5	si existeixen estructures construïdes per l'home			
- 5	si existeix alguna sp.introduïda (al.lòctona)** aïllada			
- 10	si existeixen spp. al.lòctones** formant comunitats			
- 10	si existeixen deixalles abocades			

Grau de naturalitat de la riba

Puntuació entre 0 i 25


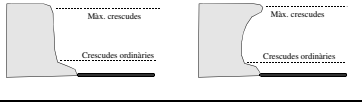

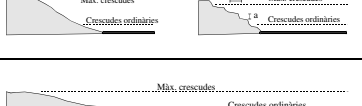

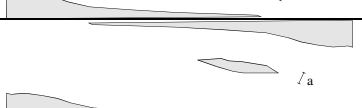
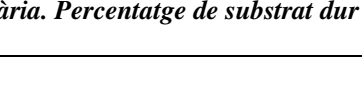
Puntuació	
25	el canal del riu no ha estat modificat
10	modificacions de les terrasses adjacents a la llera del riu amb reducció del canal
5	signes d'alteració i estructures rígides intermitents que modifiquen el canal del riu
0	riu canalitzat en la totalitat del tram
- 10	si existeix alguna estructura sòlida dins el llit del riu
- 10	si existeix alguna presa o altra infraestructura transversal en el llit del riu

Puntuació final (suma de les anteriors puntuacions)

--	--

*** Determinació del tipus geomorfològic de la zona ripària (apartat 3, Qualitat de la cobertura)**

Sumeu el tipus de desnivell de la dreta i l'esquerra de la llera, i sumeu o resteu segons els altres dos apartats.

Tipus de desnivell de la zona ripària	Puntuació	
	Esquerra	Dreta
Vertical/còncav (pendent > 75°), amb una alçada no superable per les màximes avingudes		6
Igual però amb un petit talús o riba inundable periòdicament (avingudes ordinàries)		5
Pendent entre el 45 i 75 °, esglaonat o no. La pendent es compta amb l'angle entre l'horitzontal i la recta entre la llera i el darrer punt de la ribera. $\Sigma a > \Sigma b$		3
Pendent entre el 20 i 45 °, esglaonat o no. $\Sigma a < \Sigma b$		2
Pendent < 20 °, ribera uniforme i plana.		1
Existència d'una illa o illes en el mig del llit del riu		
Amplada conjunta "a" > 5 m.		- 2
Amplada conjunta "a" entre 1 i 5 m.		- 1
Potencialitat de suportar una massa vegetal ripària. Percentatge de substrat dur amb incapacitat per arrelar una massa vegetal permanent		
> 80 %	No es pot mesurar	
60 - 80 %	+ 6	
30 - 60 %	+ 4	
20 - 30 %	+ 2	
Puntuació total		

Tipus geomorfològic segons la puntuació


> 8	Tipus 1	Riberes tancades, normalment de capçalera, amb baixa potencialitat d'un extens bosc de ribera
entre 5 i 8	Tipus 2	Riberes amb una potencialitat intermija per a suportar una zona vegetada, trams mitjos de rius
< 5	Tipus 3	Riberes extenses, trams baixos dels rius, amb elevada potencialitat per posseir un bosc extens.

**** Espècies freqüents i considerades recentment introduïdes per l'home**

1- ARBRES	2- ARBUSTS
<i>Ailanthus altissima</i> (Ailant)	<i>Nicotina sp.</i>
<i>Platanus x hispanica</i> (Plàtan)	<i>Ricinus communis</i> (Ricí)
<i>Robinia pseudo-acacia</i> (Robínia)	<i>Arundo donax</i> (Canya)
<i>Salix babylonica</i> (Desmai)	<i>Acacia farnesiana</i> (Aromer)
<i>Eleagnus angustifolia</i> (Arbre del paradís)	
<i>Morus sp</i> (Moreres)	

Observacions:

Annex 2.2. Full de camp de l'índex d'hàbitat fluvial IHF (Pardo et al., 2002).

Avaluació de l'Hàbitat Fluvial per a Rius Mediterranis. Índex IHF			
		Estació	
		Data	
		Operador	
Blocs			Puntuació
1. Inclusió ràpids-sedimentació de basses			
Ràpids	Pedres, còdols i graves no fixades per sediments fins. Inclusió 0 - 30%.	10	
	Pedres, còdols i graves poc fixades per sediments fins. Inclusió 30 - 60%.	5	
	Pedres, còdols i graves mitjanament fixades per sediments fins. Inclusió > 60%.	0	
Només basses	Sedimentació 0 - 30%	10	
	Sedimentació 30 - 60%	5	
	Sedimentació > 60%	0	
TOTAL (una categoria)			
2. Freqüència de ràpids			
	Alta freqüència de ràpids. Relació distància entre ràpids / amplada del riu < 7	10	
	Escassa freqüència de ràpids. Relació distància entre ràpids / amplada del riu 7 - 15	8	
	Presència ocasional de ràpids. Relació distància entre ràpids / amplada del riu 15 - 25	6	
	Constància de flux laminar o ràpids somers. Relació distància entre ràpids/amplada del riu >25	4	
	Només basses	2	
TOTAL (una categoria)			
3. Composició del substrat			
% Blocs i pedres	1 - 10%	2	
	> 10%	5	
% Còdols i graves	1 - 10%	2	
	> 10%	5	
% Sorra	1 - 10%	2	
	> 10%	5	
% Llims i argila	1 - 10%	2	
	> 10%	5	
TOTAL (sumar categories)			
4. Règims de velocitat / profunditat			
<i>somer: < 0.5 m</i>	4 categories. Lent-profund, lent-somer, ràpid-profund i ràpid-somer.	10	
<i>lent: < 0.3 m/s</i>	Només 3 de les 4 categories	8	
	Només 2 de les 4	6	
	Només 1 de les 4	4	
TOTAL (una categoria)			
5. Percentatge d'ombra en la llera			
	Ombrejat amb finestres	10	
	Totalment en ombra	7	
	Grans clarianes	5	
	Exposat	3	
TOTAL (una categoria)			
6. Elements d'heterogeneïtat			
Fullaraca	> 10% o < 75%	4	
	< 10% o > 75%	2	
	Presència de troncs i branques	2	
	Arrels exposades	2	
	Dics naturals	2	
TOTAL (sumar categories)			
7. Cobertura de vegetació aquàtica			
% Plòcon + briòfits	10 - 50%	10	
	< 10% o > 50%	5	
% Pècton	10 - 50%	10	
	< 10% o > 50%	5	
% Fanerògames + Charals	10 - 50%	10	
	< 10% o > 50%	5	
TOTAL (sumar categories)			
PUNTUACIÓ FINAL (suma de les puntuacions anteriors)			

Capítol 3

Caracterització fisicoquímica del riu
Guadianar durant el període d'estudi

Caracterització fisicoquímica del riu Guadiamar durant el període d'estudi

INTRODUCCIÓ I OBJECTIUS

En l'avaluació de l'estat de salut d'un ecosistema aquàtic cal tenir en compte tots els aspectes que el conformen, incloent-hi la geomorfologia, la hidrologia, l'hàbitat físic, i la biota (Hart et al., 1999; Maddock, 1999), però és evident que l'ambient en què els organismes fluvials es desenvolupen inclou, en primer terme, l'aigua, i per tant és molt important determinar-ne la qualitat (Hart et al., 1999; Maddock, 1999).

L'aigua dels rius conté substàncies dissoltes o en suspensió, però hi ha molts factors que en condicionen la composició química, i són causa de diferències d'un lloc a l'altre. Les principals característiques de l'aigua d'un determinat riu vénen donades principalment per la naturalesa de la conca que drena (Allan, 1995; Margalef, 1983), ja que la major part dels constituents de l'aigua s'originen de la dissolució de les roques. La resistència de les roques a la meteorització i la seva composició, juntament amb la quantitat i composició de la precipitació, determinaran les principals aportacions de materials al riu. Un cop a l'aigua, les substàncies poden ser modificades, ja que, per exemple, l'evaporació tendeix a concentrar-les, mentre que les interaccions químiques o biològiques dins el propi riu poden modificar la forma en què es troben. Algunes d'aquestes interaccions es donen entre els propis components de l'aigua, per exemple els canvis que pateixen els compostos nitrogenats en funció de les concentracions d'oxigen dissolt, o la forma dels carbonats en funció del pH. Altres es donen entre l'activitat biològica i l'aigua, com els canvis en les concentracions de diòxid de carboni o oxigen que provoca la fotosíntesi. Però tampoc no hem d'oblidar l'estreta relació que hi ha entre l'aigua i el sediment fluvial, i l'intercanvi de substàncies que es dona entre tots dos compartiments. Els processos de precipitació o sedimentació i de dissolució o resuspensió resulten molt importants. A més a més, la biota fluvial, predominantment bentònica, tot i viure immersa en aigua, està associada al substrat i en conseqüència, la qualitat fisicoquímica del substrat l'afectarà directament. L'avaluació de la qualitat de l'ecosistema aquàtic, per tant, ha de tenir en

compte tant les característiques de l'aigua com les del sediment.

La fisicoquímica de l'aigua canvia temporalment sota la influència de canvis estacionals de les temperatures o de la precipitació, del règim hidrològic o de la pròpia activitat biològica (Allan, 1995). En principi, la biota fluvial viu adaptada a aquests canvis més habituals, i per tant, tolera un cert grau de variació del medi, però quan aquestes variacions superen el llindar de tolerància de les espècies, la biota es veu seriosament afectada. Generalment l'activitat humana és la responsable dels canvis fisicoquímics més importants (Allan, 1995), i tot sovint es superen els llindars de tolerància de moltes espècies. Per això, la contaminació d'origen antròpic té moltes vegades efectes dramàtics sobre la biota, que no està adaptada als canvis ambientals que provoca.

La contaminació que l'home genera sobre els ecosistemes fluvials depèn directament tant del tipus d'activitat que es desenvolupa a la conca com de la magnitud i la manera en què es dona (Rhodes et al., 2001). Com a principals perturbacions antròpiques podem citar les modificacions dels règims hidrològics (derivacions, preses, captacions d'aigua, etc.), l'alteració de les riberes, amb els conseqüents problemes sobre la qualitat de l'aigua o l'agreuament dels efectes de les avingudes, els abocaments puntuals o difosos de nutrients i matèria orgànica, i l'abocament de substàncies tòxiques, orgàniques i inorgàniques.

La conca del Guadiamar drena part de la franja pirítica ibèrica, rica en metalls pesants (vegeu el Capítol 1), elements que, fins i tot a baixes concentracions, són tòxics per a molts organismes (vegeu els Annexos Generals). A aquesta particularitat natural se li afegeix la pressió humana a la conca, en forma d'activitats agrícoles i mineres. Aquestes activitats, fetes de manera intensiva, tenen potencialment efectes negatius sobre els ecosistemes adjacents, i provoquen contaminacions físiques i químiques als cursos fluvials.

A causa de l'accident miner d'Aznalcóllar el 1998 i de la creació del *Corredor Verde del Guadiamar*, amb l'objectiu principal de restaurar les condicions ecològiques de la zona (CMA, 1998), sorgeix la necessitat de controlar i posar remei a la contaminació vessada durant l'accident o la resta de perturbacions que puguin haver-hi i que condicionarien l'èxit de l'objectiu fixat. Com a pas previ a qualsevol mesura de gestió d'un espai natural, cal conèixer les característiques de la conca (Hart et al., 1999), entre les quals es troben, evidentment, les característiques fisicoquímiques del riu, de l'aigua i dels sediments. Aquestes característiques, però, no són estàtiques i fixes, sinó que estan subjectes tant a variacions estacionals (principalment degudes al clima, del qual se'n derivaran canvis físics, químics i biològics que interaccionaran entre sí), com a variacions degudes a l'activitat humana (contaminacions contínues o puntuals, esporàdiques o periòdiques) i també a variacions ambientals degudes a la successió o a la recuperació després d'un episodi perturbador: l'accident. Per això és important que l'avaluació de la qualitat de l'aigua i els sediments del riu Guadiamar tingui també incorporada una component temporal que permeti detectar tendències i valors extrems, i que garanteixi així una fiabilitat en els resultats i una millor gestió de l'espai.

Els objectius principals d'aquesta part, per tant, són:

- Caracterització fisicoquímica de l'aigua dels rius Agrio i Guadiamar al llarg dels cinc anys posteriors a l'accident miner d'Aznalcóllar tant pel que fa a paràmetres generals (temperatura, oxigen dissolt, conductivitat...), a concentració de nutrients o a concentració de metalls.
- Caracterització dels sediments fluvials pel que fa a la concentració de metalls.
- Avaluació de l'impacte de l'accident d'Aznalcóllar del 1998 en les característiques fisicoquímiques del riu, i detecció d'altres fonts de contaminació.
- Avaluació de la toxicitat potencial de l'aigua i dels sediments pels organismes aquàtics.

- Classificació i agrupació dels diferents punts de mostreig segons les característiques fisicoquímiques.

METODOLOGIA

En cadascun dels punts i a totes les èpoques especificades (vegeu la Figura 1.4 i les Taules 1.3 i 1.4 del Capítol 1) es van prendre les següents mesures per caracteritzar el medi.

Aigua

Cabal: Per al càlcul del cabal es va escollir un tram del riu on tant la profunditat de l'aigua com la velocitat fossin el màxim d'homogenis. En aquest tram es va fer un transecte en el qual cada 10–100 cm (depenent de l'amplada total del transecte) es mesurà la profunditat i la velocitat de l'aigua. Així, a partir de les subseccions del tram i la velocitat de l'aigua es va estimar el cabal circulant,

$$Q = \Sigma (\text{secció} \times \text{velocitat})$$

El cabal va ser calculat exclusivament en els punts de la zona fluvial, i només quan tant la profunditat com la velocitat de l'aigua ho permeteren. A la zona de maresma, doncs, no es disposa de cabals.

D'altra banda, la Confederació Hidrogràfica del Guadalquivir (CHG) disposa de tres estacions d'aforament al riu Guadiamar: la EA-56, situada a la carretera de Gerena a Aznalcóllar i, per tant, pocs metres aigües avall del punt de mostreig 1; la EA-90, situada a 5,5 km aigües avall de la confluència del riu Agrio i, per tant, entre els punts 2.1 i 3; i la EA-76 situada a la carretera d'Aznalcázar a Pilas i, per tant, al punt de mostreig 4 (Figura 1.4 del Capítol 1). A l'estació EA-56 el registre de dades des de 1997/98 al 2001/02 és complet, i per tant les dades poden usar-se amb normalitat. A l'estació EA-90 manquen alguns períodes, especialment les primeres setmanes després de l'accident. Finalment les dades de l'estació EA-76, també incompletes, cal prendre-les amb precaució, degut a la presència d'aigua estancada i a la gran amplada de la plana d'inundació, que permet que una part de l'aigua no sigui comptabilitzada (Gallart et al., 1999). Aquests registres també es mostren en els resultats.

Paràmetres fisicoquímics mesurats al camp: La temperatura de l'aigua, la concentració d'oxigen dissolt, la conductivitat i el pH van ser mesurats al camp amb els aparells corresponents (sensores portàtils Cica-Corning M90).

Paràmetres fisicoquímics analitzats al laboratori: Per a les anàlisis químiques es va agafar una mostra d'aigua en una ampolla de plàstic que va ser conservada en fresc fins al laboratori. Totes les anàlisis van ser realitzades al departament d'Ecologia de la Universitat de Sevilla, dintre d'un període de 72 hores i amb els mètodes exposats a la Taula 3.1. Per als sòlids totals en suspensió, es filtrà una quantitat coneguda d'aigua amb filtres de fibra de vidre Whatman GF/C prèviament mullats i pesats, i posteriorment assecats en una estufa a 100°C fins a pes constant.

Taula 3.1. Metodologia usada per a les anàlisis químiques de l'aigua (APHA, 1980)

Paràmetre	Mètode
Reserva alcalina	Volumetria, H ₂ SO ₄ i indicador mixt
□itrats	Àcid sulfonèic
□itrits	Mètode de Shinn
Amoni	□esslerització per precipitació amb SO ₄ Zn i □aOH
Fosfats	Mètode Murphy & Riley

Les mostres d'aigua per a l'anàlisi de metalls es van començar a prendre a partir del mostreig de setembre de 1999, a tots els punts. La biodisponibilitat d'un metall al medi aquàtic i per tant, la seva toxicitat per als organismes, depèn de la forma en què es trobi el metall; per això la Unió Europea recomana utilitzar la fracció de metalls dissolts enlloc dels metalls totals per determinar graus de toxicitat potencial d'un medi (Klein et al., 1999). Per tant, es filtrà aigua del riu amb filtres de nitrat de cel·lulosa de 0,45 µm de porus i s'agafaren 3 rèpliques per analitzar els metalls dissolts. Tota l'aigua va ser acidificada a 1-2% amb H□O₃ qualitat Suprapur (casa Merck) i conservada a 4°C fins a l'anàlisi. Els tubs on es guardaven les mostres havien estat rentats prèviament amb H□O₃ al 10% durant 24 hores, i esbandits amb aigua destil·lada i bidestil·lada (sistema milliQ, Millipore) diverses vegades per tal d'eliminar tots els residus metàl·lics que poguessin tenir.

Paral·lelament, la Consejería de Medio Ambiente de la Junta d'Andalusia (a partir

d'ara CMA), mitjançant la seva xarxa de vigilància de la qualitat de les aigües superficials, prenia mostres setmanalment o mensualment a diferents punts de la conca del Guadiamar i mesurava fins a 42 paràmetres, segons el lloc i les dates. Algunes d'aquestes dades també han estat utilitzades per mostrar els resultats. Els punts utilitzats per la CMA es mostren a la Figura 1.4 del Capítol 1.

Sediment

Les mostres de sediment fluvial per a l'anàlisi de metalls es començaren a agafar al mostreig de setembre de 1999. Es prengueren mostres a tots els punts excepte al 5, al Vado del Quema. □omés es prengué la capa superficial del sediment (primers 5 cm) per considerar que és la que més directament influencia sobre els organismes bentònics (Margalef, 1983).

En cada punt de mostreig es va agafar sediment de 5 zones diferents (coincidint amb les zones on s'havia mostrejat la comunitat de macroinvertebrats, vegeu el Capítol 4), i es barrejà en una galleda. En els llocs on era possible, principalment punts de la zona fluvial, aquest sediment es passà per un sedàs d'1 mm de llum per retirar les pedres i després s'agafà una rèplica dins un pot de plàstic de 125 ml. Allà on el sediment fresc no es podia tamisar, aquesta operació es va deixar per quan el sediment estigués sec. Tot el procés es tornà a repetir fins a tenir 3 rèpliques. Les mostres es transportaren en fred fins al laboratori.

Al laboratori, el sediment es posà en petites safates de plàstic i es deixà a l'aire lliure fins que fou ben sec. Durant aquest període, d'entre 1 i 2 setmanes, el material es va mantenir tapat amb paper per tal de protegir-lo de possibles contaminacions i permetre l'evaporació de l'aigua. Un cop sec, aquell sediment que no havia estat tamisat, es va passar ara pel sedàs d'1 mm. Després, es triturà amb un molí d'anelles "Herzog" amb el recipient de carbur de tungstè i acer inoxidable fins que s'obtingué una mida de partícules inferiors a 150 µm. Tota aquella fracció que després d'haver passat pel molí encara era massa gran, va ser triturada amb un morter d'àngata fins obtenir la mida de partícula desitjada.

La digestió del sediment es va fer amb aigua règia, seguint la norma ISO/CD 11466 (ISO, 1995) lleugerament modificada: la quantitat de

Taula 3.2. Concentracions mesurades (valors en mg/kg PS; $n=34$) i certificades en el material de referència de sediment (LGC 6139, River Clay Sediment). Es mostra la diferència entre mitjanes i el % d'error respecte el valor certificat.

	Valor mesurat		Valor certificat		Diferència ¹	% error
	Mitjana	Desv. est.	Mitjana	Desv. est.		
Zn	466	31	513	9	66	13
Cu	79	10	92	2	5,0	5,4
Pb	165	11	160	3	0,7	0,5
As	26	4	27	1	0,9	3,5
Cd	2,2	0,2	2,3	0,1	0,01	0,3

¹ Es tenen en compte les desviacions estàndard.

mostra i, per tant, de reactius, va ser la meitat, seguint la metodologia posada a punt pel laboratori dels Serveis Científicotècnics de la Universitat de Barcelona. Els valors de metalls en sediment, doncs, no es refereixen a metalls totals sinó als extraïbles en aigua règia, i s'expressen sempre amb base al pes sec. S'agafaren 1,5 g de sediment triturat i es deixaren en 14 ml de H_2O_2 i HCl en proporció 1:3 durant 16 hores a temperatura ambient. Després s'escalfaren a reflux a 130°C durant dues hores més. Finalment es filtrà ràpidament amb un filtre de porus mig i s'enrasà a 50 ml amb H_2O_2 0,5 M. Totes les digestions es van acompanyar d'un mínim de 2 blancs i del material de referència més semblant a les mostres analitzades que certifiqués uns resultats de metalls extrets amb aigua règia (LGC 6139, River Clay Sediment). Per al conjunt de les digestions realitzades, els resultats del material de referència presentaven un error màxim del 6% respecte el valor certificat, excepte pel cas del Zn, on l'error fou del 13% (Taula 3.2). En el cas del Zn, per tant, podem considerar que els valors obtinguts estan lleugerament infravalorats.

Tot el material usat en el procés, des de la recollida de les mostres fins a l'anàlisi dels metalls, va ser prèviament rentat amb H_2O_2 al 10% durant 24 hores, i esbandit amb aigua destil·lada i bidestil·lada diverses vegades per tal d'eliminar els residus metàl·lics.

Anàlisi de metalls

Tant a l'aigua com al sediment fluvial es van analitzar els 7 metalls que des de l'accident de les mines d'Aznalcóllar van considerar-se més importants, bé per les grans quantitats en què

haviem estat abocats al medi, bé per la seva elevada toxicitat sobre els éssers vius. Aquests van ser el zinc (Zn), el coure (Cu), el plom (Pb), l'arsènic (As), el cadmi (Cd), el tali (Tl) i l'antimoni (Sb). Tots ells es trobaven en els llocs vessats a concentracions molt més elevades que en els sediments naturals (Alastuey et al., 1999).

Després de l'acidificació de l'aigua filtrada o de la digestió del sediment fluvial, la majoria de mostres van haver-se de diluir, ja que les mostres han de presentar una concentració d'àcid al voltant de l'1-2% per poder ser analitzades. La dilució es feia en funció de les quantitats esperades de metalls i de la proporció d'àcid de la mostra. A més les mostres d'aigua dels llocs amb concentracions inferiors de metalls podien ser passades sense diluir, ja que la concentració d'àcid nítric que tenien era adequada.

La detecció dels metalls va efectuar-se per espectrometria de masses de plasma acoblat inductivament (espectròmetre ICP-MS Perkin-Elmer model Elan 6000), usant rodi (Rh) com a estàndard intern. S'utilitzà també un patró de clor (Cl 400 ppm o 200 ppm) per calcular la possible interferència amb l'As. Els nivells de detecció de l'aparell són variables en funció del seu grau de netedat i del tipus de mostra, però són inferiors als següents valors en ppb: Zn: 0,2; Cu: 0,2; Pb: 0,1; As: 0,2; Cd: 0,05; Tl: 0,05; Sb: 0,05.

Per a les anàlisis estadístiques, aquells valors inferiors al límit de detecció (LD) van ser substituïts per $\frac{1}{2}$ LD (Karouna-Renier i Sparling, 2001), recalculant després el valor

final segons el pes de la mostra o segons la dilució aplicada. Quan el clor interfereix la lectura de l'As, el valor d'As de la mostra és sempre inferior a l'obtingut i, per tant, aquests casos sempre s'indiquen en els resultats.

Els diferents processos de digestió de les mostres així com l'anàlisi de metalls per ICP-MS van realitzar-se al Serveis Científicotècnics de la Universitat de Barcelona, sota la supervisió dels seus tècnics de laboratori.

Tractament estadístic de les dades

Comparacions entre els punts

Per tal de comparar el valor de cada variable mesurada entre els diferents punts de mostreig, primer es procedí a normalitzar les dades. La normalització es va fer mitjançant el logaritme, ja que la majoria de les variables estaven desplaçades a la dreta (Legendre i Legendre, 1998, Sokal i Rohlf, 1995). En alguns casos les dades originals es van multiplicar per un factor de 10 per tal d'eliminar els valors menors que 1 (Sokal i Rohlf, 1995). En d'altres casos, això s'aconseguí sumant 1 (Legendre i Legendre, 1998). L'ajust a una distribució normal es comprovà amb el test de Kolmogorov-Smirnov ($p > 0,05$). Per aquelles variables que no podien ser normalitzades amb una transformació simple es van mantenir els valors originals, fora que la transformació fes simètrica la distribució de la variable, ja que per determinades anàlisis, la no-normalitat no afecta si la variable és simètrica (Legendre i Legendre, 1998). Les variables usades i la seva transformació es

mostren a la Taula 3.3. En tots els casos, després les dades es van estandarditzar dividint cada valor de la variable entre el valor màxim, per tal d'homogenitzar les unitats (Legendre i Legendre, 1998).

La temperatura i la concentració d'oxigen dissolt no s'han utilitzat en les anàlisis, per falta de normalitat i manca de dades respectivament.

La diferència d'un paràmetre entre els punts de mostreig es va testar mitjançant una anàlisi de la variància (ANOVA). Quan els requisits per aquest mètode paramètric no es compliren, les diferències es testaren amb la prova de Kruskal-Wallis. Si els testos eren significatius ($p < 0,05$), es calculava entre quins punts hi havia diferències mitjançant la prova de comparacions múltiples de Games-Howell, que no pressuposa homogeneïtat de les variàncies (Sokal i Rohlf, 1995). En les variables no normalitzades, només es va testar la diferència entre el punt afectat i el punt de control (de cada zona) mitjançant la prova de Mann-Whitney.

Les correlacions entre variables, inclosa la distància a la mina, es feren amb les dades originals no transformades i mitjançant el coeficient de correlació lineal no paramètric de Spearman. Per als metalls a l'aigua, la relació amb la distància a la mina es va fer seguint una funció exponencial.

Ordenació dels punts

Per tal de veure si els punts de mostreig es

Taula 3.3. Transformació que normalitza cada variable. Transform.: transformació; TSS: sòlids en suspensió totals; s. t.: sense transformar

Aigua	Transform.	Aigua	Transform.	Sediment	Transform.
Conductivitat	$\log(X \cdot 10)$	Zinc ^a	$\log(X)$	Zinc	$\log(X)$
Alcalinitat	$\log(X+1)$	Coure	s. t.	Coure	$\log(X)$
TSS	$\log(X \cdot 1000)$	Plom	$\log(X \cdot 10)$	Plom	$\log(X)$
pH	s. t.	Arsènic	$\log(X \cdot 10)$	Arsènic	$\log(X)$
Fosfat ^a	$\log(X \cdot 1000)$	Cadmi	$\log(X \cdot 100)$	Cadmi	$\log(X+1)$
□itrat	$\log(X \cdot 10)$	Tali	$\log(X \cdot 100)$	Tali	$\log(X \cdot 100)$
□itrit	$\log(X \cdot 100)$	Antimoni	$\log(X \cdot 100)$	Antimoni	$\log(X \cdot 1000)$
Amoni	$\log(X+1)$				

^aVariable no normalitzada ($p < 0,05$) però simètrica

Taula 3.4. Coeficients de les rectes de regressió entre la concentració de Zn als punts propers al punt 5 i la distància a la mina, per cada època de mostreig.

	Set-99	Gen-	Mai-	Jul-	Abr- 1	Jul- 1	Mai- 2	Jul- 2	Mai- 3	Jul- 3
a	-71,7	-7,4	-16,3	-24,6	-3,6	-31,9	-22,6	-20,0	-7,5	-17,2
b	5283	816,9	1386	2039	818,8	1673	1312	1236	780,4	1136
R ²	0,838	0,807	0,804	0,585	0,234	0,961	0,978	0,828	0,761	0,828

podien agrupar d'alguna manera i quines variables determinaven més aquesta ordenació, es van fer tres anàlisis de components principals (ACP) (ter Braak i Prentice, 1988; ter Braak, 1994): una anàlisi amb tots els punts de mostreig, una altra amb els punts de la zona fluvial per separat, i una tercera amb els punts de la zona de maresma. Prèviament, es va calcular la llargada del gradient de les dades mitjançant una anàlisi de correspondències sense la tendència (DCA, de l'anglès Detrended Correspondence Analysis), per confirmar que es tractava d'un gradient curt (<4) i que, per tant, es podien utilitzar mètodes d'ordenació lineals com l'ACP (Legendre i Legendre, 1998).

Després, es va seguir el següent procediment: Es van agafar les dades de tots aquells punts i èpoques de mostreig on es disposava de valors per totes les variables. Quan en algun punt o època faltava algun valor, es podia optar per treure tot aquell punt o aquella variable. Ara bé, quan es tracta de poques dades és recomanable intentar omplir el forat (Legendre i Legendre, 1998) per no perdre tanta informació. Per això per algunes variables, es va extrapol·lar el valor a partir de les altres dades d'aquell punt. Finalment va quedar una matriu amb 82 casos i 23 variables, classificades en tres grups: variables fisicoquímiques generals, concentració de metalls a l'aigua i concentració de metalls al sediment.

Per tal que les variables amb una elevada correlació no tinguin més pes a l'anàlisi, per cadascun dels grups de variables es calcularen els coeficients de correlació lineal de Spearman, i s'eliminaren de les anàlisis aquelles que presentaven correlacions significatives ($p < 0,01$) amb coeficients superiors a 0,7 (Annex 3.1). Finalment la matriu va quedar reduïda a 13 variables: pH, conductivitat, alcalinitat, sòlids en suspensió totals, fosfats, nitrats, nitrats, amoni, concentració de Zn, Pb,

As i Sb a l'aigua, i concentració de Zn al sediment.

Al punt de mostreig 5 no es varen prendre dades de metalls en sediment. Això provocava que tot aquest punt s'hagués d'eliminar de les anàlisis o bé s'hagués d'extrapol·lar la concentració de Zn al sediment. Es va optar per aquesta segona opció. L'extrapol·lació es va fer a partir de la recta de regressió per cada mes de mostreig obtinguda a partir de la concentració de Zn als altres punts (especialment els més propers al punt 5: 3, 4, 6 i 7.1) i la distància a la mina. Després, a partir de la distància del punt 5 a la mina, s'interpol·laren els valors amb la recta

$$y = ax + b$$

on y és la concentració de metall al punt 5, x és la distància a la mina, i a i b són els coeficients trobats, que es mostren a la Taula 3.4.

Els valors del punt 5 en cada època es van introduir a les anàlisis com a casos suplementaris, de manera que els estadístics es calculen sense tenir en compte aquest punt, però després aquests casos es representen en el mateix espai multidimensional que la resta de punts.

Les correlacions de Spearman, les ANOVA i les proves de Kruskal-Wallis, Kolmogorov-Smirnov, Games-Howell i U de Mann-Whitney es van realitzar amb el paquet estadístic SPSS (SPSS, 2001a). L'ajust a una funció exponencial es va realitzar amb el programa SigmaPlot (SPSS, 2001b). L'anàlisi multivariant (DCA i ACP) es va fer amb el paquet estadístic CAOCO (ter Braak i Smilauer, 1997).

RESULTATS

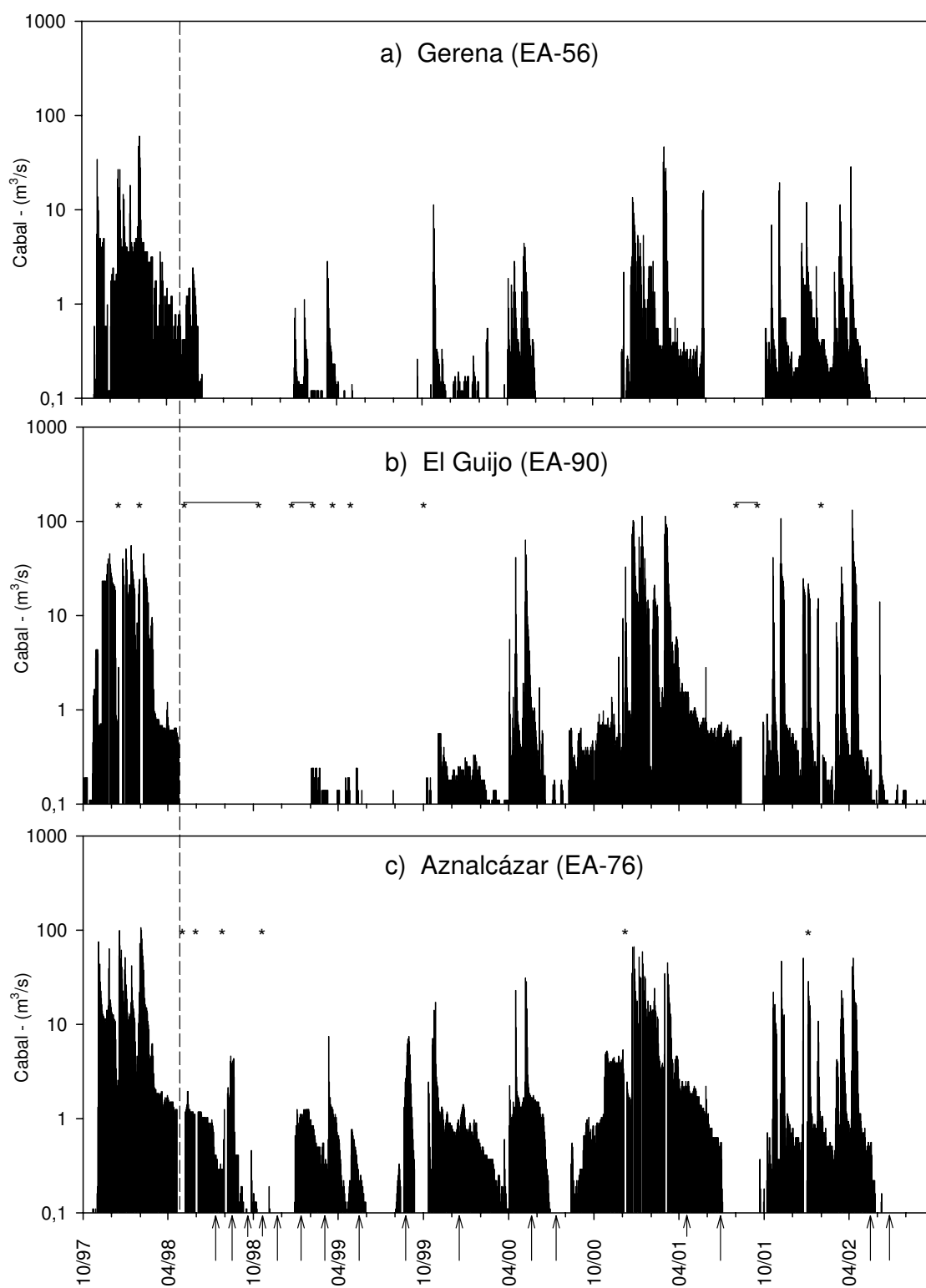


Figura 3.1. Cabal mitjà diari a les estacions d'aforament de la CHG de Gerena, El Guijo i Aznalcázar, des d'octubre de 1997 a setembre de 2002. La línia discontinua vertical indica el dia de l'accident de les mines d'Aznalcóllar. Les fletxes de l'eix inferior indiquen les èpoques de mostreig. Els símbols * o *—* indiquen períodes en què no hi ha dades.

L'aigua

Cabal

Durant el període d'estudi, o més àmpliament des de l'accident d'Aznalcóllar l'abril de 1998, fins on es disposa de dades, el setembre de 2002, es pot observar la gran variabilitat hidrològica del Guadiamar, tant estacional com interanual (Figura 3.1). Per una banda, els cabals són elevats des de novembre a abril, i baixos l'altra meitat de l'any, i arriben a estroncar-se en alguns trams durant els mesos d'estiu. Malgrat això, també es diferencien anys amb cabals més o menys elevats. A partir de l'abril de 1998, i després d'un any hidrològic molt humit (74,6 hm³ a Gerena, segons dades de la CHG), comença un període de molta sequera, que s'estén fins pràcticament l'octubre de 1999. Així doncs, a l'any 98/99 tan sols s'enregistren 3 hm³ a Gerena, i el 99/00, malgrat presentar una tardor més humida, tan sols acumula 8,67 hm³. A partir de l'any 2000/01 les aportacions anuals són més elevades, amb 36 i 23 hm³ anuals.

Comparant el cabal mesurat en les tres estacions d'aforament, s'observa com aigua amunt i aigua avall de l'entrada de l'Agrio els cabals no sempre estan relacionats (Figura 3.2). En canvi, aigua avall del riu Agrio, les dues estacions d'aforament presents mostren una elevada correlació entre els cabals, d'on es dedueix que, per sota del riu Agrio el cabal del riu ve determinat tant per la climatologia com per la gestió de l'embassament.

Temperatura i oxigen dissolt

En tots els punts de mostreig la temperatura segueix un patró estacional molt marcat. És elevada de maig a octubre, per sobre dels 20°C i màximes mitjanes diàries de 26°C, i baixa de novembre a abril, per sota dels 20 i mínimes mitjanes de 9°C. Paral·lelament a les fluctuacions de la temperatura, canvia la concentració d'oxigen dissolt, que és més elevada a l'hivern que a l'estiu. El tram superior del riu presenta concentracions d'oxigen dissolt entre 3 i 13 mg/l, segons l'època de l'any, i a la zona d'Entremuros les concentracions van de 2 a 19 mg/l. Al tram intermig és on es donen episodis amb concentracions d'oxigen molt baixes. Al punt 4, Aznalcázar, des de maig a octubre de 1999, s'enregistren concentracions d'oxigen per sota d'1 mg/l. Al punt 5, Vado del Quema, aquestes concentracions tan baixes es donen des de finals d'estiu a finals de tardor dels anys 1998, 1999 i 2000. L'any 2001 les concentracions en aquesta època es troben entre 1 i 3 mg/l, però els anys 2002 i 2003 ja no s'enregistren més episodis de baixes concentracions d'oxigen dissolt (dades de la CMA, no mostrades).

Conductivitat i pH

Al llarg de tot el Guadiamar, aigua avall de la unió amb l'Agrio, la conductivitat de l'aigua pateix oscil·lacions estacionals. En general durant els mesos d'estiu els valors són més elevats que a l'hivern, sovint més del doble. Al

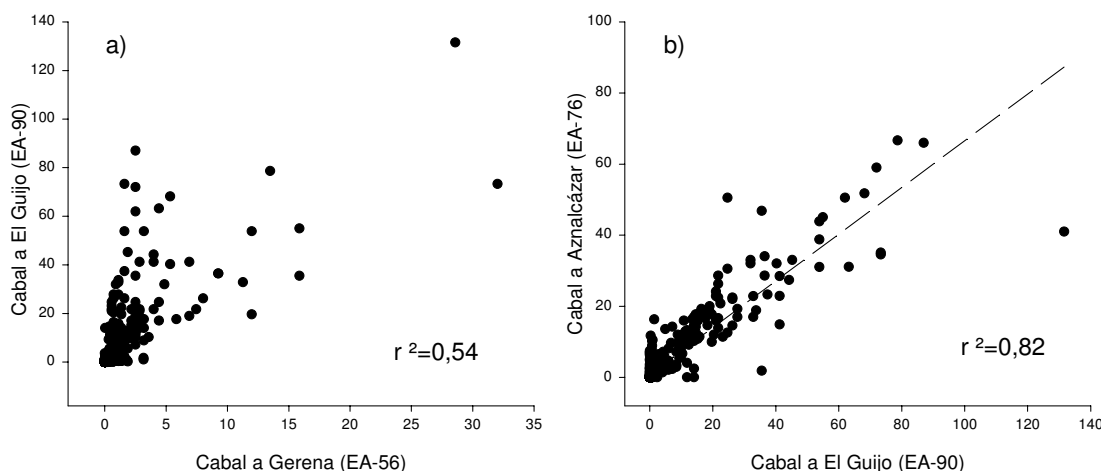


Figura 3.2. Diagrames de dispersió entre el cabal mitjà diari enregistrat a dues estacions d'aforament consecutives. r és el coeficient de regressió lineal de Pearson.

tram comprès entre el riu Agrio i la població de Sanlúcar la Mayor aquestes oscil·lacions són molt acusades, i a l'estiu es tripliquen els valors trobats a l'hivern (Figura 3.3 a i b). En canvi, més avall (Figura 3.3 c) tot i que la conductivitat també presenta oscil·lacions estacionals, aquestes ja no segueixen un patró estacional, sinó que es troben desplaçades; la tardor sol ser en aquest punt, l'època amb conductivitats més elevades, especialment l'any 1998 i el 1999. Més avall encara, ja a l'entrada de la maresma transformada d'Entremuros, la conductivitat torna a presentar un clar patró estacional que es manté per totes les estacions d'aquesta zona (dades no mostrades). Els valors d'estiu són molt elevats, per damunt de dels 3.500 o 4.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a la zona superior (Figura 3.3 d) i fins a 8.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a la banda baixa d'Entremuros.

El pH també presenta un cert patró temporal i espacial, i igual que la conductivitat, les fluctuacions són més acusades prop de la unió amb el riu Agrio (Figura 3.3 a i b) que aigües avall (Figura 3.3 c i d). A la zona superior, el pH té un comportament invers a la conductivitat: disminueix a l'estiu i augmenta a l'hivern. Per contra, al tram mitjà (Figura 3.3 c) i baix (Figura 3.3 d), aquesta variació es dona al revés: augmenta el pH a finals d'estiu conjuntament amb l'augment de la conductivitat. La magnitud de les oscil·lacions també varia amb l'espai. Així doncs, mentre que a l'estació del Guijo el pH oscil·la entre valors entorn de 7 a l'hivern i entorn de 4 a l'estiu (Figura 3.3 a), aigua avall en tot l'any el pH no acostuma a ser inferior a 6,5, i pren valors fins a 9,5.

A part d'aquest comportament general que s'ha mantingut durant pràcticament tot el període d'estudi, tots dos paràmetres tenen un comportament diferent durant els primers dies després de l'accident d'Aznalcóllar. Amb el vessament miner, la conductivitat va augmentar molt mentre que el pH va caure dràsticament, i aquest efecte va notar-se a tot el tram afectat del Guadiamar, des del riu Agrio fins al final d'Entremuros. Tots dos paràmetres van recuperar els valors que es presentaran durant els següents cinc anys en tan sols uns 10 dies.

Pel que fa als punts de mostreig d'aquest estudi, la presa de mostres discreta en el temps, i a més a més en intervals heterogenis, sovint no permet detectar patrons estacionals, malgrat de vegades intuir-los. Ara bé, el valor de les variables fisicoquímiques estudiades revela en alguns casos un patró espacial, pel conjunt de tots els mostresos realitzats (Figures 3.4 i 3.5). El pH es manté durant tot l'estudi prop de la neutralitat al punt de control 1 i, en canvi, rarament és superior a 6 al punt 2. El punt 2.1 presenta variacions estacionals semblants a les de la Figura 3.3a, amb els valors més baixos (mitjana i desviació estàndard de $4,5 \pm 0,6$) al juliol dels anys 2000, 2001 i 2002. A partir del punt 3 i fins al punt 5 el pH es manté també al voltant de la neutralitat, tot i que s'observa una mitjana creixent al llarg d'aquest tram (Figura 3.4). Les variacions de pH en aquests tres punts són més elevades que en el punt de control 1. A la zona fluvial, el pH mitjà de tots els mostresos és significativament inferior en els punts 2 i 2.1 respecte a l'1, mentre que la resta de punts afectats no es diferencien (Taula 3.5). A la zona de maresma, el pH mitjà dels punts 6 a 10, és més elevat que a la zona fluvial. Destaca el punt 7.1 en tenir un pH molt constant i superior (significativament diferent del punt de control 10) (Taula 3.5).

El gradient de pH que s'observa en els punts afectats per la mina també es veu en altres paràmetres. La conductivitat, malgrat presentar el patró estacional mencionat anteriorment, també mostra un clar patró espacial (Figura 3.4). Al punt de control de la zona fluvial (punt 1) la conductivitat mitjana és de 476 $\mu\text{S}/\text{cm}$, significativament inferior a la resta de punts. Aigües avall de les mines d'Aznalcóllar s'enregistra una conductivitat mitjana de 2.534 $\mu\text{S}/\text{cm}$, que va disminuint al llarg de tota la zona fluvial (Taula 3.5). A la zona de maresma la conductivitat mitjana torna a augmentar, i també ho fa la variabilitat estacional de la conductivitat, amb registres des de valors de poc més de 1.200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ fins a més de 12.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 3.4). Els tres punts situats a Entremuros tenen una conductivitat mitjana significativament més elevada que la del punt 10 (Taula 3.5), on es manté bastant constant durant tot el període d'estudi (Figura 3.4).

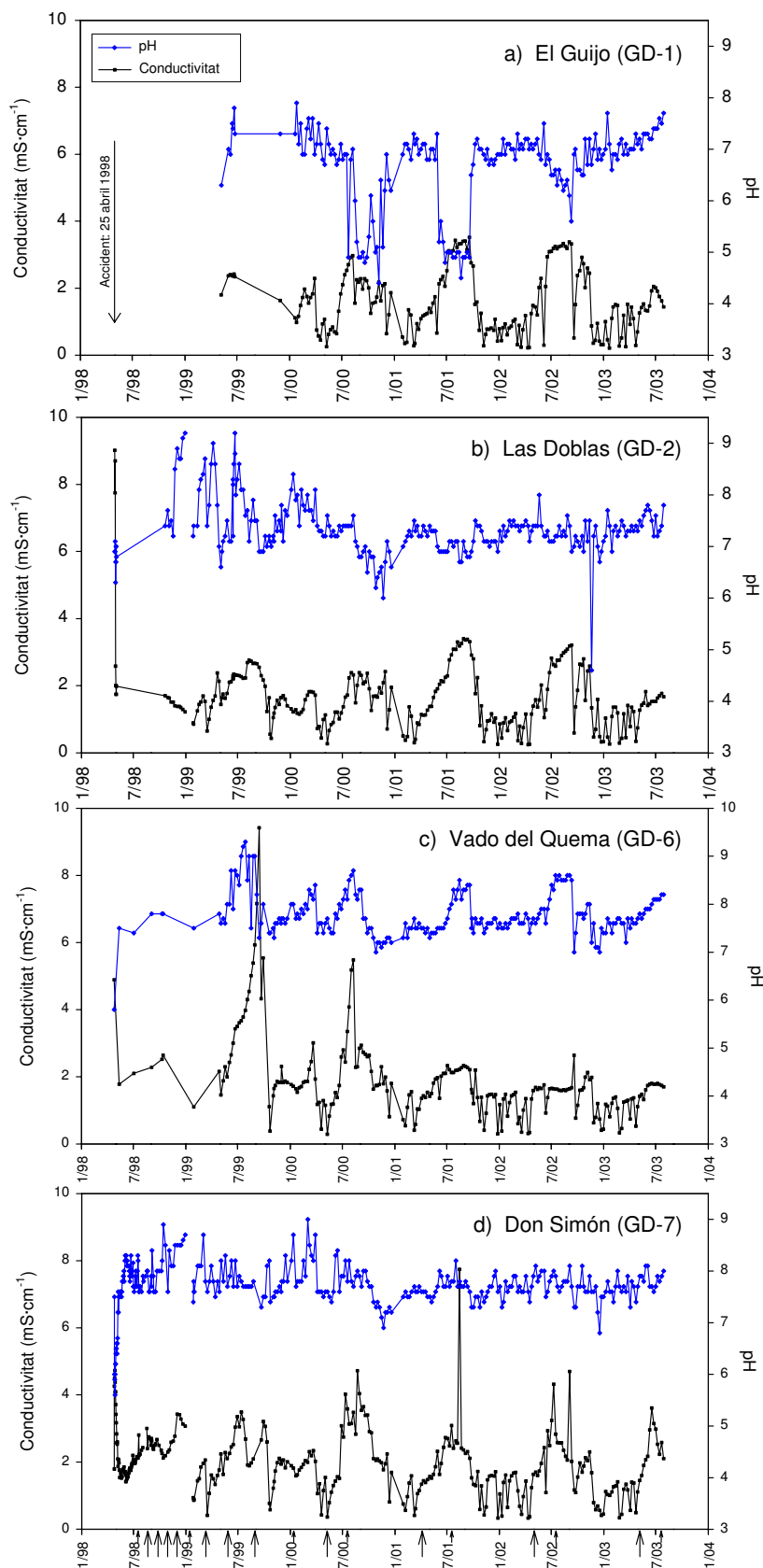


Figura 3.3. Conductivitat i pH al llarg del temps a a) El Guijo, b) Pont de Las Doblas, c) Vado del Quema, d) Pont de Don Simón. Les fletxes a l'eix inferior indiquen les dates de mostreig. També es mostra el dia de l'accident miner.

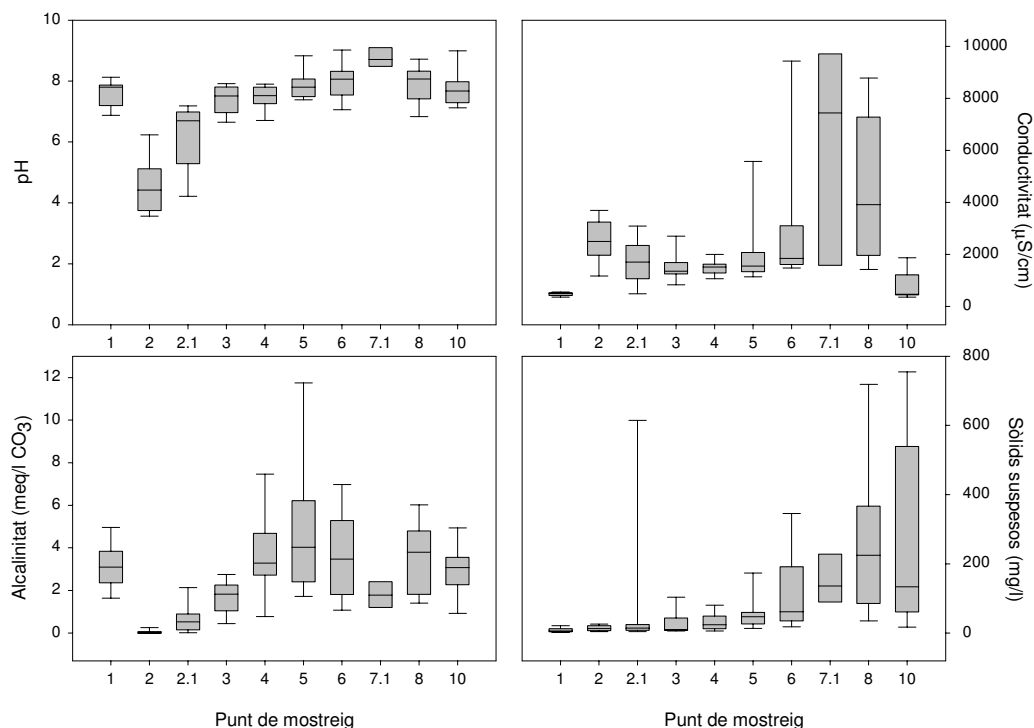


Figura 3.4. pH, conductivitat, alcalinitat i sòlids en suspensió en cada punt de mostreig durant tot el període d'estudi. Les caixes marquen el 25, 50 i 75% de les dades, i els bigotis, el 5 i el 95%.

Taula 3.5. Mitjana (desviació estàndard) de diferents variables en cada punt de mostreig, per tots els mesos mostrejats. Per les variables normalitzades, lletres diferents indiquen diferències significatives entre els punts d'una mateixa zona (Games-Howell, $p < 0,05$). Per les variables no normalitzades, s'indiquen les diferències entre els punts afectats i el punt de control de cada zona (U de Mann-Whitney, $**p < 0,01$).

Punts	Zona fluvial						Zona de maresma			
	1	2	2.1	3	4	5	6	7.1	8	1
pH	7,6 (0,4)	4,6** (0,9)	6,2** (1,1)	7,4 (0,5)	7,4 (0,5)	7,9 (0,5)	8 (0,6)	8,7** (0,4)	7,9 (0,6)	7,8 (0,6)
Conductivitat µS/cm	476 ^a (71)	2534 ^c (834)	1705 ^{b,c} (843)	1543 ^b (585)	1485 ^b (297)	2190 ^{b,c} (1710)	3360 ^b (3028)	6014 ^b (4458)	4614 ^b (2709)	828 ^a (550)
Alcalinitat meq/l CaCO ₃	3,2 ^d (1,1)	0,1 ^a (0,1)	0,7 ^b (0,7)	1,7 ^c (0,8)	3,7 ^{c,d} (2,1)	5,1 ^d (3,8)	3,6 (2)	1,9 (0,9)	3,6 (1,9)	2,9 (1,2)
Sòlids suspesos mg/l	9 ^a (9)	14 ^{a,b} (8)	93 ^{a,c} (262)	30 ^{a,d} (37)	32 ^{b,c,d} (26)	60 ^{c,d} (54)	122 (111)	155 (87)	271 (228)	279 (278)
Fosfat mg/l P	0,026 (0,0)	0,027 (0,0)	0,017 (0,0)	0,013 (0,0)	0,192 (0,5)	0,586** (0,5)	0,088 (0,2)	0,033 (0,0)	0,027 (0,0)	0,078 (0,1)
□itrat mg/l □	1,44 (1,7)	0,45 (0,6)	1,62 (1,6)	1,87 (1,6)	1,57 (1,4)	1,46 (1,9)	0,39 (0,6)	0,71 (0,7)	0,56 (0,7)	0,9 (1,8)
□itrit mg/l □	0,03 ^{a,c} (0,0)	0,01 ^a (0,0)	0,02 ^{a,b} (0,0)	0,04 ^{b,c,d} (0,0)	0,11 ^{c,d} (0,1)	0,17 ^d (0,2)	0,04 (0,1)	0,04 (0,1)	0,03 (0,1)	0,03 (0,0)
Amoni mg/l □	0,42 ^a (0,3)	0,57 ^{a,c} (0,7)	0,65 ^{a,c} (0,6)	0,57 ^{a,b} (0,5)	1,01 ^{a,c} (1,3)	3,32 ^c (5,3)	1,05 (1,2)	0,55 (0,3)	0,76 (0,6)	0,82 (0,5)

Igualment, l'alcalinitat es veu influenciada per la presència de la mina a la zona fluvial. Al riu Agrió és nul·la pràcticament a tots els mostrejos, o extremadament baixa. Però augmenta progressivament al llarg del tram fluvial i assoleix valors semblants al control a partir del punt 4 (Taula 3.5).

L'explotació minera està condicionant fortament el valor d'aquests tres paràmetres (pH, conductivitat i alcalinitat), que experimenten un canvi bruscat des de les aigües no afectades del punt 1 a la resta de punts afectats. Alcalinitat i pH assoleixen valors semblants als control a partir del punt 5, cosa que no es dona amb la conductivitat. Les característiques tan diferents de la zona de maresma fan que la influència de la mina no pugui diferenciar-se de la resta de factors.

La concentració de sòlids en suspensió és molt variable en el temps i en l'espai (Figura 3.4). En general, els valors mitjans són més elevats a la zona de maresma que a la fluvial, malgrat que en determinats moments es poden enregistrar pics en algun punt del tram fluvial (Taula 3.5).

La concentració de nutrients

El comportament dels nutrients a les aigües del Guadiamar ja no presenta una clara relació amb l'explotació minera, i cobren importància altres elements de pertorbació. Les concentracions de fòsfor es mantenen baixes i poc variables al tram més alt d'estudi, des del punt 1 al 3 (Figura 3.5). En aquests punts no s'observen tendències temporals, ni al llarg dels cinc anys d'estudi ni estacionalment al llarg de l'any. Al punt 4 les concentracions de fòsfor són lleugerament més altes, i amb grans diferències

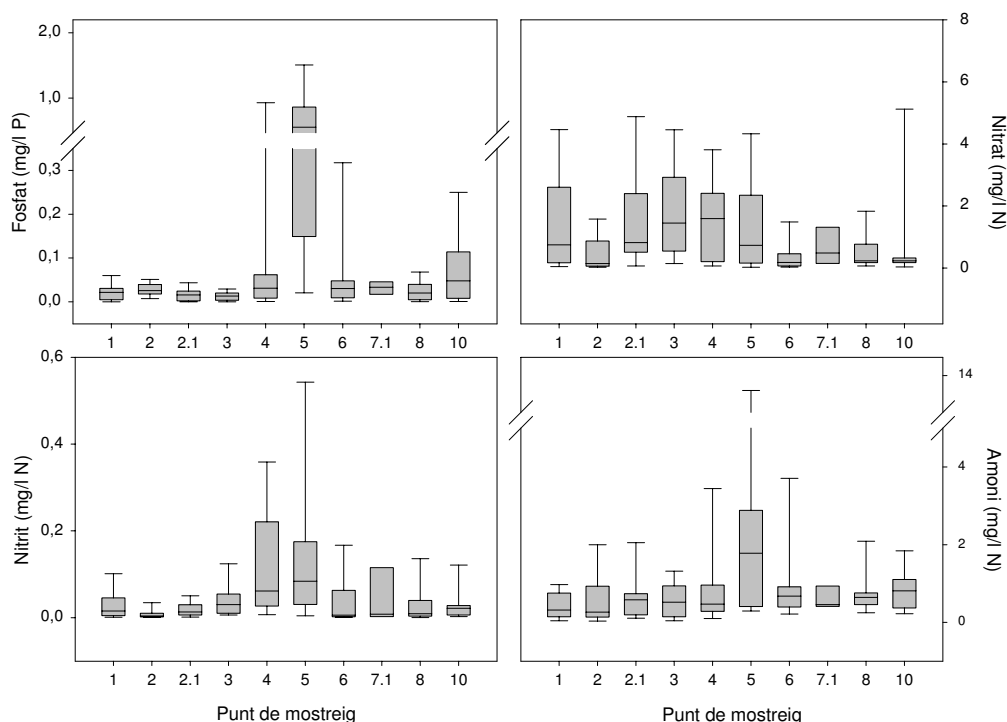


Figura 3.5. Concentració de fòsfor, nitrats, nítrits i amoni en cada punt de mostreig durant tot el període d'estudi. Les caixes marquen el 25, 50 i 75% de les dades, i els bigotis, el 5 i el 95%.

temporals. En aquest punt el fosfat és molt elevat durant el setembre de 1999. Al punt 5 també s'observen elevades concentracions de fosfat; en aquest cas, els episodis amb concentracions molt elevades són recurrents, i afecten especialment els mostresjos d'estiu i tardor. El valor mitjà de fosfats d'aquest punt és significativament superior al del punt 1 (Taula 3.5). A la zona de maresma les concentracions són altre cop més baixes, però amb importants variacions temporals, especialment al punt 6. Tot i no haver-hi diferències estacionals molt acusades, els fosfats tendeixen a ser més elevats a la primavera que a l'estiu.

La concentració de nitrat és molt variable en el temps, i no s'adverteixen patrons temporals ni espacials. En general, a la zona de maresma és més baixa que a la zona fluvial, a excepció del punt 2, que presenta sempre concentracions de nitrat baixes. En els valors mitjans, però, no s'observen diferències significatives (Taula 3.5). Per contra, el nitrit i l'amoni presenten una distribució espacial semblant a la del fosfat, ja que són relativament baixos des del punt 1 al 3, augmenten i es fan més variables en el punt 4 i 5, i mantenen una certa variabilitat als punts de la maresma (Figura 3.5). En conjunt els valors de l'estiu són més baixos que els de primavera (excepte en el punt 1).

La concentració de metalls

Les dades pròpies de concentració de metalls a l'aigua comencen a agafar-se al setembre de 1999, més d'un any més tard de l'accident miner. Per valorar la influència de l'accident és interessant agafar registres més llargs com els que efectua la CMA. Amb aquestes dades s'aprecia un augment d'un a tres ordres de magnitud de la concentració de tots els metalls analitzats (Zn, Cu, Pb, As, Cd, Ni , Mn) durant els primers dies posteriors a l'accident. Tal com

s'apreciava amb el pH o la conductivitat (Figura 3.3), les concentracions de metalls a l'aigua disminueixen molt durant les primeres setmanes després de l'accident, i mantenen al llarg dels cinc anys següents oscil·lacions d'un nivell de magnitud inferior. En molts metalls (Cd, Pb, Cu) no és possible observar aquestes variacions perquè els valors són inferiors al límit de detecció instrumental (dades no mostrades, CMA). El Zn i l'As tenen valors superiors al límit de detecció, i mostren uns certs patrons estacionals i espacials. El Zn, durant tot el període d'estudi, disminueix a mida que ens allunyem de la mina fent-se pràcticament indetectable a la zona d'Entremuros (Figura 3.6c). A uns 15 km aigua avall de l'explotació minera, a Las Doblas, la concentració de Zn ha anat minvant durant aquests anys, per bé que amb oscil·lacions (Figura 3.6 a). Més avall, tant en el tram mitjà del Guadiamar com al curs baix, més que una disminució temporal s'observen oscil·lacions estacionals, de manera que durant els mesos d'hivern les concentracions de Zn són superiors a les de l'estiu (Figura 3.6 b i c).

L'As té un patró tan espacial com temporal diferent del Zn. Durant tot el període d'estudi, les concentracions són més baixes a la zona superior que al tram mitjà o baix del riu Guadiamar; les concentracions màximes es troben al tram mitjà, mentre que les mínimes poden ser més elevades al tram baix que al mitjà (Figura 3.7). A la zona del Vado del Quema s'observa un patró estacional molt clar, on l'As augmenta durant els mesos d'estiu i tardor i disminueix a l'hivern i primavera (Figura 3.7 b). Aquest mateix patró sembla intuir-se a Las Doblas, però amb valors absoluts molt més baixos, sovint per sota del nivell de detecció instrumental (Figura 3.7 a). A Don Simón, les fluctuacions no són tan evidents (Figura 3.7 c).

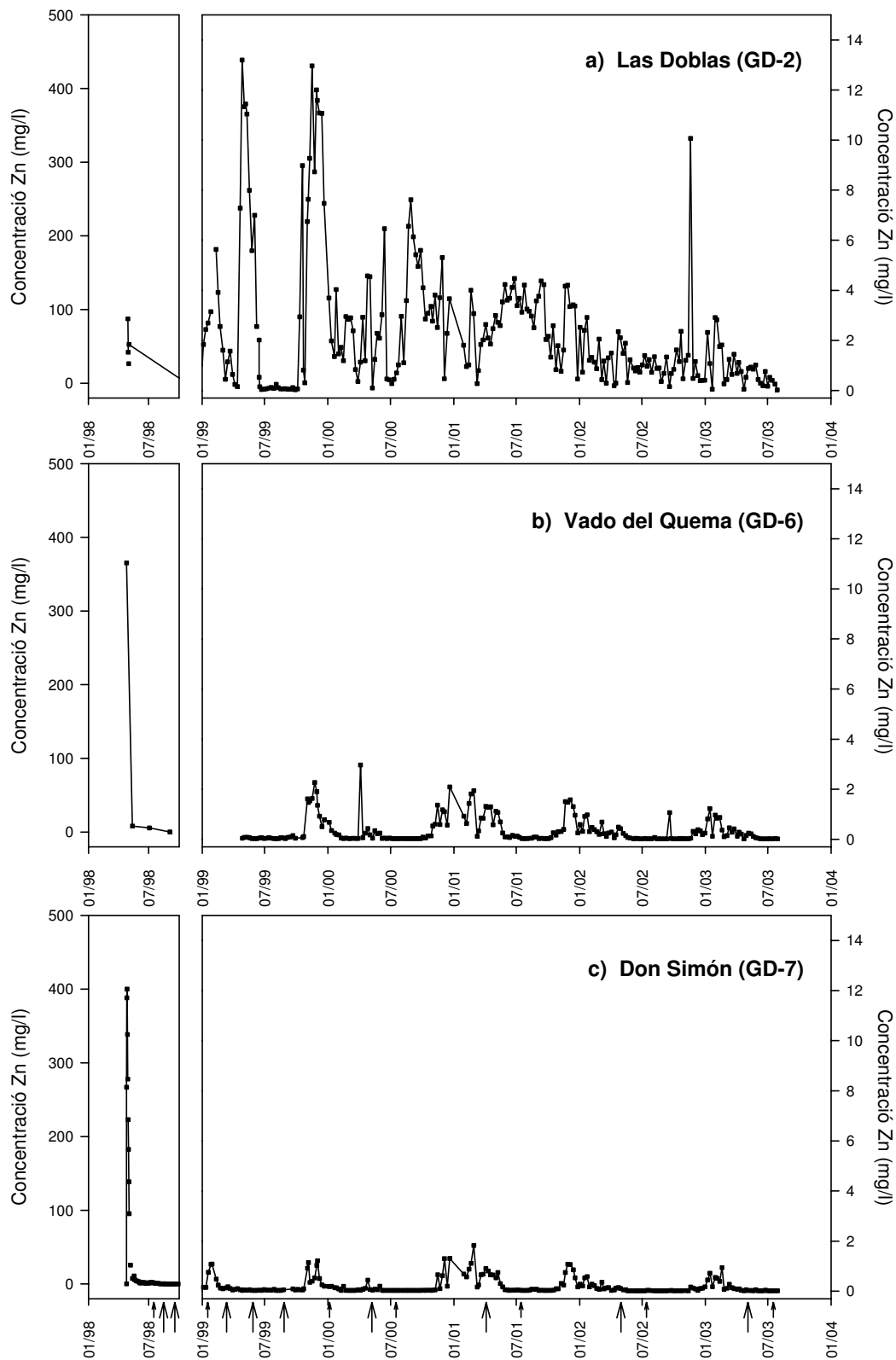


Figura 3.6. Evolució temporal de la concentració de Zn dissolt en aigua (mg/l) a a) Las Doblas, b) el Vado del Quema i c) el pont de Don Simón. A l'esquerra i amb una escala de l'eix Y diferent, es mostra el període entre l'abril de 1998 i el desembre de 1998. A la dreta, el període entre gener de 1999 i agost de 2003. Les fletxes a l'eix inferior indiquen les dates de mostreig. Dades de la CMA.

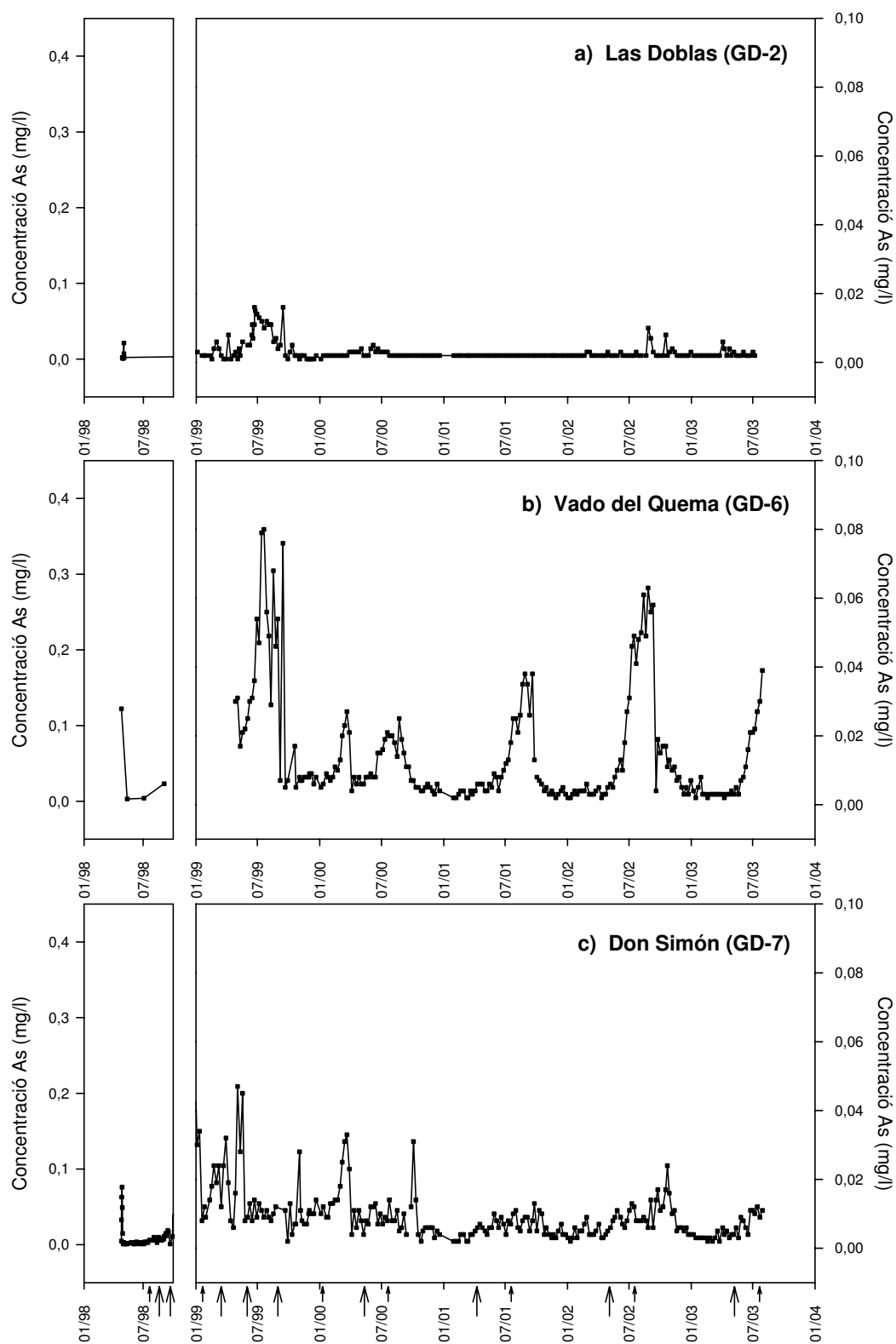


Figura 3.7. Evolució temporal de la concentració d'As dissolt en aigua (mg/l) a a) Las Doblas, b) el Vado del Quema i c) el pont de Don Simón. A l'esquerra i amb una escala de l'eix Y diferent, es mostra el període entre l'abril de 1998 i el desembre de 1998. A la dreta, el període entre gener de 1999 i agost de 2003. Les fletxes a l'eix inferior indiquen les dates de mostreig. Dades de la CMA.

Els resultats de la concentració de tots els metalls analitzats per nosaltres en aquest estudi es resumeixen a la Figura 3.8. Es pot apreciar com, tot i la variació existent entre les dades de

cadascun dels punts de mostreig, el Zn, el Cu, el Pb, el Cd i el Tl són baixos als punts de control 1 i 10, i a la resta de punts tenen tendència a créixer a mida que ens allunyem de la mina. L'As, tal com s'apreciava

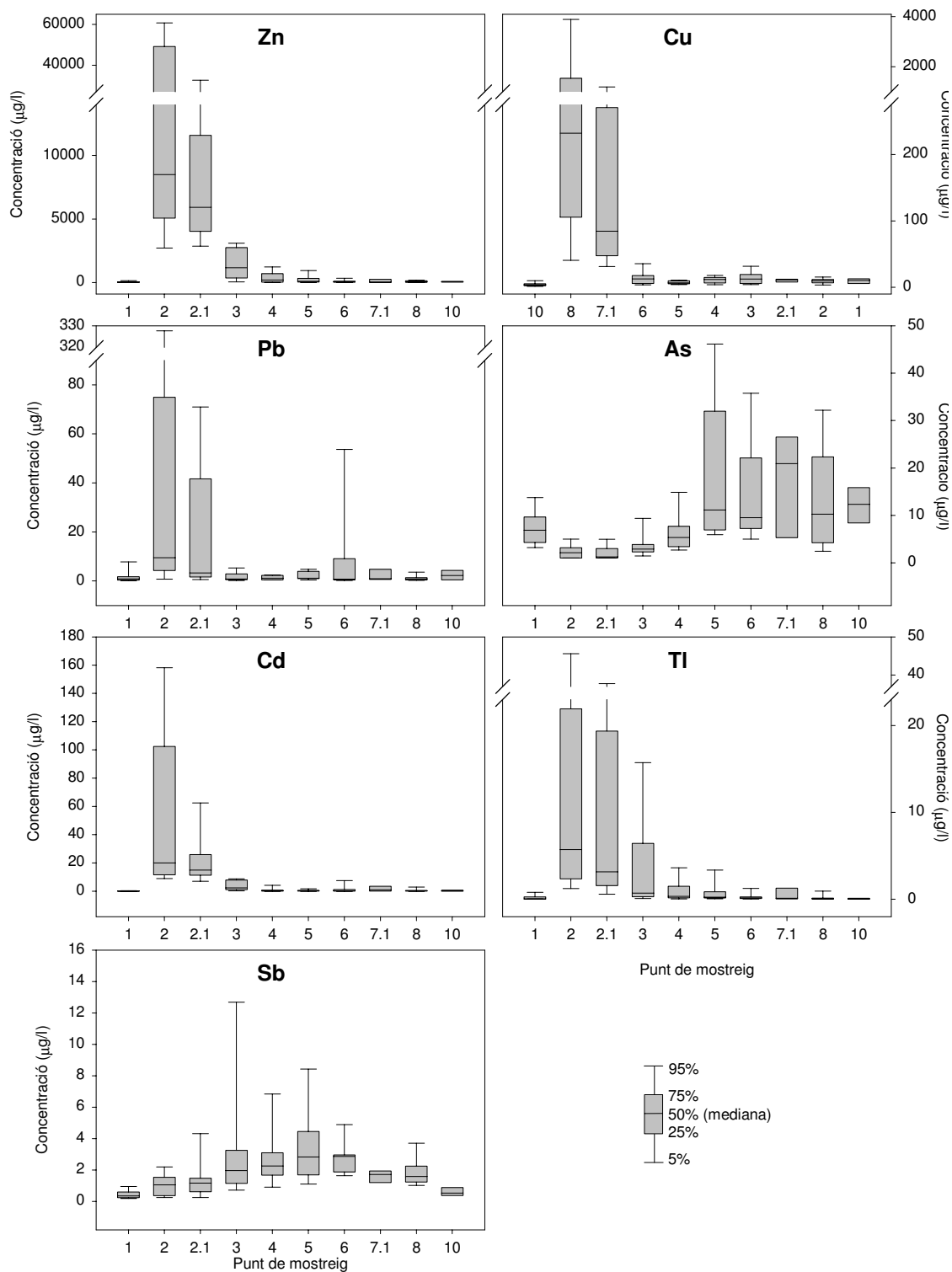


Figura 3.8. Diagrames de caixa de la concentració de metalls dissolts en l'aigua ($\mu\text{g/l}$) en cada punt de mostreig, des de setembre de 1999 fins a juliol de 2003.

anteriorment, té tendència a augmentar aigües avall, i és present al punt 1 en quantitats superiors a les de sota la mina, mentre que l'Sb presenta el seus màxims al tram intermig del Guadiamar. Aquest comportament es tradueix en uns coeficients de correlació lineal positius i significatius entre el Zn, Cu, Pb, Cd i Tl; aquests mateixos metalls (excepte el Pb) es correlacionen amb l'As significativament, però negativament, és a dir, com més elevats són els seus valors, més baixos són els de l'As. Per contra, l'Sb només es correlaciona amb l'As, positivament i a més a més, amb un coeficient molt baix (Taula 3.6).

Taula 3.6. Coeficients de correlació lineal de Spearman entre els metalls dissolts a l'aigua, en tots els punts i dates de mostreig. □=nombre de mostres.

	N	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Tl
Cu	93	0,67**					
Pb	93	0,51**	0,55**				
As	93	-0,65**	-0,33**	-0,18			
Cd	93	0,83**	0,72**	0,56**	-0,54**		
Tl	93	0,82**	0,59**	0,47**	-0,60**	0,71**	
Sb	93	-0,07	-0,08	-0,08	0,27**	-0,18	0,05

** $p < 0,01$

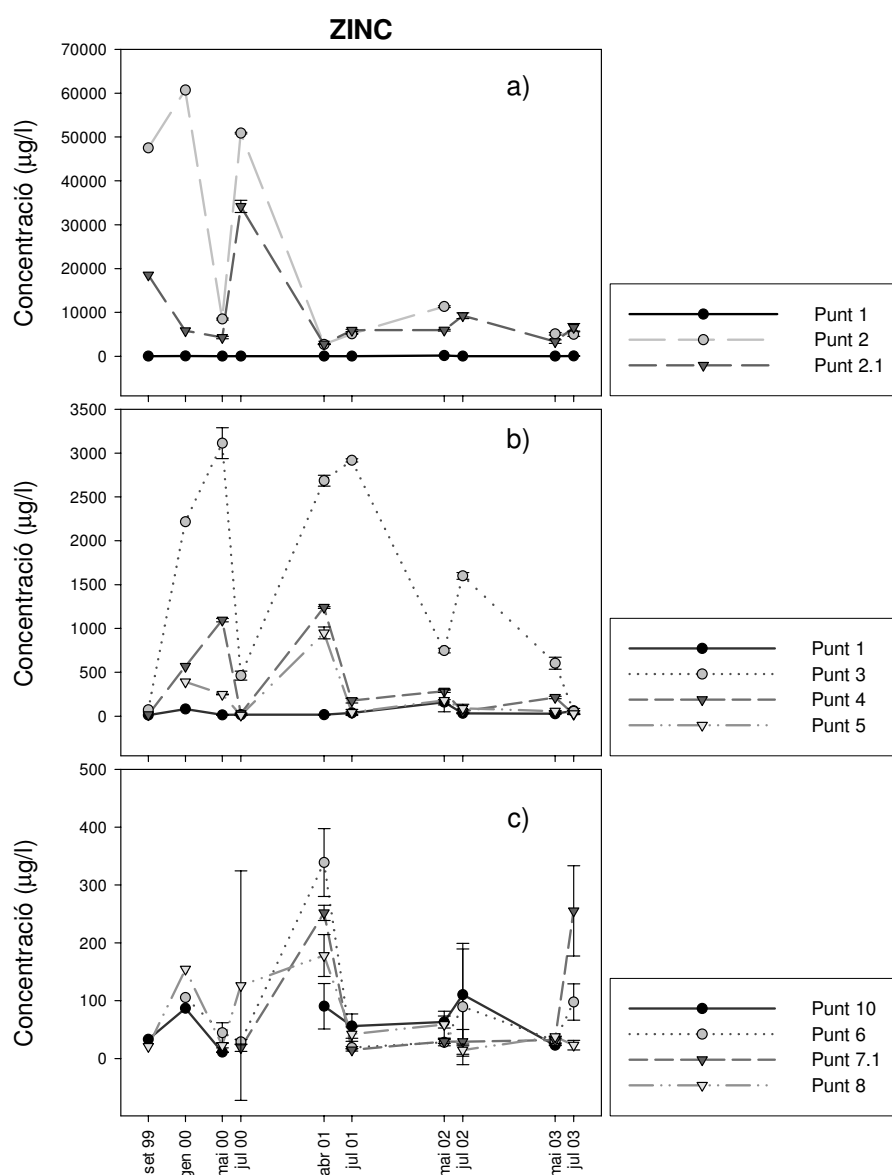


Figura 3.9. Evolució temporal de la concentració de Zn dissolt a l'aigua (µg/l). a) punts propers a la mina i punt de control 1. b) punts intermitjans de la zona fluvial i punt de control 1. c) punts de la zona de maresma.

L'anàlisi de metalls per espectrometria de masses (ICP-MS) permet la detecció dels elements a concentracions extremadament baixes, de menys d'1 µg/l. Aquesta tècnica d'anàlisi proporciona un instrument molt valuós per detectar traces de contaminació que d'altra manera queden amagades. Per al Zn, el Cu, l'As i el Cd, els resultats obtinguts en aquest estudi són comparables als obtinguts per la CMA en aquells punts on es superaven els límits de detecció de la tècnica utilitzada pels seus laboratoris. Per als altres metalls, o per als punts amb concentracions més baixes, l'anàlisi per ICP-MS dona millors resultats. Els resultats

detallats de l'anàlisi de la concentració de metalls a l'aigua es poden trobar a l'annex 3.2. Aquests valors són molt variables en tots els punts de mostreig i en el temps, malgrat una tendència general a la disminució. Als punts 2, 2.1, 3 i 4 les concentracions de Zn, Cu i Cd es mantenen sempre superiors al punt de control 1, i són més elevades com més a prop de la mina s'està (Figura 3.9). L'Sb també és més elevat en aquests punts que en el punt 1, però a diferència dels metalls anteriors, la concentració augmenta en allunyar-se de la mina. Pel Pb, les concentracions prop de la mina (punts 2 i 2.1) baixen molt a partir del setembre de 1999, sense diferenciar-se després de les del punt 1, i als

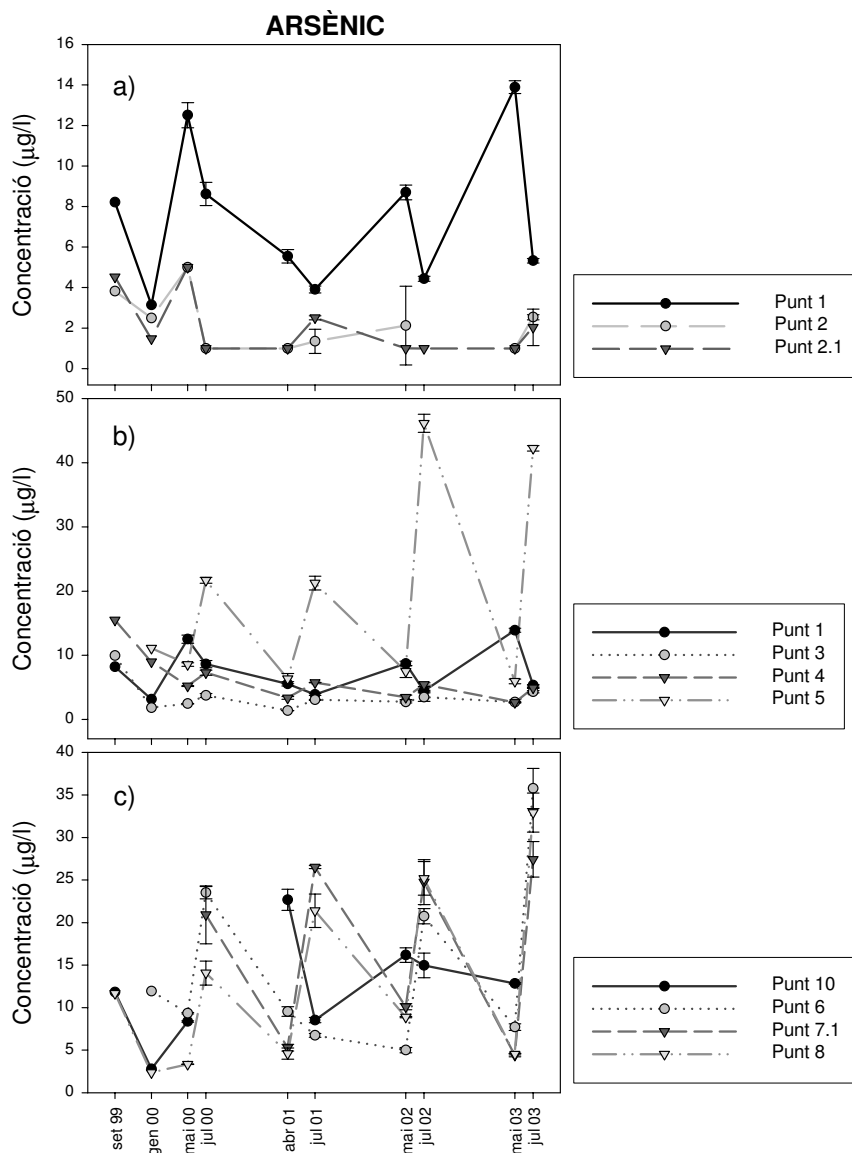


Figura 3.1 . Evolució temporal de la concentració d'As dissolt a l'aigua (µg/l). a) punts propers a la mina i punt de control 1. b) punts intermitjos de la zona fluvial i punt de control 1. c) punts de la zona de maresma.

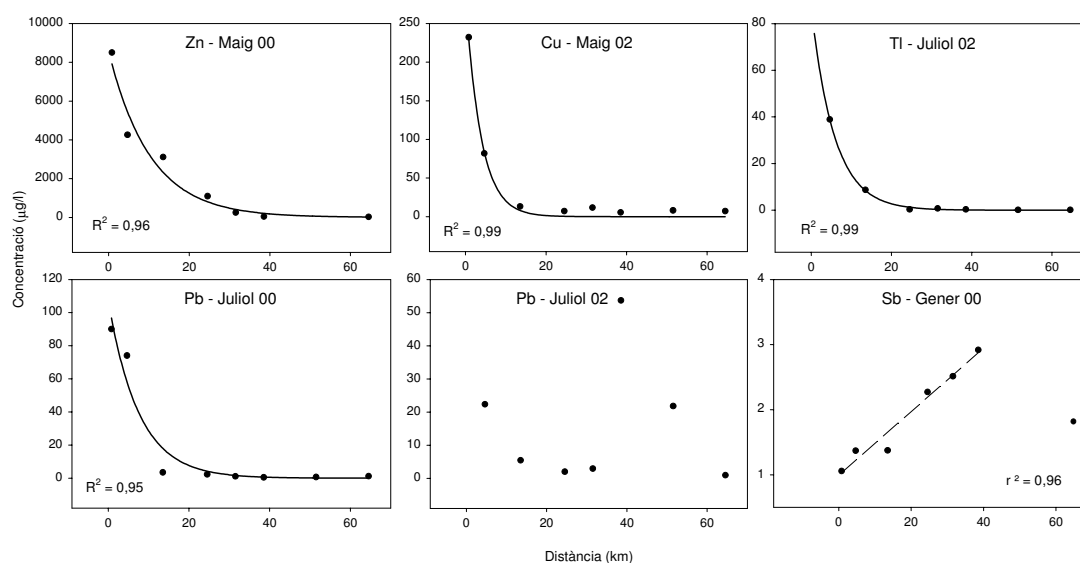


Figura 3.11. Concentració de metalls dissolts en l'aigua *versus* la distància a la mina. Exemples gràfics per alguns metalls i alguns mesos de mostreig.

altres punts del tram fluvial (punts 3, 4 i 5) ja al setembre de 1999 eren semblants a les concentracions control. El Tl és elevat sobretot en el període comprès entre l'abril de 2001 i el juliol de 2002, i després disminueix. Finalment l'As és més baix als punts 2, 2.1, 3, 4 i 5 (primavera) que al punt 1, mentre que al punt 5, les concentracions són molt més elevades a l'estiu (Figura 3.10).

A la zona de maresma les concentracions dels set metalls són sempre semblants a les del punt 10 (Figures 3.9 i 3.10). Ja hem comentat com per al cas del Zn, les concentracions a la maresma són baixes (amb algunes oscil·lacions temporals, Figura 3.6 c) excepte durant les primeres setmanes després del vessament. L'anàlisi de metalls fins a nivells de detecció més baixos no aporta informació nova.

La disminució espacial dels metalls aigües avall de les mines d'Aznalcóllar, i sense tenir en compte els punts de control fora de la zona afectada, tendeix a seguir una funció exponencial del tipus

$$M = a \cdot \exp^{-bD}$$

on M és la concentració del metall dissolt a l'aigua, D és la distància a la mina i a i b són els

coeficients. El Zn, el Cu, el Cd i el Tl en tots els mostresos disminueixen exponencialment malgrat que els nivells detectats o la velocitat de disminució puguin variar entre metalls o entre mostresos (Figura 3.11). El Pb segueix també una disminució exponencial de la concentració en aigua fins l'any 2001; a partir del 2002 les concentracions vora l'explotació minera són molt més baixes, amb augments puntuals a la zona de maresma. Tal com s'observa a la Figura 3.8, l'As i l'Sb no minven amb la distància a la mina; en el cas de l'As es donen forts increments al tram mitjà i baix del Guadiamar, mentre que per l'Sb, en molts mesos de mostreig s'observa un augment lineal des de la mina al punt 6, des d'on després disminueix.

Cinc anys després del vessament miner d'Aznalcóllar, les concentracions de metalls a l'aigua continuen presentant diferències respecte a les del punt de referència, tant a la zona fluvial com a la maresma (Taula 3.7). El Cu encara es troba en elevades concentracions a molts punts, seguit del Tl. El Zn i el Cd continuen molt elevats a la zona més propera a la mina, i també es detecten a Entremuros. Al tram intermig, la variabilitat de les dades entre la primavera i l'estiu no permet observar les diferències.

Taula 3.7. Concentració mitjana (desviació estàndard) de la concentració de metalls dissolts en aigua durant la primavera i l'estiu de 2003. Valors en µg/l. □=nombre de mostres. LD: límit de detecció.

Punt	Zona fluvial						Zona de maresma			
	1	2	2.1	3	4	5	6	7.1	8	1
N	6	6	6	6	6	6	6	6	6	3
Zn	44,5 (19)	5079** (369)	4969** (1887)	328 (305)	117 (105)	42,2 (17)	64* (42)	143* (127)	30,3 (10)	22,9 (0,7)
Cu	5,62 (1,1)	53,0** (19)	37,2** (8,6)	14,8** (0,7)	10,1** (0,7)	14,8** (3,4)	22,1* (11)	59,0* (52)	11,8* (0,8)	5,13 (0,4)
Pb	1,03 (0,3)	1,02 (0,4)	1,33 (0,7)	0,7 (0,3)	0,7 (0,2)	2,63 (3)	0,83 (0,7)	1,13 (0,5)	0,83 (0,3)	0,67 (0,1)
As	9,61 (4,7)	1,77** (0,8)	1,52** (0,8)	3,51** (0,9)	3,78** (1,2)	24,1 (20)	21,7 (15)	15,9 (13)	18,7 (16)	12,8 (0,1)
Cd	0,24 (0,1)	14,5** (6,2)	14,68** (3,8)	1,15 (1)	0,45 (0,3)	0,5 (0,4)	0,35* (0,2)	2,14* (2,6)	0,26* (0,1)	0,1 (0)
Tl	< LD	4,43** (1,6)	1,77** (0,2)	0,49** (0,3)	0,22* (0,2)	0,23** (0)	0,21* (0,2)	1,27* (1,5)	0,06 (0)	< LD
Sb	0,44 (0,3)	0,37** (0,1)	0,5 (0,3)	1,98** (1,4)	1,39** (0,5)	2,34** (1,4)	3,28* (1,8)	1,68* (0,2)	1,74* (0,2)	0,27 (0)

U de Mann-Whitney entre el punt afectat i el punt de control, per cada zona. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$

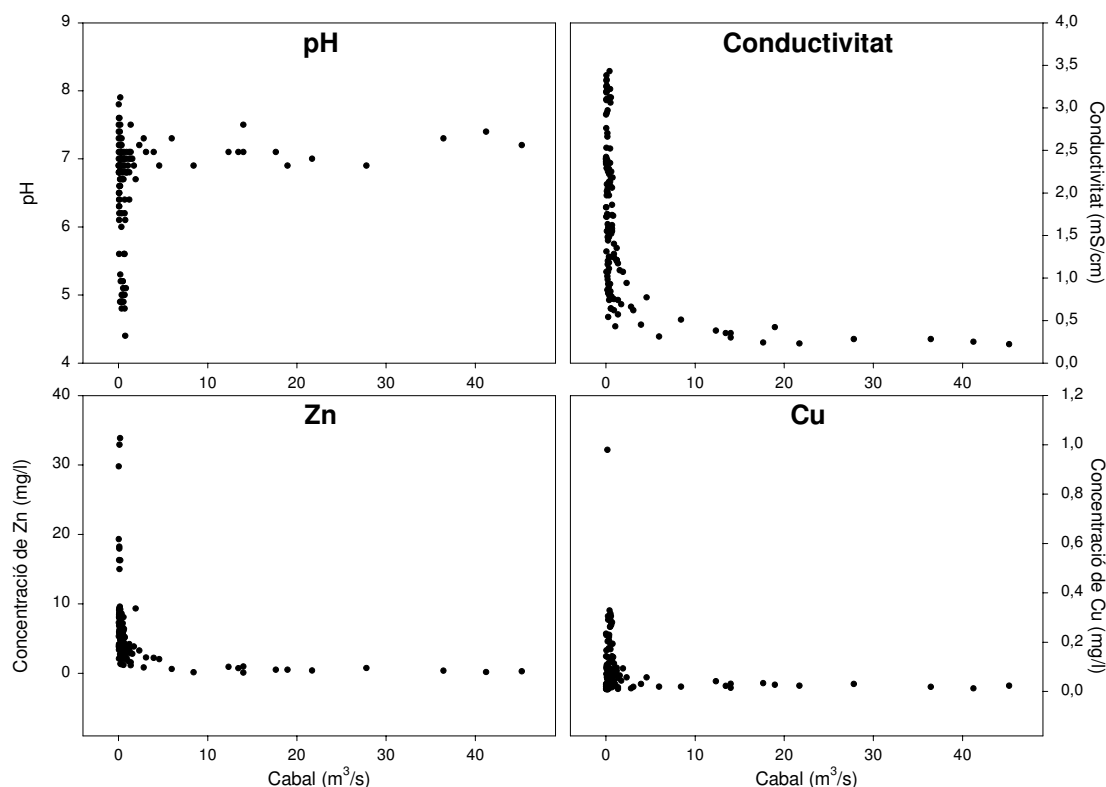


Figura 3.12. Relació entre el cabal mesurat a El Guijo (EA-90) i diferents paràmetres mesurats al mateix punt (GD-1). S'ometen les dades del primer mes després de l'accident.

Les relacions entre les variables

Al marge de les variacions estacionals que pateixen alguns paràmetres, destaca també la relació que tenen amb el cabal circulant en un determinat moment. Tots aquells paràmetres que, d'una manera o altra, indiquen concentració, responen de la mateixa manera a les variacions de cabal (Figura 3.12). Així doncs, tant la conductivitat com la concentració de metalls disminueixen en augmentar el cabal. Ara bé, aquesta no és una disminució lineal. Amb cabals baixos, els que es donen al riu gran part de l'any, aquests paràmetres poden assolir valors tant baixos com alts, malgrat que quan els cabals són molt baixos tendeixen a ser valors més elevats. Ara bé, en moments de cabal molt elevats –avingudes– el valor de tots aquests paràmetres – conductivitat i concentració de metalls – és molt baix. El pH, en canvi, es manté al voltant de la neutralitat en aquests moments d'avinguda, mentre que amb

cabals més baixos pot fluctuar en funció del punt (fluctua només en aquells llocs més propers a la mina on s'assoleixen valors de prop de 4 fins a l'entorn de 7).

El sediment

Concentració de metalls

Els metalls analitzats en el sediment fluvial, en tots els punts de mostreig i en totes les èpoques, evidencien una elevada correlació dels uns amb els altres (coef. Spearman $>0,7$, $p < 0,001$). El comportament espacial i temporal, per tant, és pràcticament igual entre tots els metalls i pot exemplificar-se amb qualsevol d'ells. Hem triat el Zn per ser el que millor traça la contaminació que prové de les mines d'Aznalcóllar (Figura 3.13). El valor per a tots els metalls analitzats es troba a l'annex 3.3.

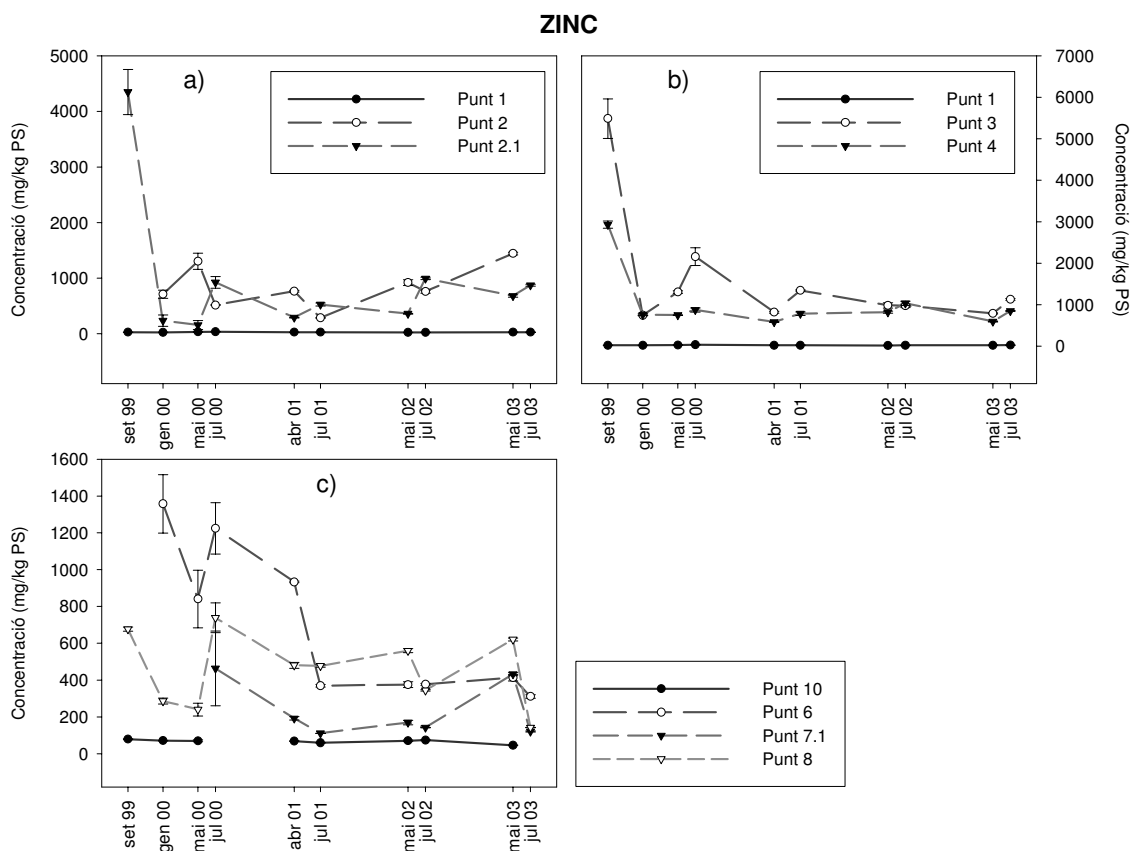


Figura 3.13. Evolució temporal de la concentració de Zn en els sediments fluvials (mg/kg PS). a) Punts més propers a la mina (2 i 2.1) i punt de control de la zona fluvial 1. b) Punts intermitjos (3 i 4) i punt 1. c) Punts de la zona de maresma.

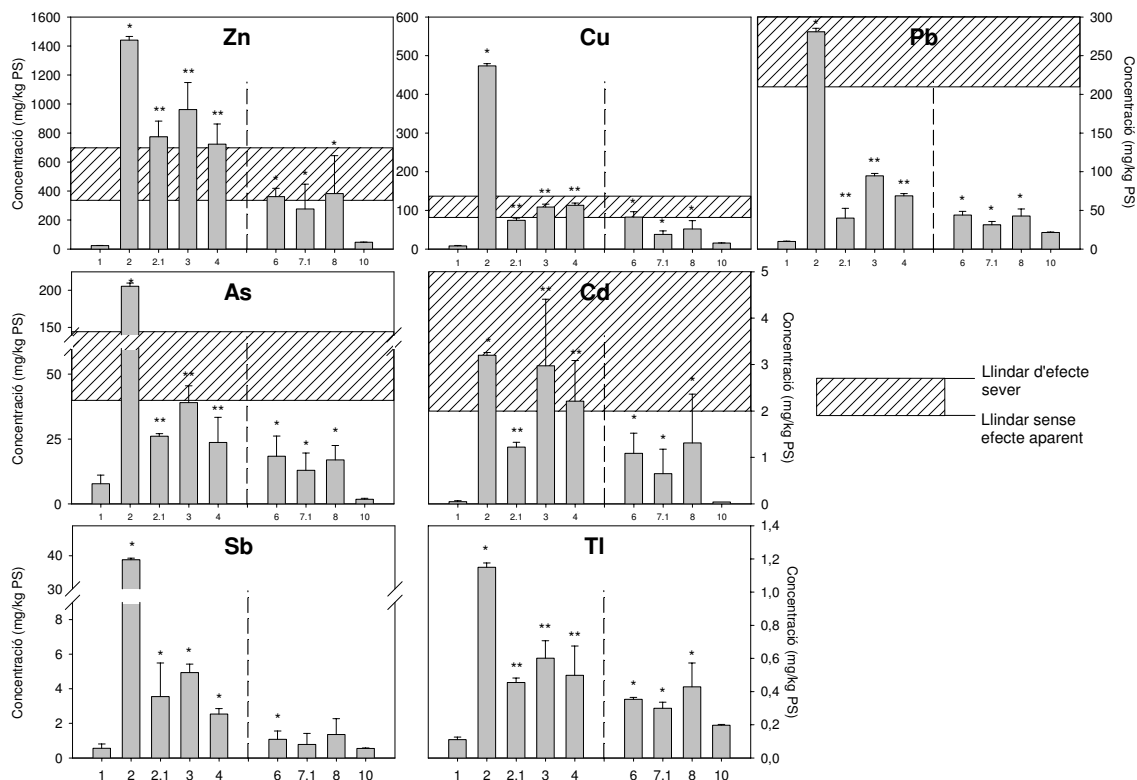


Figura 3.14. Concentració de metalls en el sediment fluvial l'any 2003 (mitjana de maig i setembre). A l'esquerra de la línia discontinua es mostren els punts de la zona fluvial, i a la dreta, els de la maresma. Per cada zona s'indiquen les concentracions significativament diferents de les del punt de control (U de Mann-Whitney, $*p < 0,05$, $**p < 0,01$). També s'indiquen dos líndars de qualitat per al sediment: el que marca les concentracions que garanteixen el correcte desenvolupament de les comunitats fluvials i el que marca un efecte sever (no es disposa de dades per al Tl i Sb). Per més informació, vegeu el text.

Durant el setembre de 1999, primer mes del qual disposem de dades, la concentració de tots els metalls era molt elevada a la zona fluvial. Per al Zn, el Cu, el Pb, el Cd, el Tl i l'Sb, els punts afectats presentaven concentracions entre 2 i 3 ordres de magnitud superiors a les del punt 1, no afectat. Per l'As, entre 1 i 2 ordres superiors. A la zona de maresma, en aquesta mateixa data de mostreig, el Zn i el Cd foren un ordre de magnitud superior al punt 8 que al punt 10, tot mantenint-se la resta de metalls dins del mateix ordre de magnitud, per bé que en quantitats absolutes també superiors al punt 8 que al 10. Ara bé, en el següent mostreig, al gener de 2000, les concentracions registrades a la zona fluvial experimenten un descens molt important, de l'ordre d'un 60 i un 99% de les concentracions del setembre. Aquestes noves concentracions (o nivells similars) es mantenen amb poques variacions durant tots els altres mostresjos (Figura 3.13). Per contra, a la zona de maresma no es dona aquesta forta disminució de les concentracions entre el setembre de 1999

i el gener del 2000. Aquí, les concentracions de tots els metalls analitzats fluctuen, i només s'aprecia una certa disminució al punt 6, que entre el gener de 2000 i el juliol de 2003 pateix una disminució de la concentració de metalls entre el 70 i el 90% (excepte pel Cu, que només disminueix un 12%, i l'As, que disminueix un 30%).

Tot i la disminució de les concentracions al llarg del temps, a tot el tram afectat per l'explotació minera la quantitat de metalls al sediment fluvial és més alta que en els punts de control, tant de la zona fluvial com de la maresma i durant tot el període d'estudi. Per al sediment, no és possible identificar patrons estacionals en les fluctuacions dels valors de concentració mesurats, tal com s'apreciava amb l'aigua. Per això, a fi de comparar les dades més recents de metalls, s'han agrupat els mostresjos de maig i juliol de 2003. Així podem comprovar com cinc anys després de l'accident encara s'observen concentracions de metalls

significativament superiors als punts afectats per la mina que als punts de control, per tots els metalls (excepte l'Sb en algun punt) (Figura 3.14).

Durant tots els mesos dels quals es tenen mostres, les concentracions de metalls en molts punts de mostreig afectats per la mina són superiors a les que es considera que poden garantir una bona salut de l'ecosistema aquàtic. A la Figura 3.14 es mostren uns l·lindars aproximats de qualitat, basats en diferents estudis, legislacions i països. Per una banda, s'han separat aquells l·lindars que garanteixen que el sediment no provoca toxicitat als organismes aquàtics – Valor ecotoxicològic (RIZA, 1989a), nivell d'efecte probable (EPA: Smith et al., 1996), l·lindar de toxicitat (EPA: EC&ME-VIQ, 1992) i l·lindar inferior (CEE: Grumiaux et al., 1998). Per determinar el l·lindar superior s'han tingut en compte aquelles concentracions per sobre de les quals s'experimenta un efecte sever sobre els organismes (Gustafsson, 1992; EPA: Persaud et al., 1993) i el l·lindar superior considerat per la CEE (Grumiaux et al., 1998). Val a dir, però, que els valors considerats en tots aquests casos es refereixen a metalls totals, mentre que les mostres aquí analitzades només donen les quantitats de metalls extraïbles en aigua r·egia. Es mostra, per tant, la visió més optimista.

El punt 2 és el que presenta un sediment amb una toxicitat potencial més elevada. Tres dels cinc metalls dels quals es disposa de valors de referència, Zn, Cu i As, superen el l·lindar de concentració que pot provocar efectes severs sobre els organismes. Aquest l·lindar també és superat en els punts 2.1, 3 i 4 en el cas del Zn. En cap altre punt i per cap altre metall es supera aquest l·lindar de toxicitat severa.

Ara bé, el l·lindar inferior que marca el límit entre el desenvolupament “normal” (potencialment) dels organismes aquàtics, i la presència d'algun efecte sobre aquests degut als metalls, és superat en bastants casos. A la zona fluvial, els punts 3 i 4 el superen pel Cu i el Cd, i el punt 3 està al límit per l'As. A la zona de maresma, el Zn i el Cu superen aquest l·lindar inferior, i en el punt 8 es frega en alguns casos el l·lindar pel Cd. El Pb només es troba en concentracions potencialment tòxiques en el punt 2, mentre que es manté per sota d'aquest

l·lindar a la resta de punts (Figura 3.14). □o es disposa de dades per comparar el Tl i l'Sb.

Classificació i caracterització dels punts de mostreig

A partir de les variables fisicoquímiques analitzades en aquest estudi s'ha volgut veure si els rius Agrio i Guadamar podien dividir-se en trams amb característiques pròpies. També es volia saber quines variables pesaven més a l'hora de diferenciar aquests possibles trams. Amb totes les dades escollides (vegeu tractament estadístic de les dades), s'ha realitzat un DCA, d'on s'obté que la llargada del gradient és menor que 1 i, per tant, que pot aplicar-se un model lineal d'ordenació de les dades. Per això el mètode d'ordenació escollit ha estat l'anàlisi de components principals (ACP).

L'ordenació segons els resultats dels dos primers eixos principals de l'ACP amb totes les dades, i considerant el punt 5 com a dades suplementàries, es pot veure a la Figura 3.15. Els quatre primers eixos expliquen, respectivament, un 36,1%, 20,2%, 13,1% i 8,3%. Aquesta anàlisi confirma el que s'ha vingut dient fins ara, que els punts de la zona fluvial i els de la maresma queden separats. Aquesta separació la marca una línia obliqua, determinada principalment per la concentració de sòlids suspesos i d'As a l'aigua. La resta de variables, per tant, afecten tant una zona com l'altra. El primer eix principal ve marcat sobretot per les concentracions de metalls a l'aigua i el pH, i diferencia clarament al cantó positiu els punts de la part fluvial, excepte l'1, i al cantó negatiu els punts de control juntament amb els de la maresma, és a dir, els més allunyats de la mina o els que no en pateixen els efectes. El segon eix diferencia els punts principalment segons la conductivitat: els punts de la zona fluvial més llunyans a la mina, a la banda superior, i els propers a la mina, juntament amb els punts de maresma, a la banda inferior. Els nutrients tenen poc pes en la diferenciació dels punts de mostreig.

Quan analitzem la zona fluvial per separat, ens trobem que els quatre primers eixos de l'ACP expliquen el 44,2%, 18,6%, 11,3% i 5,6% respectivament. El punt 1 queda clarament diferenciat de la resta de punts, bàsicament per presentar menys concentració de metalls al

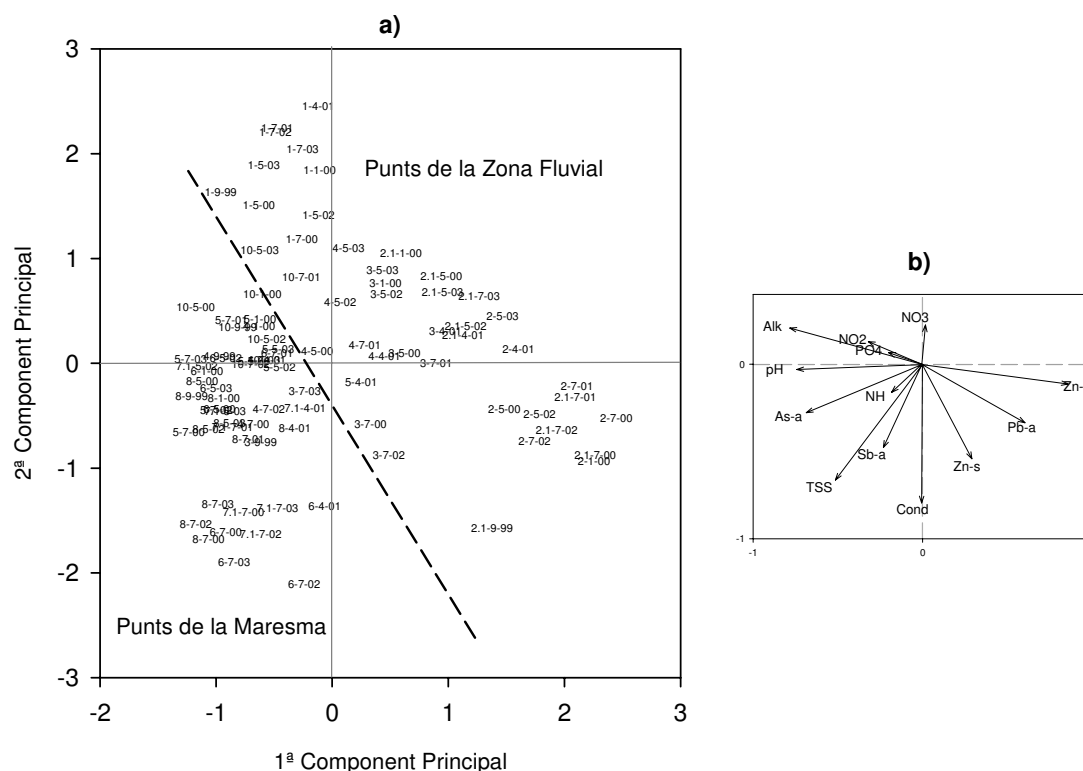


Figura 3.15. Representació dels dos primers eixos principals de l'ACP pel conjunt de totes les dades. a) punts de mostreig (el significat del codi és: punt-mes-any). b) variables fisicoquímiques.

sediment i a l'aigua (excepte As), un elevat pH i alcalinitat i, en menor mesura, concentracions de nitrat i nitrit més baixes. Del punt 2 al 4 s'observa un gradient marcat per les concentracions de metalls a l'aigua (Zn i Pb), la conductivitat, l'alcalinitat i el pH, així com els nutrients. El punt 5 queda situat juntament amb el 4 i pràcticament no és possible diferenciar-los (Figura 3.16).

Finalment, amb els punts de la zona de maresma, l'ACP explica un 34,3%, 18,9%, 16,6% i 7% en els quatre primers eixos. En aquest cas, els punts queden més separats en

funció de l'època de mostreig que en funció del lloc. Així doncs, el primer eix diferencia els punts en base a l'època de mostreig, amb els estius a la dreta i les primaveres o els hiverns a l'esquerra, gràcies a les fluctuacions estacionals de la conductivitat, explicades en l'apartat anterior. El nitrit marca la banda negativa de l'eix. El segon eix ve determinat per la concentració de sòlids en suspensió però també la concentració de Pb a l'aigua, amb la qual cosa es diferencia lleugerament el punt 10 de la resta (Figura 3.17).

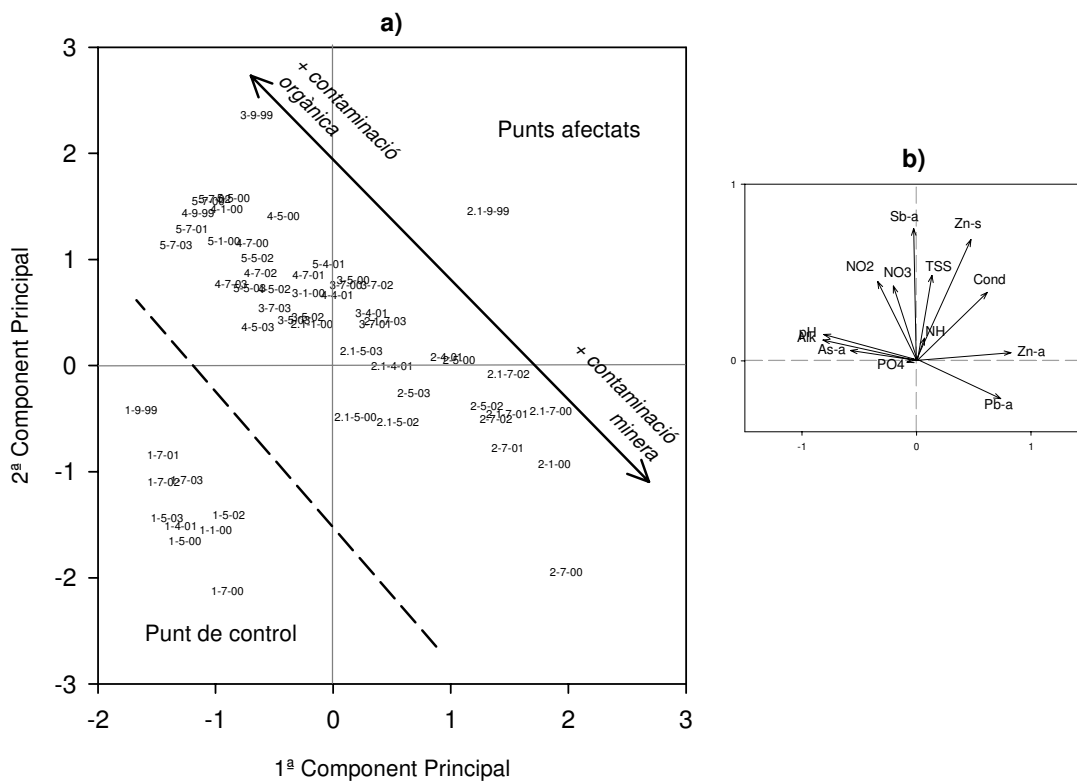


Figura 3.16. Representació dels dos primers eixos principals de l'ACP amb els punts de la zona fluvial. a) punts de mostreig (el significat del codi és: punt-mes-any). b) variables fisicoquímiques.

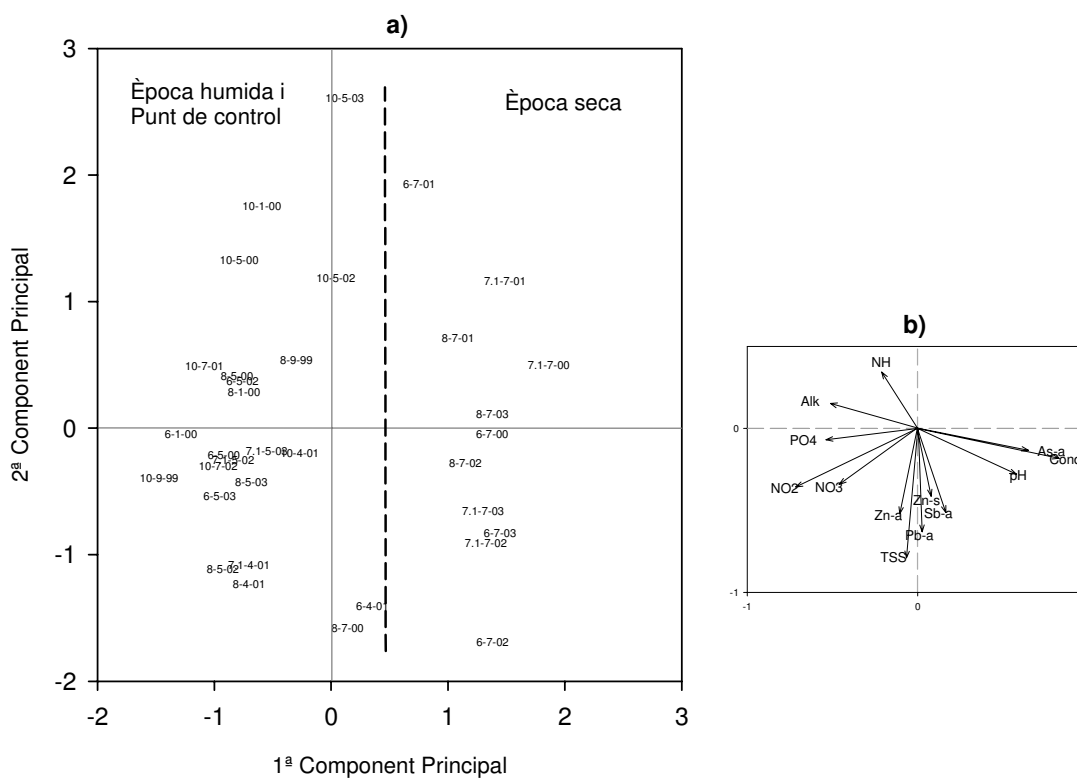


Figura 3.17. Representació dels dos primers eixos principals de l'ACP amb els punts de la zona de maresma. a) punts de mostreig (el significat del codi és: punt-mes-any). b) variables fisicoquímiques.

DISCUSSIÓ

Els estudis sobre la contaminació al riu Guadiamar es remunten a finals dels anys 70. Ja aleshores quedava clar que en els trams mitjà i baix de la conca el riu patia contaminacions de diferent tipus. D'una banda, la intensa activitat agrícola del tram mitjà, juntament amb la presència important d'indústries de tractament de l'oliva així com d'abocaments puntuals d'aigües residuals urbanes, provocaven una important contaminació orgànica de l'aigua (Arambarri et al., 1984 i 1996; Cabrera et al., 1984; Gonzalez-Quesada et al., 1987). A més a més, al tram baix del Guadiamar, a Entremuros, també s'hi detectà la presència de pesticides, que provenien de la zona agrària de la maresma (Arambarri et al., 1984). De tota manera, la contaminació més problemàtica que es detectà al Guadiamar va ser la presència de metalls pesants, tant a les aigües (Arambarri et al., 1984 i 1996; Cabrera et al., 1984; Gonzalez-Quesada et al., 1987) com als sediments (Manrique et al., 1985), i la principal font es situa a les mines d'Aznalcóllar. Nivells elevats de metalls pesants s'observaren també en diversos organismes aquàtics. Tot plegat feia pensar que les aigües del riu Guadiamar podien suposar un perill potencial per a la bona qualitat ecològica del Parc Nacional de Doñana (Rico et al., 1987), i que les quantitats de metalls segregades en el sediment suposaven també una bomba de rellotgeria (Manrique et al., 1985).

Efecte de l'accident

L'accident de les mines d'Aznalcóllar l'abril de 1998 no va fer sinó agreujar la situació. De cop, l'arribada de més de 4 hm³ d'aigua i llots van canviar dràsticament les condicions fisicoquímiques de més de 60 km de riu. En un riu, però, l'aigua té un paper molt dinàmic, de manera que les pertorbacions puntuals (que no els efectes) poden desaparèixer de seguida. Per això, alguns dels paràmetres que caracteritzen la pertorbació van anar recuperant els valors normals durant els primers dies o setmanes després de l'accident, motiu pel qual en el moment de començar aquest estudi ja no es van detectar valors extrems com els que es troben amb les dades de la CMA. És el cas, per exemple, de l'oxigen dissolt (Ayora et al., 2001). L'aigua vessada des de la bassa minera va fer caure en picat les concentracions

d'oxigen, fet que també va influir en la gran mortalitat de peixos i altres organismes (Grimalt et al., 1999; Pain et al., 1998), però l'arribada d'aigua neta que provenia del curs alt del Guadiamar, juntament amb l'oxigenació de l'aigua vessada, van fer que l'oxigen recuperés valors normals aviat (Ayora et al., 2001). Altres paràmetres també experimenten un canvi molt brusc durant les primeres setmanes, a tot el llarg de la zona afectada; són el pH, la conductivitat, la concentració de metalls a l'aigua o la concentració de sòlids suspesos, que va superar els 30 g/l (Ayora et al., 2001). El pH, que va estar entre 4 i 5,5 al llarg de tot el Guadiamar afectat (Arenas et al., 2001; Ayora et al., 2001) es va recuperar més lentament, però al cap de 3 setmanes ja havia assolit valors propers a la neutralitat (van Geen et al., 1999). La composició predominantment calcària de la vall del Guadiamar (margues calcàries) aigües avall de l'entrada del riu Agrio va contribuir a la neutralització i tamponació del pH. Per contra, les concentracions de Zn a l'aigua seguien sent més de 2 ordres de magnitud superiors als valors de referència passat aquest període (van Geen et al., 1999). Diferents estudis realitzats mesos després de l'accident posen de relleu aquests canvis en les característiques fisicoquímiques de l'aigua.

A Entremuros el procés va ser lleugerament diferent que a la zona fluvial del riu. Allà l'aigua va quedar retinguda rere un dic construït tant per aturar l'aigua i no deixar-la arribar al mar com per permetre la seva depuració (Garralón et al., 1999). Aquestes aigües estaven enriquides amb els metalls més solubles, especialment el Zn. Un mes després de l'accident, malgrat que el pH havia arribat a la neutralitat, encara s'hi trobaven 230 mg/l de Zn i 0,5 mg/l de Cd (CSIC, 1998: 4t informe). Durant el juliol i l'agost van ser tractades *in situ*, i fins a finals de setembre, amb una depuradora convencional (Arenas et al., 2001). A l'octubre tota l'aigua ja havia estat abocada riu avall o evaporada.

L'accident també va tenir uns efectes dramàtics en els sediments fluvials, i de gran part de les riberes. Tot el tram fluvial del riu va quedar cobert per una capa de llots de gruix variable, des de més d'1,7 m vora la bassa minera fins alguns centímetres 40 km aigües avall (Grimalt et al., 1999). En tota aquesta zona, doncs, a part dels canvis morfològics que produeix una capa

així de llots, s'hi afegeixen les grans quantitats de metalls del llot – d'entre desenes de mg/kg els metalls minoritaris a milers els majoritaris (CSIC, 1998: 3er informe) –, que podien passar al sediment o a l'aigua. □o es tenen dades de com va variar la concentració de metalls al llit del riu durant les primeres setmanes després de l'accident. Però se sap que els llots depositats a les riberes i les zones de cultiu presentaven els metalls lligats a sulfurs i sulfats (Hudson-Edwards et al., 2000), i en formes fàcilment solubilitzables (CSIC, 1998: 3er informe), especialment el Zn, Cu, Cd i Pb, seguits de l'Sb i Tl i finalment de l'As, que presentava baixa mobilitat (Alastuey et al., 1999). Això podia tenir molta importància en episodis de pluja, que provocarien l'arribada d'aquests metalls al riu o als sòls (CSIC, 1998: 7è informe). De fet, dos mesos després de l'accident la contaminació metàl·lica al sòl s'havia incrementat entre 3 i 15 cops respecte a la inicial (CSIC, 1998: 6è informe). Tot plegat fa pensar que els llots del llit fluvial alliberarien metalls a l'aigua, Zn i Cu especialment sota condicions oxidants, As, Co i Sb, en condicions oxidants i pH baixos, i Mg, Tl, Pb, Mn Cr i Al, especialment en llocs amb pH i concentracions d'oxigen baixes (Domènech et al., 2000).

Efectes de les neteges

Les actuacions posteriors a l'accident miner han tingut efectes diferents sobre la qualitat fisicoquímica de l'ecosistema aquàtic. Mentre que els paràmetres mesurats a l'aigua relacionats amb l'activitat minera no presenten relació amb aquestes actuacions, sí que es poden veure canvis en el sediment. Hudson-Edwards et al. (2000 i 2003) trobaren disminucions de la concentració de Zn, Cu, Pb, As, Cd i Tl entre 7 i 11 vegades al gener i al maig de 1999, respecte els llots vessats, però que encara eren entre 3 i 13 cops superiors als sediments al·luvials no afectats per l'accident. Amb les nostres dades també s'observa com a la zona fluvial del Guadiamar les concentracions de tots els metalls mesurats al setembre de 1999 eren molt elevades. Tot i així, al setembre de 1999 s'havia eliminat ja un 70% de mitjana dels metalls respecte als valors mesurats el 4 de maig de 1998, (CSIC, 1998: 3er informe) gràcies a les primeres neteges l'any 1998, proporció que varia en funció del lloc i del metall, des de només un 34% de Zn a Las Doblas fins un 92% de Pb a Aznalcázar. La

segona neteja de la llera, juntament amb la primera avinguda forta després de l'accident ($>15 \text{ m}^3/\text{s}$) l'octubre de 1999, fan que les concentracions mesurades el gener del 2000 siguin encara més baixes. Respecte al setembre de l'any anterior, al gener es van perdre (o mobilitzar aigües avall) des d'un 62% del Cu a Aznalcázar fins pràcticament un 99% de l'As al punt 2.1. Després, les concentracions de metalls al sediment de la zona fluvial es mantenen amb pocs canvis fins al final d'aquest estudi. A la zona de maresma no s'observa aquesta disminució perquè, d'una banda, la contaminació dels sediments fou menor en no haver-hi arribat llots sinó només aigua (Grimalt et al., 1999), i d'altra banda, perquè les neteges de la zona es van fer amb anterioritat al setembre de 1999, moment de la primera presa de mostres. La segona neteja durant el juny del 2000 a Entremuros no sembla haver fet disminuir tant els valors de metalls al sediment; per alguns metalls com el Pb, l'As o l'Sb sí que s'observa una davallada al punt 6, que es manté fins al final d'aquest estudi.

Comportament fisicoquímic durant els cinc anys d'estudi. Evolució

Les característiques fisicoquímiques de l'aigua als punts de control d'aquest estudi s'emmarquen en conjunt dins de la mitjana mundial per rius (vegeu la Taula 3.8) i, en general, no presenten valors superiors als que es considera que comencen a indicar contaminacions (Chapman i Kimstach, 1996). A excepció d'això, al punt 1 s'observa una concentració de nitrats una mica elevada, malgrat no assolir valors extrems, degut a una certa activitat agrícola i ramadera a la zona, mentre que al punt 10 són els fosfats i l'amoni els paràmetres que més sobresurten. Alguns metalls, tal com s'exposarà més avall, també presenten concentracions lleugerament elevades en aquests punts. Ara bé, la resta de punts sí que presenten anomalies en alguns paràmetres. L'estudi de diferents paràmetres fisicoquímics permet detectar de quin tipus de contaminació parlem. Així doncs, paràmetres com la concentració de nutrients estan bàsicament associats a contaminacions orgàniques, bé d'origen urbà (aigües residuals) (Drolc et al., 2001; Paul i Meyer, 2001) bé d'origen agrícola (Marchetti et al., 1994; Molénat et al., 2002; Withers i Lord, 2002) o industrial (Cotman et al., 2001; Dauba et al., 1997). D'altra banda, les

concentracions de metalls, en aquest cas, es troben bàsicament associades a la mineria (Arambarri et al., 1996; Cabrera et al., 1984; Gonzalez-Quesada et al., 1987). En concret, l'elevada correlació existent entre la concentració de Zn, Cu, Pb, Cd i Tl a l'aigua indicaria un origen comú d'aquests metalls (Elbaz-Poulichet et al., 1999; Jamil et al., 1999) i un comportament químic semblant. Altres paràmetres, com la conductivitat, el pH o la concentració de sòlids suspesos poden tenir orígens diversos, que inclouen els tres tipus de contaminació aquí exposats.

Estudiant l'evolució dels paràmetres fisicoquímics de l'aigua durant els cinc anys següents, i malgrat els canvis que hi ha hagut en l'explotació minera (reobertura de les mines i posterior tancament), sembla que l'accident ja no tingui una rellevància especial. Els paràmetres fisicoquímics de l'aigua, doncs, passen a dependre ara de factors naturals (com variacions estacionals), de la contaminació minera o d'altres fonts de contaminació, tot i que el risc d'alguna contaminació accidental puntual encara pot existir.

Variacions estacionals:

El caràcter mediterrani del riu Guadiamar queda evidenciat amb el seu règim hidrològic. La climatologia, però, no és l'únic factor que determina el cabal que circula pel riu. Si bé és així al tram alt del Guadiamar, no regulat per cap embassament, la presència al seu principal afluent – l'Agrio – d'un embassament en modifica fortament el règim hidrològic (Gallart et al., 1999). Per això, aigües avall de l'entrada d'aquest riu, el Guadiamar porta un cabal que no es correlaciona exactament amb la climatologia, sinó amb les descàrregues que, per motius diversos, es fan des de l'embassament de l'Agrio (Bolzicco, com. pers.). D'aquí la fluixa correlació entre els cabals mesurats a Gerena i a El Guijo o Aznalcázar. Tot i aquests matisos, a l'estiu els cabals són molt baixos i augmenten de tardor a primavera, factor que pot estar influenciant les variacions estacionals d'altres paràmetres fisicoquímics de l'aigua.

Així doncs, observàvem com la conductivitat pateix oscil·lacions estacionals a tot el llarg del Guadiamar, juntament amb el pH, malgrat ser més pronunciades aigües avall de les mines

d'Aznalcóllar que al punt de control. Tres causes s'apunten com a responsables de la magnitud d'aquestes variacions, segons la zona: d'una banda, al tram més proper a les mines d'Aznalcóllar, la conductivitat pot ser deguda als sulfats procedents de l'oxidació de les pirites. Molts tipus de mineria són responsables de l'augment de la conductivitat aigües avall (Chapman i Kimstach, 1996; Ivorra et al., 1999). A l'estiu, amb cabals baixos i elevades temperatures que afavoreixen l'evaporació, aquests efectes són més pronunciats. Ivorra et al. (1999) mesuraren conductivitats més baixes a l'hivern en rius afectats per mineria. La mineria també provoca alteracions importants del pH (Chapman i Kimstach, 1996) ja que l'oxidació de les pirites produeix àcid sulfúric (Farmer i Graham, 2003) i, per tant, disminució del pH. Les taxes d'oxidació dels sulfurs i de lixiviació de metalls solen ser superiors amb temperatures més elevades, cosa que explicaria la variació estacional d'aquests paràmetres (Hudson-Edwards et al., 2003). Aquest procés està accelerat per microorganismes (Lefebvre et al., 2001) però en canvi no s'han observat variacions estacionals de les poblacions bacterianes (Leduc et al., 2002) que expliquin la variació estacional del pH. Al riu Agrio, més d'una dècada abans de l'accident, ja es detectaren valors més baixos de pH en èpoques seques que en èpoques de pluja (Arambarri et al., 1996; Cabrera et al., 1984; González-Quesada et al., 1987). El baix pH de les aigües de l'Agrio també és degut a les descàrregues que es produeixen des de l'aquífer entorn de la bassa de residus miners (Ayora et al., 2001). El drenatge àcid de les mines (AMD, acid mine drainage, en anglès) ha estat objecte d'estudi de nombrosos treballs que n'avaluen el seu efecte sobre la biota (per ex., Bortnikova et al., 2001; De Nicola i Stapleton, 2002).

Al tram mitjà del Guadiamar, les variacions del pH i la conductivitat estan desplaçades temporalment, de manera que és a la tardor quan es donen les majors conductivitats i també pH més elevats. Aquí, les oscil·lacions de la conductivitat estan menys relacionades amb l'estacionalitat del clima que amb d'altres factors. Per exemple, a principis de tardor de 1998 i especialment al setembre de 1999, s'observa un increment molt notori de la conductivitat al punt 5, de fins pràcticament 8 mS/cm, unes 4 vegades més que durant la resta de l'any. Aquest punt rep les aigües d'un

afluent, l'Alcarayón, receptor de les aigües residuals de la indústria de l'adob d'olives (Moron et al., 2000). Els residus d'aquest tipus d'indústria són molt contaminants degut a la seva elevada càrrega de matèria orgànica, que provoca descensos molt importants de la concentració d'oxigen dissolt a l'aigua (Cabrera et al., 1984, 1986). També es donen augments del pH, tal com s'ha enregistrat aquí, juntament amb augments de tots els nutrients. El cicle de l'oliva determina que sigui a la tardor el moment de màxima generació de residus.

Finalment, al tram baix del Guadiamar, a Entremuros, també es donen fluctuacions estacionals d'alguns paràmetres però en aquest cas lligades a la climatologia i la geologia. Els sediments d'aquesta zona de maresma contenen halites, que en dissoldre's alliberen clorurs que fan augmentar la conductivitat de l'aigua (Garralón et al., 1999). A més a més, les elevades temperatures d'estiu provoquen un augment de l'evaporació, que contribueix a elevar la conductivitat en aquesta època de l'any. A aquests factors també cal afegir-hi la influència de la marea en aquesta zona, i la major proporció d'aigua marina que pot haver-hi en disminuir el cabal d'aigua dolça que baixa pel riu, a l'estiu. D'altra banda, el pH és superior a l'estiu ja sigui per un augment de l'activitat fotosintètica (Chapman i Kimstach, 1996) com per l'augment de pH provocat per la salinització deguda a l'evaporació (Meybeck et al., 1996).

Contaminació minera:

A més a més dels efectes sobre la conductivitat o el pH, que es manifesten especialment al tram més proper a la mina, la contaminació minera provoca sobretot elevades concentracions de metalls, a l'aigua i als sediments. Els efectes de la mineria sobre el medi aquàtic, tant en peixos o macroinvertebrats (per ex., Amisah i Cowx, 2000) com en algues (Hill et al., 2000), entre d'altres, així com també les elevades concentracions que provoca riu avall, han estat àmpliament estudiats, al marge que s'hi hagin produït accidents, i també al marge de si les mines estan en explotació (Immo et al., 1998; Smolders et al., 2003; Tarras-Wahlberg et al., 2001; Xu et al., 2003) o bé abandonades des de fa anys (Amisah i Cowx, 2000; Jung, 2001; Rasmussen, 1979; Wong et al., 1999). En general, quan s'estudia l'evolució dels metalls

al llarg de centenars de km sota una mina, s'observa una disminució exponencial de la concentració de metalls a l'aigua (Farmer i Graham, 2003). A més petita escala, aquesta disminució també es dona al Guadiamar, malgrat que cinc anys després de l'accident i a més de 60 km aigua avall de les mines encara es detectaven concentracions de Zn, Cu, Cd i Sb superiors a les de control. Segons les concentracions de partida i les característiques fisicoquímiques del riu, els metalls poden fer-se pràcticament indetectables des d'algunes desenes de km aigües avall (Paulson, 2001; Watanabe et al., 2000) fins a diversos centenars de km (Orris et al., 1982; Smolders et al., 2003). Els metalls a l'aigua poden trobar-se dissolts però és més freqüent que apareguin lligats a la matèria en suspensió. Això els facilita la sedimentació en zones on el riu perd energia (canvis de pendent, meandres) (Alonso et al., 2001). A la vegada, l'aigua perd metalls que queden adsorbits a les partícules del sediment o a la matèria orgànica. Un augment de pH produeix òxids de Fe, Al o Mn que poden adsorbir altres metalls i precipitar (Paulson, 2001) eliminant-los, per tant, de la columna d'aigua. Al Guadiamar, el canvi produït als sòls, que passen de pissarres i esquists a la zona de l'Agrio a ser margues calcàries sota la confluència dels dos rius (Cabrera et al., 1984), també pot afavorir la disminució de metalls dissolts gràcies a la recuperació d'un pH neutre (Arambarri et al., 1996). Variacions estacionals de la concentració de sòlids en suspensió (per ex., lligades a variacions del cabal), de pH (per ex., degut a l'activitat fotosintètica) o de matèria orgànica (per ex., per abocaments puntuals) poden determinar les fluctuacions de la concentració de metalls a l'aigua, sempre i quan aquests provenguin de zones superiors o bé estiguin retinguts al sediment. Al riu Guadiamar s'observa una disminució espacial de la concentració de la majoria de metalls analitzats, trobant-se Zn, Cu, Cd i Tl altament correlacionats. El Zn i el Cd es troben associats sovint en els mateixos minerals (e.g. Hudson-Edwards et al., 2003) i, la seva química està determinada per processos semblants (Paulson, 2001). Molt probablement, el Cu i el Tl patiran el mateix. De tota manera, el Cu durant els mesos d'estiu no presenta una disminució amb la distància a la mina; aquest fet pot ser produït per existir una altra font de Cu a la zona, com serien els sulfats destinats a l'agricultura, ja que

nivells elevats de Cu van ser detectats a les partícules aèries durant l'estiu de 1998 (CSIC, 1998: 9è informe). Per contra, el Pb no és un element gaire soluble i, per tant, tendeix a precipitar abans. A més a més, s'adsoveix en condicions de pH inferiors a d'altres metalls (Smith, 1973), de manera que pot anar desapareixent de l'aigua abans que aquesta assoleixi pH neutres o més elevats. Per tot això les concentracions de Pb al Guadiamar descendeixen abans que altres metalls. Finalment, els metal·loides As i Sb, a part d'un comportament químic diferent, podrien també tenir altres procedències. L'augment dels sòlids en suspensió al tram mitjà i sobretot baix del Guadiamar pot estar provocant l'alliberament de l'As i l'Sb adsorbit (Migon i Mori, 1999). Al Vado del Quema, l'augment de matèria orgànica a finals d'estiu i tardor (vegeu més amunt) pot fer disminuir el potencial redox i permetre l'alliberament d'As i Sb (Migon i Mori, 1999) en aquesta època de l'any. A Entremuros, aquests metalls també poden alliberar-se per l'augment de la salinitat (Byrd, 1990; Migon and Mori, 1999), però la manca de concordància entre les oscil·lacions temporals de la conductivitat i la concentració d'As fan pensar que pot haver-hi una altra font d'As en aquesta zona.

Ja hem comentat com les concentracions de metalls actuals del Guadiamar estan més relacionades amb la sola presència de la mina que amb l'accident de 1998. A l'aigua, als anys 70 i 80 ja es detectaren concentracions semblants de Zn, Cu, Pb i Cd a l'Agrio, El Guijo i Entremuros fins i tot superiors de les enregistrades en aquest estudi (Arambarri et al., 1984 i 1996; Cabrera et al., 1984; González-Quesada et al., 1987). La comparació de nivells de metalls en sòls moderns i antics també mostra la contaminació minera anterior a l'accident. Així, la concentració de Zn, Cu, Pb i As en sòls al·luvials no afectats per l'accident (però sí per activitat minera antiga) és més elevada que en els sòls de les terrasses formades abans de l'inici de l'explotació minera, gràcies a les inundacions periòdiques d'aquelles zones amb aigua rica en metalls (Clemente et al., 2000). A més a més, es veu que aquestes concentracions estan més relacionades amb l'activitat minera dels últims dos-cents anys que amb l'erosió natural de la franja pirítica (Alonso et al., 2001). Als anys 80, Manrique et al. (1985) mesuraren metalls

als sediments fluvials de Las Doblas i d'Aznalcázar, entre d'altres. Les concentracions de Zn i Pb d'aleshores eren més baixes que les detectades al setembre del 1999, amb només la primera neteja efectuada, però molt semblants a les mesurades el juliol de 2003, acabades totes les tasques de neteja. Les de Cd eren semblants a les mesurades al setembre de 1999 però superiors a les de juliol de 2003. I les de Cu eren més elevades l'any 1985 que des de setembre de 1999 a juliol de 2003. L'eliminació mecànica de les capes superficials del sediment durant les tasques de neteja pot ser la responsable d'aquestes disminucions.

En períodes d'avinguda el valor de molts paràmetres relacionats amb concentració (per ex., conductivitat o metalls) és molt baix, aparentment degut a la dilució. Diferents estudis posen de manifest la mobilització del sediment i l'augment de partícules inorgàniques en suspensió, alhora que augmenta l'erosió de les zones adjacents durant les avingudes, tot afavorint així l'increment de determinades substàncies (Meybeck et al., 1996). Al riu Guadiamar, l'acumulació, durant els períodes secs, d'una crosta de sulfats molt rica en metalls (CSIC, 1998: 5è informe) fa que amb les avingudes es produeixi dissolució i, per tant, augmenti la concentració de metalls a l'aigua (Arambarri et al., 1996). Cabrera et al. (1984) mesuraren ja durant els anys 1978 i 79 augments de pH i disminucions de la concentració de metalls al riu Agrio durant els primers dies de les avingudes (amb cabals encara molt elevats), que reflecteixen l'efecte diluidor de la precipitació, però en canvi, aigües avall del Guadiamar, les concentracions de metalls augmentaven respecte a les condicions d'abans de l'avinguda degut a l'erosió i al transport des de zones superiors. El fet que les nostres dades disponibles estaven preses setmanalment, quinzenalment o, fins i tot, mensualment, pot explicar la no observació d'aquest fenomen. La presa de dades en continu, a més de detectar tendències, detecta també extrems, sovint molt importants per mesurar la qualitat d'un sistema (Jarvie et al., 2001). Les avingudes al Guadiamar tenen una durada de pocs dies, durant els quals fóra important prendre mostres sovint per poder-ne estudiar els processos.

La toxicitat potencial del medi

Les característiques fisicoquímiques del medi aquàtic són un factor bàsic en determinar les comunitats biològiques que es poden desenvolupar. Els organismes viuen adaptats al seu ambient i no toleren aquells canvis que fan desviar massa les condicions fisicoquímiques del rang de tolerància de cada organisme. Per això, en principi, qualsevol paràmetre del medi aquàtic pot provocar toxicitat sobre els organismes quan pateix determinats canvis (Taula 3.8). Al llarg de tot el tram estudiat del Guadiamar, diferents factors, lligats a la mineria o no, podrien estar afectant negativament les comunitats biològiques. El baix pH, per exemple, impedeix la supervivència de molts organismes ja sigui pel seu efecte directe sobre l'individu (Chapman et al., 1982; Courtney i Clements, 2000; Smith et al., 1990) com per la seva interacció amb els metalls que fa augmentar-ne la biodisponibilitat (Krantzberg i Stokes, 1988; Vuori, 1995), la mobilitat o canviar-ne l'especiació (Cummins, 1994). Els punts 2 i 2.1 dels rius Agrio i Guadiamar són els més directament afectats per baixos valors de pH.

Altres fonts de toxicitat al riu Guadiamar provenen de l'excés de concentració de nutrients, sigui per toxicitat directa d'alguns nivells de nutrients, sigui per efectes secundaris com la manca d'oxigen o variacions del pH (Dodds i Welch, 2000). L'amoni o l'amoníac, per exemple, són tòxics a concentracions relativament baixes per als peixos o els macroinvertebrats (Dodds i Welch, 2000; Miltner i Rankin, 1998; Monda et al., 1995), i la directiva europea (CEE, 1978) recomana el

valor màxim de 0,2 mg/l de NH_4 per garantir la conservació dels ciprínids. Ja hem comentat abans com els punts més afectats per la contaminació orgànica són el 4 i el 5, principalment a causa de l'abocament de les aigües residuals de Sanlúcar la Mayor i Aznalcázar (punt 4) o de Villamanrique i Pilas, juntament amb els residus de la indústria de l'oliva (punt 5). En aquestes zones, per tant, és d'esperar que les comunitats biològiques es vegin afectades.

De tota manera, és la contaminació metàl·lica la que pot afectar un tram més extens del Guadiamar. Segons els nivells de qualitat que estableixen diferents organitzacions (vegeu els Annexos Generals), les aigües del riu Guadiamar presenten algun tipus de toxicitat potencial per algun dels metalls analitzats, en tots els punts afectats per la mina i també en els punts de control. Al punt 1, per exemple, en la meitat dels mesos de mostreig, Zn, Cu i Cd superen el llindar mitjà de toxicitat, i en algun cas, el Tl o, fins i tot el Pb, encara que aquest últim en un grau més baix (EWPC, 1995; Gustafsson, 1992; Klein et al., 1999; RIZA, 1989a; USEPA, 2002). Tenint en compte els valors més exigents, el punt 1 presentaria toxicitat aguda degut a les concentracions de Zn, Cu i Cd de l'aigua (RIZA, 1998a), però segons altres criteris, amb valors menys exigents, no s'observaria toxicitat (USEPA, 2002). A més a més, experiments realitzats amb macroinvertebrats aquàtics no procedents del Guadiamar (i, per tant, sense una adaptació als possibles nivells basals de la zona que els faci augmentar la tolerància (Courtney i Clements, 2000; Groenendijk et al., 1998, 1999, 2002; Ivorra et al., 2002; Krantzberg i Stokes, 1989)),

Taula 3.8. Valors de diferents paràmetres en aigües dolces. Valors habituals en rius sense pertorbar, valors que solen indicar contaminació i legislació europea per a aigües ciprínicoles.

		Valors normals ¹	Contaminació ¹	Aigües ciprínicoles ²
pH		6-8,5		6-9
Conductivitat	$\mu\text{S}/\text{cm}$	10-1000	>1000	
Sòlids en suspensió	mg/l			25
Fosfat	mg/l P	0,005-0,02	>0,02	
nitrat	mg/l NO_3^-	0,1	>5	
nitrit	mg/l NO_2^-	0,001	>1	0,01
Amoni	mg/l NH_4^+	0,1	>2-3	0,2-1

¹ Chapman i Kimstach, 1996

² CEE, 1978

mostren com aquestes aigües no presenten ni toxicitat aguda ni subaguda, i que permeten tant una elevada supervivència dels individus com un creixement correcte (Plans, 2001; Solà et al., 2003). En aquest punt, els valors mesurats estan sempre dins el mateix rang de magnitud que els llimars de toxicitat. Al punt de control 10 es dona una situació semblant, i són el Cd i el Cu els metalls que més mesos de mostreig superen els llimars més exigents de toxicitat, malgrat no haver-hi diferències acusades.

Tornant al tram afectat per les mines d'Aznalcóllar, la situació és molt diferent. Vora la mina (fins a 5 km aigües avall – punts 2 i 2.1) les concentracions de Zn, Cu, Cd i Tl són, com a mínim, dos ordres de magnitud superior a aquests llimars de toxicitat. Al punt 3, Cd i Tl també són, com a mínim, un ordre de magnitud superior, i el Zn entre 20 i 100 vegades superior malgrat mantenir-se en el mateix rang de magnitud. Aigües avall, l'únic metall que es manté com a mínim 10 cops superior al llindar de toxicitat és el Tl. Per això, sembla que, pel que fa a la concentració de metalls, les aigües del Guadiamar siguin especialment tòxiques durant els primers km aigües avall de les mines. Experiments realitzats amb la pròpia aigua del Guadiamar palesen al punt 2 una elevada toxicitat aguda i subaguda en el dípter *Chironomus riparius* i aguda en l'efemeròpter *Ephoron virgo* (Solà et al., 2003) o en l'amfibi *Rana perezi* (Tejedo i Reques, 2003), mentre que al punt 2.1 la toxicitat subaguda és evident i l'aguda varia en funció de l'època de mostreig (Solà et al., 2003). En èpoques de cabals més elevats (hivern o primavera), la proporció d'aigua que ve del tram alt del Guadiamar, no afectat per les mines d'Aznalcóllar, és més alta que la de l'Agrio, amb la qual cosa es crea un efecte diluidor de la toxicitat aigües avall (Plans, 2001).

Pel que fa a la concentració de metalls en sediment, els dos punts de control escollits presenten concentracions de tots els metalls molt inferiors als llimars de toxicitat (EC&ME-VIQ, 1992; Grumiaux et al., 1998; Gustafsson, 1992; Persaud et al., 1993; RIZA, 1989a i 1989b; Smith et al., 1996), i per tant, no s'esperen efectes adversos sobre la biota. En el tram afectat per les mines d'Aznalcóllar la situació és diferent. El Zn és el metall que supera els llimars de toxicitat a més llocs, des de la zona fluvial al final d'Entremuros, malgrat

que les concentracions disminueixen amb la distància a la mina. Per a la resta de metalls cada punt presenta un comportament diferent. Al punt 2, destaca la toxicitat potencial de l'As i el Cu, i secundàriament, del Pb i el Cd. En canvi, al punt 2.1 només es superen els llimars de toxicitat uns pocs mesos de mostreig. Més avall, als punts 3 i 4, el Cd i l'As superen aquests llimars especialment fins l'any 2001, mentre que el Cu el supera sempre però sense arribar a doblar la concentració llindar. A la zona de maresma, i a part del Zn, només el Cd superava els llimars de toxicitat durant el 2000 al punt 6, i aïlladament al punt 8. El Pb només supera els llimars de toxicitat al punt 2. □o es tenen dades per comparar el Tl i l'Sb.

Classificació dels punts de mostreig

Els resultats de les anàlisis de components principals amb les dades fisicoquímiques, juntament amb el que s'ha exposat fins aquí, permet classificar els punts de mostreig en grups de característiques homogènies, seguint un gradient nord-sud. La pressió humana sobre l'ecosistema així com les característiques geomorfològiques de la conca són els factors que determinen aquesta classificació dels punts. D'una banda, els trams amb característiques pròpiament fluvials, o trams alts i mitjans dels rius, presenten sempre unes característiques fisicoquímiques diferents dels trams baixos dels rius o dels llocs de maresma (Margalef, 1983). Al Guadiamar, a l'entrada de la zona de maresma canvia el pendent (Gallart et al., 1999), minva per tant l'energia de l'aigua i beneficia la sedimentació (Alonso et al., 2001). També canvien els sòls (Salvany et al., 2001), augmenten els llims i les argiles que afavoreixen la presència de més sòlids en suspensió, i apareixen materials més salins que afecten, per exemple, la conductivitat de l'aigua (Garralón et al., 1999). D'altra banda, les principals fonts de contaminació a la conca del Guadiamar són: la mineria, a Aznalcóllar; els abocaments d'aigües residuals urbanes (depurades o no), al tram mitjà i baix de la zona fluvial; els abocament dels residus de la indústria de l'adobat d'olives, al tram baix de la zona fluvial, i els adobs i pesticides de l'agricultura intensiva de regadiu (principalment arròs), a la zona de maresma. Per tant a la conca s'observa que la contaminació minera (principalment baix pH i elevades concentracions de metalls) afecta

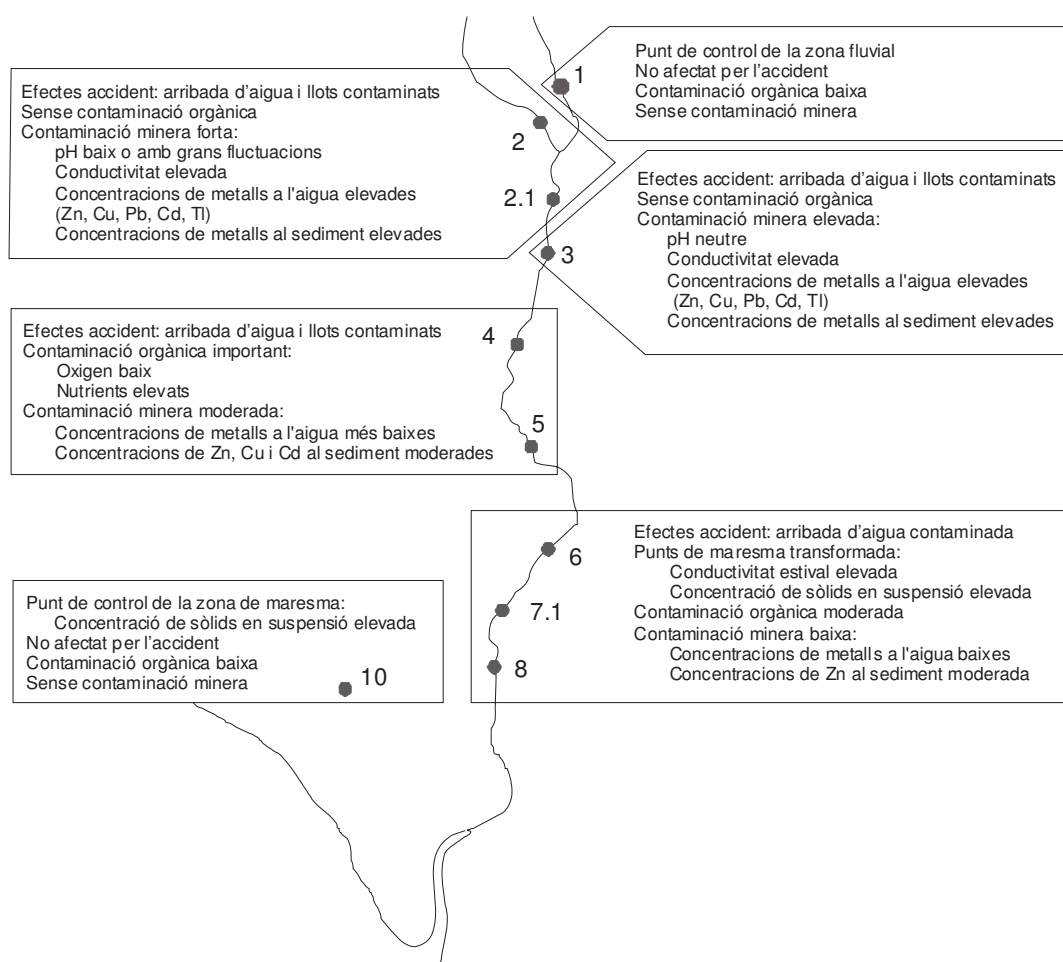


Figura 3.18. Classificació dels punts de mostreig i característiques principals esquematitzades.

sobretot el tram més proper a les mines; la contaminació orgànica, el tram mitjà i baix de la zona fluvial, i finalment la zona de maresma, més allunyada dels focus de pertorbació, és la que menys reflexa aquests dos tipus de contaminació.

Tot plegat fa que els nostres 10 punts de mostreig se'ns classifiquin en sis grups, quatre a la zona fluvial (incloent el punt de control) i dos a la zona de maresma (separant el control dels afectats). Les principals característiques de cada grup es troben resumides a la Figura 3.18.

BIBLIOGRAFIA

Alastuey A, García-Sánchez A, López F i Querol X. 1999. Evolution of pyrite mud weathering and mobility of heavy metals in the Guadiamar valley after the Aznalcóllar spill, south-west Spain. *The Science of the Total Environment*, 242(1-3):41-56.

Allan D. 1995. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London, 388 pàg.

Alonso C, Antón-Pacheco C, Baretino D, Cabrera F, Fernández AM, Fernández JE, García-Gutierrez M, Giráldez JV, Girón IF, López-Pano E, Moreno F, Ordóñez R, Pelayo M, Rivas P, Vanderlinden K i Villar MV. 2001. Los suelos del Guadiamar: estudios de caracterización y de la evolución de los suelos contaminados por el lodo. *Boletín Geológico y Minero*, 112 (Vol. Especial): 163-197.

Amisah S i Cowx IG. 2000. Impacts of abandoned mine and industrial discharges on fish abundance and macroinvertebrate diversity of the upper River Don in South Yorkshire, UK. *Journal of Freshwater Ecology*, 15 (2): 237-249.

APHA, 1980. *Standard methods for examination of water and wastewater*. American Publ. Health Association, 15^a ed. Washington, DC.

Arambarri P, Cabrera F i Toca C. 1984. *La contaminación del río Guadiamar y su zona*

- de influencia Marismas del Guadalquivir y Coto Doñana por residuos de industrias mineras y agrícolas.* Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, 174 pàg.
- Arambarri P, Cabrera F i Gonzalez-Quesada R. 1996. Quality of the surface waters entering the Doñana National Park (SW Spain). *The Science of the Total Environment*, 191: 185-196.
- Arenas JM, Carrero G, Galache J, Mediavilla C, Silgado A i Vázquez EM. 2001. Actuaciones realizadas tras el accidente de Aznalcóllar. *Boletín Geológico y Minero*, 112 (Vol. Especial): 35-56.
- Ayora C, Guijarro A, Domènech C, Fernández I, Gómez P, Manzano M, Mora A, Moreno L, Qvarrete P, Sánchez M i Serrano J. 2001. Actuaciones para la corrección y el seguimiento de la contaminación hídrica. *Boletín Geológico y Minero*, 112 (Vol. Especial): 69-92.
- Bortnikova SB, Smolyakov BS, Sidenko V, Kolonin GR, Bessonova EP i Androsova V. 2001. Geochemical consequences of acid mine drainage into a natural reservoir: inorganic precipitation and effects on plankton activity. *Journal of Geochemical Exploration*, 74: 127-139.
- Byrd JT. 1990. Comparative geochemistries of arsenic and antimony in rivers and estuaries. *The Science of the Total Environment*, 97/98: 301-314.
- Cabrera F, Toca CG, Diaz E i Arambarri P. 1984. Acid mine-water and agricultural pollution in a river skirting the Doñana National Park (Guadamar river, South West Spain). *Water Research*, 18: 1469-1482.
- Cabrera F, Soldevilla M, Osta F i Arambarri P. 1986. Interacción de cobre y alpechines. *Limnética*, 2: 311-316.
- CEE. 1978. Directiva del Consejo relativa a la calidad de las aguas que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces. 78/659/CEE.
- Chapman PM, Farrell MA i Brinkhurst RO. 1982. Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. *Aquatic Toxicology*, 2: 47-67.
- Chapman D i Kimstach V. 1996. Selection of water quality variables. A: Chapman D ed. *Water quality assessments. A guide to the use of biota sediments and water in environmental monitoring*. Segona edició. E & F Spon, London, 59-126.
- Clemente L, Cabrera F, García LV i Cara JS. 2000. Reconocimiento de suelos y estudio de su contaminación por metales pesados en el valle del Guadamar. *Edafología*, 7-3: 337-349.
- CMA. 1998. *Corredor Verde del Guadamar. Balance de actuaciones para la corrección de los efectos del vertido minero de Aznalcóllar*. Oficina Técnica para la Recuperación del Guadamar, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. CD (disc compacte).
- Cotman M, Zagorc Koncan J, Drovc A. 2001. Study of impacts of treated wastewater to the Krka river, Slovenia. *Water Science and Technology*, 44 (6) : 47-54.
- Courtney LA i Clements WH, 2000. Sensitivity to acidic pH in benthic invertebrate assemblages with different histories of exposure to metals. *Journal of North American Benthological Association*, 19 (1): 112-127.
- CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas). 1998. Grupo de expertos del Consejo Superior de Investigaciones Científicas y otros organismos colaboradores sobre la emergencia ecológica del río Guadamar. Informes técnicos. <http://www.csic.es/hispano/coto/aznalco.htm>.
- Cummins CP. 1994. Acid solutions. A: Calow P ed. *Handbook of ecotoxicology*, Volume 2. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 21-44.
- Dauba F, Lek S, Mastrorillo S i Copp GH. 1997. Long-term recovery of macrobenthos and fish assemblages after water pollution abatement measures in the River Baise (France). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 33 (3): 277-285.
- DeGicola DM i Stapleton MG. 2002. Impact of acid mine drainage on benthic communities in streams: the relative roles of substratum vs. aqueous effects. *Environmental pollution*, 119: 303-315.
- Dodds WK i Welch EB. 2000. Establishing nutrient criteria in streams. *Journal of North American Benthological Association*, 19 (1): 186-196.
- Domènech C, de Pablo J i Ayora C. 2000. Oxidative dissolution rate of Aznalcóllar

- sulphide sludge (SW Spain). *Journal of Conference Abstracts*, 5 (2): 355.
- Droic A, Koncan JZ i Cotman M. 2001. Evaluation of total nitrogen pollution reduction strategies in a river basin: a case study. *Water Science and Technology*, 44 (6): 55-62.
- EC&ME-VI (Environment Canada and Ministère de l'Environnement du Québec). 1992. Interim criteria for quality assessment of St. Lawrence River sediment. Environment Canada, Ottawa, Ontario.
- Elbaz-Poulichet F, Morley H, Cruzado A, Velasquez Z, Achterberg EP i Braungardt CB. 1999. Trace metal and nutrient distribution in an extremely low pH (2.5) river-estuarine system, the Ria of Huelva (South-West Spain). *The Science of the Total Environment*, 227: 73-83.
- Farmer JG i Graham MC. 2003. Aguas dulces. A: Harrison RM ed. *El medio ambiente. Introducción a la química medioambiental y a la contaminación*. Ed. Acribia SA, Zaragoza, 73-143.
- Gallart F, Benito G, Martín-Vide JP, Benito A, Prió JM i Regüés D. 1999. Fluvial geomorfology and hydrology in the dispersal and fate of pyrite mud particles released by the Aznalcóllar mine tailings spill. *The Science of the Total Environment*, 242 (1-3):13-26.
- Garralón A, Gómez P, Turrero MJ, Sánchez M i Melón AM. 1999. The geochemical aspects of toxic waters retained in the Entremuros area (Spain). *The Science of the Total Environment*, 242 (1-3): 27-40.
- Gonzalez-Quesada R, Cabrera F, Díaz E i Arambarri P. 1987. La calidad de las aguas del río Guadamar y de los arroyos de la Rocina y el Partido en las proximidades de Doñana. SW de España. *Limnética*, 3: 97-102.
- Grimalt JO, Ferrer M i Macpherson E. 1999. The mine tailing accident in Guadamar. *The Science of the Total Environment*, 242 (1-3): 3-12.
- Groenendijk D, Postma JF, Kraak MHS i Admiraal W. 1998. Seasonal dynamics and larval drift of *Chironomus riparius* (Diptera) populations in a metal contaminated lowland river. *Aquatic Ecology*, 32: 341-351.
- Groenendijk D, van Opzeeland B, Dionisio Pires LM i Postma JF. 1999. Fluctuating life-history parameters indicating temporal variability in metal adaptation in riverine chironomids. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 37:175-181.
- Groenendijk D, Lücker SMG, Plans M, Kraak MHS i Admiraal W. 2002. Dynamics of metal adaptation in riverine chironomids. *Environmental Pollution*, 117: 101-109.
- Grumiaux F, Leprêtre A i Dhainaut-Courtois C. 1998. Effect of sediment quality on benthic macroinvertebrate communities in streams in the north of France. *Hydrobiologia*, 385: 33-46.
- Gustafsson JE. 1992. Ambient water quality classification and water management in Sweden. *European Water Pollution Control*, 2 (5): 33-38.
- Hart BT, Maher B i Lawrence I. 1999. New generation water quality guidelines for ecosystem protection. *Freshwater Biology*, 41: 347-359.
- Hill BH, Willingham WT, Parrish LP i McFarland BH. 2000. Periphyton community responses to elevated metal concentrations in a Rocky Mountain stream. *Hydrobiologia*, 428: 161-169.
- Hudson-Edwards KA, Macklin MG, Brewer P, Coulthard TJ, Howard AJ, Nielsen MF, Turner J, Jamieson HE i Rameda VH. 2000. Geochemistry of the Rio Guadamar sediments following the April 1998 Spanish Aznalcóllar mine tailing dam failure and subsequent clean-up. *Journal of Conference Abstracts*, 5 (2): 536.
- Hudson-Edwards KA, Macklin MG, Jamieson E, Brewer PA, Coulthard TJ, Howard AJ i Turner J. 2003. The impact of tailings dam spills and clean-up operations on sediment and water quality in river systems: the Ríos Agrio-Guadamar, Aznalcóllar, Spain. *Applied Geochemistry*, 18 (2): 221-239.
- ISO. 1995 (E). Soil quality. Extraction of trace elements soluble in aqua regia. ISO 11466.
- Ivorra C, Barranguet C, Jonker M, Kraak MHS i Admiraal W. 2002. Metal-induced tolerance in the freshwater microbenthic diatom *Gomphonema parvulum*. *Environmental Pollution*, 116: 147-157.
- Ivorra C, Hettelaar J, Tubbing GMJ, Kraak MHS, Sabater S i Admiraal W. 1999. Translocation of microbenthic algal assemblages used for in situ analysis of metal pollution in rivers. *Archives of*

- Environmental Contamination and Toxicology*, 37: 19-28.
- Jamil A, Lajtha K, Radan S, Ruzsa G, Cristofor S i Postolache C. 1999. Mussels as bioindicators of trace metal pollution in the Danube Delta of Romania. *Hydrobiologia*, 392: 143-158.
- Jarvie HP, Neal C, Smart R, Owen R, Fraser D, Forbes I i Wade A. 2001. Use of continuous water quality records for hydrograph separation and to assess short-term variability and extremes in acidity and dissolved carbon dioxide for the River Dee, Scotland. *The Science of the Total Environment*, 265: 85-98.
- Jung MC. 2001. Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea. *Applied Geochemistry*, 16: 1369-1375.
- Karouna-Renier K i Sparling DW. 2001. Relationships between ambient geochemistry, watershed land-use and trace metal concentrations in aquatic invertebrates living in stormwater treatment ponds. *Environmental Pollution*, 112: 183-192.
- Klein W, Denzer S, Herrchen M, Lepper P, Müller M, Seht R, Storm A i Volmer J. 1999. Revised proposal for a list of priority substances in the context of the Water Framework Directive (COMMPS Procedure). Final report. EU, 98/788/3040/DEB/E1.
- Krantzberg G i Stokes PM. 1988. The importance of surface adsorption and pH in metal accumulation by chironomids. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7: 653-670.
- Krantzberg G i Stokes PM. 1989. Metal regulation, tolerance, and body burdens in the larvae of the genus *Chironomus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46 (2): 389-398.
- Leduc D, Leduc LG i Ferroni GD. 2002. Quantification of bacterial populations indigenous to acidic drainage streams. *Water Air and Soil Pollution*, 135 (1-4): 1-21.
- Lefebvre R, Hockley D, Smolensky J i Gélinas P. 2001. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage. 1: Conceptual model and system characterization. *Journal of Contaminant Hydrology*, 52: 137-164.
- Legendre P i Legendre L. 1998. *Numerical Ecology*. Developments in Environmental Modelling, 20. Elsevier, 2^a ed. anglesa. Amsterdam, 853 pàg.
- Maddock I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology*, 41: 373-391.
- Manrique A, Arroyo I, Lebeda AM i Rodríguez J. 1985. *Niveles de metales pesados en los sedimentos actuales del Parque Nacional de Doñana*. Comunicaciones IIA. Serie: Recursos naturales, n^o 38. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, 67 pàg.
- Marchetti R, Passino R i Pagnotta R. 1994. The Po river basin (Italy): problems and water management policies. *European Water Pollution Control*, 4 (2):26-33.
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega SA, Barcelona, 1010 pàg.
- Meybeck M, Friedrich G, Thomas R i Chapman D. 1996. Rivers. A: Chapman D ed. *Water quality assessments. A guide to the use of biota sediments and water in environmental monitoring*. Segona edició. E & F Spon, London, 243-318.
- Migon C i Mori C. 1999. Arsenic and antimony release from sediments in a Mediterranean estuary. *Hydrobiologia*, 392: 81-88.
- Miltner RJ i Rankin ET. 1998. Primary nutrients and the biotic integrity of rivers and streams. *Freshwater Biology*, 40 (1): 145-158.
- Molénat J, Durand P, Gascuel-Oudou C, Davy P i Gruau G. 2002. Mechanisms of Nitrate Transfer from Soil to Stream in an Agricultural Watershed of French Brittany. *Water Air & Soil Pollution*, 133 (1-4)
- Monda DP, Galat DL i Finger SE. 1995. Evaluating ammonia toxicity in sewage effluents to stream macroinvertebrates: I. A multi-level approach. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 28: 378-384.
- Moron MC, Moron MJ i Lebrato J. 2000. Control de vertidos de aceituneras: Alcarayón. Escuela Universitaria Politécnica. Universidad de Sevilla. <http://www.us.es/grupotar/tar/trabajos/alcarayon/introduccion.htm>.
- Timmo DR, Willox MJ, Lafrancois TD, Chapman PL, Brinkman SF i Greene JC. 1998. Effects of metal mining and milling

- on boundary waters of Yellowstone National Park, USA. *Environmental Management*, 22 (6): 913-926.
- orris RH, Lake PS i Swain R. 1982. Ecological effects of mine effluents on the South Eak River, □orth-eastern Tasmania III. Benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 33: 789-809.
- Pain DJ, Sánchez A i Meharg AA. 1998. The Doñana ecological disaster: contamination of a world heritage estuarine marsh ecosystem with acidified pyrite mine waste. *The Science of the Total Environment*, 222 (1-2): 45-54.
- Paul MJ i Meyer JL. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 333-365.
- Paulson AJ. 2001. Biogeochemical removal of Zn and Cd in Coeur d'Alene River (Idaho, USA), downstream of a mining district. *The Science of the Total Environment*, 278: 31-44.
- Persaud D, Jaagumagi R i Hayton A. 1993. *Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario*. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, O□T, 27 pàg.
- Plans M. 2001. *Ús dels macroinvertebrats en tests ecotoxicològics Ecotoxicitat dels rius afectats pel vessament miner d'Aznalcóllar evaluada mitjançant els macroinvertebrats aquàtics Chironomus riparius i Ephoron virgo*. Treball DEA, Universitat de Barcelona.
- Rasmussen L. 1979. Heavy metals in acid streams from lignite mining areas. *The Science of the Total Environment*, 12: 61-74.
- Rhodes AL, □ewton RM i Pufall A. 2001. Influences of land use on water quality of a diverse □ew England Watershed. *Environmental Science and Technology*, 35: 3640-3645.
- Rico MC, Hernández LM, González MJ, Fernández MA i Montero MC. 1987. Organochlorine and metal pollution in aquatic organisms in the Doñana National Park during the period 1983-1986. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 6 (39): 1076-1083.
- RIZA (Institute for inland water management and waste water treatment), 1989a. *Perspectives for waterorganisms. An ecotoxicological basis for quality objectives for water and sediment. Part 1 results and calculations*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Amsterdam, 147 pàg.
- RIZA (Institute for inland water management and waste water treatment), 1989b. *Perspectives for waterorganisms. An ecotoxicological basis for quality objectives for water and sediment. Part 2 data*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Amsterdam, 261 pàg.
- Salvany JM, Mediavilla C, Mantecón R i Manzano M. 2001. Geología del Valle del Guadiamar y áreas colindantes. *Boletín Geológico y Minero*, 112: 57-67.
- Smith AE. 1973. A study of the variation with low pH of the solubility and stability of some metal ions at low concentrations in aqueous solution. Part I. *Analyst*, 98: 65-68.
- Smith ME, Wyskowski BJ, Brooks CM, Driscoll CT i Cosentini CC. 1990. Relationship between acidity and benthic invertebrates of low-order woodland streams in the Adirondack Mountains, □ew York. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47:1318-1329.
- Smith SL, MacDonald DD, Keenleyside KA, Ingersoll CG i Field J. 1996. A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. *J. Great Lakes Res.*, 22: 624-638.
- Smolders AJP, Lock RAC, van der Velde G, Medina Hoyos RI i Roelofs JGM. 2003. Effects of mining activities on heavy metal concentrations in water, sediment, and macroinvertebrates in different reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44: 314-323.
- Sokal RR i Rohlf FJ. 1995. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. WH Freeman and company, 3ª ed. □ew York, 877 pàg.
- Solà C, Plans M i Prat □. 2003. Los macroinvertebrados de los ríos Agrío y Guadiamar: evolución de la comunidad, concentración de metales y toxicidad. A: *Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 110-125.
- SPSS. 2001a. SPSS para Windows versión 11.0.1, SPSS Inc., Chicago.
- SPSS. 2001b. SigmaPlot 2002 for Windows version 8.0, SPSS Inc., Chicago.

- Tarras-Wahlberg H, Flachier A, Lane S i Sangfors O. 2001. Environmental impacts and metal exposure of aquatic ecosystems in rivers contaminated by small scale gold mining: the Puyango River basin, southern Ecuador. *The Science of the Total Environment*, 278: 239-261.
- Tejedo M i Reques R. 2003. Evaluación de los efectos del vertido tóxico de las minas de Aznalcóllar sobre la comunidad de anfibios del río Guadiamar. A: *Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 156-169.
- ter Braak CJF. 1994. Canonical community ordination. Part I: Basic theory and linear methods. *Ecoscience*, 1 (2): 127-140.
- ter Braak CJF i Prentice IC. 1988. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*, 18: 271-317.
- ter Braak CJF i Smilauer P. 1997. CAOCO for Windows version 4.5. Biometris, Plant Research International, Wageningen, The Netherlands.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 2002. National recommended water quality criteria: 2002. EPA-822-R-02-047.
- van Geen A, Takesue R i Chase Z. 1999. Acid mine tailings in southern Spain. *The Science of the Total Environment*, 242 (1-3): 221-229.
- Vuori KM. 1995. Species- and population-specific response of translocated hydropsychid larvae (Trichoptera, Hydropsychidae) to runoff from acid sulphate soils in the River Kyrönjoki, western Finland. *Freshwater Biology*, 33: 305-318.
- Watanabe C, Harada S i Komai Y. 2000. Long-term recovery from mine drainage disturbance of a macroinvertebrate community in the Ichi-Kawa River, Japan. *Hydrobiologia*, 429: 171-180.
- Withers PJA i Lord EI. 2002. Agricultural nutrient inputs to rivers and groundwaters in the UK: policy, environmental management and research needs. *The Science of the Total Environment*, 282: 9-24.
- Wong HKT, Gauthier A i Priagu JO. 1999. Dispersion and toxicity of metals from abandoned gold mine tailings at Goldenville, Nova Scotia, Canada. *The Science of the Total Environment*, 228: 35-47.
- Xu M, Zhu J i Cao H. 2003. Effects of copper pollution on the benthic community in the Le An River, China. *Journal of Freshwater Ecology*, 18 (1): 129-133.

Annex 3.1. Coeficients de correlació de Spearman entre les diferents variables fisicoquímiques de l'aigua i el sediment. En negreta es mostren els coeficients superiors a $\pm 0,7$ i significatius ($p < 0,01$).
 $n = 82$.

A 3.1.a. Variables fisicoquímiques de l'aigua (excepte metalls). Cond: conductivitat; Alcal: alcalinitat; TSS: sòlids en suspensió totals; Temp: temperatura.

	pH	Cond.	Alcal.	TSS	PO ₄	NO ₃	NO ₂	NH ₄
Cond.	0,14							
Alcal.	0,25*	-0,29**						
TSS	0,43**	0,30**	0,30**					
PO₄	0,09	-0,11	0,19*	0,18				
NO₃	-0,14	-0,21	0,05*	-0,28*	0,09			
NO₂	0,06	-0,34**	0,36**	0,17	0,33**	0,44**		
NH₄	-0,17	0,08	0,21	0,19	0,11	-0,09	-0,01	
Temp.	0,07	0,30**	-0,14	0,11	-0,24*	-0,16	-0,28*	-0,06

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$

A 3.1.b. Concentració de metalls dissolts en aigua.

	Zn	Cu	Pb	As	Cd	TI
Cu	,68**					
Pb	0,50**	0,56**				
As	- ,66**	-0,36**	-0,18			
Cd	,84**	,72**	0,56**	-0,54**		
TI	,83**	0,58**	0,45**	- ,64**	,71**	
Sb	-0,02	-0,06	-0,08	0,17	-0,11	0,07

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$

A 3.1.c. Concentració de metalls en sediment.

	Zn	Cu	Pb	As	Cd	TI
Cu	,86**					
Pb	,86**	,93**				
As	,82**	,89**	,9**			
Cd	,94**	,77**	,8**	,74**		
TI	,89**	,91**	,92**	,89**	,8**	
Sb	,81**	,89**	,92**	,86**	,71**	,89**

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$

Annex 3.2. Concentració de metalls dissolts en l'aigua ($\mu\text{g/l}$) en tots els punts i èpoques de mostreig. Mitjana ($n=3$) \pm desviació estàndard. LD: límit de detecció instrumental. S'utilitza el signe < quan les mostres s'han passat diluïdes i el valor resultant ha estat inferior al LD, seguit del valor recalculat segons la dilució efectuada. *: valor màxim d'As per estar interferit pel Cl.

	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Tl	Sb
Punt 1							
set-99	12	3,5	0,2	8,2	< LD	< LD	0,99
gen-00	83	4,9	1,2	3,1	0,32	< LD	0,41
maig-00	15 \pm 4	3,1 \pm 0,4	0,5 \pm 0,3	12,5 \pm 0,6	< LD	< LD	0,24 \pm 0
jul-00	17 \pm 12	1,4 \pm 0,3	8,3 \pm 7,5	8,6 \pm 0,6	1,01 \pm 1,6	< LD	0,23 \pm 0
abr-01	16 \pm 3	2,7 \pm 0,1	0,8 \pm 0,3	5,6 \pm 0,3	0,23 \pm 0	0,1 \pm 0	0,41 \pm 0,1
jul-01	37 \pm 17	1,8 \pm 0,6	0,1 \pm 0,1	3,9 \pm 0,2	0,16 \pm 0	0,81 \pm 0,3	0,29 \pm 0
maig-02	159 \pm 30	10,6 \pm 2,6	3,2 \pm 1,5	8,7 \pm 0,4	0,23 \pm 0,1	0,11 \pm 0	0,58 \pm 0,2
jul-02	34 \pm 6	3,6 \pm 2,4	0,4 \pm 0,2	4,4 \pm 0,1	0,33 \pm 0,4	0,76 \pm 0,2	0,25 \pm 0
maig-03	28 \pm 6	4,7 \pm 0,7	0,9 \pm 0,5	13,9 \pm 0,3	0,11 \pm 0	< LD	0,19 \pm 0
jul-03	62 \pm 1	6,6 \pm 0,1	1,1 \pm 0	5,3 \pm 0,1	0,36 \pm 0	< LD	0,68 \pm 0
Punt 2							
set-99	47490	3890	328	3,8	158	6,72	1,63
gen-00	60721	1497	59,8	2,5	121	1,58	1,06
maig-00	8500 \pm 209	267 \pm 4	7,2 \pm 1,3	<5	15 \pm 0,7	<1,25	<1,25
jul-00	50887 \pm 181	1571 \pm 11	90 \pm 3	<1	84 \pm 0,9	3,78 \pm 0,3	0,25 \pm 0
abr-01	2704 \pm 47	146 \pm 5	7,6 \pm 0,3	<1*	12 \pm 0,9	8,16 \pm 0,3	2,2 \pm 0,1
jul-01	5090 \pm 89	164 \pm 3,5	29,8 \pm 0,6	1,3 \pm 0,6	12 \pm 0,9	35,7 \pm 1,3	1,44 \pm 0
maig-02	11331 \pm 204	232 \pm 8,9	9,5 \pm 0,3	2,1 \pm 1,9	28 \pm 0,1	45,6 \pm 1,3	0,57 \pm 0
jul-02	8934 \pm 2308	397,6 \pm 99	25,8 \pm 8	6,2 \pm 0,4	22,3 \pm 6	43,3 \pm 12	0,5 \pm 0,05
maig-03	5116 \pm 293	41 \pm 2,1	0,7 \pm 0,4	<1*	20 \pm 1,6	3,13 \pm 0,2	<0,25
jul-03	5041 \pm 500	65 \pm 22,1	1,3 \pm 0,2	2,5 \pm 0,1	9 \pm 0,9	5,73 \pm 1	0,49 \pm 0
Punt 2.1							
set-99	18534	131	43,8	4,5	35,03	3,01	4,61
gen-00	5817	48	0,5	1,5	15,07	0,51	1,37
maig-00	4255 \pm 275	70 \pm 41,1	4 \pm 2,6	<5	6,84 \pm 0,8	1,25 \pm 0	<1,25
jul-00	34168 \pm 1374	1284 \pm 48,4	74 \pm 4,7	<1	65,51 \pm 2,8	3,35 \pm 0,2	0,87 \pm 0,1
abr-01	2801 \pm 83	87 \pm 27,3	2,2 \pm 2,2	<1*	9,71 \pm 0,2	6,54 \pm 0,2	1,8 \pm 0,1
jul-01	5893 \pm 264	238 \pm 7,9	41 \pm 5,2	2,5 \pm 0,1	13,12 \pm 0,7	27,9 \pm 1,8	1,36 \pm 0,1
maig-02	5943 \pm 210	82 \pm 5,4	2,7 \pm 0,3	<1*	14,96 \pm 0,4	16,5 \pm 0,9	<0,25
jul-02	9260 \pm 682	367 \pm 31,1	22,3 \pm 2,1	<1*	22,95 \pm 1,8	38,9 \pm 2,6	1,08 \pm 1,4
maig-03	3336 \pm 397	30 \pm 1	0,7 \pm 0,4	<1*	11,83 \pm 2	1,7 \pm 0,2	<0,25 \pm 0
jul-03	6603 \pm 862	45 \pm 3,3	1,9 \pm 0,2	2 \pm 0,9	17,52 \pm 2,6	1,84 \pm 0,3	0,75

(Continua)

(Continuació)

	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Tl	Sb
Punt 3							
set-99	72	6	0,3	9,9	0,28	0,09	13,73
gen-00	2217	24,6	0,7	1,8	8,79	0,59	1,37
maig-00	3112 ± 176	6 ± 0,6	0,7 ± 0,2	2,5 ± 0	7,76 ± 0,3	0,65 ± 0,1	1,99 ± 0
jul-00	463 ± 52	3,6 ± 0,3	3,5 ± 0,9	3,7 ± 0,3	2,32 ± 0,2	0,34 ± 0	3,31 ± 0,3
abr-01	2685 ± 63	36,6 ± 3,8	2,4 ± 0,6	1,4* ± 0	8,78 ± 0,2	5,68 ± 0,1	1,96 ± 0,1
jul-01	2917 ± 18	5,3 ± 0,8	0,2 ± 0,2	3 ± 0	6,57 ± 0,1	16,5 ± 1,1	1,25 ± 0
maig-02	748 ± 27	13,2 ± 1,7	2,8 ± 1,1	2,7 ± 0,1	2,53 ± 0,1	3,14 ± 0,1	0,86 ± 0,1
jul-02	1599 ± 38	12,2 ± 1,1	5,5 ± 5	3,5* ± 0,7	1,46 ± 0,2	8,69 ± 0,1	2,02 ± 0,1
maig-03	603 ± 68	15,4 ± 0,2	0,8 ± 0,3	2,7 ± 0,1	2,09 ± 0,2	0,79 ± 0,1	0,71 ± 0
jul-03	54 ± 34	14,3 ± 0,5	0,6 ± 0	4,3 ± 0,2	0,22 ± 0,1	0,19 ± 0	3,24 ± 0,2
Punt 4							
set-99	18	4,1	1,4	15,5	< LD	< LD	3,13
gen-00	567	7,1	0,5	9	1,06	0,23	2,27
maig-00	1095 ± 20	4,1 ± 0,7	0,5 ± 0,1	5,2 ± 0,1	0,16 ± 0	0,38 ± 0	2,62 ± 0,1
jul-00	28 ± 9	5,6 ± 2,7	2,2 ± 3	7,3 ± 0,4	0,08 ± 0,1	0,22 ± 0	7,26 ± 0,3
abr-01	1241 ± 10	10,5 ± 1,6	2,5 ± 0,8	3,4* ± 0,2	4,5 ± 0,3	3,85 ± 0,1	1,98 ± 0,1
jul-01	178 ± 26	6,5 ± 1,4	0,4 ± 0,4	5,8 ± 0	0,27 ± 0,1	1,64 ± 0,1	3,09 ± 0
maig-02	284 ± 12	7,2 ± 1,5	2,4 ± 1,7	3,4* ± 0,4	0,68 ± 0	1,45 ± 0,1	1,1 ± 0
jul-02	52 ± 22	6,4 ± 1,1	2 ± 1	5,4* ± 0,3	0,21 ± 0	0,29 ± 0	2,26 ± 0,1
maig-03	214 ± 14	10,6 ± 0,2	0,6 ± 0,1	2,6* ± 0	0,73 ± 0	0,4 ± 0	0,9 ± 0
jul-03	22 ± 4	9,7 ± 0,7	0,9 ± 0,2	4,9 ± 0,1	0,17 ± 0	0,04 ± 0	1,88 ± 0
Punt 5							
gen-00	391	12,6	1,1	11,1	0,36	0,13	2,51
maig-00	249 ± 5	3,8 ± 0,8	1 ± 0,1	8,6 ± 0,3	< LD	0,17 ± 0	2,83 ± 0,1
jul-00	10 ± 1	5,1 ± 0,4	1 ± 0,1	21,7 ± 0,5	< LD	0,06 ± 0	4,21 ± 0,2
abr-01	949 ± 68	10,5 ± 6,4	4,8 ± 4,1	6,4* ± 0,8	1,68 ± 0,7	3,37 ± 0,1	2,02 ± 0,1
jul-01	42 ± 35	8 ± 1,3	0,4 ± 0	21,2 ± 1,1	0,23 ± 0,1	0,91 ± 0,1	4,7 ± 0,2
maig-02	180 ± 128	11,6 ± 7,1	3,6 ± 5,1	7,5 ± 1	0,55 ± 0,3	0,8 ± 0	1,36 ± 0,2
jul-02	89 ± 45	17 ± 0,7	2,9 ± 0,4	46,1 ± 1,4	0,43 ± 0,1	0,7 ± 0,1	8,43 ± 0,2
maig-03	57 ± 6	11,8 ± 0,7	4,2 ± 3,9	5,9 ± 0,4	0,7 ± 0,4	0,24 ± 0	1,11 ± 0
jul-03	27 ± 7	17,8 ± 1,5	1,1 ± 0	42,2 ± 0,4	0,29 ± 0	0,23 ± 0	3,58 ± 0,1
Punt 6							
gen-00	105	6,5	0,7	11,9	0,26	< LD	2,92
maig-00	45 ± 17	4,2 ± 0,1	0,6 ± 0,2	9,3 ± 0,1	0,04 ± 0	0,14 ± 0,1	2,95 ± 0
jul-00	28 ± 4	12,4 ± 0,5	0,5 ± 0,1	23,5* ± 0,7	0,11 ± 0	0,09 ± 0	2,3 ± 0
abr-01	339 ± 59	24 ± 2,4	17 ± 1,5	9,5* ± 0,6	2,19 ± 0,3	1,25 ± 0,3	2,99 ± 0
jul-01	19 ± 2	6,2 ± 0,9	0,2 ± 0,3	6,7* ± 0,2	0,37 ± 0,1	0,12 ± 0	2,87 ± 0,1
maig-02	28 ± 6	5,5 ± 0,5	0,7 ± 0,3	5* ± 0,3	0,13 ± 0	0,24 ± 0	1,64 ± 0,1
jul-02	89 ± 100	14,5 ± 0,8	53,7 ±	20,7* ± 0,9	7,53 ±	0,29 ± 0	2,09 ± 0,4
maig-03	30 ± 4	12,6 ± 0,7	1,2 ± 0,9	7,7 ± 0,4	0,25 ± 0,1	0,16 ± 0	1,66 ± 0,1
jul-03	98 ± 31	31,8 ± 2,7	0,5 ± 0,2	35,8* ± 2,4	0,45 ± 0,3	0,26 ± 0,3	4,9 ± 0,3

(Continua)

(Continuació)

	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Tl	Sb
Punt 7.1							
jul-00	19 ± 6	12,2 ± 1,5	0,7 ± 0,4	20,9* ± 3,4	0,11 ± 0	< LD	1,21 ± 0,2
abr-01	252 ± 13	11,2 ± 1,2	4,8 ± 0,9	5,3* ± 0,4	1,34 ± 0,1	1,29 ± 0	3,04 ± 0
jul-01	15 ± 2	10,6 ± 0,8	0,3 ± 0,1	26,5* ± 0,2	0,91 ± 0,6	0,04 ± 0	1,94 ± 0,2
maig-02	29 ± 3	8 ± 1,4	0,9 ± 0,3	10,1 ± 0,4	0,12 ± 0	0,39 ± 0	1,72 ± 0
jul-02	29 ± 21	7,9 ± 3,2	21,8 ± 20,6	24,7* ± 2,6	3,46 ± 2,4	0,09 ± 0	1,02 ± 0,2
maig-03	32 ± 5	11,8 ± 0,2	0,7 ± 0,1	4,4* ± 0,2	0,15 ± 0	0,11 ± 0	1,51 ± 0,1
jul-03	255 ± 55	106,3 ± 8,2	1,6 ± 0,1	27,4* ± 2,1	4,13 ± 2,2	2,42 ± 1,1	1,85 ± 0,1
Punt 8							
set-99	21	10,9	0,5	11,6	< LD	< LD	1,03
gen-00	154	5,2	0,3	2,3*	0,29	0,05	1,65
maig-00	22 ± 4	3,3 ± 0,6	0,4 ± 0,2	3,3 ± 0	< LD	0,04 ± 0	3,77 ± 0,1
jul-00	126 ± 198	15,9 ± 10,3	1,2 ± 1,5	14,1* ± 1,4	0,41 ± 0,5	0,1 ± 0,1	1,3 ± 0,1
abr-01	178 ± 36	9,1 ± 2	3,8 ± 1,1	4,6* ± 0,7	0,85 ± 0,2	1,02 ± 0,1	3,17 ± 0,1
jul-01	42 ± 12	10,5 ± 1,2	0,4 ± 0,2	21,4* ± 2	3,21 ± 0	0,03 ± 0	1,53 ± 0,2
maig-02	59 ± 23	7,2 ± 0,8	1,8 ± 0,8	8,9 ± 0,1	0,16 ± 0	0,26 ± 0	1,74 ± 0,1
jul-02	14 ± 10	8,8 ± 3,1	1 ± 0,9	25,2* ± 2	0,54 ± 0,4	0,09 ± 0	1,04 ± 0
maig-03	38 ± 1	11,7 ± 0,4	0,7 ± 0,1	4,5* ± 0,1	0,17 ± 0	0,09 ± 0	1,53 ± 0,1
jul-03	23 ± 8	12 ± 1,1	0,9 ± 0,4	32,9* ± 2,3	0,35 ± 0,1	< LD	1,95 ± 0,1
Punt 1							
set-99	33	14,5	6,2	11,8	< LD	< LD	0,98
gen-00	87	12,9	0,4	2,8	0,48	< LD	0,37
maig-00	11 ± 0	5,9 ± 1,2	0,2 ± 0	8,4 ± 0,1	< LD	< LD	0,44 ± 0
abr-01	90 ± 39	10,9 ± 3	4,3 ± 2,4	22,7 ± 1,2	0,51 ± 0,2	0,35 ± 0,1	1,05 ± 0,1
jul-01	56 ± 21	13,1 ± 3,3	2,9 ± 1,1	8,5 ± 0,3	0,84 ± 0,2	0,04 ± 0	0,46 ± 0
maig-02	63 ± 11	6 ± 0,6	1,5 ± 0,9	16,2* ± 0,9	0,21 ± 0	0,14 ± 0	0,6 ± 0,2
jul-02	111 ± 89	9,9	4,4	15 ± 1,5	1,09	< LD	0,62 ± 0,3
maig-03	23 ± 1	5,1 ± 0,4	0,6 ± 0	12,8 ± 0,1	0,1 ± 0	< LD	0,28 ± 0

Annex 3.3. Concentració de metalls en el sediment fluvial (mg/kg PS) en tots els punts i èpoques mostrejades. Mitjanes ($n=3$) \pm desviació estàndard.

	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Tl	Sb
Punt 1							
set-99	24 \pm 4	2,3 \pm 0,5	9,5 \pm 0,5	12,1 \pm 0,1	0,04 \pm 0,01	0,05 \pm 0,01	0,28 \pm 0,06
gen-00	22 \pm 2	6,5 \pm 0,4	8,4 \pm 0,6	10,2 \pm 0,6	0,04	0,05 \pm 0,01	0,87 \pm 0,03
maig-00	30 \pm 0	6 \pm 0,3	11 \pm 0,6	7,6 \pm 0,9	0,03 \pm 0	0,06 \pm 0	0,48 \pm 0,05
jul-00	34 \pm 2	6,7 \pm 0,5	13,6 \pm 1	5,4 \pm 0,4	0,03 \pm 0	0,04 \pm 0	0,53 \pm 0,04
abr-01	24 \pm 1	6,9 \pm 1,9	9 \pm 0,1	6 \pm 0,1	0,03 \pm 0	0,05 \pm 0	0,4 \pm 0,01
jul-01	25 \pm 2	26 \pm 0,4	15,9 \pm 1,3	6,9 \pm 0,5	0,03 \pm 0	0,05 \pm 0	1,2 \pm 0,03
maig-02	21 \pm 2	6,2 \pm 0,7	8 \pm 0,6	11,8 \pm 0,7	0,02 \pm 0	0,1 \pm 0,01	0,36 \pm 0,11
jul-02	22 \pm 2	5,9 \pm 0,4	9 \pm 0,6	11 \pm 0,8	0,03 \pm 0	0,08 \pm 0,01	
maig-03	23 \pm 0	7,4 \pm 0,1	10,1 \pm 0,1	5,3 \pm 0,9	0,04 \pm 0	0,12 \pm 0,01	0,68 \pm 0,07
jul-03	26 \pm 1	9,5 \pm 0	9,3 \pm 0	11,3 \pm 0,6	0,07 \pm 0	0,09 \pm 0	0,19
Punt 2							
gen-00	709 \pm 73	73 \pm 6,3	56,4 \pm 4,7	38,8 \pm 4,1	1,37 \pm 0,08	0,5 \pm 0,05	6,4 \pm 1,8
maig-00	1302 \pm 146	270 \pm 16,7	332,1 \pm 20,7	205,1 \pm 7,9	2,83 \pm 0,3	2,4 \pm 0,14	22,5 \pm 0,4
jul-00	514 \pm 5	226 \pm 0,5	201,4 \pm 4,6	165,1 \pm 2	0,55 \pm 0,01	1,1 \pm 0,05	21,2 \pm 0,2
abr-01	764 \pm 16	291 \pm 3,6	266,1 \pm 4,8	223,9 \pm 2,4	1,4 \pm 0,01	2,5 \pm 0,08	28,6 \pm 0,3
jul-01	284 \pm 1	190 \pm 2,6	279,9 \pm 9,1	181,1 \pm 2,7	0,29 \pm 0,01	2,3 \pm 0,06	47,6 \pm 0,2
maig-02	919 \pm 52	381 \pm 22,6	209,4 \pm 11,4	184,3 \pm 10,8	1,16 \pm 0,07	2,3 \pm 0,09	20 \pm 1,1
jul-02	757 \pm 28	349 \pm 12,8	144,6 \pm 4,7	115,5 \pm 4,2	0,67 \pm 0,03	1,7 \pm 0,05	13,6 \pm 0,5
maig-03	1441 \pm 25	474 \pm 6	280,9 \pm 4,5	205,4 \pm 4,2	3,21 \pm 0,06	1,1 \pm 0,03	38,7 \pm 0,5
Punt 2.1							
set-99	4347 \pm 408	987 \pm 98	2645 \pm 237	1811 \pm 166	13,6 \pm 1,47	19,2 \pm 1,56	189 \pm 20,7
gen-00	234 \pm 102	20 \pm 4,5	17,4 \pm 4,6	6,9 \pm 1,7	0,67 \pm 0,4	0,21 \pm 0,04	0,7 \pm 0,2
maig-00	154 \pm 80	12 \pm 0,9	11,7 \pm 0,5	4,9 \pm 0,6	0,34 \pm 0,24	0,17 \pm 0,02	0,31 \pm 0
jul-00	818 \pm 106	57 \pm 17	115,4 \pm 43,4	65,2 \pm 21,3	2,07 \pm 0,2	0,7 \pm 0,17	6,56 \pm 3,1
abr-01	288 \pm 5	40 \pm 0,9	33,4 \pm 0,9	19,2 \pm 0,4	0,65 \pm 0,02	0,62 \pm 0,02	2,44 \pm 0,1
jul-01	524 \pm 27	90 \pm 5,3	44,7 \pm 1,9	25 \pm 1,5	1,14 \pm 0,06	1,37 \pm 0,06	3,66 \pm 0,2
maig-02	358 \pm 9	49 \pm 1,2	29,4 \pm 0,8	27,3 \pm 0,2	0,87 \pm 0,02	0,48 \pm 0,02	1,44 \pm 0,1
jul-02	993 \pm 21	165 \pm 3,5	125,1 \pm 5,5	82,2 \pm 2	1,38 \pm 0,04	1,98 \pm 0,1	7,8 \pm 0,3
maig-03	677 \pm 23	79 \pm 2,7	51,4 \pm 1,4	25,8 \pm 1,4	1,31 \pm 0,06	0,48 \pm 0,01	5,32 \pm 0,2
jul-03	872 \pm 17	70 \pm 1	28,9 \pm 0,5	26,3 \pm 0,7	1,13 \pm 0,03	0,43 \pm 0,01	1,78 \pm 0,1
Punt 3							
set-99	5485 \pm 478	461 \pm 27,8	638 \pm 41,8	388,8 \pm 15,3	15,3 \pm 0,78	5,85 \pm 0,32	37,9 \pm 1,9
gen-00	746 \pm 11	92 \pm 0,3	165,5 \pm 1,2	88,9 \pm 1,4	2,1 \pm 0,05	1,05 \pm 0,03	13,5 \pm 0,1
maig-00	1307 \pm 29	159 \pm 4,9	251 \pm 3,1	134,1 \pm 0,8	3,2 \pm 0,1	1,41 \pm 0,02	13 \pm 0,1
jul-00	2159 \pm 213	117 \pm 17,8	160,7 \pm 38,1	84,3 \pm 18,9	4,2 \pm 1	0,91 \pm 0,22	8,4 \pm 2
abr-01	821 \pm 21	83 \pm 1,1	36,1 \pm 1,4	17,4 \pm 0,7	1,3 \pm 0,04	0,84 \pm 0,03	2,2 \pm 0,2
jul-01	1344 \pm 14	109 \pm 1,3	60,5 \pm 0,4	24,1 \pm 0,4	1,7 \pm 0,01	1,52 \pm 0,02	4,4 \pm 0,2
maig-02	982 \pm 64	134 \pm 4,2	119,1 \pm 8,8	57,4 \pm 3,5	2,6 \pm 0,19	0,8 \pm 0,06	5,6 \pm 0,4
jul-02	975 \pm 41	137 \pm 5,3	112,7 \pm 5,6	53,2 \pm 2,1	4,8 \pm 0,23	0,77 \pm 0,03	4,8 \pm 0,2
maig-03	791 \pm 13	115 \pm 2,2	92,8 \pm 1,3	33,1 \pm 1,2	1,7 \pm 0	0,51 \pm 0,01	5,4 \pm 0,1
jul-03	1131 \pm 22	102 \pm 1,8	96,8 \pm 2,7	44,8 \pm 0,8	4,3 \pm 0,07	0,7 \pm 0,02	4,5 \pm 0,1

(Continua)

(Continuació)

	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Tl	Sb
Punt 4							
set-99	2931 ± 88	328 ± 9,1	718 ± 23,5	522 ± 22,2	10,4 ± 0,62	6,7 ± 0,37	50,5 ± 3,1
gen-00	761 ± 23	124 ± 3,7	150,4 ± 3,1	74,9 ± 3,3	3,3 ± 0,14	1 ± 0,04	13,4 ± 0,2
maig-00	751 ± 5	90 ± 1,6	137,4 ± 1,8	66 ± 2,9	2,5 ± 0,06	0,9 ± 0,01	6,8 ± 0,2
jul-00	874 ± 50	94 ± 3,3	103,7 ± 3,2	42,5 ± 1,4	2,7 ± 0,15	0,7 ± 0,04	4,6 ± 0,1
abr-01	583 ± 3	102 ± 0,9	81,9 ± 0,5	27,3 ± 0,3	1,2 ± 0,01	0,5 ± 0	3,4 ± 0
jul-01	786 ± 42	128 ± 6,7	103,1 ± 5,4	37,8 ± 2,5	1,6 ± 0,09	1 ± 0,04	6 ± 0,4
maig-02	822 ± 22	124 ± 3,1	77,1 ± 0,6	37,1 ± 0,6	2,8 ± 0,05	0,7 ± 0,01	3,3 ± 0,1
jul-02	1036 ± 51	138 ± 7	84,8 ± 4,4	39,3 ± 2	6,5 ± 0,31	1 ± 0,04	2,7 ± 0,2
maig-03	597 ± 14	108 ± 2,1	66,5 ± 1,1	14,8 ± 1	1,4 ± 0,02	0,3 ± 0,01	2,8 ± 0
jul-03	850 ± 5	118 ± 0,6	71,3 ± 0,6	32,5 ± 0,5	3 ± 0,01	0,7 ± 0	2,2 ± 0
Punt 6							
gen-00	1358 ± 158	80 ± 7,5	108,4 ± 14,4	38,5 ± 4,3	5,11 ± 0,56	1,16 ± 0,12	8,78 ± 1,3
maig-00	1016 ± 146	56 ± 5,6	83,9 ± 12,3	28,2 ± 4,5	3,4 ± 0,54	0,81 ± 0,11	3,06 ± 0,6
jul-00	1224 ± 140	69 ± 6,5	79,3 ± 13,6	29,3 ± 4,1	4,74 ± 0,54	0,92 ± 0,08	3,19 ± 0,6
abr-01	933 ± 5	62 ± 0,6	80,6 ± 0,6	21,7 ± 0,1	2,7 ± 0,01	0,95 ± 0,02	2,61 ± 0
jul-01	370 ± 6	68 ± 1,4	44,9 ± 0,3	17,3 ± 0,2	1,1 ± 0	0,39 ± 0,01	1,73 ± 0,2
maig-02	375 ± 15	77 ± 2,9	45 ± 1,8	23,2 ± 1,1	1,07 ± 0,04	0,43 ± 0,02	1,21 ± 0,2
jul-02	378 ± 5	74 ± 0,8	40,3 ± 0,6	25,9 ± 0,2	0,98 ± 0,02	0,33 ± 0,01	0,93 ± 0,1
maig-03	413 ± 17	95 ± 4	48,1 ± 1,9	11,3 ± 1,1	1,48 ± 0,06	0,36 ± 0,01	1,51 ± 0,1
jul-03	312 ± 10	71 ± 2,1	39,8 ± 1	25,4 ± 1,1	0,7 ± 0,03	0,35 ± 0,01	0,63 ± 0,1
Punt 7.1							
jul-00	464 ± 203	42 ± 13	25,6 ± 5,1	10,9 ± 2,8	1,35 ± 0,65	0,41 ± 0,08	0,73 ± 0,1
abr-01	192 ± 9	35 ± 2,2	37,3 ± 1,9	13,8 ± 0,8	0,31 ± 0,02	0,41 ± 0,02	0,76 ± 0
jul-01	112 ± 0	29 ± 0,2	35 ± 0,3	14,3 ± 1,6	0,17 ± 0,01	0,31 ± 0	1,21 ± 0,1
maig-02	169 ± 12	32 ± 2,3	30,3 ± 2,3	18,3 ± 1,3	0,36 ± 0,02	0,32 ± 0,03	3,46 ± 2,3
jul-02	142 ± 1	29 ± 0,7	27,7 ± 0,5	15,8 ± 0,2	0,3 ± 0,01	0,28 ± 0,01	0,19 ± 0,1
maig-03	432 ± 8	46 ± 1,1	35,2 ± 0,8	6,8 ± 0,6	1,13 ± 0,04	0,34 ± 0,01	1,24 ± 0
jul-03	121 ± 3	30 ± 0,6	27,7 ± 0,5	19 ± 0,5	0,17 ± 0	0,27 ± 0,01	0,09 ± 0,1
Punt 8							
set-99	677 ± 11	42 ± 0,2	35,6 ± 3,6	24,2 ± 2,7	2,39 ± 0,22	0,41 ± 0,04	0,81 ± 0,2
gen-00	287 ± 16	38 ± 1,2	46,1 ± 2,3	17,8 ± 0,7	1,03 ± 0,05	0,31 ± 0,01	1,4 ± 0
maig-00	240 ± 34	27 ± 1	28,5 ± 2	13,5 ± 1,6	0,71 ± 0,05	0,29 ± 0,01	0,68 ± 0
jul-00	738 ± 81	48 ± 2,5	37,8 ± 2	19,5 ± 0,4	2,82 ± 0,22	0,47 ± 0,03	1,07 ± 0,1
abr-01	481 ± 16	46 ± 3,4	40,7 ± 1,4	15,3 ± 0,7	1,58 ± 0,03	0,58 ± 0,01	0,87 ± 0
jul-01	477 ± 6	54 ± 1,1	47,9 ± 0,6	17,2 ± 0,9	1,73 ± 0,04	0,54 ± 0,01	1,72 ± 0
maig-02	560 ± 11	70 ± 2,6	49,5 ± 1,2	25,9 ± 0,6	1,89 ± 0,05	0,69 ± 0,01	1,12 ± 0,1
jul-02	344 ± 4	46 ± 0,4	39,3 ± 0,3	21,1 ± 0,5	1,17 ± 0,01	0,47 ± 0,01	0,15
maig-03	621 ± 8	72 ± 0,9	51,2 ± 0,9	12,1 ± 0,7	2,27 ± 0,02	0,56 ± 0,01	1,8 ± 0,2
jul-03	142 ± 1	32 ± 0,3	34,4 ± 0,1	21,8 ± 2,7	0,35 ± 0	0,3 ± 0,01	0
Punt 1							
set-99	79 ± 2	21 ± 0,6	33,2 ± 1,3	12,7 ± 0,3	0,14 ± 0,1	0,28 ± 0,01	0,26 ± 0
gen-00	71 ± 1	22 ± 0,3	32 ± 0,15	6,6 ± 0,2	0,05 ± 0	0,23 ± 0	0,85 ± 0
maig-00	70 ± 5	18 ± 1,2	27,2 ± 1,56	6,2 ± 0,5	0,08 ± 0,01	0,22 ± 0,01	0,45 ± 0
abr-01	69 ± 1	23 ± 1,4	30,9 ± 0,47	5,9 ± 0,2	0,06 ± 0	0,23 ± 0	0,46 ± 0
jul-01	60 ± 2	23 ± 0,8	31,4 ± 1,39	6,1 ± 0,4	0,09 ± 0,01	0,26 ± 0,01	1,15 ± 0,2
maig-02	70 ± 4	23 ± 1,2	27,9 ± 1,71	11,5 ± 1,3	0,09 ± 0	0,26 ± 0,02	0,53 ± 0
jul-02	75 ± 4	24 ± 1	29,2 ± 1,47	10,5 ± 0,3	0,09 ± 0	0,26 ± 0,02	1,21
maig-03	46 ± 1	15 ± 0,4	21,5 ± 0,54	1,7 ± 0,4	0,04 ± 0	0,2 ± 0,01	0,55 ± 0

SEGO □ A PART

Les comunitats de macroinvertebrats

Capítol 4

Estructura, evolució i recuperació de la
comunitat de macroinvertebrats del riu
Guadamar

Estructura, evolució i recuperació de la comunitat de macroinvertebrats del riu Guadiamar

INTRODUCCIÓ

La riquesa, abundància i diversitat de les comunitats aquàtiques que habiten en un determinat ecosistema són peces imprescindibles per a la mesura del funcionament d'un riu, juntament amb els aspectes abiòtics que conformen aquest sistema (Lorenz et al., 1997). A la vegada, i des d'un punt de vista pràctic i aplicat, el coneixement de les comunitats aquàtiques és un pas previ de cara a una correcta gestió dels espais fluvials. L'avaluació del grau de degradació d'un ecosistema així com la identificació d'aquells espais que cal conservar o restaurar, es pot fer de forma científicament robusta a través de l'avaluació de la seva biota (Karr et al., 2000). D'entre els diferents organismes aquàtics que conformen els ecosistemes fluvials, els macroinvertebrats han estat potser els més utilitzats per fer aquestes avaluacions del medi (Rosenberg i Resh, 1993), ja que la seva elevada diversitat permet que es trobin en una gran quantitat de sistemes i hàbitats diferents, i que presentin també un gran ventall de respostes a l'estrès ambiental, sigui del tipus que sigui. A més a més, els seu mode de vida predominantment sedentari juntament amb cicles de vida suficientment llargs, porten a que aquests organismes puguin integrar en el temps les perturbacions que pateix un determinat lloc, i permeten, a més a més, fer una anàlisi espacial (Rosenberg i Resh, 1993). Malgrat que en molts casos els macroinvertebrats han estat utilitzats com a indicadors de contaminacions orgàniques (abocaments d'aigües residuals urbanes, industrials o agrícoles, o aportacions difuses als sistemes aquàtics) (Hellowell, 1986), l'existència de moltes espècies que viuen estretament lligades al sediment (important font de metalls) així com la relativa tolerància d'altres espècies a concentracions elevades de metalls, han fet que també hagin estat aplicats per a l'avaluació de la contaminació metàl·lica (Kiffney i Clements, 2003).

Al marge de la seva aplicació per avaluar indirectament la qualitat d'un ecosistema, l'estat de les comunitats macroinvertebrades és important en sí mateix per al sistema; canvis en la composició o abundància de les espècies

poden tenir conseqüències importants per al funcionament de l'ecosistema, ja que els macroinvertebrats compleixen un nombre elevat de funcions ecològiques dins l'ecosistema aquàtic (Kiffney i Clements, 2003). En conseqüència, l'estudi de la fauna de macroinvertebrats del riu Guadiamar és important tant per entendre el funcionament d'aquest sistema com per avaluar el grau d'alteració causat per les perturbacions humanes que pateix, especialment un cop posat en marxa el projecte de restauració ecològica del *Corredor Verde del Guadiamar* (Montes et al., 2000).

La composició i estructura de les comunitats de macroinvertebrats varien en funció de l'espai, sigui quina sigui l'escala d'observació. Així doncs, conques diferents sota geologies o climes diferents alberguen faunes també diferents; trams diferents dins un mateix riu, amb característiques físiques i químiques diferents, també tindran comunitats diferents; i fins i tot les comunitats variaran entre els hàbitats diferents dins el mateix tram de riu. A més a més, els organismes desenvolupen el seu cicle de vida al llarg d'un temps, entre setmanes i anys, i les poblacions estan afectades per variacions interanuals. Tot plegat fa que sigui important integrar tant la variabilitat espacial com la temporal dins l'estudi dels organismes aquàtics (Resh i Rosenberg, 1989), cosa que aquest estudi pretén recollir en part.

La fauna macroinvertebrada del riu Guadiamar està molt poc estudiada. Alguns estudis es remunten a finals dels anys 70, però recullen dades només d'algunes espècies i de llocs molt puntuals (per ex., Dufour (1978) a Farreras i Gallardo, 1985; Gallardo i López, 1981; Farreras i Soler, 1979). Que inclogui pràcticament tot el curs principal del Guadiamar i alguns dels seus afluents, només es té informació sobre la diversitat d'efemeròpters (Gallardo i Toja, 1984), plecòpters (Gallardo, 1990) i odonats (Farreras i Gallardo, 1985). Tanmateix, aquests tres estudis formen part del mateix programa de mostrejos (campanyes realitzades entre el 1979 i el 1981) en el qual

només cinc dels onze punts de mostreig es mostrejaren en més d'una ocasió. Per tant, per una banda hi ha un desconeixement pràcticament absolut de la resta de la fauna de macroinvertebrats de la conca, i d'altra banda, es desconeixen les variacions temporals d'aquests organismes i els factors que determinen la seva presència o absència. L'activitat humana dels últims vint anys a la conca del Guadiamar ha provocat que els usos del sòl canviïn en més d'un terç del territori, tant a les zones altes, on canvien els usos forestals, com a les zones mitjanes i baixes, on es dona un important augment i una intensificació de l'activitat agrícola, especialment de regadiu (Prados et al., 2003). Aquestes activitats cada cop més agressives amb el medi fan preveure canvis en l'ecosistema aquàtic, però el desconeixement actual de la fauna macroinvertebrada fins el moment de l'accident d'Aznalcóllar és absolut.

Per tant, els objectius principals d'aquest capítol són:

- Descriure la composició i l'estructura de la comunitat de macroinvertebrats en cada punt de mostreig, com a mesura per avaluar les semblances i les diferències entre punts així com el grau d'alteració de les comunitats a cada zona.
- Descriure la comunitat de macroinvertebrats a cada hàbitat i determinar possibles efectes diferencials de les pertorbacions per cadascun dels hàbitats.
- Determinar la variabilitat estacional de la comunitat de macroinvertebrats del riu Guadiamar.
- Avaluar el grau de recuperació temporal de la comunitat després de l'accident miner de 1998.

METODOLOGIA

Preses de mostres

Els mostrejos es van realitzar a tots els punts escollits de la conca del Guadiamar i la maresma, així com a les dates que s'especifiquen al Capítol 1 (Figura 1.4 i Taules 1.3 i 1.4).

Per tal de poder comparar la fauna macroinvertebrada entre els diferents punts, el mostreig es va realitzar per separat en els diferents hàbitats presents al riu, ja que molts estudis mostren com les comunitats de macroinvertebrats són més semblants entre hàbitats iguals però punts de mostreig diferents, que entre hàbitats diferents dins el mateix punt (Buffagni et al., 2000; Parsons i Norris, 1996), malgrat existir alguna discrepància (Logan i Brooker, 1983). Així doncs, per una banda es van separar les zones reòfiles, caracteritzades per aigua amb corrent elevada i presència de substrats durs i de mida gran, de les zones lenítiques, de baixa o nul·la corrent. En aquestes zones lenítiques, on la distribució dels macroinvertebrats està controlada principalment pel substrat i la vegetació aquàtica (Weatherhead i James, 2001), es va diferenciar aquella fauna present al sediment, ja que és la més directament exposada, i per un major període de temps, a les concentracions de possibles contaminants lligats al substrat (Glozier et al., 2002).

Així doncs, als rius Agrio i Guadiamar, es van trobar tres tipus d'hàbitats: les zones de ràpids amb graves, còdols i pedres, les zones calmades amb vegetació aquàtica, tant submergida com emergent (helòfits), i els sediments fins (sorres, llims i argiles) de zones calmades o de baixa corrent. D'aquesta manera a cada punt de mostreig s'obtenien un màxim de tres mostres: les R (ràpids), les V (vegetació) i les S (sediment). A tot arreu, els macroinvertebrats es capturaren amb una xarxa manual en forma de D amb els porus de 250 µm de diàmetre.

Als ràpids, el mostreig es realitzà rentant les pedres amb les mans i movent el substrat més fi (especialment graves o sorres) amb els peus davant de la xarxa, a contracorrent, per tal que tots els organismes entressin a la mostra. Les mostres V es prenen passant successives vegades la xarxa entre la vegetació, procurant no remoure el sediment per tal de només obtenir aquells organismes presents a la columna d'aigua o més associats a la vegetació. Finalment, les mostres de sediment també es prengueren movent el substrat amb els peus per tal que es suspengués i passant seguidament la xarxa per recollir-lo. Per fer més comparable les mostres als diferents punts de mostreig, s'intentà en tots els punts fer un esforç de mostreig semblant, i que també assegurés la

recol·lecció de la major part de la riquesa faunística d'aquell punt. Per això, cada hàbitat es va mostrejar fins que no hi apareixien famílies noves i, per tant, es considerava que s'havia recollit la major part de la riquesa, dedicant-li en general un temps aproximat d'entre 2 i 5 minuts.

Les mostres es col·locaven en safates i es miraven al camp, i s'anotaven totes les famílies que es veien. Seguidament, es guardaven en pots de 250 ml i es fixaven en formol al 4% per conservar-les fins a la seva observació al laboratori.

Dins d'aquest esquema general, en alguns casos van haver-hi variacions. A la zona fluvial, durant els primers mesos d'estudi, s'afegiren substrats artificials a les zones de ràpids ja que, degut a l'accident miner, els substrats durs naturals eren pràcticament absents. Aquests substrats consistien en totxos d'argila de 21x11x5 cm amb sis forats longitudinals. Es col·locaren per triplicat en tots els punts de la zona fluvial, inclòs el control, i es deixaren al riu durant un mes, temps suficient per a ser colonitzats (Clements et al., 1989; DeNicola i Stapleton, 2002). Ara bé, passat aquest temps en molts casos els substrats no van poder ser recuperats ja que l'activitat dels treballs de neteja de la zona era molt intensa en aquella època (vegeu el Capítol 1). Per això van deixar d'usar-se. Les mostres així recol·lectades s'han considerat com a mostres R, ja que es va comprovar com al punt de control no existien diferències entre la composició taxonòmica d'aquestes mostres i les pròpiament R (MRPP, $A=0,225$, p -valor=0,1358).

D'altra banda, la pròpia geomorfologia de la zona de maresma fa que en els punts que es varen mostrejar tan sols es prenguessin mostres V i S, ja que no hi existeixen els ràpids amb substrats durs.

Separació i identificació de mostres

Al laboratori, les mostres es filtraren altre cop amb una malla de 250 μ m i es netejaren amb abundant aigua per tal d'extreure'n tot el formol. Tots els individus es van identificar com a mínim a nivell de família sota una lupa binocular, es van comptar i es van guardar en alcohol etílic al 70%. Només en aquells casos en què l'abundància total era molt gran

(superior a 1.000), la mostra es fraccionava, i l'abundància total dels taxons majoritaris era estimada; els minoritaris es comptaven sempre a tota la mostra.

Tractament de les dades

La comunitat punt per punt

Per tal d'estudiar la comunitat de macroinvertebrats en els diferents punts de mostreig, s'han utilitzat alguns paràmetres descriptius, com són la riquesa de famílies totals pel conjunt d'hàbitats presents o la riquesa de famílies d'alguns ordres: Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera (EPT), Odonata, Coleoptera i Heteroptera (OCH), Diptera, Mollusca, Crustacea, i famílies (o altres taxons) que no són insectes agrupades en Altres: Nematoda, Nemertea, Hirudinea, Oligochaeta, Tricladida, Aracnida. També s'ha mirat el nombre d'individus totals recol·lectats, com a mesura de la densitat per unitat d'esforç de mostreig. Finalment, en els punts situats a la zona fluvial, s'ha calculat la relació EPT/(EPT+OCH) que valora indirectament la importància de l'hàbitat reòfil *versus* l'hàbitat lenític, ja que en general, la major part de les famílies d'EPT estan més lligades a les zones de corrent que les famílies d'OCH, més abundants en els ambients calms (Bonada, 2003). Les diferències entre el valor d'aquests paràmetres als punts afectats respecte el valor als punts de control s'han calculat amb la prova no paramètrica \square de Mann-Whitney, amb el programa estadístic SPSS (SPSS, 2001).

Al marge d'aquests descriptors quantitius globals, s'ha volgut veure fins a quin punt la composició taxonòmica de la comunitat de macroinvertebrats variava entre els diferents punts de mostreig. Per això s'han utilitzat els procediments de permutació multiresposta, MRPP (Multi-Response Permutation Procedures), que és un mètode multivariant no paramètric per testar les diferències entre grups (de mostres) predefinits, i que porta un p -valor associat. Aquesta prova a més a més, calcula l'estadístic A , que descriu l'efecte de la mida. Així, si $A=1$, tots els objectes dins un grup són iguals; si $A=0$, l'heterogeneïtat dins un grup és igual a l'esperada per atzar; i si $A<0$, hi ha més heterogeneïtat dins un grup que la que es podria esperar per atzar. S'ha partit de la matriu d'abundàncies amb els resultats de tots els mostrejors i per cada època de mostreig. Els

individus apareguts en cadascuna de les mostres (R, V i S) s'han sumat per calcular l'abundància total al punt de mostreig, i després s'han transformat les dades a rangs d'abundància, tal com s'indica a la Taula 4.1. La distància utilitzada ha estat la de Sorensen (o Bray-Curtis), ja que malgrat que va ser dissenyada per dades de tipus presència/absència, és adequada per aquest tipus de dades (Legendre i Legendre, 1998). El càlcul s'ha fet amb el programa estadístic PC-ORD (McCune i Mefford, 1999).

Taula 4.1. Rangs d'abundància utilitzats

Rang	Nombre d'individus
1	1
2	2 - 5
3	6 - 20
4	21 - 100
5	101 - 1000
6	> 1000

En tots els casos, la comparació dels punts de mostreig s'ha fet separant per una banda els punts de la zona fluvial (de l'1 al 5) i d'altra banda els punts de la maresma (del 6 al 10), tant pels motius exposats als Capítols 1, 2 i 3 com perquè una anàlisi preliminar MRPP ha indicat diferències entre les comunitats de les dues zones ($A=0,04069$; $p\text{-valor} \ll 0,000001$). Aquesta diferenciació es mantindrà també per a la resta d'anàlisis.

Efecte de l'hàbitat de mostreig

S'ha comparat el nombre de famílies i el nombre d'individus de macroinvertebrats, així com la riquesa d'EPT i OCH, en cada hàbitat mostrejat, R, V i S, per cadascun dels punts de mostreig. L'existència de diferències significatives s'ha testat amb la prova no paramètrica de Kruskal-Wallis, usant el programa SPSS (SPSS, 2001). En cas que les diferències fossin significatives, s'ha fet la prova de la χ^2 de Mann-Whitney per saber entre quins parells d'hàbitats existien les diferències.

A part d'una anàlisi quantitativa, s'ha volgut mirar si qualitativament els hàbitats podien ser diferenciats pel tipus de famílies que hi habiten. Mitjançant una prova MRPP s'ha valorat si existeixen diferències entre les comunitats de macroinvertebrats a cadascun dels hàbitats,

punt per punt. Les matrius usades (mostres x famílies) contenen els rangs d'abundància (Taula 4.1) de les famílies trobades a cada mostra (classificades com a R, V i S) per cadascun dels mesos de mostreig, que s'han usat com a rèpliques.

Efecte de l'època de mostreig: estacionalitat

Per testar si la variabilitat de les dades pot ser deguda a una variabilitat estacional de les comunitats de macroinvertebrats s'ha utilitzat, d'una banda, la prova de Kruskal-Wallis per comparar el nombre de famílies presents a cada punt i en cadascuna de les èpoques de mostreig, agrupades en època seca (estiu) i humida (hivern, primavera i tardor), tal com es mostra al Capítol 1 (Taula 1.3). Malgrat que el nombre de famílies pugui no ser diferent, la composició taxonòmica de la comunitat pot variar segons l'època de l'any, degut a l'estacionalitat de les espècies. Per tant, per valorar la importància d'aquests canvis s'ha fet una prova MRPP, en cadascun dels punts de mostreig per separat. En aquest cas, per cada punt i mes de mostreig s'ha ajuntat la comunitat trobada a les mostres R, V i S, s'han calculat després els rangs d'abundància totals (Taula 4.1) i s'ha comparat, finalment, l'època seca amb la humida.

Efecte del temps: evolució i recuperació de les comunitats

En aquest treball, és especialment interessant estudiar com han evolucionat les comunitats de macroinvertebrats durant els cinc anys d'estudi, sobretot en aquells punts afectats per l'accident d'Aznalcóllar l'abril de 1998 i que havien quedat, per tant, buits de qualsevol tipus de fauna aquàtica (Grimalt et al., 1999; Pain et al., 1998). Els canvis temporals de les comunitats de macroinvertebrats ens indicaran la recuperació o falta de recuperació de l'ecosistema aquàtic del Guadiamar, després de l'impacte de l'accident miner. Una primera aproximació s'ha fet comparant les comunitats trobades a cada punt de mostreig, en el conjunt dels hàbitats però punt per punt, en tots els anys. Els mostresos de les èpoques humides i seques s'han considerat com a rèpliques en una prova MRPP amb els rangs d'abundància de les famílies, per cada punt. La variabilitat existent dins de cada grup (en aquest cas, mostres d'estiu i primavera dins els mateix any) pot emascarar diferències amb la resta de grups. Per tal d'augmentar el nombre de mostres de cada grup i poder així detectar amb més facilitat

diferències entre grups, s'han agrupat les mostres en períodes de dos anys, de manera que es comparen, amb una segona prova MRPP, tres grups: 1998-99, 2000-01 i 2002-03. Aquestes anàlisis s'han fet per valorar tant la diferència en la riquesa de famílies en cada moment, com l'estructura de la comunitat, de manera que per una banda s'han agafat les dades tan sols en presència i absència, i d'altra banda s'han repetit les anàlisis agafant els rangs d'abundància.

Els canvis observats s'han exemplificat mitjançant l'evolució temporal dels diferents paràmetres associats a les comunitats exposats en el primer apartat del tractament de dades (La comunitat punt per punt). A més a més, s'han calculat les famílies que anaven apareixent en el temps, en el conjunt dels hàbitats o, en algun cas, hàbitat per hàbitat.

RESULTATS

La comunitat punt per punt: semblances i diferències

En el conjunt de mostres recol·lectades a tots els punts de mostreig i a totes les èpoques s'han comptabilitzat un total de 99 taxons diferents, la majoria (92) identificats a nivell de família i 7 a un nivell superior (Nemàtodes, Nemertins, Oligoquets, Hidràcars, Ostràcodes, Gnàtides i Planipennis)¹. Només a la zona fluvial s'han trobat 91 taxons, 39 dels quals són exclusius d'aquesta zona, mentre que a la zona de maresma apareixen 60 taxons, dels quals 8 hi són exclusius. Entre totes dues zones de la conca s'observa una diferenciació pel que fa a aquests taxons exclusius; així, mentre que dels 39 taxons exclusius de la zona fluvial, 21 només es troben al punt de control 1 i tan sols 2 apareixen en algun punt afectat però no al punt 1, a la zona de maresma cap dels 8 taxons exclusius apareix al punt de control 10, sinó que tots apareixen al punt 8 i com més amunt del riu es va (punts 7.1 i 6 respectivament) menys taxons dels exclusius es troben. Aquests són sobretot famílies de crustacis lligades a aigües més salabroses, com Palaemonidae o Sphaeromatidae. Per tant, a la part del Guadiamar afectada per l'accident miner de la

zona fluvial desapareixen famílies que habiten el punt de control 1. Per contra, el punt de control de la zona de maresma sembla no tenir tanta relació amb els punts del Guadiamar de la zona d'Entremuros, tal com mostra el fet que els taxons exclusius de la maresma no apareguin en el punt de control. Les famílies trobades a cada punt de mostreig per al conjunt dels mostrejors es mostren a l'annex 4.1.

a) La zona fluvial

Basant-nos en paràmetres bàsics que descriuen els grans trets de les comunitats de macroinvertebrats, s'observa una clara diferenciació entre el punt de control i els punts afectats per les mines d'Aznalcóllar, tant pel que fa a la riquesa total de famílies de macroinvertebrats (Figura 4.1a) com a la densitat d'individus (Figura 4.1b). Aquestes diferències són sempre significatives (\square de Mann-Whitney, $p < 0,005$), i els valors més elevats es troben al punt de control.

A la zona fluvial, el punt de control 1 presenta una mitjana de 40 famílies, que varien entre 29 i 52 en funció del mes i de l'any de mostreig, mentre que pel conjunt de punts afectats (del punt 2 al 5), el màxim nombre de famílies que s'assoleix és de 27 malgrat que la mitjana en tots aquests punts és tan sols de 14 famílies. Vora l'explotació minera la riquesa de famílies és molt baixa (una mitjana de 8 famílies al punt 2 i 11 al punt 2.1), però va augmentant aigües avall fins el punt 3, on s'assoleixen les riqueses més elevades de tota aquesta zona afectada (mitjana de 19). Més avall encara, als punts 4 i 5, la riquesa de macroinvertebrats torna a disminuir (mitjanes de 17 i 12, respectivament), malgrat no assolir-se mai els valors tan baixos dels punts 2 i 2.1 (Figura 4.1a).

No obstant, la riquesa de macroinvertebrats no va sempre unida amb les densitats d'individus, ja que poden haver-hi factors que afavoreixin densitats elevades però impedeixin l'establiment d'algunes espècies, reduint per tant la riquesa total. Al punt de control 1, amb una riquesa elevada, o als punts propers a la mina, amb una riquesa molt baixa, la densitat d'individus sí que segueix el mateix patró que la riquesa, i és molt elevada al punt 1 i extremadament baixa als punts 2 i 2.1. Però als punts situats més avall, que tenen una situació intermèdia, la densitat és més elevada al punt 4 que al punt 3, malgrat tenir una riquesa de

¹ Al llarg d'aquest Capítol, parlarem de *taxons* o *famílies* indistintament per referir-nos al grau d'identificació de les mostres aquí exposat.

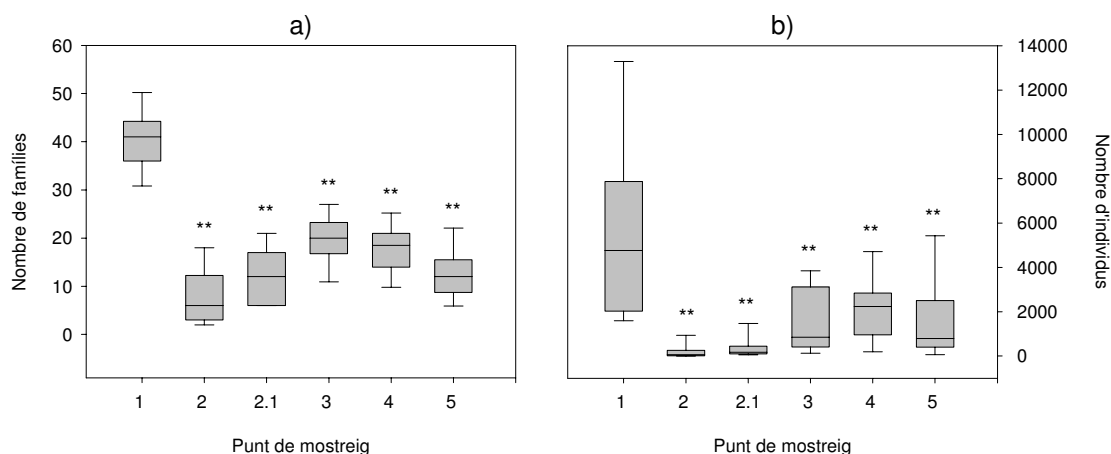


Figura 4.1. Diagrames de caixa, per a cada punt de mostreig de la zona fluvial i durant tots els mesos de: a) Nombre de famílies de macroinvertebrats. b) Nombre d'individus totals. Les caixes limiten el 25, 50 i 75% de les dades; els bigotis, el 5 i el 95%. S'indiquen les diferències significatives entre cada punt afectat i el punt de control 1 (□ de Mann-Whitney, $**p < 0,005$)

famílies menor, i és semblant entre el punt 3 i el 5, que, per contra, tenen riqueses faunístiques diferents (Figura 4.1b).

Aquesta diferenciació dels punts de mostreig també s'observa quan s'estudia la composició taxonòmica d'aquestes comunitats (MRPP, $A=0,18252$, $p < 0,00001$). Per a quasi tots els

parells de punts de la zona fluvial, existeixen diferències significatives en la composició de la comunitat de macroinvertebrats (Taula 4.2). Tanmateix, malgrat que no sempre hi hagi el mateix nombre de taxons, les comunitats dels punts 2 i 2.1 o les dels punts 4 i 5 no resulten significativament diferents.

Taula 4.2. Resultats de l'anàlisi MRPP comparant la comunitat dels punts de mostreig de la zona fluvial. En negreta s'indiquen les diferències significatives ($p < 0,05$).

Punt		2	2.1	3	4	5
1	A	0,200733	0,230371	0,197254	0,219999	0,214634
	ρ -valor	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
2	A		0,006988	0,067199	0,081040	0,039892
	ρ -valor		0,186901	0,000002	0,000000	0,000025
2.1	A			0,048973	0,067353	0,023311
	ρ -valor			0,000165	0,000001	0,009563
3	A				0,012514	0,032122
	ρ -valor				0,031782	0,000324
4	A					0,011770
	ρ -valor					0,054469

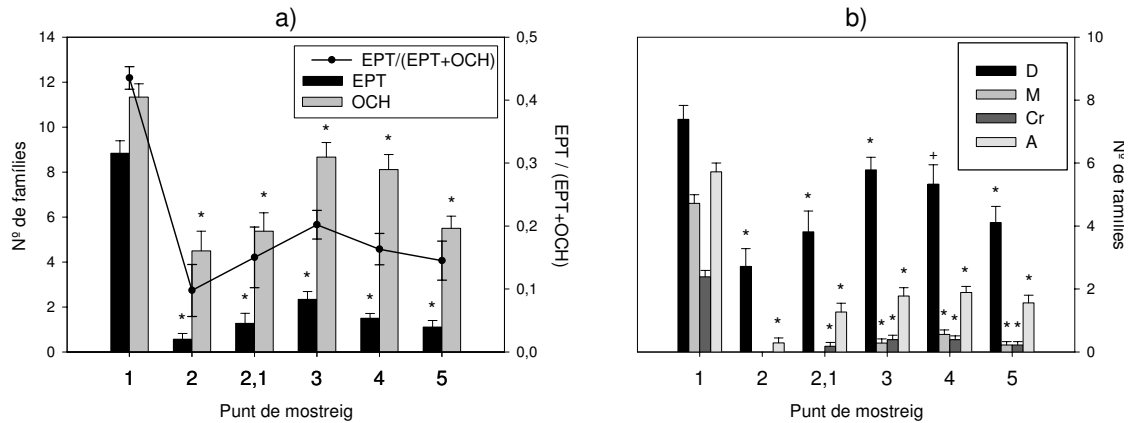


Figura 4.2. Nombre mitjà de famílies per cada grup taxonòmic als punts de la zona fluvial. EPT: Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera; OCH: Odonata, Coleoptera i Heteroptera; D: Diptera; M: Mollusca; Cr: Crustacea; A: Altres. S'indiquen les diferències significatives amb el punt de control 1 (□ de Mann-Whitney, + $p < 0,05$, * $p < 0,005$)

Aquestes diferències es fan ben evidents en agrupar les famílies trobades en ordres o grups superiors i comprovar com, per a cada grup, el nombre de taxons sempre és més elevat al punt de control 1 que a la resta de punts afectats (Figura 4.2). En general, a tots els punts es dona un patró semblant de distribució de les famílies de macroinvertebrats, i dominen la suma d'odonats, coleòpters i heteròpters (OCH), seguida de la suma d'efemeròpters, plecòpters i tricòpters (EPT) o dels dípters. A continuació, el grup amb representants de més famílies són els mol·luscs, seguit dels crustacis, que té poques famílies. El grup format per Altres té una riquesa de famílies intermèdia entre els dípters i els mol·luscs. Totes aquestes agrupacions segueixen una distribució espacial

molt semblant entre elles, i també a la que s'observava amb el nombre total de famílies (Figura 4.1a), és a dir, als punts afectats propers a la mina els valors són baixos, augmenten al punt 3 i tornen a disminuir aigües avall (Figura 4.2). Sembla doncs, que les diferències entre el nombre total de famílies entre uns punts i uns altres es doni de forma similar per a tots els grups taxonòmics. No obstant això, una observació més detallada revela com no tots els grups contribueixen d'igual manera a la composició de la comunitat total, i que aigües avall de l'explotació minera, alguns ordres veuen més reduït el seu nombre de famílies que altres ordres. Així doncs, el grup OCH i els dípters cobren importància als punts afectats respecte al control, en detriment d'EPT,

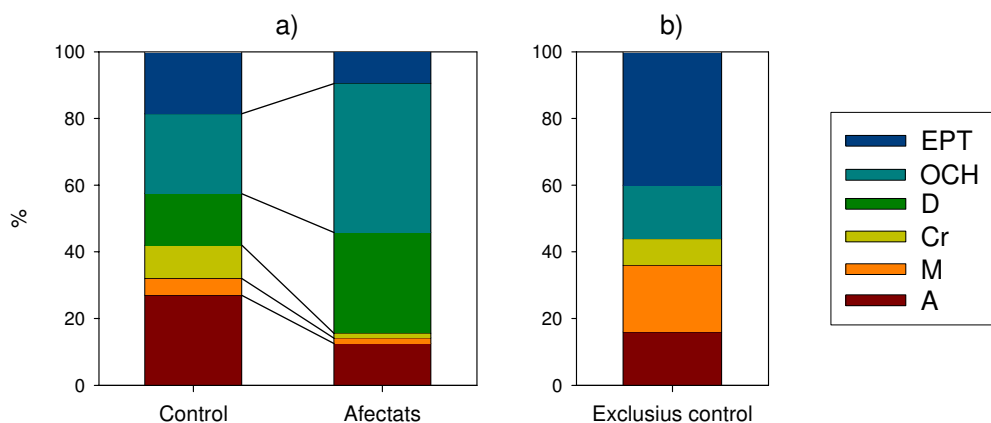


Figura 4.3. a) Proporció de cada grup taxonòmic en la formació del conjunt de la comunitat de macroinvertebrats, al punt de control 1 i als punts afectats (2, 2.1, 3, 4 i 5). b) Distribució dels taxons que són exclusius del punt 1.

mol·luscs, crustacis i Altres (Figura 4.3). Aquests últims, doncs, són els que més reducció de riquesa mostren en aquesta zona del Guadiamar afectada per diferents pertorbacions. Com a conseqüència, l'índex $EPT/(EPT+OCH)$, indicador de la importància relativa dels organismes reòfils respecte els d'ambients més lenítics, és molt baix prop de la mina, augmenta fins al punt 3 i torna a disminuir aigües avall, però mai assoleix els valors que trobem al punt de control 1 (Figura 4.2a), i ens mostra com els organismes d'ambients reòfils es veuen més afectats pel conjunt de pertorbacions existents al riu Guadiamar.

De la mateixa manera, dels 25 taxons que a la zona fluvial només es troben al punt 1, un 40% són EPT i menys d'un 20% són OCH (Figura 4.3b). Dins el primer grup destaquen els tricòpters, amb 5 de les 9 famílies trobades al tram fluvial del Guadiamar, seguits dels efemeròpters (3 de les 6 famílies) i els plecòpters (2 de les 3 famílies). Els mol·luscs també reben un fort impacte negatiu als punts afectats, ja que 5 de les 7 famílies de tot el tram fluvial es troben tan sols al punt de control 1; a més a més cal destacar l'absència total de mol·luscs als punts més propers a la mina (2 i 2.1), i la seva baixa presència aigües avall (Figura 4.2b) amb una o dues famílies que apareixen als últims anys d'estudi.

b) La zona de maresma

A la zona de maresma es dona una situació semblant pel que fa als paràmetres generals descriptius de la comunitat. Així doncs, tant el

nombre de famílies com el d'individus són significativament més elevats al punt de control 10 que als punts afectats, i entre els punts afectats, tots dos paràmetres van disminuint aigües avall, des del punt 6 al 8 (Figura 4.4).

De les 19 famílies de mitjana que presenta el punt de control, al punt 6 només n'hi ha 14, 11 al punt 7.1 i 10 al punt 8. A més a més, la distribució i la composició d'aquestes famílies és significativament diferent entre els punts de control i la resta o el punt 6 i la resta, essent en canvi comparables els punts 7.1 i 8 (Taula 4.3). Contràriament al què observàvem a la zona fluvial, la distribució de les famílies en grups taxonòmics superiors és diferent en el punt de control i en els afectats (Figura 4.5). L'únic punt en comú és la importància que tenen els OCH a tots els punts respecte el total de la comunitat, ja que representen entre un 30 i un 45% del total de les famílies, i la baixa presència d'EPT, amb l'absència total de plecòpters, tan sols 1 família de tricòpter al punt de control i només 2 famílies d'efemeròpters. Les diferències més grans entre el punt de control i els afectats les trobem, d'una banda, en el menor nombre de mol·luscs de tots els punts afectats respecte al control, tal com s'observava a la zona fluvial, però d'altra banda, una altra diferència rau en el major nombre de crustacis que es troben als punts afectats 7.1 i 8 respecte el control (Figura 4.5b). Ja hem comentat com són precisament aquestes famílies de crustacis del tram més baix d'Entremuros les que marquen la diferència amb les comunitats de la zona fluvial del

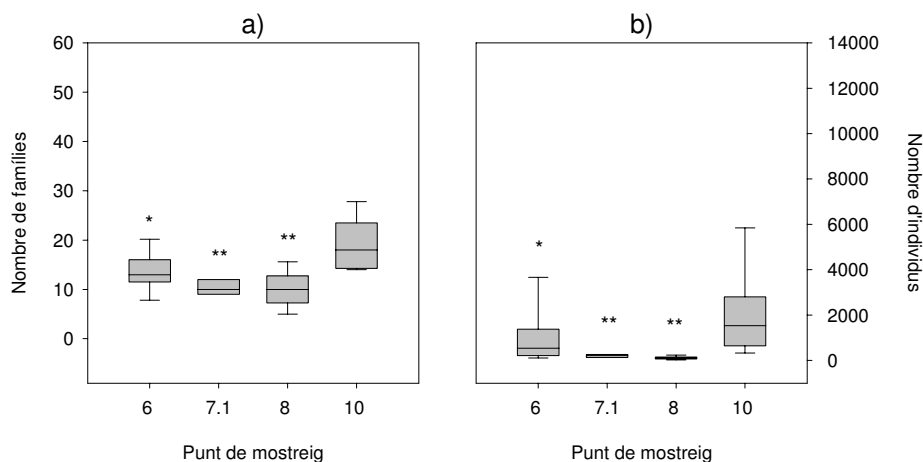


Figura 4.4. Diagrames de caixa, per a cada punt de mostreig de la zona de maresma i durant tots els mesos de: a) Nombre de famílies de macroinvertebrats. b) Nombre d'individus totals. Les caixes limiten el 25, 50 i 75% de les dades; els bigotis, el 5 i el 95%. S'indiquen les diferències significatives entre cada punt afectat i el punt de control 10 (□ de Mann-Whitney, * $p < 0,05$, ** $p < 0,005$)

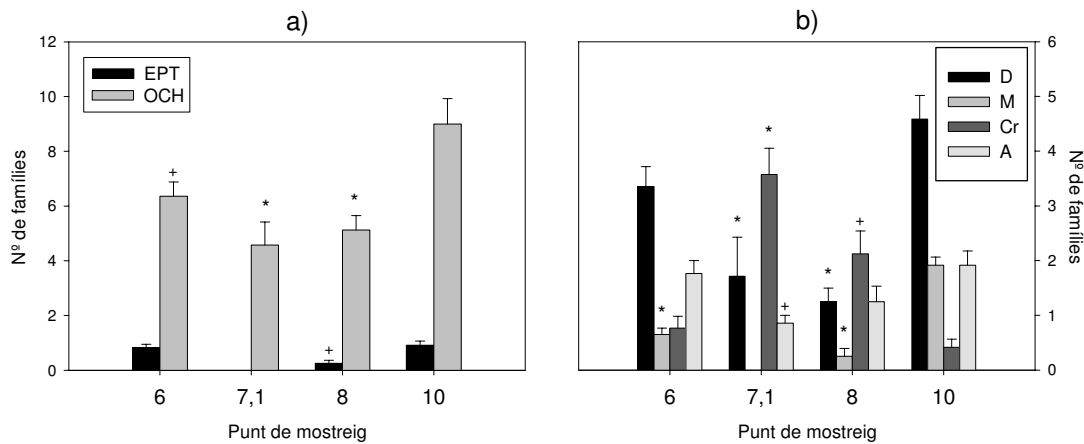


Figura 4.5. Nombre mitjà de famílies per cada grup taxonòmic als punts de la zona de maresma. EPT: Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera; OCH: Odonata, Coleoptera i Heteroptera; D: Diptera; M: Mollusca; Cr: Crustacea; A: Altres. S'indiquen les diferències significatives amb el punt de control 10 (\square de Mann-Whitney, $+p<0,05$, $*p<0,005$)

Guadiamar, ja que són exclusives d'aquests punts inferiors. Al punt 6, tot i que hi apareix alguna d'aquestes famílies (per exemple els Palaemonidae), hi són absents la majoria, igual que al punt de control 10, on tan sols hi ha exemplars de la subclasse Ostracoda.

Taula 4.3. Resultats de l'anàlisi MRPP comparant la comunitat dels punts de mostreig de la zona de maresma. En negreta s'indiquen les diferències significatives ($p<0,05$).

Punt		6	7.1	8
10	A	0,046104	0,211819	0,131927
	<i>p</i> -valor	0,0000700	0,0000050	0,0000000
6	A		0,108606	0,074139
	<i>p</i> -valor		0,0000270	0,0000070
7.1	A			0,021823
	<i>p</i> -valor			0,068704

Efecte de l'hàbitat de mostreig

Per al conjunt de les mostres recol·lectades a tot el riu Guadiamar i la maresma, s'han trobat un total de 73 famílies presents a les mostres de ràpids (R), 92 famílies a les mostres de vegetació (V) i 78 a les de sediments (S). □n patró semblant de riqueses s'observa en agafar tan sols les mostres de la zona fluvial, on apareixen 73 famílies als ràpids, 83 a la vegetació i 68 al sediment. A la maresma, el nombre de famílies és menor, trobant-se'n 57 a la vegetació i 41 al sediment. Aquestes diferències en el nombre de famílies a cada hàbitat són significatives (Kruskal-Wallis, $p<0,05$) quan les dades s'analitzen a cadascun dels punts mostrejats per separat, tant a la zona fluvial com a la maresma. D'igual manera, en alguns punts de mostreig les diferències en el nombre de famílies també es tradueix en diferències en la densitat d'individus (Taula

Taula 4. 4. Resultats de la prova de Kruskal-Wallis del nombre de famílies i d'individus entre els tres hàbitats analitzats (R, V i S), per cada punt de mostreig. Les diferències significatives ($p<0,05$) s'indiquen en negreta.

	Zona fluvial						Maresma			
	1	2	2.1	3	4	5	6	7.1	8	10
Nombre de famílies										
Xhi-quadrat	29,95	6,07	9,78	28,27	20,96	9,81	15,75	8,59	7,72	12,54
<i>p</i> -valor	,000	,048	,008	,000	,000	,000	,007	,000	,003	,005
Nombre d'individus										
Xhi-quadrat	23,63	4,63	,40	4,75	7,89	12,93	1,46	4,59	9,98	,40
<i>p</i> -valor	,000	,099	,817	,093	,019	,002	,227	,032	,002	,525

4.4). Però és quan mirem en cada punt els hàbitats per separat quan afloren diferents patrons entre els punts, especialment a la zona fluvial.

a) La zona fluvial

A la zona fluvial, el punt de control i els punts afectats per l'accident miner tenen un comportament diferent. Així, mentre que R i V són hàbitats amb més riquesa de famílies que S al punt de control (Figura 4.6, punt 1), els punts afectats presenten el seu màxim de riquesa a l'hàbitat V, i els hàbitats R i S són els que tenen menys famílies de macroinvertebrats (Figura 4.6, punts 3 a 5). Els punts més propers a la mina, el 2 i el 2.1, també presenten el seu màxim de riquesa a les mostres V, però mentre que al punt 2 el mínim nombre de famílies es troba a les mostres S (Figura 4.6, punt 2), al punt 2.1 és l'hàbitat R el que menys riquesa faunística té (Figura 4.6, punt 2.1). Per tant, malgrat que en valor absolut tots els punts afectats tenen menys famílies de macroinvertebrats que el punt de control en tots els hàbitats, en proporció, l'hàbitat R és el que més famílies perd als punts afectats en relació amb el punt de control.

A més a més de la riquesa, els hàbitats mostrejats també presenten diferències pel que

fa a la densitat d'organismes que hi viuen. Malgrat que el mostreig realitzat no és quantitatiu sinó tan sols semiquantitatiu, basat en l'esforç de mostreig i la recol·lecció del màxim nombre de famílies diferents, el nombre d'individus recol·lectats és diferent entre els hàbitats. Al punt de control 1 s'observen diferències significatives de la densitat d'individus entre els tres hàbitats (Figura 4.7, punt 1); als ràpids el nombre d'individus és molt elevat, però també molt variable entre les èpoques de mostreig, d'entre uns 1.000 i 10.000 individus per unitat d'esforç de mostreig i les densitats generalment són més baixes a l'estiu que a la primavera. Per contra, al sediment les densitats sempre són molt baixes i no varien tant en el temps. A la vegetació es troben densitats i variacions intermèdies entre els dos hàbitats anteriors. El mateix patró s'observa al punt 5 (Figura 4.7, punt 5) malgrat que la densitat total d'organismes sigui molt més baixa que al punt 1. En aquest cas, però, la variabilitat observada entre els mostrejors és més elevada per als hàbitats V i S que per a l'R, on s'han trobat entre 200 i 3.000 individus; val a dir, però, que aquest hàbitat va estar absent del punt de mostreig 5 fins al juliol de 2000 i que, per tant, només es disposa de 7 mostres R en front, per exemple, de les 17 mostres V.

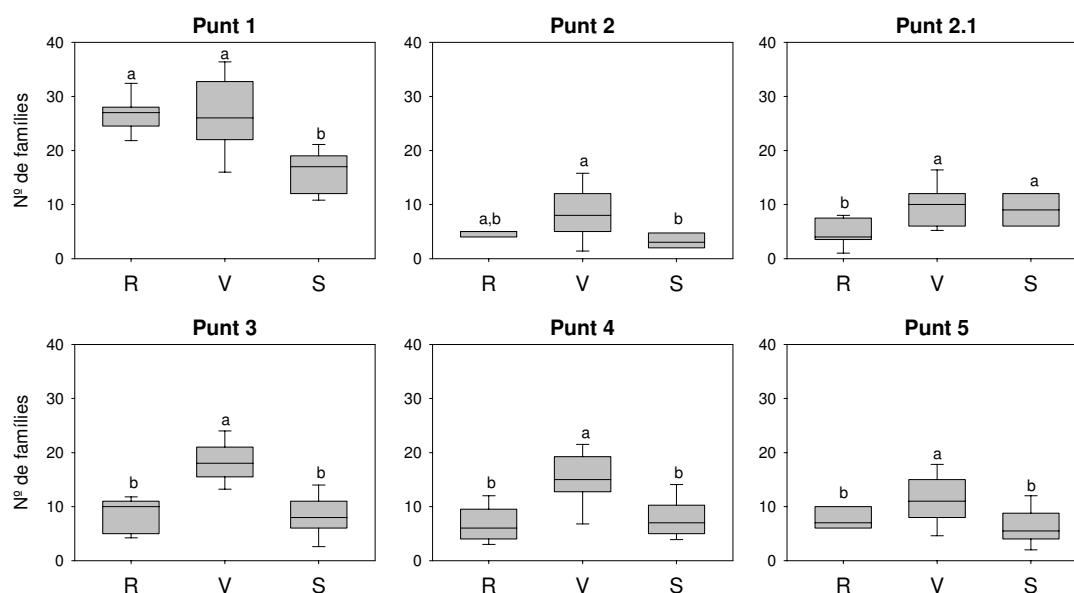


Figura 4.6. Diagrama de caixes del nombre de famílies a cada hàbitat mostrejat i a cada punt de la zona fluvial. R=ràpids; V=vegetació; S=sediment. Les caixes limiten el 25, 50 i 75% de les dades; els bigotis, el 5 i el 95%. Lletres diferents indiquen diferències significatives (□ de Mann-Whitney, $p < 0,05$).

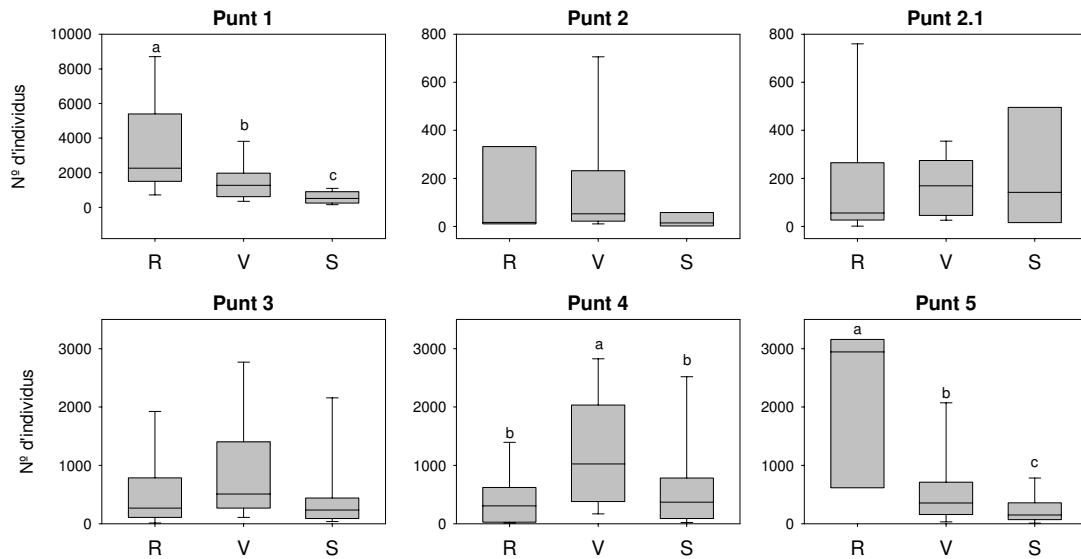


Figura 4.7. Diagrama de caixes del nombre d'individus a cada hàbitat mostrejat i a cada punt de la zona fluvial. R=ràpids; V=vegetació; S=sediment. Les caixes limiten el 25, 50 i 75% de les dades; els bigotis, el 5 i el 95%. Lletres diferents indiquen diferències significatives (□ de Mann-Whitney, $p<0,05$). L'escala de l'eix de les ordenades varia segons el punt.

Aquest patró d'abundàncies que comparteixen els punts 1 i 5 es veu modificat al punt 4, on les màximes densitats es troben a les mostres V. Aquest punt, situat en una estació d'aforament, no presenta zones de ràpids naturals, i tan sols els substrats artificials col·locats durant els primers mesos de mostreig al canal de l'estació d'aforament podien albergar organismes de ràpids. Cap als últims mostrejos, l'abandonament de l'estació d'aforament va propiciar l'acumulació de materials grollers a la zona de corrent, creant també un petit ràpid. Tot i així, la riquesa de macroinvertebrats en les zones R d'aquest punt és baixa.

Els punts més propers a la mina, 2 i 2.1, així com el punt 3, no presenten diferències significatives entre la densitat d'organismes a cada hàbitat, bé per moure's en rangs d'abundàncies semblants, bé per presentar una elevada heterogeneïtat temporal (vegeu els bigotis a la Figura 4.7, punt 3).

Tal com ja s'ha comentat anteriorment (Figura 4.1) la densitat d'individus també és diferent entre els punts. Aquestes diferències es donen

per tots els hàbitats, de manera que les densitats són elevades al punt de control 1, extremadament baixes als punts propers a la mina (2 i 2.1), amb valors de pràcticament dos ordres de magnitud inferiors, i tornen a augmentar aigües avall (punts 3 a 5), tot i que encara les densitats són menys de la meitat de les del punt 1 (vegeu l'escala de l'eix d'ordenades a la Figura 4.7).

A part de mirar si la quantitat de famílies o d'individus varia entre els hàbitats mostrejats, per estudiar les comunitats macroinvertebrades és important veure quines famílies apareixen a cada hàbitat. Malgrat que de vegades no hi hagi diferències entre el nombre, poden haver-hi diferències qualitatives, en ser diferents famílies les que habiten cada hàbitat. Els resultats de l'anàlisi MRPP per cada punt de mostreig mostren com les comunitats també varien qualitativament entre els hàbitats, en el conjunt de punts mostrejats. A la Taula 4.5 es mostren els resultats de l'anàlisi per a cada punt de mostreig de la zona fluvial i per a cada parell d'hàbitats.

Taula 4.5. Resultats de l'anàlisi MRPP comparant els hàbitats, pels punts de mostreig de la zona fluvial. R=ràpids, V=vegetació, S=sediment. En negreta s'indiquen les diferències significatives ($p < 0,05$).

Punt		R vs V	R vs S	V vs S
1	A	0,15725	0,20149	0,15252
	ρ -valor	0,00000	0,00000	0,00000
2	A	0,10776	-0,00997	0,04508
	ρ -valor	0,00057	0,66048	0,00989
2.1	A	0,06324	0,02973	0,03389
	ρ -valor	0,00089	0,06574	0,02766
3	A	0,13437	0,06862	0,07913
	ρ -valor	0,00000	0,00002	0,000001
4	A	0,10430	0,05688	0,07335
	ρ -valor	0,000002	0,00007	0,00000
5	A	0,07508	0,05927	0,03341
	ρ -valor	0,00010	0,00187	0,00161

Aquesta anàlisi qualitativa de les famílies de macroinvertebrats en els diferents hàbitats permet detectar diferències que no s'observaven mirant tan sols el nombre de famílies presents, o permet reforçar i entendre els resultats ja mostrats, com per exemple la diferent riquesa que presenten els grups EPT i els OCH (Figura 4.2). Així doncs per exemple, tot i que el punt de control 1 presentava a l'hàbitat R un nombre de famílies no estadísticament diferent del de l'hàbitat V, l'anàlisi qualitativa mostra com

aquestes famílies són diferents (Taula 4.5). De forma similar, als punts 3, 4 i 5, tot i haver-hi el mateix nombre de famílies als hàbitats R i S, la comunitat en tots dos hàbitats també és diferent. Per contra, al punt 2 les famílies que es troben als hàbitats R i S podrien coincidir tant en nombre com en tipus, ja que el ρ -valor és superior al nivell de significació de 0,05; no obstant, el signe negatiu de l'estadístic A indica una forta variabilitat dins de cada grup, el que pot indicar que tot i que al llarg del temps es

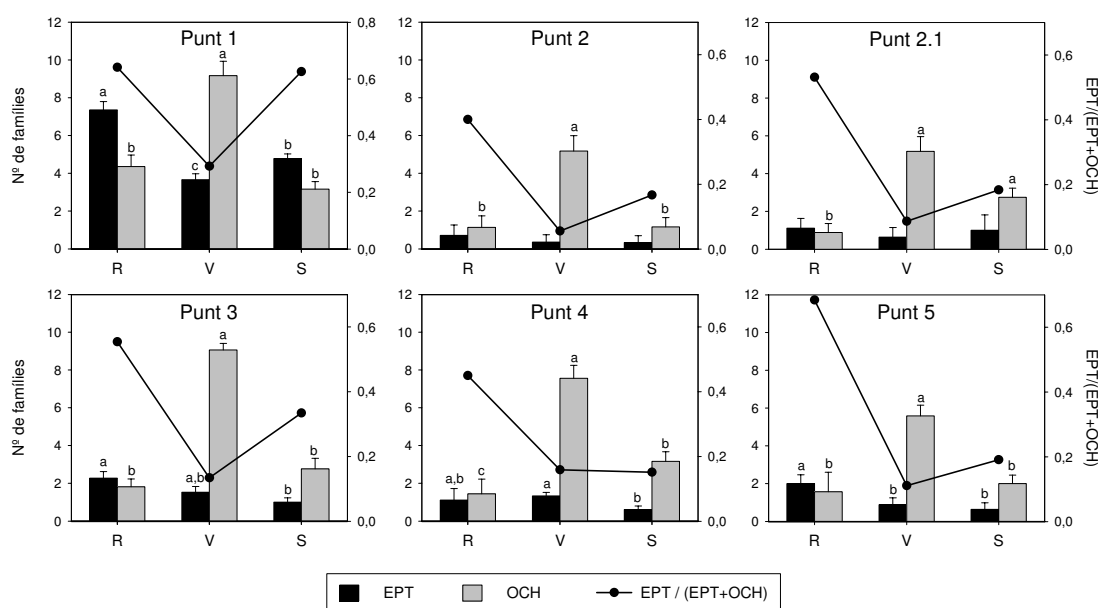


Figura 4.8. Nombre d'EPT i OCH i relació EPT/(EPT+OCH) a cada hàbitat i punt de mostreig (valors mitjans i errors estàndard). Lletres diferents indiquen diferències significatives entre els hàbitats en el nombre d'EPT o OCH (\square de Mann-Whitney, $p < 0,05$).

mantingui un nombre semblant de famílies a les mostres del mateix hàbitat (R o S), la comunitat és molt inestable, i les famílies canvien molt d'un mostreig a l'altre, de manera que l'elevada heterogeneïtat temporal impedeixi detectar diferències entre hàbitats.

La diferent composició taxonòmica queda ben exemplificada en comparar dos grups d'insectes com són els EPT (Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera) amb els OCH (Odonata, Coleoptera i Heteroptera) i en analitzar la relació entre tots dos valors (Figura 4.8). Així doncs és clar com, a tots els punts de mostreig, la relació EPT/(EPT+OCH) és superior a l'hàbitat reòfil R que al lenític V, i en general també és més elevada al sediment S que a la vegetació V, ja que és en hàbitats amb vegetació on s'hi troba el màxim nombre de famílies d'OCH, a tots els punts (Figura 4.8). Ara bé, a part de les diferències entre hàbitats, és important tenir en compte el propi valor d'aquesta relació, especialment si és superior o inferior a 0,5, ja que així obtindrem quina és la importància relativa de cadascun dels grups d'ordres taxonòmics en cada hàbitat o punt de mostreig.

Al punt de control 1 l'hàbitat R ve caracteritzat per un nombre superior de EPT que d'OCH, igual que l'hàbitat S; en canvi, a l'hàbitat V la relació és inversa. No obstant, als punts afectats no sempre es mantenen aquestes proporcions. Si bé és cert que a l'hàbitat V el nombre d'OCH sempre és superior al d'EPT, a l'hàbitat S dels punts afectats també passa el mateix, diferenciant-se per tant del punt de control. El nombre de famílies d'EPT a l'hàbitat S dels punts afectats, per tant, es veu més reduït que el nombre d'OCH, respecte el punt de control. Pel que fa a l'hàbitat R, els punts afectats presenten

diferències entre ells, de manera que els punts 2.1, 3 i 5 tenen, igual que el punt de control, més EPT que OCH, i els punts 2 i 4 tenen més OCH que EPT, malgrat que en cap cas les diferències són importants. Per tant, a l'hàbitat R dels punts afectats s'observa una disminució del nombre de famílies respecte el punt de control però d'una forma bastant similar entre les famílies d'EPT i les d'OCH (Figura 4.8).

b) Zona de maresma

A la maresma l'hàbitat amb més riquesa de macroinvertebrats és sempre la vegetació, en comparació amb el sediment. Les diferències són significatives per a tots els punts de mostreig (Figura 4.9).

Així mateix, l'hàbitat amb més nombre d'individus és també la vegetació. Ara bé, les diferències amb el sediment només són significatives per als punts 7.1 i 8, que presenten al sediment unes densitats molt baixes (Figura 4.10). A més a més, destaca la diferència que hi ha entre les densitats trobades a cada punt, ja que són semblants entre el punt de control 10 i el punt 6, però els punts situats a la banda més baixa d'Entremuros, i més afectats per tant per la influència mareal, presenten densitats 10 vegades inferiors.

Pel que fa a la composició taxonòmica de la comunitat en aquesta zona de maresma, els resultats de l'anàlisi MRPP es mostren a la Taula 4.6. A diferència de la zona fluvial, aquí el diferent nombre de famílies va unit a una composició taxonòmica global diferent; en tots els punts d'Entremuros i també al punt de control, la comunitat de macroinvertebrats és diferent a la vegetació o al sediment, tant en riquesa (Figura 4.9) com en composició (Figura 4.11 i Taula 4.6).

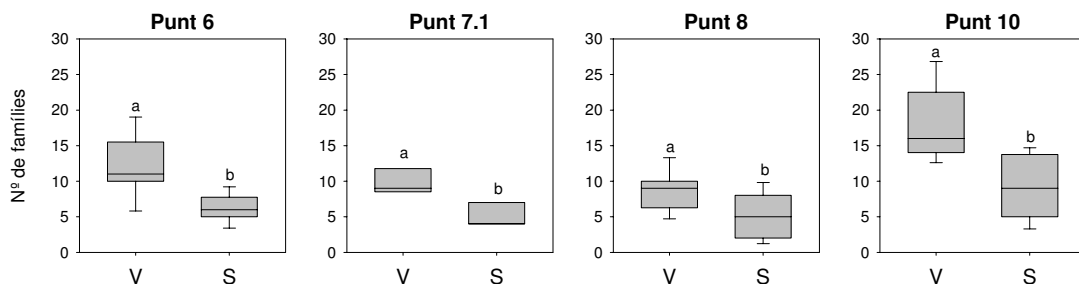


Figura 4.9. Diagrama de caixes del nombre de famílies a cada hàbitat mostrejat i a cada punt de la zona de maresma. R=ràpids; V=vegetació; S=sediment. Les caixes limiten el 25, 50 i 75% de les dades; els bigotis, el 5 i el 95%. Lletres diferents indiquen diferències significatives (\square de Mann-Whitney, $p < 0,05$)

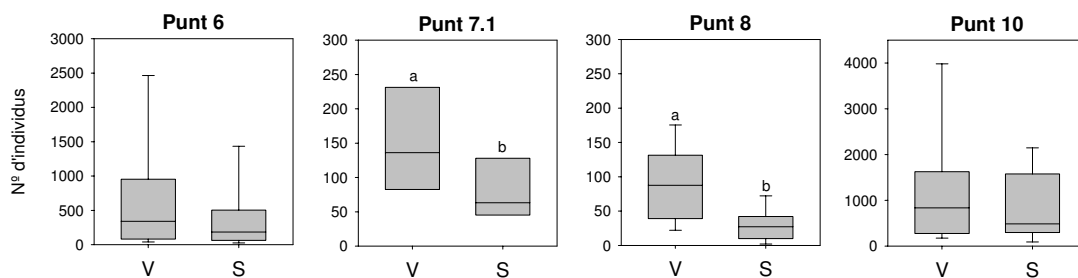


Figura 4.10. Diagrama de caixes del nombre d'individus a cada hàbitat mostrejat i a cada punt de la zona de maresma. V=vegetació; S=sediment. Les caixes limiten el 25, 50 i 75% de les dades; els bigotis, el 5 i el 95%. Lletres diferents indiquen diferències significatives (□ de Mann-Whitney, $p < 0,05$). L'escala de l'eix de les ordenades varia segons el punt.

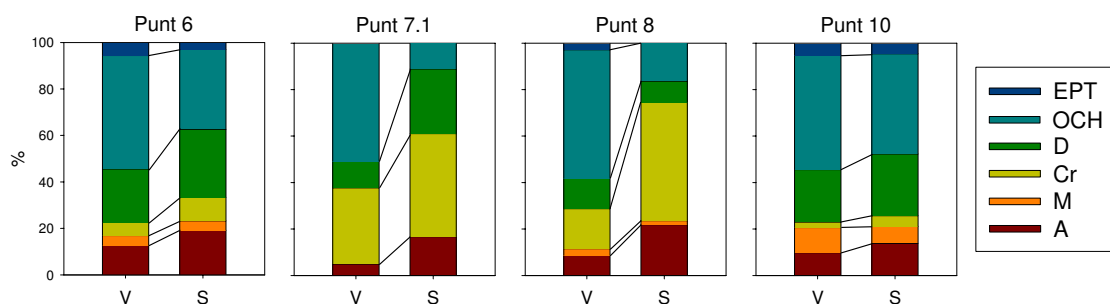


Figura 4.11. Distribució dels taxons en els hàbitats de vegetació i sediment, als punts de la maresma. EPT: Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera; OCH: Odonata, Coleoptera i Heteroptera; D: Diptera; Cr: Crustacea; M: Mollusca; A: Altres.

Taula 4.6. Resultats de l'anàlisi MRPP comparant els hàbitats de vegetació i de sediment a la zona de maresma. En negreta s'indiquen les diferències significatives ($p < 0,05$).

Punt	A	<i>p</i> -valor
6	0,0820944	0,0000005
7.1	0,1488159	0,0006292
8	0,0995176	0,0000077
10	0,1050343	0,0001373

Respecte a l'hàbitat de vegetació, al sediment disminueix la proporció de famílies d'EPT, OCH i mol·luscs, mentre que augmenta la de dípters, crustacis i Altres (Figura 4.11). Però malgrat haver-hi aquests canvis en nombre relatiu, en nombre absolut de famílies, al sediment sempre hi ha una riquesa de cadascun dels ordres menor que en la vegetació; l'únic taxó més freqüent al sediment que a la

vegetació és el grup dels oligoquets (dades no mostrades).

Efecte de l'època de mostreig: estacionalitat

L'estacionalitat també afecta la composició i l'estructura de les comunitats de macroinvertebrats del riu Guadiamar, malgrat que aquest efecte sigui diferent a la zona fluvial o a la maresma. No obstant, excepte al punt 1, aquesta diferenciació no s'observa en el nombre total de taxons (Taula 4.7) sinó que només es fa evident en comparar qualitativament els taxons presents, i tenint en compte la seva abundància (Taula 4.8). Així doncs, a la zona fluvial existeix una clara diferenciació estacional de la comunitat de macroinvertebrats, que és més acusada al punt de control o als punts més allunyats de l'explotació minera (4 i 5), que als punts intermedis o més propers a la mina, tal com indiquen els *p*-valor obtinguts en l'anàlisi MRPP (Taula 4.8).

Taula 4.7. Resultats de la prova Kruskal-Wallis entre el nombre de famílies trobades a l'estació seca i la humida, a cada punt de mostreig. En negreta s'indiquen les diferències significatives ($p < 0,05$).

	Zona fluvial					Maresma				
	1	2	2.1	3	4	5	6	7.1	8	10
Xhi-quadrat	7,421	,264	1,448	,097	2,889	2,577	3,666	,509	,241	,565
<i>p</i> -valor	,006	,608	,229	,755	,089	,108	,056	,476	,623	,452

En general, els canvis estacionals de la comunitat de macroinvertebrats en aquesta zona fluvial provoquen un augment relatiu de les famílies d'OCH en detriment de les d'EPT i dels dípters, de manera que als punts afectats, els OCH passen de representar un 37% de la comunitat a les èpoques humides a ser prop del 50% a les seques. Al punt de control, tot i disminuir el nombre total d'OCH, no varia la seva abundància relativa (un 23%); sí que varia, en canvi, la proporció d'EPT, que disminueix a les èpoques seques, però aquesta disminució queda compensada per un augment relatiu dels mol·luscs. Un augment relatiu dels mol·luscs a l'estiu també s'observa als punts afectats 3, 4 i 5.

Taula 4.8. Resultats de l'anàlisi MRPP comparant la comunitat entre l'època seca i la humida a cada punt de mostreig. En negreta s'indiquen les diferències significatives ($p < 0,05$).

Zona Fluvial	<i>A</i>	<i>p</i> -valor
Punt 1	0,06803	0,00015
Punt 2	0,03594	0,01977
Punt 2.1	0,08794	0,00676
Punt 3	0,02601	0,02868
Punt 4	0,05175	0,00168
Punt 5	0,05589	0,00108
Maresma		
Punt 6	0,05248	0,00731
Punt 7.1	0,09928	0,06257
Punt 8	0,01013	0,25422
Punt 10	0,00700	0,34808

A la maresma, el nombre de famílies trobades a l'estació seca o a la humida tampoc és diferent en cap dels punts de mostreig (Taula 4.7). Però a diferència de la zona fluvial, la composició de les comunitats tampoc reflexa diferències estacionals; tan sols el punt 6 situat més amunt,

i per tant, més a prop de la zona fluvial, mostra aquestes diferències significatives en la composició de la comunitat entre l'època seca i la humida (Taula 4.8). En aquest punt 6 s'observa una disminució significativa de les famílies de dípter a l'època seca (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$), que fa que en conjunt augmenti la proporció d'OCH a l'estiu.

Efecte del temps: evolució i recuperació de les comunitats

Des de l'accident d'Aznalcóllar l'abril de 1998, o més concretament, des de l'inici d'aquest estudi el juliol de 1998, les comunitats de macroinvertebrats al llarg del riu Guadiamar han anat canviant. El canvi, però, no ha estat igual a tot arreu, ni en la magnitud ni en la manera com s'ha produït. En comparar les dades en tots els anys de mostreig tan sols apareixen diferències significatives per als punts 4, 5 i 10 (MRPP, $p < 0,05$). Les poques rèpliques que poden incloure's a l'anàlisi, juntament amb la variació estacional que presenten, pot estar dificultant la detecció de més diferències. Ara bé, agrupant els anys en biennis, sorgeixen altres patrons. Així doncs, al llarg del temps, les comunitats del punt de control 1 i dels punts afectats més propers a la mina (2 i 2.1) o més allunyats (7.1 i 8) no canvien significativament la seva composició taxonòmica, malgrat que en els punts 1, 2 i 8 sí que canvien els patrons d'abundància. Al punt 2.1, el signe negatiu de l'estadístic *A* indica que l'heterogeneïtat dins de cada grup és més elevada del que s'esperaria per atzar, motiu pel qual no és possible detectar diferències. A la resta de punts es produeix un canvi significatiu en la composició taxonòmica de les comunitats al llarg d'aquests anys d'estudi (Taula 4.9).

Taula 4.9. Resultats de l'anàlisi MRPP comparant la comunitat dels biennis 1998-99, 2000-01 i 2002-03, tant per la matriu de presències i absències com d'abundàncies. En negreta s'indiquen les diferències significatives ($p < 0,05$).

	Presència / Absència		Matriu d'abundàncies	
	A	p-valor	A	p-valor
Zona Fluvial				
Punt 1	0,02873	0,11018	0,04734	0,01290
Punt 2	0,02527	0,17935	0,04476	0,03199
Punt 2.1	-0,00854	0,52712	0,00918	0,37677
Punt 3	0,06450	0,00413	0,06476	0,00149
Punt 4	0,05549	0,01362	0,05104	0,01220
Punt 5	0,10439	0,00019	0,09592	0,00014
Maresma				
Punt 6	0,07471	0,01423	0,06373	0,01418
Punt 7.1	0,02894	0,27047	0,02298	0,30714
Punt 8	0,04481	0,10959	0,06453	0,04287
Punt 10	0,13367	0,00772	0,15550	0,00199

Ara bé, en què consisteix aquest canvi? Igual com hem fet a la resta del Capítol, tractarem per separat la zona fluvial de la de maresma, per les diferències existents.

a) La zona fluvial

La comunitat de macroinvertebrats al punt de control 1 és rica i diversa durant tot el període d'estudi, amb algunes oscil·lacions temporals en què la riquesa de famílies disminueix a l'estiu i augmenta a les èpoques més humides, primavera, tardor o hivern (Figura 4.12). Durant aquests cinc anys, sempre presenta un nombre més elevat de famílies de macroinvertebrats que qualsevol dels altres punts d'estudi, fins i tot en moments de forta sequera, com l'estiu de 1999, on el riu en aquest punt estava pràcticament sec. Per contra, i tal com ja s'ha assenyalat anteriorment, la comunitat a la resta de punts d'aquesta zona fluvial és més pobre, malgrat observar-se una evolució temporal.

Els punts situats aigües avall de les mines d'Aznalcóllar presentaven durant l'estiu de 1998, uns 3 mesos després de l'accident, unes comunitats de macroinvertebrats molt pobres, amb un nombre molt reduït de famílies. Aquesta pobresa era més accentuada als punts

propers a la mina, des del punt 2 al riu Agrio al punt 3 al pont de Las Doblas, que als punts més allunyats 4 i 5. Així, durant el juliol i l'agost de 1998, enfront una mitjana de 6 famílies als punts superiors, hi havia 14 famílies als punts inferiors. Ara bé, el punt 3 assoleix de seguida un nombre mitjà de 20 famílies, superior fins i tot del que es troba uns km aigües avall (punt 4) mentre que, per contra, el punt 5 pateix una forta davallada de la seva riquesa taxonòmica: es queda tan sols amb 5 famílies l'octubre de 1998 i manté nivells molt baixos pràcticament durant els dos anys posteriors. Tot i l'aparent ràpida recuperació del punt 3, el nombre total de famílies sembla quedar estancat durant els propers 4 anys, amb oscil·lacions estacionals i, potser, una petita millora. A la resta de punts afectats, no es dona aquesta ràpida recuperació inicial, però la lleugera tendència a la millora sembla observar-se en tots ells (Figura 4.12).

En tots els punts de mostreig, fins i tot al punt de control 1, s'observa una davallada de la riquesa faunística el setembre de 1999 coincidint amb una forta sequera; la recuperació d'aquesta davallada és més ràpida al punt de control que a la resta de punts.

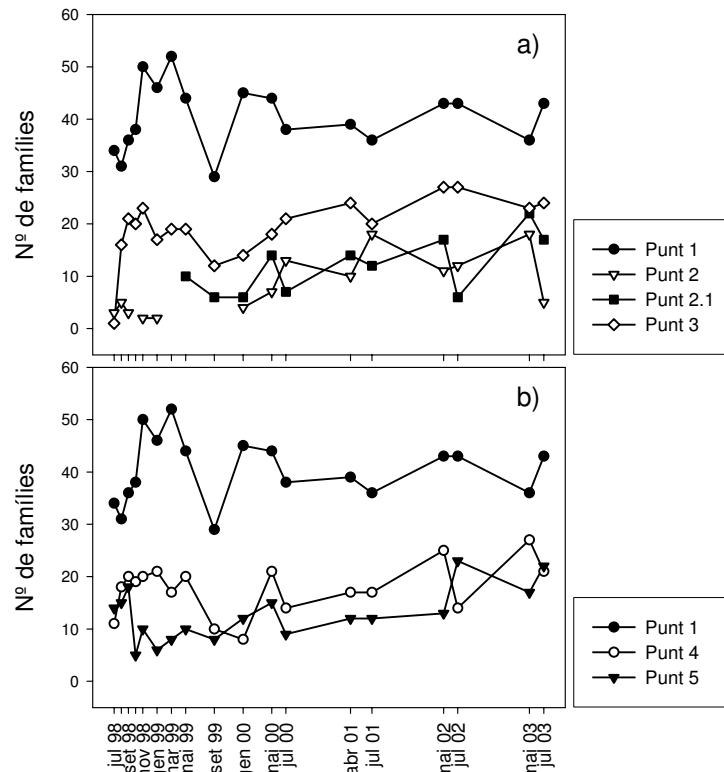


Figura 4.12. Evolució temporal del nombre de famílies de macroinvertebrats en els punts de la zona fluvial. a) punts propers a la mina i punt de control 1. b) punts més allunyats i punt 1.

El diferent nombre de famílies trobat durant cada mostreig pot tenir una raó biològica en els cicles vitals dels macroinvertebrats. Per extreure aquest efecte, a la Figura 4.13 es mostren els taxons acumulats durant els cinc anys d'estudi, per a tots els punts de la zona fluvial. D'una banda destaca la diferència entre els taxons acumulats totals a cada punt de mostreig, molt elevats al punt 1, seguit ja a certa distància dels punts 3 i 4, després el 5 a una posició intermèdia, i finalment els punts més propers a la mina, el 2 i el 2.1 (Figura 4.13a). D'altra banda, pot observar-se com el punt 1 assoleix durant el primer any (de juliol 98 a maig 99) el 80% dels taxons acumulats, mentre que els punts 3, 4 i 5 no ho faran fins l'any 2000 i els punts 2 i 2.1 entre el 2001 i el 2002 (Figura 4.13b). Si enlloc del 80 ens fixem amb el 90% dels taxons acumulats, el punt 1 segueix assolint-los durant el primer any, mentre que la resta de punts no ho assoliran fins a finals del 2002 o ja entrat el 2003. Aquesta arribada a una elevada riquesa acumulada dins del primer any de mostreig confirma el que ja

hem comentat en anàlisis anteriors, és a dir, que la comunitat del punt 1 canvia estacionalment, seguint el cicle biològic de les espècies, mentre que no s'observa un canvi interanual en la presència de cada família, ja que la comunitat es manté estable al llarg dels anys i només els taxons rars poden aparèixer o desaparèixer en alguns mostrejos. Per contra, els punts afectats presenten una comunitat més inestable, en contínua evolució. Dins d'aquest conjunt de punts afectats, els punts més allunyats de la mina (punts 3, 4 i 5) a partir del primer any tenen un augment bastant constant de la riquesa acumulada de famílies, mentre que als punts més propers (punts 2 i 2.1) els augments són sobtats; el fet que l'augment temporal del nombre de famílies sigui petit en aquests dos punts (Figura 4.12a) i els augments de famílies acumulades siguin sobtats pot estar indicant un canvi gairebé total de les comunitats entre un mostreig i el següent, és a dir, més que una evolució cap a l'enriquiment trobem certa aleatorietat en la fauna present a cada moment (vegeu també l'apartat "Efecte de l'hàbitat de

mostreig”). Així doncs, per exemple, mentre que entre maig i juliol de 2002 al punt 2.1 el nombre de famílies disminueix i passa de 17 a 6 (Figura 4.12a), s’incorporen 6 taxons nous a la riquesa acumulada (Figura 4.13b). Per tant, la

en qualsevol moment. Aquestes incorporacions estivals són principalment famílies d’heteròpters, seguides de coleòpters i odonats (OCH) així com també d’alguns dípters.

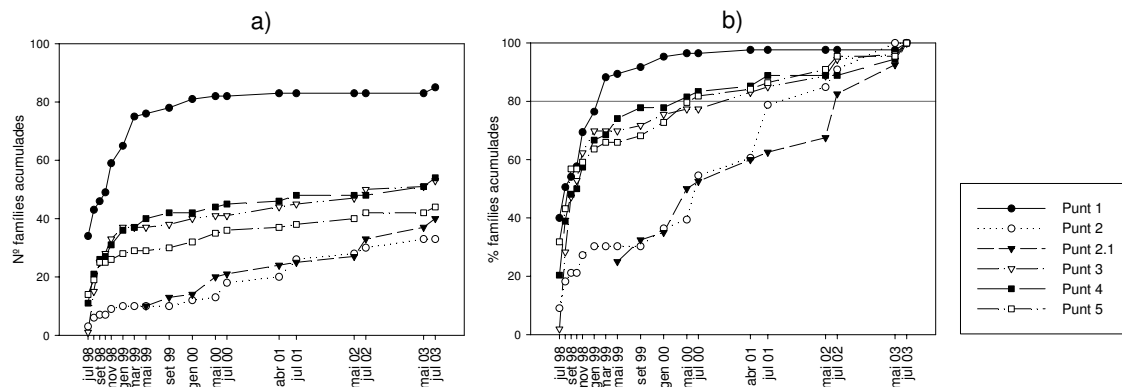


Figura 4.13. Taxons acumulats al llarg del temps en cada punt de mostreig. a) Nombre absolut. b) Proporció respecte el màxim.

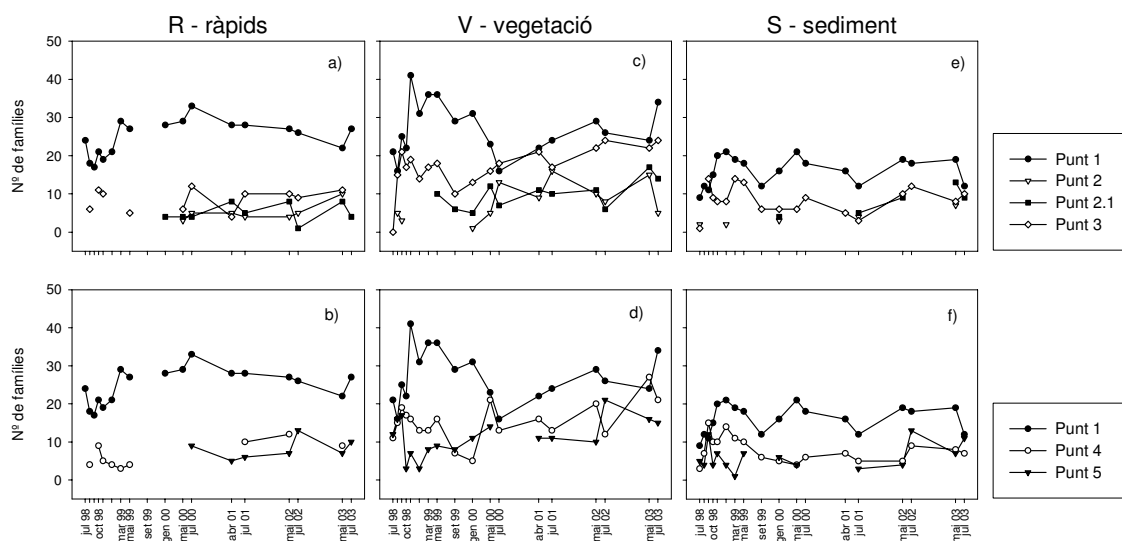


Figura 4.14. Evolució temporal del nombre de famílies a cada hàbitat i a cada punt de la zona fluvial. Als gràfics superiors, punt de control 1 i punts més propers a la mina (2, 2.1 i 3); als inferiors, punt 1 i allunyats (4 i 5).

comunitat del punt 2.1 al juliol de 2002 està formada per famílies totalment noves, que no havien aparegut en cap mostreig anterior.

Als punts situats aigües avall de les mines, les incorporacions de taxons nous al llarg del temps són més importants als mesos d’estiu que a la primavera (Figura 4.13b), a diferència del punt de control 1, on pràcticament no es donen incorporacions i les poques que hi ha apareixen

La recuperació de les comunitats de macroinvertebrats dels punts afectats per les mines d’Aznalcóllar es dona de manera diferent en funció de l’hàbitat fluvial. Contemplant només el nombre de famílies i no la composició d’aquestes, les comunitats que, en conjunt, arriben abans a la màxima riquesa en aquell punt o a una riquesa similar a la del punt de control són les de la vegetació. Així, per exemple, el punt 3 presentava un nombre de

famílies similar al del punt de control durant els estius de 1998 i de 2000, moments d'altra banda, en què la comunitat al punt 1 ha estat més pobra, i ja a partir de finals de 2002 ha presentat també un nombre similar (Figura 4.14c). Als punts 4 i 5 (Figura 4.14d) també es dona una situació semblant, malgrat mantenir-se encara a certa distància del punt 1 des de l'any 2000 al 2003. Les comunitats V que en cap moment s'aproximen a la del punt de control són aquelles dels llocs més propers a la mina, el punt 2 i el 2.1 (Figura 4.14c).

Per contra, les comunitats de les zones de ràpids són molt més pobres en famílies a tots els punts afectats que al de control, durant tot el període d'estudi (Figura 4.14a i b). Als punts afectats, les comunitats R pràcticament comencen a existir a partir de l'any 2000, malgrat que als punts 3 i 4, gràcies a la col·locació de substrats artificials en zones amb corrent, es poguessin recollir mostres durant els primers mesos d'estudi. Tot i així, la comunitat R en algun punt, com el 4, no té una continuïtat temporal, i

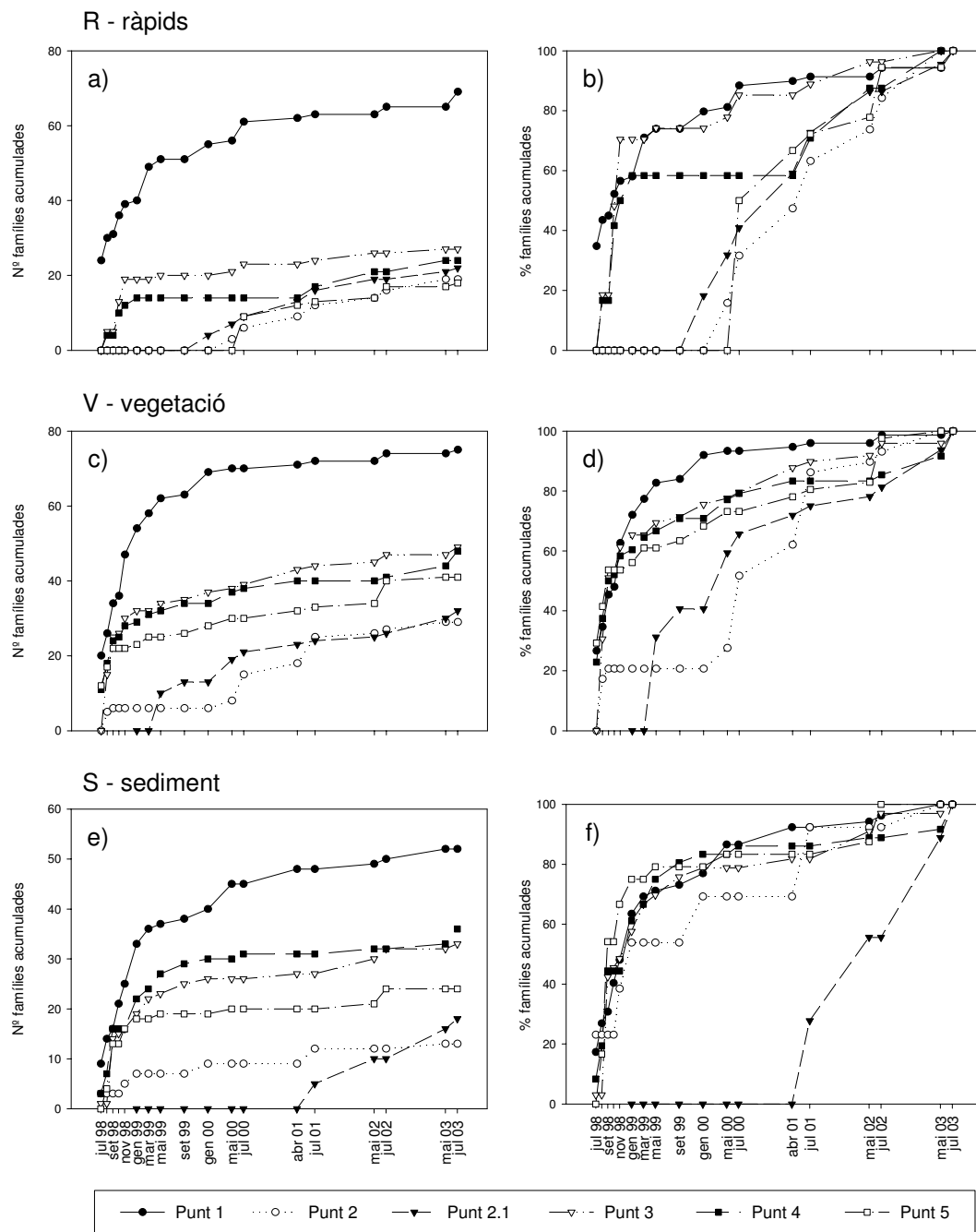


Figura 4.15. Taxons acumulats al llarg del temps en cada punt de mostreig i per cada hàbitat, en nombre absolut (gràfics de l'esquerra) i en tant per cent (dreta).

només apareix en alguns moments en què les condicions són més propícies (Figura 4.14b).

Finalment, les comunitats del sediment també estan empobrides als punts afectats respecte el control durant tot el període, i especialment al punt més proper a la mina (punt 2), on pràcticament no hi ha fauna que habiti el sediment (Figura 4.14e). La major riquesa que s'observa al punt 3 durant els primers mesos d'estudi està influenciada per una quantitat de taxons que també apareixen a les mostres V, donada la dificultat de mostrejar aquests dos hàbitats per separat. □n dels punts on més s'aprecia un increment temporal de la riquesa al sediment és al punt 5, després de la forta davallada de l'octubre de 1998 (Figura 4.14f).

Ara bé, tot i que el nombre de famílies a cada hàbitat pugui ser semblant entre els punts afectats i el control en algun mes de mostreig, si es mira la riquesa total acumulada al llarg dels cinc anys d'estudi tornen a evidenciar-se les diferències entre els punts (vegeu l'apartat "La comunitat punt per punt") (Figura 4.15, esquerra). Els moments d'augment de riquesa en els punts afectats queden manifestos en observar aquestes dades en tant per cent, respecte el total acumulat durant cinc anys (Figura 4.15, dreta). Així doncs, l'hàbitat que en conjunt més tarda en recuperar riquesa taxonòmica és el reòfil, especialment prop de la mina (punts 2 i 2.1) o ja aigües avall (punt 5) (Figura 4.15b). Per contra, les comunitats de la vegetació (Figura 4.15d) o del sediment (Figura 4.15f) assolixen abans la quasi totalitat de la riquesa acumulada total, excepte en els punts 2 i 2.1, on van apareixent famílies fins l'any 2001 malgrat que el nombre total sigui baix (Figura 4.15c i e).

Els canvis temporals que es donen en les famílies presents a cada hàbitat queden reflectits en canvis taxonòmics. Així doncs, l'aparició més continuada en el temps de la comunitat de l'hàbitat reòfil especialment a partir de l'any 2000 va unida a un augment de la proporció de famílies EPT al llarg del temps. Aquesta situació es dona a tots els punts situats a la zona afectada del Guadiamar, mentre que el punt de control es manté més estable temporalment (Figura 4.16). □n clar exemple d'això ve marcat per la presència del tricòpter del gènere *Hydropsyche* (especialment *H. exocellata*), organisme d'hàbitats reòfils.

Aquest gènere, present al punt de control en tots els mostresos excepte al setembre de 1999 (quan no corria aigua i, per tant, no hi havia ràpids), va estar absent dels punts afectats com a mínim durant els dos primers anys de mostreig; a partir d'aquest moment va començar a habitar en alguns dels punts afectats (vegeu el Capítol 8 per a més detalls).

L'aparició d'aquesta família ha estat unida a altres famílies de tricòpter, però menys abundants i que, per tant, no s'han trobat a tots els mostresos. Són per exemple els Hydroptilidae o els Ecnomidae, absents també durant els dos primers anys després de l'accident. Els efemeròpters també tenen una baixa representació als punts afectats per l'accident, i es diferencien d'una banda els dos punts més propers a la mina (2 i 2.1) dels tres més allunyats (3, 4 i 5). Així doncs, als punts allunyats, la família més abundant, Baetidae, era present ja l'any 1998 malgrat que al punt 5 va tornar a desaparèixer al setembre d'aquell mateix any, d'on va estar absent fins pràcticament el 2001. Els Caenidae també eren presents el 1998 en aquests tres punts, però amb abundàncies molt inferiors i, a més a més, entre els anys 1999 i 2002 pràcticament no se'n trobaren ni al punt 4 ni al 5, mentre que al punt 3 començaren a ser abundants a partir de juliol del 2000. Per contra, als punts propers a la mina, totes dues famílies es troben en abundàncies extremadament baixes (4 o 5 individus per mostra) i tan sols de forma dispersa (en el temps) a partir de l'estiu de 2000; només al punt 2.1 l'any 2003 es troben abundàncies grans de Caenidae. Aquestes dues famílies d'efemeròpters, Baetidae i Caenidae, són les úniques que es troben al llarg de tot el tram afectat, en front d'un total de 5 famílies d'efemeròpters al punt de control (aquestes dues més Leptophlebiidae, Heptageniidae, Ephemerellidae).

A part d'un augment de les famílies EPT, representatives en el seu conjunt de la importància de l'hàbitat reòfil, també pot observar-se l'aparició a partir d'un cert moment del dípter Simuliidae, lligat completament a les aigües corrents. Així doncs, als punts 3 i 4 aquest organisme ja és present l'any 1998 però només gràcies a la col·locació dels substrats artificials a les zones de corrent. L'any 1999 ja apareix aigües amunt, al punt 2.1, i finalment entrat el 2000 apareix sota l'exploració minera

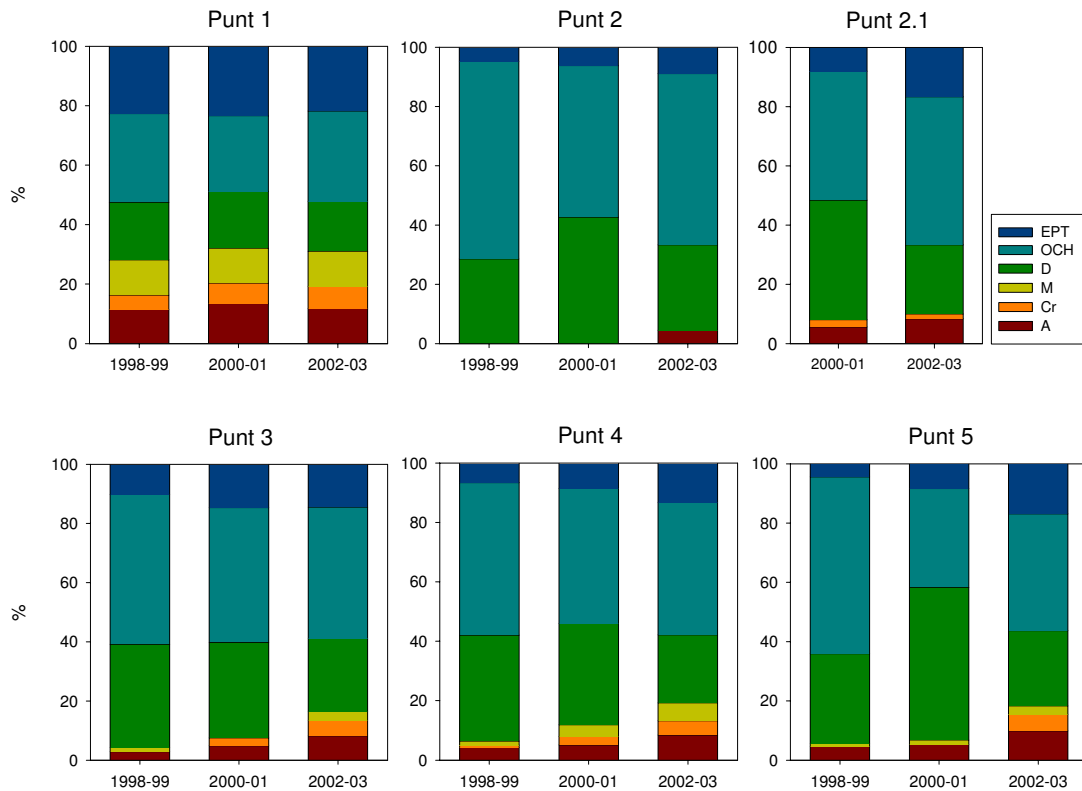


Figura 4.16. Distribució del nombre de famílies de cada grup taxonòmic al llarg del temps, als punts de la zona fluvial. Dades en %. EPT: Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera; OCH: Odonata, Coleoptera i Heteroptera; D: Diptera; M: Mollusca; Cr: Crustacea; A: Altres.

(punt 2) i al Vado del Quema, la zona amb més càrrega orgànica (punt 5).

Als punts afectats per l'accident miner també s'hi observa la recuperació de les famílies de mol·luscs i crustacis al llarg del temps, malgrat que tots dos grups tenen una contribució molt baixa en la composició total de la comunitat (Figura 4.16). Però a diferència del que s'observava amb els EPT, els mol·luscs no es recuperen als punts més propers a la mina, i ni tan sols durant el 2003 s'hi troba cap representant. Als altres tres punts la família més abundant és la Physidae, que apareix al maig de 1999 al punt 4, al juliol de 2000 al punt 5 i al juliol de 2002 al punt 3.

Al marge de la incorporació de nous taxons a la comunitat al llarg del temps, alguns taxons s'han mantingut presents pràcticament durant tot el període d'estudi. Les diferències en l'estabilitat temporal de les comunitats tornen a evidenciar-se entre el punt de control i els afectats, ja que mentre que al punt 1 són 27 famílies les que apareixen en més del 75% dels mostrejos, en cap punt dels afectats es superen

les 8 famílies durant un 75% del temps. Això evidencia la constant incorporació de taxons nous als punts afectats, juntament amb una variabilitat temporal més gran que fa que una determinada família pugui aparèixer un any i desaparèixer el següent, reapareixent altre cop més endavant. Les 27 famílies que formen la base de la comunitat al punt de control, que apareixen a més del 75% dels mostrejos, formen part de tots els ordres taxonòmics excepte els plecòpters; principalment són mol·luscs i dípters, però respecte el total de famílies presents en aquest punt, són els efemeròpters els que tenen una aparició més constant al llarg del temps (un 60% de les famílies apareixen a més del 75% dels mostrejos). En tots els punts afectats, la comunitat base que es manté més constant està formada per tan sols tres famílies: Corixidae i Dytiscidae, amb capacitat per volar, i Chironomidae. Oligoquets i Ceratopogonidae s'afegeixen en la majoria de punts, i en el tram més allunyat de les mines (punts 3 a 5) també s'hi afegeixen Hydrophilidae, Baetidae, Coenagrionidae o alguns dípters (Taula 4.10).

Taula 4.10. Famílies que apareixen a més del 50 o del 75% dels mostrejos als punts de la zona fluvial afectada. Entre parèntesi s'indica l'ordre taxonòmic o el grup: C: Coleoptera, D: Diptera, E: Ephemeroptera, H: Heteroptera, O: Odonata, T: Trichoptera, A: Altres.

	Punt 2	Punt 2.1	Punt 3	Punt 4	Punt 5
>75% dels mostrejos	Corixidae (H)	Corixidae (H)	Corixidae (H)	Corixidae (H)	Corixidae (H)
		Chironomidae (D)	Chironomidae (D)	Chironomidae (D)	Chironomidae (D)
		Dytiscidae (C)	Dytiscidae (C)	Dytiscidae (C)	Dytiscidae (C)
			Oligochaeta (A)	Oligochaeta (A)	Oligochaeta (A)
			Baetidae (E)	Baetidae (E)	
			Coenagrionidae (O)	Coenagrionidae (O)	
			Hydrophilidae (C)	Hydrophilidae (C)	
			Ceratopogonidae (D)		
>50% dels mostrejos	Ceratopogonidae (D)	Ceratopogonidae (D)	Aeshnidae (O)	Ceratopogonidae (D)	Hydrophilidae (C)
	Chironomidae (D)	Hydracarina (A)	Caenidae (E)	Culicidae (D)	Baetidae (E)
	Dytiscidae (C)	Oligochaeta (A)	Culicidae (D)	Ephydriidae (D)	Ephydriidae (D)
			Ephydriidae (D)	Mesoveliidae (H)	
			Gerridae (H)	Notonectidae (H)	
			Hydraenidae (C)	Psychodidae (D)	
			Hydropsychidae(T)	Simuliidae (D)	
			Libellulidae (O)		
			Limoniidae (D)		
			Psychodidae (D)		
			Simuliidae (D)		

b) La zona de maresma

L'evolució temporal de la comunitat de macroinvertebrats als punts de la zona de maresma és molt diferent a la que observàvem a la zona fluvial. Malgrat que en conjunt el nombre de famílies als punts afectats és menor que al punt de control (vegeu la Figura 4.4), temporalment no s'observa cap tendència sinó tan sols fluctuacions més o menys estacionals.

El punt que presenta una evolució temporal és, en tot cas, el punt de control 10, en què a partir de l'any 2001 s'hi dona un augment del nombre de famílies (Figura 4.17, Taula 4.9). Aquest punt està situat al Lucio del Palacio, llacuna que, si no es manté el nivell de l'aigua de forma artificial, s'asseca durant l'estiu. Això va passar l'estiu del 2000, però després va tenir aigua fins l'estiu del 2003. Ara bé, tot i aquest augment en el nombre de famílies, les proporcions entre els

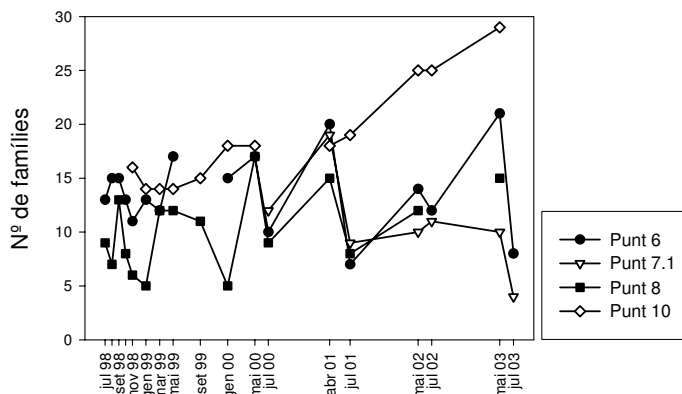


Figura 4.17. Evolució temporal del nombre de famílies de macroinvertebrats a la zona de maresma.

diferents taxons en aquest punt 10 es mantenen bastant estables en el temps, amb la presència de representants de tots els grups des de 1998 a 2003 (Figura 4.18)

Dels punts afectats situats a Entremuros, l'únic que presenta una diferenciació temporal significativa és el punt 6 (Taula 4.9). En nombre de famílies la diferència entre els primers anys i els últims no es veu, i l'únic que s'observa són fluctuacions estacionals (vegeu l'apartat "Efecte de l'època de mostreig: estacionalitat"). A les èpoques humides, el nombre de famílies és superior que als estius (Figura 4.17). Però per contra, sí que hi ha hagut un canvi taxonòmic al llarg del temps, marcat principalment per la incorporació de crustacis a partir de l'any 2000 (Figura 4.18, punt 6).

Al punt 8, situat a la zona més baixa d'Entremuros, el nombre de famílies també fluctua temporalment, encara que no sempre segueix fluctuacions estacionals (Figura 4.17), i el canvi taxonòmic més important es dona entre els primers anys i la resta (Figura 4.18, punt 8). Durant els primers mesos d'estudi, la zona d'Entremuros a la seva banda baixa va estar embassada, ja que per tal de poder depurar l'aigua vessada durant l'accident abans de vessar-la riu avall, s'hi construí un dic de contenció (vegeu el Capítol 1). Aquest fet, a part d'impedir la circulació normal de l'aigua, impedia també l'arribada d'aigua marina durant la pujada de les mareas. A les comunitats de macroinvertebrats que es van establir durant aquest període hi havia efemeròpters de la família Baetidae tal com en els punts 6 i 10, que després van desaparèixer d'aquest tram més baix (punts 7.1 i 8), alhora que s'incorporaven a la comunitat els crustacis més característics

d'aquesta zona, com els Palaemonidae, Corophiidae o Sphaeromatidae (Figura 4.18, punt 8).

Aquesta substitució temporal de les famílies de macroinvertebrats als punts inferiors de la zona d'Entremuros, tot i ser parcial, provoca que només una família (Corixidae) aparegui al punt 8 en més del 75% dels mostrejos realitzats. Els Chironomidae, tan comuns a la resta de punts del Guadiamar, apareixen aquí en tan sols el 69% dels mostrejos, ja que són absents durant els primers mostrejos de l'any 1998 i als mesos d'hivern o alguna primavera. Malgrat tot, les famílies de crustacis abans comentades, un cop apareixen a la zona es mantenen durant tots els mostrejos següents.

El punt 6 presenta coincidències amb el punt de control 10 i, per tant, diferències amb la resta de punts d'Entremuros. Durant tot el període estudiat, i en més del 75% dels mostrejos, manté una comunitat bàsica formada per oligoquets, i les famílies d'insectes Chironomidae, Baetidae, Coenagrionidae, Corixidae i Notonectidae. Al punt de control aquestes famílies també són una constant, més els dípters Limonidae i Ceratopogonidae, els coleòpters Hydrophilidae i Hydraenidae, i els mol·luscs (grup gairebé sempre absent de tota la zona afectada del Guadiamar) Physidae i Ferrissiidae.

DISCUSSIÓ

La composició i l'estructura de les comunitats de macroinvertebrats al llarg d'un riu, una conca o una àrea geogràfica estan determinades tant per l'espai com pel temps. A la vegada, aquests dos factors tenen un comportament

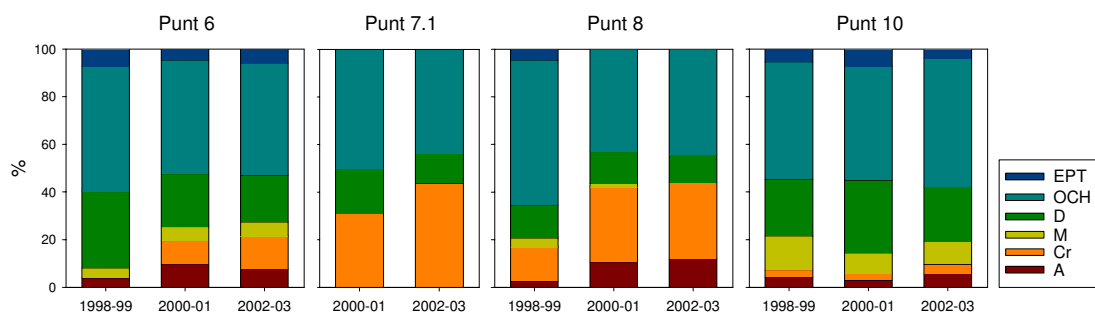


Figura 4.18. Distribució del nombre de famílies de cada grup taxonòmic al llarg del temps, als punts de la zona de maresma. Dades en %. EPT: Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera; OCH: Odonata, Coleoptera i Heteroptera; D: Diptera; M: Mollusca; Cr: Crustacea; A: Altres.

diferent segons l'escala en què siguin observats, i fan incrementar el nombre de variables a tenir en compte a l'hora d'estudiar les comunitats fluvials. Així doncs, quan parlem d'espai en relació a les comunitats fluvials podem entendre'l com una àrea geogràfica, una conca hidrogràfica, un tram de riu, un hàbitat i, fins i tot, un microhàbitat. El temps també pot contemplar-se des d'una òptica històrica (centenars o milers d'anys), des de les variacions interanuals, les variacions inter i intraestacionals i, fins i tot les variacions diàries que s'observen en alguns paràmetres freqüents en l'estudi dels rius. Tot plegat, fa augmentar la complexitat en l'estudi de les comunitats fluvials, i ha donat peu a què la major part dels treballs publicats es refereixin només a una petita part d'aquesta complexitat, és a dir, que l'espai o el temps (i sovint tots dos factors) queden limitats (Resh i Rosenberg, 1989).

Sense pretendre abastar tota aquesta complexitat, l'estudi de la comunitat de macroinvertebrats del riu Guadiamar contempla diferents escales espacials, una de més gran, l'estudi de la comunitat al llarg de més de 60 km de riu, i una de més petita, l'estudi dels organismes en els diferents hàbitats que hi ha en un mateix punt. Així mateix, també contempla diferents escales temporals, com l'estudi de les variacions interanuals de la comunitat o les variacions estacionals. Els hàbitats disponibles per als macroinvertebrats del riu Guadiamar, juntament amb la qualitat fisicoquímica del medi, també estan subjectes a la influència de l'espai i el temps, en totes les escales d'observació esmentades (vegeu els Capítols 2 i 3). Tot plegat fa que la comunitat de macroinvertebrats es vegi influenciada per totes les interaccions possibles entre aquests factors, és a dir, entre l'espai, el temps, els hàbitats i la qualitat.

L'espai. Diferències entre els punts

Ja als anys seixanta s'havia observat com les comunitats aquàtiques d'un mateix riu variaven seguint un patró longitudinal en el qual es definien unes zones concretes –*rhithron* i potamon– amb diferents característiques morfològiques, florístiques i faunístiques (Illies i Botosaneanu, 1963; Margalef, 1983). Més endavant s'imposà la idea que els organismes anaven sent desplaçats els uns pels altres a mida que augmentava l'ordre del riu, o el que és el

mateix, a mida que s'acostava la desembocadura, en un canvi progressiu (la teoria del River Continuum, Vannote et al., 1980), però aquest canvi podia patir interrupcions i discontinuïtats en funció, sobretot, dels canvis en les característiques hidràuliques (Statzner i Higler, 1986). Els processos físics de fora del riu (geologia, climatologia) i els processos biològics al llarg del riu (vegetació ripària) afecten els processos fisicoquímics de dins el riu, i tot plegat determina els organismes aquàtics que es troben en una conca o en un tram. A la conca del riu Guadiamar, el canvi de geomorfologia que es dona a l'entrada d'Entremuros, amb una disminució del pendent i un canvi en la geologia dels sòls (Gallart et al., 1999; Garralón et al., 1999) (vegeu també el Capítol 1), provoca un canvi dels hàbitats riparis i fluvials (Capítol 2) així com de les característiques fisicoquímiques (Capítol 3). Tot plegat és l'origen de l'important canvi biològic aquí observat, que separa per una banda els rius Agrio i Guadiamar des de Gerena i Aznalcóllar fins el Vado del Quema – la zona fluvial –, i d'altra banda, la zona de maresma des del pont dels Vaqueros fins el final d'Entremuros.

La riquesa de famílies de macroinvertebrats, en general, és més elevada en trams alts o mitjans dels cursos fluvials que en els trams més baixos, sovint convertits en maresmes, probablement per una major riquesa en els microhàbitats disponibles en aquests trams superiors, i per limitacions existents en els trams baixos, com substrats més homogenis, més terbolesa i dèficits d'oxigen (Ward, 1998). Als estuaris sovint es troba una zona amb una menor biodiversitat degut a què hi ha poques espècies pròpies d'aigües salobres, i l'augment de la salinitat fa disminuir la riquesa d'espècies d'aigües dolces, sense que encara hagin aparegut molts dels taxons marins (Attrill, 2002; Statzner i Higler, 1986). Al Guadiamar, només un 61% dels macroinvertebrats trobats a tota la conca es troben en aquest tram baix, mentre que a la zona fluvial s'hi troba el 92%. Cal destacar també que Entremuros és un canal de drenatge artificial on, per tant, s'han perdut les condicions geomorfològiques naturals d'aquest tram (Capítol 2), cosa que també contribueix a fer disminuir la riquesa faunística. Les canalitzacions provoquen canvis en els fluxos d'aigua (generalment uniformant les característiques hidrològiques), una reducció de

l'heterogeneïtat del substrat i en molts casos, una disminució de la riquesa faunística (per ex., Ward, 1998). Ara bé, l'existència de determinats taxons lligats a aigües salabroses o fins i tot salades, el 8% de les famílies que no habiten a la zona fluvial, determina la diferenciació d'aquestes dues zones del riu. La riquesa de crustacis en rius mediterranis de la península Ibèrica augmenta en augmentar la salinitat i la temperatura (Vivas et al., 2002). Dels sis grups de crustacis trobats, *Corophium* és un gènere al·lòcton present ja a l'estuari del Guadalquivir (P Drake, com. pers.), que ha arribat als estuaris fixat als vaixells, gràcies al seu mode de vida dins de tubs que ell mateix construeix (Tachet et al., 1999). Els Palaemonidae són espècies predominantment marines, per bé que algunes d'elles viuen en aigües salabroses dels cursos baixos dels rius (Gledhill et al., 1976). Altres espècies trobades, com *Sphaeroma hookeri* o els Anthuridae, són també pròpies d'aigües salabroses i fons llimosos (Argano, 1979), i finalment, un taxó com el cnidari *Cordylophora caspia*, tot i ser d'aigua dolça, suporta salinitats de fins el 15%, motiu pel qual és freqüent també en zones estuariques o deltaïques (Tachet et al., 2000).

A part d'aquesta gran diferenciació de dues zones, la comunitat de macroinvertebrats també presenta diferències dins de cada tram, especialment a la zona fluvial. Ara bé, en aquest cas no es produeix una substitució de taxons tal com es donaria de forma natural (Vannote et al., 1980) sinó que el que trobem és una desaparició dels taxons existents aigües amunt a partir del punt en què les pertorbacions humanes es fan evidents. D'aquesta manera, la comunitat de macroinvertebrats es veu reduïda, tant en riquesa de famílies com en densitat d'individus, aigües avall de les mines d'Aznalcóllar, tram on s'ajunten gran nombre de pertorbacions (contaminació minera, contaminació orgànica, alteracions de l'hàbitat, etc.) (per ex., Arambarri et al., 1996; Arribas et al., 2003; Cabrera et al., 1984; Manrique et al., 1985; i els Capítols 2 i 3). Diferents pertorbacions d'origen antròpic tenen com a efecte l'empobriment de les comunitats de macroinvertebrats, o la substitució d'unes espècies per altres, malgrat que cada espècie pugui respondre de forma diferent en funció del tipus de pertorbació (Chessman i McEvoy, 1998).

La contaminació provocada per l'activitat minera, generalment augments importants de la concentració de metalls en aigua (per ex., Paulson, 2001) i en sediments (per ex., Müller et al., 2000), acompanyats (Chapman i Kimstach, 1996) o no (García-Criado et al., 1999; Mori et al., 1999) d'alteracions del pH, té un clar efecte negatiu sobre les comunitats aquàtiques, des de les poblacions bacterianes i d'algues (Hill et al., 2000; Sabater, 2000; Sabater et al., 2003) fins als peixos (Amisah i Cowx, 2000; Saldaña et al., 2003; Tarras-Wahlberg et al., 2001). Respecte als macroinvertebrats, en gran varietat de rius del món i sota explotacions mineres de diferents tipus, s'observen disminucions importants de la riquesa de taxons (Amisah i Cowx, 2000; Clements et al., 2000; García-Criado et al., 1999; Hirst et al., 2002; Mori et al., 1999; Norris et al., 1982; Smolders et al., 2003; Tarras-Wahlberg et al., 2001; Watanabe et al., 2000; Xu et al., 2003). Els efectes de la contaminació minera són semblants arreu, encara que les proporcions entre els diferents metalls no siguin les mateixes (Chessman i McEvoy, 1998). A més a més en molts casos, i igual que en aquest estudi, també s'observa una disminució de la densitat d'organismes en llocs afectats per mineria (Clements et al., 1988; Maret et al., 2003; Tarras-Wahlberg et al., 2001) per bé que de vegades no es donen disminucions de les densitats totals tot i la disminució de la riquesa (Malmqvist i Hoffsten, 1999; Mori et al., 1999; Nelson i Roline, 1999). Ara bé, els diferents taxons que conformen la comunitat potencial d'un determinat tram no queden afectats en el mateix grau, de manera que sota la influència minera s'observa també un canvi en la proporció dels diferents grups, respecte els llocs de control no afectats (Beltman et al., 1999; Smolders et al., 2003). Per tant, aquells organismes més resistents augmentaran la seva proporció en el total de la comunitat malgrat que també pugui disminuir la seva riquesa o abundància absoluta, tal com s'observa al Guadiamar. La reducció de la riquesa d'efemeròpters, plecòpters i tricòpters (EPT) és un fenomen freqüent en àrees afectades per mineria (García-Criado et al., 1999; Malmqvist i Hoffsten, 1999; Maret et al., 2003). En general, els efemeròpters i els plecòpters mostren una elevada sensibilitat davant aquest tipus de contaminació (Clements et al., 1988; Kiffney i Clements, 1994; Malmqvist i Hoffsten, 1999), tot i que moltes

espècies d'algunes famílies com Baetidae han estat considerades com a tolerants davant de la contaminació metàl·lica (Beltman et al., 1999; Maret et al., 2003). Altres famílies, com els Leptophlebiidae, absents de tot el tram afectat del Guadiamar, desapareixen o disminueixen molt la seva densitat en llocs miners (Mori et al., 1999) malgrat que alguns autors els classifiquen com a tolerants als metalls (Chessman i McEvoy, 1998). Igualment, els tricòpters en conjunt no mostren de vegades sensibilitat en front aquesta contaminació (Leslie et al., 1999; Malmqvist i Hoffsten, 1999), mentre que en altres casos la seva riquesa o diversitat es veu reduïda (Fernández-Aláez et al., 2002). Altres grups que desapareixen o es redueixen de forma molt important al Guadiamar aigües avall de les mines són els mol·luscs i els crustacis. Els mol·luscs han estat considerats també com a intolerants a la contaminació minera (Gower et al., 1994; Leslie et al., 1999; Norris et al., 1982) i només en algun cas on el pH és neutre hi són abundants (Mori et al., 1999). Els crustacis, i concretament les gambes de riu (en el nostre cas, *Atyaephyra desmarestii*) s'han extingit d'algunes zones per culpa de l'activitat minera (Tarras-Wahlberg et al., 2001). Per contra, els grups que augmenten de proporció en el tram afectat del Guadiamar són el conjunt d'odonats, coleòpters i heteròpters (OCH) i els dípters. Els dípters formen un ordre en conjunt tolerant a molts tipus de contaminació, entre les quals s'hi troba la minera (Hellowell, 1986; Kiffney i Clements, 1994), i en alguns casos fins i tot s'observen augments en la densitat d'aquests organismes (Clements et al., 1988; Gower et al., 1994). Alguns odonats i heteròpters (Libellulidae i Hydrometridae) també s'inclouen entre els organismes tolerants (Chessman i McEvoy, 1998).

La comunitat de macroinvertebrats també es diferencia entre els propis punts afectats per les pertorbacions d'origen humà. Així doncs, fins a 15 km aigües avall de la principal font de contaminació metàl·lica (vegeu el Capítol 3) s'observa una recuperació parcial de les comunitats de macroinvertebrats, tant en riquesa de famílies com en densitats d'individus. Es recupera també la proporció d'EPT i reapareixen mol·luscs i crustacis eliminats a la zona més propera de la mina. Aigües avall d'un focus de contaminació minera, juntament amb la millora de la qualitat

del medi, les comunitats de macroinvertebrats tendeixen a recuperar la riquesa i la densitat, i a assemblar-se de nou a les comunitats no afectades. Ara bé, aquesta recuperació pot donar-se al cap de pocs km de la font de contaminació (Watanabe et al., 2000) o bé no produir-se fins centenars de km aigües avall (Norris et al., 1982; Smolders et al., 2003; Tarras-Wahlberg et al., 2001). L'empobriment que es dona al riu Guadiamar a partir d'aquest punt on la comunitat ja havia mostrat signes de recuperació, i aigües avall, unit a canvis de les característiques fisicoquímiques de l'aigua (vegeu el Capítol 3), fa pensar que les fonts de pertorbació presents en aquesta zona (contaminació orgànica) també afecten la composició i estructura de les comunitats de macroinvertebrats.

Igual que la contaminació minera, la contaminació orgànica provoca disminucions de la riquesa i diversitat de les comunitats de macroinvertebrats, i en alguns casos, desplaçament d'unes espècies més sensibles per altres més tolerants (Cao et al., 1997; Camora-Muñoz i Alba-Tercedor, 1996). Tanmateix, els organismes més afectats per cada tipus de contaminació poden ser diferents (Chessman i McEvoy, 1998; Tarras-Wahlberg et al., 2001). Moltes vegades, les densitats d'alguns taxons resistents com els dípters Chironomidae augmenten molt amb la contaminació orgànica, per damunt dels llocs sense aquestes aportacions de nutrients. Fins i tot, algunes espècies poden tolerar millor l'efecte de substàncies tòxiques com els metalls en presència de certs nivells de contaminació orgànica, sobretot pel suplement nutritiu que representa (Stuijzand et al., 2000).

A part del paper de la contaminació en diferenciar les comunitats de macroinvertebrats d'un punt a l'altre, al riu Guadiamar aquestes diferències també poden provenir d'alteracions en els hàbitats (vegeu el Capítol 2). No només cal tenir en compte l'impacte físic sobre els hàbitats que va tenir l'accident miner de 1998 i les posteriors activitats de neteja (vegeu el Capítol 1), sinó el fet que el drenatge àcid de les mines (AMD) pot provocar també alteracions dels hàbitats. Així doncs, la precipitació d'òxids de Fe o Mn contribueix a tancar els espais intersticials del sediment, a la vegada que recobreix tots els substrats d'una capa de gruix variable que en algunes ocasions pot

dependre's i crear inestabilitat. Malgrat tot, alguns estudis mostren com en rius afectats per AMD, les comunitats de macroinvertebrats es veuen més negativament afectades per la qualitat de l'aigua que pels precipitats al substrat (Courtney i Clements, 2002; DeNicola i Stapleton, 2002). No obstant això, l'empobriment dels hàbitats causat per l'accident i les neteges, pot ser una de les causes de disminució de la diversitat i la riquesa de les comunitats de macroinvertebrats. És per aquest motiu que un estudi hàbitat per hàbitat ajuda a minimitzar l'efecte d'aquest factor.

L'espai. Diferències entre els hàbitats

La composició de les comunitats de macroinvertebrats també difereix en funció de l'hàbitat, que juga un paper clau en la seva estructuració (Maddock, 1999; Mebane, 2001). En general, hàbitats complexos i amb gran diversitat de microambients poden albergar comunitats de macroinvertebrats més riques i, sovint, també més nombroses (Downes et al., 2000; Mebane, 2001; Poff i Ward, 1990). En rius, en funció de la velocitat de l'aigua, es separen molts cops dos grans hàbitats quan s'estudia el sistema a una escala de tram: són els ràpids o zones reòfiles (*riffles*) i els lents o zones lenítiques (*pools*), sovint associats a substrats durs i de mida més gran els primers, i substrats més petits i amb més vegetació aquàtica els segons. Al nostre estudi, la suma de les mostres preses a la vegetació (V) i les preses al sediment fi (S) formarien l'hàbitat lenític, però molt poques famílies apareixen al sediment i no als altres hàbitats, de manera que les mostres de vegetació ens estan donant pràcticament tota la riquesa de famílies de l'hàbitat lenític.

Malgrat que moltes vegades es considera que els hàbitats reòfiles contenen una fauna més rica que els hàbitats lenítics (Brown i Brussock, 1991; Carter i Fend, 2001), en altres casos aquesta diferenciació no és evident (Brown i Brussock, 1991; Logan i Brooker, 1983; Scullion et al., 1982). Al Guadiamar, la riquesa de famílies de macroinvertebrats és semblant entre els ràpids i la vegetació al punt de control, però en canvi als punts afectats la riquesa és superior a la vegetació. El mateix passa amb la densitat, ja que mentre que al punt de control les densitats més elevades es troben a l'hàbitat reòfil (vegeu també Logan i Brooker, 1983;

Scullion et al., 1982), als punts afectats no sol haver-hi diferències entre els hàbitats. Les pertorbacions que pateix aquest riu, doncs, afecten de manera més dràstica els organismes dels hàbitats reòfiles que els de la vegetació. Altres estudis també mostren aquesta major afectació en els hàbitats reòfiles per rius amb alteracions, per exemple, del règim hidrològic (Scullion et al., 1982). Diferents causes s'apunten per explicar aquest diferent grau d'afectació. D'una banda, recordar els impactes de l'accident i de les mesures de restauració posteriors, que van incloure la construcció de trampes de sediment que transformaren el riu en un seguit de basses, amb la conseqüent pèrdua de l'hàbitat reòfil (Capítol 2). L'hàbitat reòfil, doncs, que va aparèixer al riu Guadiamar molts mesos més tard que el lentíctic, ha tingut un temps de colonització més curt. D'altra banda, alguns autors apunten que gran part dels taxons més sensibles a les pertorbacions es troben precisament a l'hàbitat reòfil (Roy et al., 2003), cosa que també explicaria aquesta major afectació. De fet, als punts afectats del Guadiamar trobem una forta disminució de la relació entre efemeròpters, plecòpters i tricòpters (EPT) i odonats, coleòpters i heteròpters (OCH) que, com s'ha dit més amunt, presenten una diferent sensibilitat enfront algunes contaminacions, entre les quals destaca la minera. Evidentment a tots els punts, la relació entre EPT i OCH és més alta als ràpids que als lents, tal com es dona en altres rius (per ex., Bonada, en premsa), però les pertorbacions, lluny de mantenir aquesta relació, la fan disminuir. Finalment, la contaminació de l'aigua pot afectar de maneres diferents els organismes en funció, per exemple, de la velocitat. Augments de la velocitat fan disminuir la capa límit que es genera al voltant de qualsevol objecte submergit, entre els quals, evidentment, s'hi troben els organismes aquàtics. Aquesta disminució de la capa límit facilita l'entrada de les substàncies tòxiques dins l'organisme, tot augmentant-ne per tant la toxicitat (Navarro et al., 2000). A més a més, alguns organismes reòfiles destinen energia en intentar mantenir-se al lloc i no ser arrossegats per la corrent. Aquesta despesa energètica extra fa que l'organisme no pugui destinar tanta energia en superar l'efecte d'altres pertorbacions, i es torni més vulnerable (Lowell et al., 1995).

Malgrat que l'hàbitat reòfil sigui el més afectat al riu Guadiamar, les faunes de la vegetació o del sediment també estan empobrides respecte el punt de control. Els organismes que colonitzen la vegetació poden variar en funció de les espècies vegetals que hi hagi (Balci i Kennedy, 2003; McCreary i San Giovanni, 2002) de manera que canvis de flora o disminució de la riquesa de macròfits poden comportar també un empobriment de les comunitats. A més a més, l'estructura dels macròfits també determina la fauna associada, ja que un increment de la complexitat arquitectònica de les plantes aquàtiques fa augmentar la riquesa de macroinvertebrats que hi habiten (Taniguichi et al., 2003). El sediment és en general un hàbitat que alberga una riquesa faunística menor que els ràpids o la vegetació (Glozier et al., 2002; Phillips, 2003), riquesa que és especialment baixa en els llims (Mebane, 2001). La seva fauna es troba estretament lligada al substrat i, en conseqüència, està més directament sotmesa a les partícules contaminants que aquest pugui tenir lligades. El sediment fi, a més a més, adsorbeix quantitats superiors de metalls (Ladd et al., 1998), cosa que en moments de desorció pot afectar a la fauna que hi habita (Nelson i Roline, 1999). A la zona d'Entremuros, l'hàbitat S està més sotmès a la deposició de sediments, ja que és una zona amb menys pendent i menys energia hidràulica. La deposició de sediments fins sobre el substrat afecta la riquesa d'invertebrats, perquè pot omplir els espais intersticials, i reduir l'hàbitat disponible per molts macroinvertebrats i els recursos alimentaris (Nerbonne i Vondracek, 2001).

El temps. Efecte de l'estacionalitat

Els cicles biològics de les espècies i les adaptacions que hagin desenvolupat a ambients variables, fan que les comunitats de macroinvertebrats canviïn la composició taxonòmica al llarg de l'any (Bonada, 2003; Boulton i Lake, 1992a i 1992b). Aquest canvi pot ser degut al reemplaçament d'unes espècies per unes altres, sense que això impliqui modificacions importants de la riquesa faunística però sovint, les comunitats de macroinvertebrats s'empobreixen a les èpoques càlides i seques (Bonada, 2003). Aquests canvis estacionals poden estar relacionats amb canvis en l'estructura dels hàbitats (Boulton i Lake, 1992b), provocats per exemple, per la

desaparició de zones de ràpids. Canvis fisicoquímics, com l'augment de la temperatura a l'estiu, també poden determinar la successió de determinades espècies. La disminució d'EPT durant les èpoques càlides i seques, i la conseqüent disminució de la relació EPT/OCH que s'aprecia al riu Guadiamar, s'observa també en altres rius mediterranis (Bonada, 2003).

En el nostre cas, diferents paràmetres fisicoquímics presenten una marcada estacionalitat (vegeu el Capítol 3), cosa que pot afectar també a les comunitats fluvials. A part de la temperatura, durant l'any fluctuen els valors d'alguns paràmetres que poden resultar tòxics per als organismes, com el pH o la concentració de metalls. Prop de la mina, als rius Agrio i Guadiamar, és a l'estiu on els pH són més baixos i les concentracions de metalls, més elevades, i per tant, és a l'estiu on la toxicitat provocada per aquests factors pot ser més gran. Tot plegat fa que en aquestes èpoques seques i càlides s'apreciï un empobriment de les comunitats de macroinvertebrats, juntament amb l'augment de les concentracions de metalls (Xu et al., 2003).

El temps. La recuperació de la comunitat

Després d'una pertorbació els efectes de la qual han comportat l'eliminació d'una part de la biota aquàtica, les comunitats fluvials tendeixen a recuperar-se. Ara bé, la manera i la rapidesa com es doni aquesta recuperació depèn en gran part del tipus de pertorbació i dels efectes que s'hagin produït, així com del moment de la pertorbació, els cicles de vida dels organismes que formen la comunitat i la presència d'organismes supervivents (Hutchens et al., 1998). Lake (2000) classifica les pertorbacions en tres grups en funció de com es donin les causes: pulsació (*pulse*), quan la pertorbació comença i acaba de forma ràpida, pressió (*press*), quan comença de forma ràpida però es manté en el temps, i rampa (*ramp*), quan comença i es manté esglaonadament. Des d'aquest punt de vista, l'accident miner d'Aznalcóllar el 1998 va ser una forta pertorbació de tipus pulsació, en el sentit de la gran riuada sobtada que es va produir (Padilla i Méndez, 2002), però va anar acompanyada també de pertorbacions de tipus pressió, ja que la contaminació de l'aigua i els sediments resten al medi durant intervals més grans de

temps (vegeu el Capítol 3). A més a més, cal afegir la destrucció de l'hàbitat tant en l'accident com durant tot el període de neteja (Capítols 1 i 2). Davant de pertorbacions com ara les avingudes, les comunitats tendeixen a recuperar-se amb relativa rapidesa, ja que d'una banda aquestes pertorbacions són freqüents en algunes àrees climàtiques com la mediterrània, on la fauna està adaptada (Gasith i Resh, 1999), i d'altra banda moltes espècies es refugien en determinades àrees tot facilitant després la recolonització dels espais (Gasith i Resh, 1999; Lake, 2000). Per exemple, després d'eliminar-se el 50% dels individus en una riuada, la comunitat torna a l'estat anterior en tan sols el temps d'una generació (Hendricks et al., 1995). Ara bé, la riuada tòxica d'Aznalcóllar és un cas molt diferent, ja que ni es tracta d'una riuada natural i periòdica en què la fauna hagi desenvolupat adaptacions, ni van quedar organismes aquàtics supervivents al llarg d'uns 60 km de riu (Grimalt et al., 1999; Pain et al., 1998), i a més a més, va anar acompanyada d'una gran contaminació persistent i una forta alteració dels hàbitats. Una alteració dels hàbitats provocada, per exemple, per una restauració, és també una pertorbació impredecible a la qual la biota no pot estar-hi adaptada (Muotka et al., 2002).

Després de tasques de restauració dels hàbitats físics que han comportat la reducció o l'eliminació temporal de la fauna aquàtica, les comunitats de macroinvertebrats poden recuperar el seu estat anterior a la pertorbació en tan sols unes poques setmanes (Brooks et al., 2002; Tikkanen et al., 1994) o bé tardar mesos i fins i tot anys en recuperar-se (Biggs et al., 1998; Muotka i Laasonen, 2002), malgrat ser la qualitat de l'aigua molt bona. Un fet que pot retardar aquesta recolonització és que, per a la completa recuperació de la comunitat macroinvertebrada, cal que es recuperin també les comunitats biològiques que d'una manera o altra hi estiguin relacionades, ja sigui proporcionant hàbitat físic com recursos alimentaris (Laasonen et al., 1998). Ara bé, quan tampoc la qualitat de l'aigua està recuperada, com és el cas del riu Guadiamar, la recuperació de les comunitats no pot ser completa.

El mateix factor el trobem a la inversa. Els rius afectats per mineria mostren una lleugera tendència a la recuperació de les comunitats de

macroinvertebrats un cop les mines cessen el seu funcionament. Aquesta recuperació, però, és molt lenta, i desenes d'anys més tard del tancament de les mines, les comunitats aquàtiques encara són molt diferents de les que es troben en llocs propers no afectats, ja que sovint alguns metalls romanen per sobre dels nivells de toxicitat dels organismes (Gower et al., 1994; Hirst et al., 2002; Malmqvist i Hoffsten, 1999; Maret et al., 2003; Watanabe et al., 2000). Malgrat tot, quan es realitzen mesures per augmentar la qualitat de l'aigua, ràpidament s'observen millores, i augmenta la riquesa, la diversitat i la densitat de les comunitats de macroinvertebrats (Nelson i Roline, 1996; Tarras-Wahlberg et al., 2001). Ara bé, aquesta ràpida recuperació després del tractament de les aigües contaminades només es dona quan els hàbitats no s'han vist afectats ni per la pròpia contaminació minera (perquè no vagi associada a pH baixos que provoquen la precipitació d'òxids) ni per alteracions físiques posteriors.

Tot plegat mostra la dificultat de determinar les causes que fan que la recuperació temporal de les comunitats de macroinvertebrats del riu Guadiamar sigui tan baixa en alguns llocs, i estigui encara arreu molt lluny dels nivells de control. Quan molts factors ambientals poden potencialment jugar un paper important en determinar l'estructura i la composició de les comunitats de macroinvertebrats, és difícil establir relacions de causalitat entre els paràmetres abiòtics i els biològics (Clements et al., 2002). Una anàlisi més directa entre els factors que més fortament estan determinant les comunitats de macroinvertebrats del riu Guadiamar es troba al Capítol 5.

Al riu Guadiamar la recuperació temporal de les comunitats de macroinvertebrats segueix un patró molt semblant a la recuperació espacial que trobem aigües avall de les mines d'Aznalcóllar. Així doncs, durant els primers mesos després de l'accident es va donar una ràpida recuperació inicial, passant d'un medi pràcticament buit de fauna a una comunitat pobra formada per unes poques famílies, de forma equivalent a la recuperació que es dona des del punt 2 al riu Agrio al punt 3 al pont de Las Doblas. Després d'aquesta recuperació inicial les comunitats queden estancades, l'augment de la riquesa de famílies es torna molt lent, i no s'arriben a assolir els nivells del

punt de control. Igualment, aigües avall del punt 3, la comunitat del Guadiamar tampoc segueix la recuperació iniciada al tram més alt.

Aquestes famílies que primer van colonitzar el medi s'han mantingut presents durant els cinc anys següents en la majoria de punts. Són majoritàriament famílies àmpliament distribuïdes pels rius ibèrics de caràcter mediterrani, i es troben en llocs amb característiques naturals molt diferents així com diferents graus d'alteració humana (Vivas et al., 2002). Entre elles destaquen els oligoquets, els dípters Chironomidae, els coleòpters Dytiscidae o els efemeròpters Baetidae. A més a més, s'hi afegeixen famílies com els heteròpters Corixidae o els dípters Ceratopogonidae. Totes aquestes famílies han estat considerades com a tolerants a diferents tipus de pertorbació, tant orgànica com minera (Alba-Tercedor i Sánchez-Ortega, 1988; Chessman i McEvoy, 1998; Gower et al., 1994; Jáimez-Cuéllar et al., 2002; Maret et al., 2003; Watanabe et al., 2000), fet pel qual segurament han pogut mantenir-se al llarg del riu Guadiamar durant els anys d'estudi. Ara bé, algunes d'aquestes famílies tenen una gran capacitat de recolonització d'espais, cosa que pot provocar que semblin estables en el temps quan en realitat no ho són (Townsend et al., 1987). Això és el que pot passar als punts més propers a la mina, 2 i 2.1, on la composició general de la comunitat varia molt entre els diferents mostresos. La colonització es pot donar, per exemple, per l'arribada d'organismes voladors des d'ambients propers, cosa que explicaria la presència d'alguns coleòpters adults o heteròpters (Ortega et al., 1991), o bé per l'ovoposició d'adults, que poden donar larves que no prosperin i no acabin el seu cicle de vida. L'arribada a la zona afectada del Guadiamar d'altres organismes presents als punts de control és molt baixa o nul·la durant aquests cinc anys posteriors a l'accident miner. Watanabe et al. (2000) observaren resultats similars després del tancament d'unes mines, on la comunitat de macroinvertebrats només es recuperava lleugerament just després del tancament, però quedava estancada durant els 22 anys següents als punts més propers a la mina, entre 0,5 i 9 km riu avall. L'existència de mines abandonades arreu del món que encara provoquen nivells de metalls pesants elevats (Jung, 2001; Rasmussen, 1979; Wong et al., 1999) i impedeixen, per tant, la recuperació de

les comunitats aquàtiques (per ex., Amisah i Cowx, 2000), fa pensar que només mesures actives per aturar la contaminació minera poden comportar un marc ambiental en el qual la fauna aquàtica es pugui desenvolupar amb normalitat. Primer cal avaluar, però, la importància relativa que tenen els diferents factors ambientals detectats aquí (contaminacions diverses i alteracions de l'hàbitat) per establir les mesures de gestió més adients.

BIBLIOGRAFIA

- Alba-Tercedor J i Sánchez-Ortega A. 1988. □n método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.
- Amisah S i Cowx IG. 2000. Impacts of abandoned mine and industrial discharges on fish abundance and macroinvertebrate diversity of the upper River Don in South Yorkshire, □K. *Journal of Freshwater Ecology*, 15 (2): 237-249.
- Argano R. 1979. Isopodi (Crustacea, Isopoda). A: Ruffo S (Coord). *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*, 5. Consiglio Nazionale delle Ricerche, 64 pàg.
- Attrill MJ. 2002. A testable linear model for diversity trends in estuaries. *Journal of Animal Ecology*, 71: 262-269.
- Arambarri P, Cabrera F i Gonzalez-Quesada R. 1996. Quality of the surface waters entering the Doñana National Park (SW Spain). *The Science of the Total Environment*, 191:185-196.
- Arribas C, Guarnizo P, García de Jalón D, Granado-Lorencio C i Fernández-Delgado C. 2003. Fauna piscícola de la cuenca del río Guadiamar: estado de conservación, problemática y directrices de restauración. A: *Ciencia y restauración del Río Guadiamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 438-445.
- Balci P i Kennedy JH. 2003. Comparison of chironomids and other macroinvertebrates associated with *Myriophyllum spicatum* and *Heteranthera dubia*. *Journal of Freshwater Ecology*, 18 (2): 235-247.

- Beltman DJ, Clements WH, Lipton J, Cacula D. 1999. Benthic invertebrate metals exposure, accumulation, and community-level effects downstream from a hard-rock mine site. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (2): 299-307.
- Biggs J, Corfield A, Gron P, Hansen HO, Walker D, Whitfield M i Williams P. 1998. Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British E□-LIFE demonstration project, V—Short-term impacts on the conservation value of aquatic macroinvertebrate and macrophyte assemblages. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8: 241-255.
- Bonada N. 2003. *Ecology of macroinvertebrate communities in Mediterranean rivers at different scales and organization levels*. Tesi Doctoral, □niversitat de Barcelona, 355 p g.
- Bonada N, Rieradevall M, Prat N i Resh VH. en premsa. Macrohabitats and macroinvertebrate assemblages in mediterranean streams in California: responses to the loss of connectivity by drought disturbance. *Journal of North American Benthological Society*.
- Boulton AJ i Lake PS. 1992a. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. II. Comparisons of faunal composition between habitats, rivers and years. *Freshwater Biology*, 27: 99-121.
- Boulton AJ i Lake PS. 1992b. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. III. Temporal changes in faunal composition. *Freshwater Biology*, 27: 123-138.
- Brooks SS, Palmer MA, Cardinale BJ, Swan CM i Ribblett S. 2002. Assessing stream ecosystem rehabilitation: limitations of community structure data. *Restoration Ecology*, 10 (1): 156-168.
- Brown AV i Brussock PP. 1991. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. *Hydrobiologia*, 220: 99-108.
- Buffagni A, Crosa GA, Harper DM i Kemp JL. 2000. □sing invertebrate species assemblages to identify river channel habitat units: an application of the functional habitats concept to a large, unpolluted Italian river (River Ticino, northern Italy). *Hydrobiologia*, 435: 213-225.
- Cabrera F, Toca CG, Diaz E i Arambarri P. 1984. Acid mine-water and agricultural pollution in a river skirting the Doñana National Park (Guadiamar river, South West Spain). *Water Research*, 18:1469-1482.
- Cao Y, Bark AW, Williams W P. 1997. Analysing benthic macroinvertebrate community changes along a pollution gradient: A framework for the development of biotic indices. *Water Research*, 31 (4): 884-892.
- Carter JL i Fend SV. 2000. Inter-annual changes in the benthic community structure of riffles and pools in reaches of contrasting gradient. *Hydrobiologia*, 459: 187-200.
- Chapman D i Kimstach V. 1996. Selection of water quality variables. A: Chapman D ed. *Water quality assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. Segona edició. E & FN SPON, London, 59-126.
- Chessman BC i McEvoy PK. 1998. Towards diagnostic biotic indices for river macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 364: 169-182.
- Clements WH, Cherry DS i Cairns Jr J. 1988. Impact of heavy metals on insect communities in streams: a comparison of observational and experimental results. *Can J Fish Aquat Sci*, 45: 2017-2025.
- Clements WH, Van Hassel JH, Cherry DS i Cairns Jr J. 1989. Colonization, variability, and the use of substratum-filled trays for biomonitoring benthic communities. *Hydrobiologia*, 173: 45-53.
- Clements WH, Carlisle DM, Lazorchak JM i Johnson PC. 2000. Heavy metal structure benthic communities in Colorado Mountain streams. *Ecological Applications*, 10 (2): 626-638.
- Clements WH, Carlisle DM, Courtney LA i Harrahy EA. 2002. Integrating observational and experimental approaches to demonstrate causation in stream biomonitoring studies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (6): 1138-1146.
- Courtney LA i Clements WH. 2002. Assessing the influence of water and substratum quality on benthic macroinvertebrate communities in a metal-polluted stream: an experimental approach. *Freshwater Biology*, 47: 1766-1778.

- DeNicola DM i Stapleton MG. 2002. Impact of acid mine drainage on benthic communities in streams: the relative roles of substratum vs. aqueous effects. *Environmental pollution*, 119: 303-315.
- Downes BJ, Lake PS i Schreiber ESG. 2000. Habitat structure, resources and diversity: the separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. *Oecologia*, 123: 569-581.
- Dufrène M i Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- Farreras M i Gallardo A. 1985. Los odonatos de la cuenca del río Guadiamar (Sevilla). *Mediterránea Ser Biol*, 8: 17-28.
- Farreras M i Soler AG. 1979. Odonatos de las Marismas del Bajo Guadalquivir. Aspectos faunísticos. *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 3: 213-218.
- Fernández-Aláez C, de Soto J, Fernández-Aláez M i García-Criado F. 2002. Spatial structure of the caddisfly (Insecta, Trichoptera) communities in a river in NW Spain affected by coal mining. *Hydrobiologia*, 487: 193-205.
- Gallardo A. 1990. Distribución de los plecópteros en el río Guadiamar (Sevilla). *Ecología*, 4: 333-337.
- Gallardo A i López S. 1981. Primera cita para España de *Thraulius bellus* Eaton, 1881 (*Ephem. Leptophlebiidae*). *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 4: 249.
- Gallardo A i Toja J. 1984. Distribución de los efemerópteros en el río Guadiamar (Sevilla). *Limnética*, 1: 207-213.
- Gallart F, Benito G, Martín-Vide JP, Benito A, Prió JM i Regüés D. 1999. Fluvial geomorfology and hydrology in the dispersal and fate of pyrite mud particles released by the Aznalcóllar mine tailings spill. *The Science of the Total Environment*, 242 (1-3): 13-26.
- García-Criado F, Tomé A, Vega FJ i Antolín C. 1999. Performance of some diversity and biotic indices in rivers affected by coal mining in northwestern Spain. *Hydrobiologia*, 394: 209-217.
- Garralón A, Gómez P, Turrero MJ, Sánchez M i Melón AM. 1999. The geochemical aspects of toxic waters retained in the Entremuros area (Spain). *The Science of the Total Environment*, 242 (1-3): 27-40.
- Gasith A i Resh VH. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30: 51-81.
- Gledhill T, Sutcliffe DW i Williams WD. 1976. *A revised key to the species of Crustacea: Malacostraca occurring in fresh water*. Freshwater Biological Association, Scientific Publication 32, 72 pàg.
- Glozier NE, Culp JM, Reynoldson TB, Bailey RC, Lowell RB i Trudel L. 2002. Assessing metal mine effects using benthic invertebrates for Canada's Environmental Effects Program. *Water Qual Res Canada*, 37 (1): 251-278.
- Gower AM, Myers G, Kent M i Foulkes ME. 1994. Relationships between macroinvertebrate communities and environmental variables in metal-contaminated streams in south-west England. *Freshwater Biology*, 32: 199-221.
- Grimalt JO, Ferrer M i Macpherson E. 1999. The mine tailing accident in Guadiamar. *The Science of the Total Environment*, 242 (1-3): 3-12.
- Hellawell JM. 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Pollution Monitoring Series, Elsevier Applied Science Publishers, London & New York, 546 pàg.
- Hendricks AC, Willis LD i Snyder C. 1995. Impact of flooding on the densities of selected aquatic insects. *Hydrobiologia*, 299: 241-247.
- Hill BH, Willingham WT, Parrish LP i McFarland BH. 2000. Periphyton community responses to elevated metal concentrations in a Rocky Mountain stream. *Hydrobiologia*, 428: 161-169.
- Hirst H, Jüttner I i Ormerod SJ. 2002. Comparing the responses of diatoms and macroinvertebrates to metals in upland streams of Wales and Cornwall. *Freshwater Biology*, 47: 1752-1765.
- Hutchens JJ, Chung K i Wallace JB. Temporal variability of stream macroinvertebrate abundance and biomass following pesticide disturbance. *Journal of North American Benthological Society*, 17 (4): 518-534.
- Illies J i Botosaneanu L. 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue

- faunistique. *Mitteilungen der Internationale Vereinigung für Limnologie*, 12: 1-57.
- Jáimez-Cuéllar P, Vivas S, Bonada N, Robles S, Mellado A, Álvarez M, Avilés J, Casas J, Ortega M, Pardo I, Prat N, Rieradevall M, Sáinz-Cantero C, Sánchez-Ortega A, Suárez ML, Toro M, Vidal-Abarca MR, Camora-Muñoz C i Alba-Tercedor J. 2002. Protocolo GADALMED (PRECE). *Limnética*, 21 (3-4): 187-204.
- Jung MC. 2001. Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea. *Applied Geochemistry*, 16: 1369-1375.
- Karr JR, Allan JD i Benke AC. 2000. River conservation in the United States and Canada. A: Boon PJ, Davis BR i Petts GE (eds). *Global Perspectives on River Conservation: Science, Policy and Practice*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, 3-39.
- Kiffney PM i Clements WH. 1994. Effects of heavy metals on a macroinvertebrate assemblage from a Rocky Mountain stream in experimental microcosms. *Journal of North American Benthological Society*, 13 (4): 511-523.
- Kiffney PM i Clements WH. 2003. Ecological effects of metals on benthic invertebrates. A: Simon TP ed. *Biological Response Signatures. Indicator Patterns Using Aquatic Communities*. CRC Press, Boca Raton, 135-154.
- Laasonen P, Muotka T i Kivijärvi I. 1998. Recovery of macroinvertebrate communities from stream habitat restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8: 101-113.
- Ladd SC, Marcus WA i Cherry S. 1998. Differences in trace metal concentrations among fluvial morphologic units and implications for sampling. *Environmental Geology*, 36 (3-4): 259-270.
- Lake PS. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of North American Benthological Society*, 19 (4): 573-592.
- Legendre P i Legendre L. 1998. *Numerical Ecology*. Developments in Environmental Modelling, 20. Elsevier, 2ª ed. anglesa. Amsterdam, 853 pàg.
- Leslie HA, Pavluk TI, bij de Vaate A i Kraak MHS. 1999. Triad assessment of the impact of chromium contamination on benthic macroinvertebrates in the Chusovaya River (Urals, Russia). *Archiv für Environmental Contamination and Toxicology*, 37: 182-189.
- Logan P i Brooker MP. 1983. The macroinvertebrate faunas of riffles and pools. *Water Research*, 17 (3): 263-270.
- Lorenz CM, Van Dijk GM, Van Hattum AGM, Cofino WP. 1997. Concepts in river ecology: implications for indicator development. *Regulated Rivers: Research & Management*, 13: 501-516.
- Lowell RB, Culp JM i Wrona FJ. 1995. Toxicity testing with artificial streams: effect of differences in current velocity. *Environmental Technology and Chemistry*, 14 (7): 1209-1217.
- Maddock I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology*, 41: 373-391.
- Malmqvist B i Hoffsten PO. 1999. Influence of drainage from old mine deposits on benthic macroinvertebrate community in central Swedish streams. *Water Research*, 33 (10): 2415-2423.
- Manrique A, Arroyo I, Nebreda AM i Rodríguez J. 1985. *Niveles de metales pesados en los sedimentos actuales del Parque Nacional de Doñana*. Comunicaciones INIA. Serie: Recursos naturales, nº 38. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, 67 pàg.
- Maret TR, Cain DJ, MacCoy DE i Short TM. 2003. Response of benthic invertebrate assemblages to metal exposure and bioaccumulation associated with hard-rock mining in northwestern streams, USA. *Journal of North American Benthological Society*, 22 (4): 598-620.
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega S.A., Barcelona, 1010 pàg.
- McCreary N i San Giovanni CR. 2002. Distribution and diversity of benthic macroinvertebrates associated with aquatic macrophytes. *Journal of Freshwater Ecology*, 17 (2): 223-233.
- McCune B i Mefford MJ. 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data Version 4.27*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Mebane CA. 2001. Testing bioassessment metrics: macroinvertebrate, sculpin, and salmonid responses to stream habitat,

- sediment, and metals. *Environmental Monitoring and Assessment*, 67: 293-322.
- Montes C, Serrano J, Álvarez F, Arenas JM, Carrero G, León A, Mora A, Sánchez JL, Escuder A i Cano M. 2000. *Corredor Verde del Guadiamar. Un espacio para todos*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. CD (disc compacte).
- Mori C, Orsini A i Migon C. 1999. Impact of arsenic and antimony contamination on benthic invertebrates in a minor Corsican river. *Hydrobiologia*, 392: 73-80
- Müller J, Ruppert H, Muramatsu Y i Schneider J. 2000. Reservoir sediments – a witness of mining and industrial development (Malter Reservoir, eastern Erzgebirge, Germany). *Environmental Geology*, 39 (12): 1341-1351.
- Muotka T i Laasonen P. 2002. Ecosystem recovery in restored headwater streams: the role of enhanced leaf retention. *Journal of Applied Ecology*, 39: 145-156.
- Muotka T, Paavola R, Haapala A, Novikmec M i Laasonen P. 2002. Long-term recovery of stream habitat structure and benthic invertebrate communities from in-stream restoration. *Biological Conservation*, 105: 243-253.
- Navarro E, Guasch H, Muñoz I, Real M i Sabater S. 2000. Aplicación de un sistema de canales artificiales en el estudio ecotoxicológico de comunidades microbentónicas. *Limnética*, 18: 1-14.
- Nelson SM i Roline RA. 1996. Recovery of a stream macroinvertebrate community from mine drainage disturbance. *Hydrobiologia*, 339: 73-84.
- Nelson SM i Roline RA. 1999. Relationships between metals and hyporheic invertebrate community in a river recovering from metals contamination. *Hydrobiologia*, 397: 211-226.
- Nerbonne BA i Vondracek B. 2001. Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environmental Management*, 28 (1): 87-99.
- Norris RH, Lake PS i Swain R. 1982. Ecological effects of mine effluents on the South Eak River, North-eastern Tasmania III. Benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 33: 789-809.
- Ortega M, Suárez ML, Vidal-Abarca MR, Gómez R i Ramírez-Díaz L. 1991. Aspects of postflood recolonization of macroinvertebrates in a “Rambla” of South-East Spain (“Rambla del Moro”: Segura River Basin). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 24: 1994-2001.
- Padilla F i Méndez A. 2002. Las aguas subterráneas y superficiales en el aluvial del río Guadiamar durante el accidente de Aznalcóllar (ensayo de modelización). Universidad de La Coruña y IGME, Coruña, 84 pág.
- Pain DJ, Sánchez A i Meharg AA. 1998. The Doñana ecological disaster: contamination of a world heritage estuarine marsh ecosystem with acidified pyrite mine waste. *The Science of the Total Environment*, 222 (1-2): 45-54.
- Parsons M i Norris RH. 1996. The effect of habitat-specific sampling on biological assessment of water quality using a predictive model. *Freshwater Biology*, 36 (2): 419-434.
- Paulson AJ. 2001. Biogeochemical removal of Pb and Cd in Coeur d’Alene River (Idaho, USA), downstream of a mining district. *The Science of the Total Environment*, 278: 31-44.
- Phillips EC. 2003. Habitat preference of aquatic macroinvertebrates in an East Texas sandy stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 18 (2): 1-11.
- Poff NL i Ward JV. 1990. Physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management*, 14 (5): 629-645.
- Prados MJ, García FJ, Doctor A, López V i Camarillo JM. 2003. Mapa de reconocimiento territorial del Corredor Verde. Análisis y diagnóstico de la actividad agraria y del aprovechamiento del monte en la cuenca del Guadiamar. A: *Ciencia y restauración del Río Guadiamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 472-481.
- Rasmussen L. 1979. Heavy metals in acid streams from lignite mining areas. *The Science of the Total Environment*, 12: 61-74.
- Rosenberg DM i Resh VH. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic

- macroinvertebrates. A: Rosenberg DM i Resh VH, eds. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, 1-9.
- Resh VH i Rosenberg DM. 1989. Spatial-Temporal variability and the study of aquatic insects. *The Canadian Entomologist*, 121: 941-963.
- Roy AH, Rosemond AD, Leigh DS, Paul MJ i Wallace JB. 2003. Habitat-specific responses of stream insects to land cover disturbance: biological consequences and monitoring implications. *Journal of North American Benthological Society*, 22 (2): 292-307.
- Sabater S. 2000. Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River, S-W. Spain, following a major mine tailings spill. *Journal of Applied Phycology*, 12: 113-124.
- Sabater S, Buchaca T, Cambra J, Catalan J, Guasch H, Ivorra N, Muñoz I, Navarro N, Real M i Romaní A. 2003. Structure and function of benthic algal communities in an extremely acid river. *Journal fo Phycology*, 39: 481-489.
- Saldaña T, Gurnizo P, Arribas C, Trilla CG, García-González D, Fletcher D, Carmona JA i Fernández-Delgado C. 2003. Efecto del vertido tóxico de las minas de Aznalcóllar sobre la fauna piscícola del río Guadiamar. A: *Ciencia y restauración del Río Guadiamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 170-181.
- Scuillion J, Parish CA, Morgan N i Edwards RW. 1982. Comparison of benthic macroinvertebrate fauna and substratum composition in riffles and pools in the impounded River Elan and the unregulated River Wye, mid-Wales. *Freshwater Biology*, 12: 597-595.
- Smolders AJP, Lock RAC, van der Velde G, Medina Hoyos RI i Roelofs JGM. 2003. Effects of mining activities on heavy metal concentrations in water, sediment, and macroinvertebrates in different reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44: 314-323.
- SPSS. 2001. SPSS para Windows versión 11.0.1, SPSS Inc., Chicago.
- Statzner B i Higler B. 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16: 127-139.
- Stuijzand SC, Helms M, Kraak MHS, Admiraal W. 2000. Interacting effects of toxicants and organic matter on the midge *Chironomus riparius* in polluted river water. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46: 351-356.
- Tachet H, Richoux P, Bournaud M i Sseglio-Polatera P. 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS éditions, París, 588 pàg.
- Taniguchi H, Nakano S i Tokeshi M. 2003. Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Freshwater Biology*, 48: 718-728.
- Tarras-Wahlberg NH, Flachier A, Lane SN i Sangfors O. 2001. Environmental impacts and metal exposure of aquatic ecosystems in rivers contaminated by small scale gold mining: the Puyango River basin, southern Ecuador. *The Science of the Total Environment*, 278: 239-261.
- Tikkanen P, Laasonen P, Muotka T, Huhta A i Kuusela K. 1994. Short-term recovery of benthos following disturbance from stream habitat restoration. *Hydrobiologia*, 273: 121-130.
- Townsend CR, Hildrew AG i Schofield K. 1987. Persistence of stream invertebrate communities in relation to environmental variability. *Journal of Animal Ecology*, 56: 597-613.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR i Cushing CE. 1980. The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci*, 37: 130-137.
- Vivas S, Casas JJ, Pardo I, Robles S, Bonada N, Mellado A, Prat N, Alba-Tercedor J, Álvarez M, Bayo MM, Jáimez-Cuéllar P, Suárez ML, Toro M, Vidal-Abarca MR, Amora-Muñoz C i Moyá G. 2002. Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GADALMED. *Limnética*, 21 (3-4): 149-173.
- Ward JV. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*, 83 (3): 269-278.

- Watanabe NC, Harada S i Komai Y. 2000. Long-term recovery from mine drainage disturbance of a macroinvertebrate community in the Ichi-Kawa River, Japan. *Hydrobiologia*, 429: 171-180.
- Weatherhead MA i James MR. 2001. Distribtuion of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zones of nine New Zealand lakes. *Hydrobiologia*, 462: 115-129.
- Wong HKT, Gauthier A i Nriagu JO. 1999. Dispersion and toxicity of metals from abandoned gold mine tailings at Goldenville, Nova Scotia, Canada. *The Science of the Total Environment*, 228: 35-47.
- Xu M, Qiu J i Cao H. 2003. Effects of copper pollution on the benthic community in the Le An River, China. *Journal of Freshwater Ecology*, 18 (1): 129-133.
- Camora-Muñoz C i Alba-Tercedor J. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of North American Benthological Society*, 15 (3): 332-352.

Annex 4.1. Relació de la fauna trobada als punts de mostreig dels rius Agrio i Guadamar durant tot el període d'estudi. Per a les famílies o nivells taxonòmics superiors, s'indica la presència temporal relativa (1: <25% dels mostrejos; 2: 25-50%; 3: 50-75%; 4: ≥75%). El signe + indica la presència del gènere o l'espècie en algun dels mostrejos, però l'absència del signe no n'indica la no presència, sinó la no identificació.

	1	2	2.1	3	4	5	6	7.1	8	10
CNIDARIA										
Clavidae							1		1	
<i>Cordylophora</i>							+		+	
Hydridae	1			2	1	1	1			1
PLATYHELMINTHES										
Cl. T <small>UR</small> BELLARIA										
Dugesiidae	4		1							
<i>Dugesia</i>	+		+							
Microturbellaria	1									
Planariidae	1									
<i>Phagocatta</i>	+									
<i>cf. Polycelis</i>	+									
NEMATHELMINTHES										
Cl. NEMATODA	3		1	1	2	2	2		2	2
NEMERTINA										
	2			1	1	1				
ANNELIDA										
Cl. OLIGOCHAETA	4	1	3	4	4	4	4	4	3	4
Cl. HIR <small>UD</small> INEA										
Erpobdellidae	3									
Glossiphoniidae	1				1					2
<i>cf. Dina</i>	+									
<i>Glossiphonia</i>	+									
<i>Haementeria sanguisuga</i>	+									
<i>Helobdella</i>						+				+
MOLLUSCA										
Cl. GASTROPODA										
Ancylidae	4			1						
<i>Ancylus fluviatilis</i>	+			+						
Bithyniidae	4									
<i>Bithynia</i>	+									
Ferriidae	2			1	1					4
Hydrobiidae	1								1	
Lymnaeidae	1									1
Physidae	4			1	2	1	3		1	4
Planorbidae	2				1	1				
<i>Gyraulus</i>	+									
Thiaridae	4									
<i>Melanopsis</i>	+									
Cl. BIVALVIA										
Unionidae	1									
<i>Unio</i>	+									

(Continua)

(Annex 4.1. Continuació)

	1	2	2.1	3	4	5	6	7.1	8	10
ARTHROPODA										
CI. MALACOSTRACA										
O. DECAPODA										
Atyidae	4									
<i>Atyaephyra desmarestii</i>	+									
Palaemonidae							1	4	3	
O. ISOPODA										
Anthuridae								1	1	
<i>Cyathura cf. carinata</i>								+	+	
Asellidae	1									
<i>Asellus</i>	+									
Sphaeromatidae								4	3	
<i>Sphaeroma hookeri</i>								+	+	
Gnathiidea									1	
O. AMPHIPODA										
Chorophiidae							1	3	3	
<i>Chorophium cf. orientale</i>							+	+	+	
Gammaridae	3			1						
O. MYSIDACEA										
Mysidae									1	
<i>Mesopodopsis</i>									+	
CI. OSTRACODA										
			1	2	2	1	2	4	2	2
CI. ARACHNIDA										
HYDRACARINA										
Oribatidae	4	1	3	1	1	1	1		1	1
	2	1		1	1	1	1		1	
S.CI. INSECTA										
O. EPHEMEROPTERA										
Baetidae	4	1	1	4	4	3	4		2	4
<i>Baetis</i>	+		+	+	+	+				
<i>Centroptilum</i>					+					
<i>Cloeon</i>	+			+	+	+	+		+	+
<i>Procloeon</i>	+									
<i>Procloeon bifidum</i>	+									
<i>Pseudocentroptilum pennulatum</i>	+			+						
Caenidae	4	2	2	3	2	1	1			
<i>Caenis luctuosa</i>	+	+	+	+	+	+	+			
Ephemerellidae	1									
<i>Ephemerella ignita</i>	+									
Heptageniidae	2									
<i>Ecdyonurus</i>	+									
<i>Ecdyonurus cf. dispar</i>	+									
Leptophlebiidae	4									
<i>Choroterpes picteti</i>	+									
<i>Habroblebia</i>	+									
<i>Thraulius bellus</i>	+									

(Continua)

(Annex 4.1. Continuació)

	1	2	2.1	3	4	5	6	7.1	8	10
O. PLECOPTERA										
Leuctridae	1			1						
<i>Leuctra</i>	+									
Nemouridae	1									
<i>Nemoura</i>	+									
Perlodidae	1									
<i>Isoperla</i>	+									
cf. <i>Hemimelaema flaviventris</i>	+									
O. ODONATA										
Aeshnidae	2	1		3	2	1	2	1	1	
<i>Aeshna</i>					+		+			
<i>Anax</i>	+	+		+		+	+			
<i>Anax</i> cf. <i>parthenope</i>					+		+			
<i>Anax</i> cf. <i>imperator</i>	+			+	+	+		+		
Calopterygidae	1									
Coenagrionidae	4	1	2	4	4	2	4	2	3	3
<i>Cercion lindeni</i>	+									
<i>Ischnura graellsii</i>	+						+			
<i>Ischnura pumilio</i>								+		
Corduliidae	1				1					
<i>Epitheca bimaculata</i>					+					
Gomphidae	1			1						
<i>Gomphus</i>	+									
<i>Mesogomphus</i> cf. <i>genei</i>	+									
Lestidae	1									1
<i>Lestes</i>										+
<i>Sympecma</i>										+
Libellulidae	2	1	1	3	2		1			1
<i>Crocothemis erythraea</i>	+				+		+			
<i>Diplacodes</i>		+								
<i>Libellula</i> cf. <i>fulva</i>				+						
<i>Orthetrum</i>		+	+	+						+
<i>Orthetrum</i> cf. <i>cancellatum</i>	+				+					
<i>Orthetrum</i> cf. <i>coerulescens</i>	+									+
<i>Sympetrum fonscolombeii</i>				+	+					
Platycnemididae	2			1	1					
<i>Platycnemis</i>	+			+	+					
O. HEMIPTERA										
Corixidae	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
<i>Corixa</i>		+	+		+	+				+
<i>Microneecta</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Gerridae	4	2	2	3	2	2	3	2	2	3
<i>Aquarius</i>	+									
<i>Gerris</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Hebridae	1									
<i>Hebrus pusillus</i>	+									
Hydrometridae	2	1		1	1					
<i>Hydrometra stagnorum</i>		+								
Mesoveliidae	2	1	1	2	3	2	1		1	2
<i>Mesovelia vittigera</i>	+	+	+	+	+	+	+		+	+

(Continua)

(Annex 4.1. Continuació)

	1	2	2.1	3	4	5	6	7.1	8	10
Naucoridae	3	1	1	2	2	1				1
<i>Naucoris maculatus</i>	+	+	+	+	+					+
Nepidae	1			1		1				
<i>Nepa cinerea</i>	+			+		+				
Notonectidae	2	2	2	2	3	2	4	2	3	4
<i>Anisops</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Notonecta</i>	+	+	+	+	+					+
Pleidae		1			1	1				3
<i>Plea minutissima</i>		+			+	+				+
Veliidae	4	2	2	1	2	2	1		1	2
cf. <i>Velia</i>					+				+	
<i>Microvelia</i> cf. <i>reticulata</i>	+						+			
<i>Microvelia pygmaea</i>	+	+	+	+	+	+			+	+
O. NEUROPTERA (PLANIPENNIA)										
Sisyridae	1									
<i>Sysira</i>	+									
Plannipenia no identificat				1						
O. COLEOPTERA										
Dryopidae	3	1							1	2
<i>Dryops</i>	+	+							+	+
Dytiscidae	3	3	4	4	4	4	3	2	3	3
Hydroporinae		+		+	+					
Colymbetinae			+	+	+					
<i>Agabus</i>	+	+	+	+	+			+		+
<i>Bidessus</i>					+	+	+		+	
<i>Coelambus</i>										+
<i>Colymbetes</i>		+			+	+				
<i>Copelatus</i>		+	+	+		+				+
<i>Cybister</i>				+	+	+	+		+	+
<i>Dytiscus</i>				+		+				
<i>Eretes</i>						+				
<i>Graptodytes</i>	+	+	+	+						
<i>Hydaticus</i>			+	+			+			
<i>Hydroglyphus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ilybius</i>										+
<i>Laccophilus</i>	+	+	+	+	+	+			+	+
<i>Rhantus</i>						+	+		+	
<i>Scarodites</i>		+								
<i>Yola</i>			+							
Elmidae	4		1	1	1					
<i>Esolus</i>	+									
<i>Oulimnius</i>	+		+							
Gyrinidae	1	1	2	1	1	2	2	1	2	2
<i>Aulongyrus</i>	+									
<i>Gyrinus</i>	+	+	+	+	+	+	+		+	+
Haliplidae				1						1
<i>Halipus</i>				+						+
Helophoridae	1			1	1	1	2	2	2	2
<i>Helophorus</i>	+			+	+	+	+	+	+	+

(Continua)

(Annex 4.1. Continuació)

	1	2	2.1	3	4	5	6	7.1	8	10
Hydraenidae	4		1	3	2	2	2	3	3	4
<i>Hydraena</i>	+									
<i>Limnebius</i>	+									
<i>Ochthebius</i>	+		+	+	+	+	+	+	+	+
Hydrochidae	1									1
<i>Hydrochus</i>	+									+
Hydrophilidae	3	2	2	4	4	3	4	3	2	4
<i>Anacaena</i>	+				+	+				+
<i>Berosus</i>		+	+	+	+	+	+		+	+
<i>Berosus affinis (=hispanicus)</i>						+				+
<i>Berosus guttalis</i>						+	+			+
<i>Chaetarthria</i>	+		+							
<i>Coleostoma</i>	+			+		+				
<i>Enochrus</i>	+		+		+	+	+	+	+	+
<i>Helochares</i>	+		+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Hemisphaera</i>	+									
<i>Hydrobius</i>							+			
<i>Hydrous</i>						+				
<i>Laccobius</i>	+	+	+	+	+	+				
<i>Limnoxenus</i>										+
Hydroscaphidae	1				1					1
<i>Hydroscapha</i>	+				+					+
Hygrobiiidae									1	
<i>Hygrobia</i>									+	
Noteridae					1					3
<i>Noterus</i>					+					+
O. TRICHOPTERA										
Ecnomidae	4		1			1				
<i>Ecnomus</i>	+		+			+				
Hydropsychidae	4	1	2	3	1	2				
<i>Hydropsyche</i>	+	+	+	+	+	+				
<i>Hydropsyche exocellata</i>	+		+	+	+	+				
Hydroptilidae	3	1	1	2	1					1
<i>Agraylea</i>			+							
<i>Agraylea cf. sexmaculata</i>										+
<i>Hydroptila</i>	+		+	+	+					
<i>Ithytrichia lamellaris</i>	+									
<i>Orthotrichia</i>	+		+							
Leptoceridae	3									
<i>Athripsodes</i>	+									
Limnephilidae	1									
Philopotamiidae	3			1						
<i>Chimarra marginata</i>	+			+						
Polycentropodidae	1									
Psychomyiidae	2									
cf. <i>Paduniella</i>	+									
Rhyacophilidae	3									

(Continua)

(Annex 4.1. Continuació)

	1	2	2.1	3	4	5	6	7.1	8	10
O. DIPTERA										
Anthomyidae	2				1	1	1	1		
Ceratopogonidae	4	3	3	4	3	2	2	1	1	4
Ceratopogoninae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Forcipomyiinae	+				+	+				
Chaoboridae		1		1						
<i>Chaoborus</i>										
Chironomidae	4	3	4	4	4	4	4	4	3	4
Chironominae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Corynoneurinae	+			+	+		+			+
Othocladiinae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Tanypodinae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Culicidae	3	2	2	3	3	2	1		1	2
Anophelinae	+	+		+						+
Culicinae		+	+	+	+	+				+
Dixidae	4	1		1	2	1	1			1
<i>Dixa</i>	+					+				
<i>Dixa nebulosa</i>	+									
<i>Dixella</i>	+	+		+	+	+				+
Dolichopodidae	1	1	1	1	1		1		1	1
Empididae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Ephydriidae	1		2	3	3	3	2	1	1	3
Limoniidae	3	1	2	3	2	2	2	1	1	4
<i>Eriopterini</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Hexatomini</i>	+		+							
<i>Limonini</i>		+	+	+	+	+				+
<i>Pediciini</i>	+									
Psychodidae	3	1	2	3	3	2	1		1	1
Rhagionidae	1		1		1	1	1			1
Sciomyzidae	1					1	1			
Simuliidae	4	1	2	3	3	2				
Stratiomyidae	2			1	1	1			1	1
Syrphidae					1	1				
Tabanidae	3	1	1	2	1	1	1			2
Thaumaleidae	1				1		1			
Tipulidae	1			1	1					1

Capítol 5

Importància dels factors ambientals
en determinar les comunitats de
macroinvertebrats al riu Guadiamar:
l'hàbitat físic *versus* la qualitat
química de l'aigua i els sediments

Importància dels factors ambientals en determinar les comunitats de macroinvertebrats al riu Guadiamar: l'hàbitat físic *versus* la qualitat química de l'aigua i els sediments.

INTRODUCCIÓ

Identificades les possibles fonts d'alteració de les comunitats de macroinvertebrats, hàbitat, contaminació orgànica i contaminació minera (vegeu els Capítols 2, 3 i 4), el problema rau en determinar fins a quin punt cadascun d'aquests factors té un efecte més o menys important en l'alteració de l'ecosistema aquàtic. Els mètodes merament descriptius no són de vegades suficients per determinar relacions de causa i efecte en els sistemes naturals (Clements et al., 2002), ja que moltes de les variables que d'alguna manera o altra poden estar-hi influent, s'escapen del control de l'observador. A més a més, l'efecte de determinades substàncies o característiques del medi sobre la biota es pot veure modificat en presència d'altres paràmetres. Així doncs, de vegades poden sorgir efectes sinèrgics o antagònics entre els diferents factors que componen l'ambient físic i químic dels organismes. Per exemple, la toxicitat d'un metall com el coure, es veu incrementada si al medi a més a més hi ha zinc o cadmi (Kraak, 1992), però d'altra banda, la toxicitat d'altres metalls es pot veure reduïda en augmentar la salinitat de l'aigua (Norris et al., 1982), o si al medi hi ha elevades concentracions de matèria orgànica (Stuijzand et al., 2000) que, per si soles, també provocarien un cert grau de toxicitat (Adams i Bealing, 1994).

Una alternativa ha estat la realització d'assajos de laboratori que testin isoladament l'efecte d'una variable, mentre es mantenen constants i sota control altres paràmetres (Persoone i Janssen, 1993). Ara bé, per si sols aquests mètodes tampoc són bons, ja que la seva falta de realisme fa que no siguin directament aplicables a les condicions reals que es troben a la natura (Mebane, 2003). Un intent de solucionar-ho ha estat la realització d'experiments directament al camp (Cooper i Barmuta, 1993), o bé la recreació al laboratori de mesocosmos on hi intervenen molts factors, de forma més semblant a la natura (Kiffney i Clements, 1994). Tot i així, el risc d'estar mesurant una causa-efecte que després no es doni al camp sempre hi és.

La combinació d'estudis descriptius que incloguin un ampli espectre de llocs i temps diferents i, per tant, situacions variades, amb anàlisis multimètriques o multivariants ha estat apuntat com una altra eina per determinar les variables ambientals que més influencien la distribució de la biota aquàtica (Attrill, 2002a; Kiffney i Clements, 2003), i ha estat àmpliament utilitzat per relacionar les comunitats de macroinvertebrats amb el seu ambient (Aguar et al., 2002; Grumiaux et al., 1998; Pires et al., 2000; Vivas et al., 2002). D'aquesta manera es pot determinar quines variables tenen més pes en modificar l'estructura i composició de les comunitats de macroinvertebrats (Jongman et al., 1987; ter Braak i Verdonschot, 1995), o inferir quins factors estan implicant un empobriment o una alteració.

La detecció i classificació dels paràmetres que afecten les comunitats aquàtiques, a banda de donar-nos una informació ecològica sobre els requeriments o les toleràncies dels organismes, és important també de cara a la gestió. No és el mateix intentar restaurar un riu afectat per canalitzacions, preses o alteracions de les riberes i empobriments dels hàbitats aquàtics, que un riu afectat per abocaments d'aigües residuals urbanes, o per aportacions difuses de nutrients des de zones agrícoles, o, fins i tot, un riu afectat per contaminacions procedents de l'activitat minera.

El Guadiamar és un riu que presenta alteracions de tots aquests tipus, és a dir, modificacions importants del bosc de ribera i dels hàbitats fluvials (Arribas et al., 2002 i 2003; Capítol 2), contaminacions de tipus orgànic amb diferents procedències (urbana, agrícola i agroindustrial), i contaminació minera (Arambarri et al., 1984 i 1996; Cabrera et al., 1984; Capítol 3). La seva gestió, per tant, ha de fer-se de forma integral si el que es pretén es recuperar un bon estat ecològic de l'ecosistema fluvial global (Montes et al., 2000). Ara bé, les mesures per solucionar cadascun d'aquests problemes són de naturalesa

ben diferent. Això porta a la necessitat de determinar fins a quin punt cadascun d'aquests factors influencia l'ecosistema fluvial, per poder donar prioritat a unes mesures de gestió o a unes altres.

Els principals objectius d'aquest Capítol són:

- Identificació de les variables abiòtiques que determinen la distribució dels macroinvertebrats al llarg del riu Guadiamar i al llarg dels cinc anys posteriors a l'accident miner d'Aznalcóllar.
- Determinació de la importància relativa dels factors relacionats amb la qualitat del medi físic (hàbitats riparis i fluvials) i dels relacionats amb la qualitat química (de l'aigua i del sediment).

METODOLOGIA

Les metodologies per mesurar els paràmetres ambientals referents al bosc de ribera i a l'hàbitat físic s'exposen al Capítol 2. Al Capítol 3 s'hi troba la metodologia emprada per mesurar els paràmetres fisicoquímics referents a l'aigua i al sediment. La comunitat de macroinvertebrats es va mostrejar en tots els punts i èpoques que s'especifiquen al Capítol 1, seguint la metodologia exposada al Capítol 4. Un cop comptats els individus de cada mostra (R, V i S), s'han sumat els valors per obtenir el nombre d'individus totals d'aquell punt i època de mostreig, i després s'han transformat les dades a rang d'abundància (Taula 4.1 del Capítol 4).

Tractament de les dades

Per tal de poder relacionar les comunitats de macroinvertebrats amb el conjunt de dades ambientals preses en aquest estudi, s'han seleccionat aquells punts i aquelles èpoques de mostreig de les quals es disposava del màxim nombre de dades. Donat que es disposa de dades referents a la concentració de metalls (tant a l'aigua com al sediment) des del mes de setembre de 1999, aquest estudi es farà amb tots els punts estudiats (Capítol 1) però amb els mostresos posteriors a aquesta data. En total, s'inclouen 10 mostresos fins el juliol de 2003.

Les dades de la zona fluvial i les de la maresma es tracten sempre per separat, tal com s'ha fet fins ara.

Agrupacions de macroinvertebrats

Una primera aproximació a l'anàlisi de les comunitats de macroinvertebrats s'ha fet mitjançant una anàlisi de conglomerats (o Cluster), per tal de detectar possibles semblances o diferències entre les comunitats de macroinvertebrats presents a cada punt i al llarg de tot el període contemplat. L'anàlisi s'ha realitzat sobre la matriu de famílies totals de cada punt i data de mostreig, amb les dades d'abundància transformades a rang (vegeu la Taula 4.1 del Capítol 4). La classificació s'ha fet amb el programa PC-ORD (McCune i Mefford, 1999), i s'ha utilitzat la distància de Sorensen (o Bray-Curtis), adequada per dades en rangs, i el mètode de la beta flexible (on $\beta=0,25$).

Les variables amb més influència sobre les comunitats

Els factors que estan determinant significativament la distribució dels macroinvertebrats al riu Guadiamar s'han trobat a partir d'una anàlisi canònica de correspondències (ACC) (ter Braak i Verdonschot, 1995). Aquesta anàlisi relaciona una determinada distribució de taxons amb un conjunt de variables ambientals, ordenant els taxons, les variables i els punts de mostreig en una dimensió reduïda. Es parteix de dues matrius inicials; per una banda, una matriu amb les abundàncies de cada família a cada punt i època de mostreig passades a rang (vegeu la Taula 4.1 del Capítol 4). D'altra banda, una matriu de factors ambientals d'aquests punts i èpoques de mostreig.

En aquesta segona matriu s'han inclòs les variables referents a l'hàbitat (Capítol 2) i les referents a la qualitat fisicoquímica del medi (Capítol 3). Les variables d'hàbitat han estat els valors totals dels índexs de bosc de ribera (QBR (Munné et al., 1998a, 1998b, 2003)) i d'hàbitat (IHF (Pardo et al., 2002)), així com també els valors parcials de cadascun dels apartats que conformen aquests índexs, de manera que, pel QBR obteníem la qualificació del grau de coberta de la ribera, l'estructura de la coberta, la qualitat de la coberta i el grau de naturalitat del canal fluvial. Pel que fa a l'IHF, obteníem el grau de sedimentació o inclusió del substrat, la

freqüència de ràpids, la composició del substrat, el règim de velocitat/profunditat, l'ombra sobre la llera, els elements d'heterogeneïtat i la coberta vegetal aquàtica. En total, la matriu corresponent als punts de la zona fluvial tenia 13 variables referents a l'hàbitat. A la maresma, al no aplicar-se l'índex QBR, s'inclogueren com a variables la coberta de vegetació dels marges i la d'helòfits dins l'aigua, així com la suma de les dues cobertes, i resultaren un total d'11 variables referents a l'hàbitat. Les variables fisicoquímiques incloses a la matriu foren la majoria de les analitzades, prèviament transformades per ajustar-les a una normal (vegeu el Capítol 3), i fan referència a paràmetres generals com el pH, la conductivitat, l'alcalinitat o la concentració de sòlids en suspensió, la concentració de nutrients, la concentració de metalls a l'aigua i la concentració de metalls al sediment. En total s'inclogueren 22 paràmetres referents a la fisicoquímica del medi. Totes les dades de la matriu de factors ambientals van ser dividides pel seu valor màxim per tal d'extreure la influència de la unitat de mesura (Legendre i Legendre, 1998).

L'anàlisi ACC s'ha fet donant menys pes a les espècies rares (en el nostre cas, famílies), per tal que no pesin massa al resultat final. Simultàniament s'ha testat la significació de les variables ambientals mitjançant el mètode de Monte Carlo, amb 999 permutacions. Només aquelles variables amb un p -valor inferior a 0,1 (Aguiar et al., 2002) s'han inclòs en el segon i definitiu ACC. De la mateixa manera, la significació dels eixos canònics també s'ha testat amb el mètode de Monte Carlo.

La no significació d'algunes variables en l'anàlisi ACC pot estar causada de vegades per la relació existent entre totes les variables inicials incloses a l'anàlisi. Per aquest motiu, després de realitzar el test de Monte Carlo per determinar les variables significatives, s'ha mirat la correlació lineal entre totes les variables inicials. La correlació entre les variables referents a l'hàbitat s'ha fet per mitjà del coeficient de correlació de Spearman. Per a les variables fisicoquímiques s'ha usat el coeficient de Pearson, ja que en separar les dades de la zona fluvial i les de la maresma, totes les variables s'ajustaven a una distribució normal (Kolmogorov-Smirnov, $p > 0,05$).

Un cop seleccionades les variables ambientals significatives, aquestes s'han correlacionat (coeficient de correlació de Spearman) amb diferents paràmetres descriptors de la comunitat de macroinvertebrats (Capítol 4) com són la riquesa de famílies i l'abundància d'individus totals, i la riquesa d'alguns ordres o grups d'ordres com EPT (Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera), OCH (Odonata, Coleoptera i Heteroptera), dípters, crustacis, mol·luscs i "altres" (nemàtodes, nemertins, triclàdides, oligoquets, hirudinis, aràcnids), seguint la metodologia usada en estudis semblants (García-Criado et al., 1999).

Totes aquestes anàlisis multivariants s'han fet amb el programa estadístic CANOCO (ter Braak i Smilauer, 2002), mentre que les correlacions s'han calculat amb el paquet estadístic SPSS (SPSS, 2001).

La importància relativa de l'hàbitat i la qualitat fisicoquímica

Per determinar quins factors són més importants en determinar la composició de les comunitats de macroinvertebrats al riu Guadiamar, si l'hàbitat o els paràmetres fisicoquímics, s'ha fet una anàlisi de la partició de la variància (Borcard et al., 1992). Per això s'han classificat les variables que eren significatives en la primera ACC en dos grups, segons si feien referència a l'hàbitat físic o als paràmetres fisicoquímics, creant dues noves matrius ambientals. Amb cadascuna d'aquestes matrius s'ha tornat a fer una anàlisi ACC per veure quina part de la variabilitat de les dades era explicada per cada conjunt de factors ambientals. Finalment, l'efecte conjunt de l'hàbitat i la fisicoquímica s'ha calculat a partir d'una ACC parcial (pACC), on les dades fisicoquímiques s'entren com a variables ambientals i les dades d'hàbitat, com a covariables. S'ha utilitzat el programa CANOCO (ter Braak i Smilauer, 2002) en tots els casos.

RESULTATS

a) La zona fluvial

Segons la composició i l'estructura de les comunitats de macroinvertebrats (riquesa i abundància de les diferents famílies), poden diferenciar-se quatre grans grups de punts i dates de mostreig a la zona fluvial del riu Guadiamar (Figura 5.1). En primer lloc es diferencia el punt de control en totes les èpoques mostrejades de la resta de punts situats aigües avall de l'explotació minera. En segon lloc, es diferencien els punt més propers a les mines d'Aznalcóllar, també pràcticament en totes les èpoques de mostreig, dels punts situats més avall. Finalment, la resta de punts (des del punt 3 – Las Doblas – al punt 5 – el Vado del Quema) es diferencien entre ells, separant-se d'una banda els mostrejats durant els primers anys (1999 a 2001), i d'altra banda els últims anys (2001 a 2003). Secundàriament, dins de cada grup excepte el format pels punts més propers a la mina, les comunitats de macroinvertebrats es diferencien per èpoques de mostreig, entre èpoques humides i seques.

Malgrat aquestes diferenciacions generals, alguns punts i en algunes èpoques de l'any queden classificats en altres grups indicant una major semblança de les comunitats de macroinvertebrats. Així doncs, el punt 3 l'any

2000 ja queda classificat juntament amb els mostrejats dels últims anys i, per contra, els punts més propers a la mina cap als últims anys queden classificats juntament amb els punts més allunyats (Figura 5.1).

Únicament des del punt de vista de la composició i l'estructura de les comunitats de macroinvertebrats, la situació geogràfica del punt de mostreig sembla el primer factor que modifica les comunitats, seguit del temps (a escala interanual) i finalment de l'estacionalitat entre les èpoques seques i les humides. Els factors ambientals que poden explicar aquestes diferències s'han d'extreure a partir de l'anàlisi ACC.

De les 35 variables ambientals mesurades als punts de la zona fluvial, 13 presenten una influència significativa sobre la distribució dels macroinvertebrats (Taula 5.1). Aquestes fan referència tant a l'hàbitat físic com al químic. Pel que fa a l'hàbitat físic la major part de les variables significatives estan lligades al propi hàbitat fluvial: la freqüència de ràpids o el règim de velocitats/profunditats (variables molt relacionades), la composició del substrat (llims, sorres, graves, còdols o pedres), o la diversitat total de l'hàbitat, valorada amb la puntuació final de l'índex IHF. Ara bé, algunes d'aquestes variables presenten fortes correlacions amb

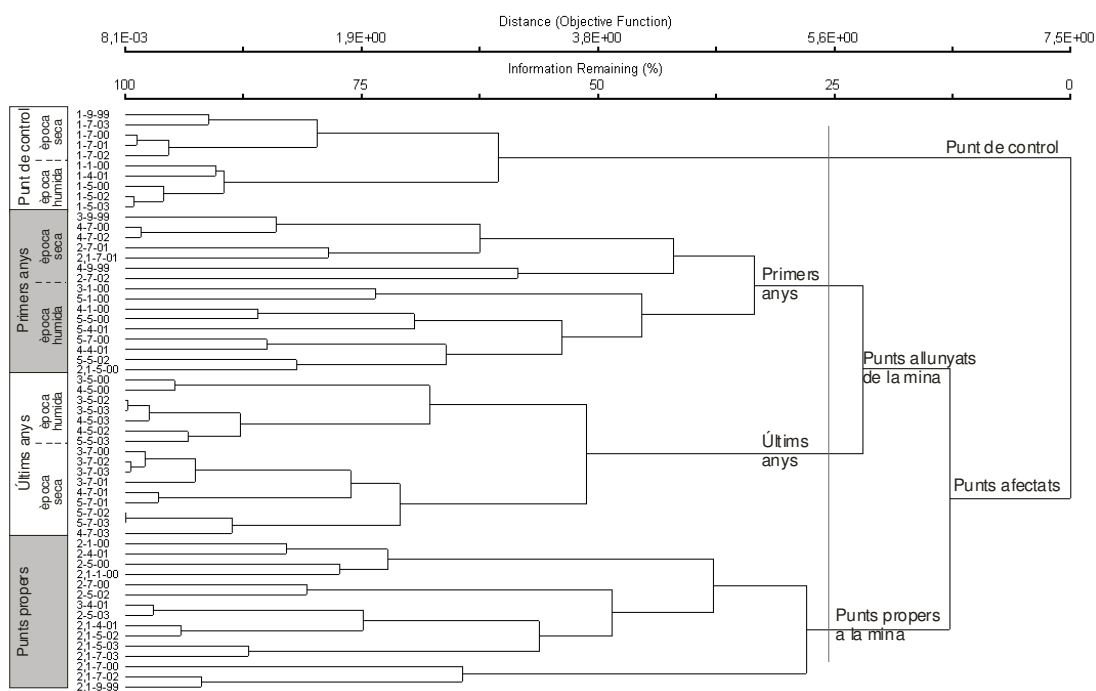


Figura 5.1. Classificació dels punts de mostreig (punt-mes-any) segons la composició i l'abundància de macroinvertebrats.

Taula 5.1. Variables ambientals incloses a l'anàlisi ACC. Es mostra el codi de la variable i els resultats de la prova de Monte Carlo (F-valor i *p*-valor).

Variable	Codi	F-valor	<i>p</i> -valor
Qualitat coberta ribera	QualCob	3,25	0,001
Freqüència de ràpids	FreqR	1,41	0,081
Composició del substrat	Subs	1,80	0,006
Règim velocitat/profunditat	Règim	2,17	0,002
Diversitat total hàbitat fluvial	IHF	1,67	0,011
pH	pH	1,76	0,011
Conductivitat	Cond	1,62	0,029
Alcalinitat	Alk	2,83	0,001
Fosfat	PO4	1,46	0,049
Coure a l'aigua	Cu-a	1,43	0,063
Arsènic a l'aigua	As-a	1,82	0,010
Antimoni a l'aigua	Sb-a	1,77	0,002
Zinc al sediment	Zn-s	10,29	0,001

altres variables d'hàbitat que no han resultat significatives. Així doncs, el valor total de l'índex correlaciona positivament amb el grau de coberta per la vegetació aquàtica (ρ de Spearman: 0,91, $p < 0,001$) mentre que, per contra, els elements d'heterogeneïtat no estan correlacionats amb cap de les variables d'hàbitat fluvial significatives. Només una variable fa referència al bosc de ribera, concretament a la qualitat de la coberta vegetal, que es calcula a partir de les espècies presents i de la continuïtat longitudinal de la comunitat vegetal al llarg del riu. Tot i així, la qualitat de la coberta està significativament correlacionada amb els altres apartats del QBR així com amb el valor final de l'índex. A més a més, els elements d'heterogeneïtat de l'hàbitat fluvial també estan correlacionats amb aquesta variable de ribera (Annex 5.1a).

Les variables fisicoquímiques significatives són principalment aquelles lligades a la contaminació minera. Així doncs, la concentració de Cu a l'aigua o de Zn al sediment indica la importància dels metalls al medi, ja que la correlació d'aquests metalls amb els altres és molt elevada. El Cu presenta correlacions positives i significatives ($p < 0,001$) amb la resta dels metalls a l'aigua que no resulten significatius en aquesta anàlisi, és a dir, el Zn, el Pb, el Cd i el Tl (r de Pearson de 0,86, 0,79, 0,84 i 0,68 respectivament) i amb l'As les correlacions són negatives ($r = -0,62$, $p < 0,001$). L'Sb a l'aigua no presenten cap correlació

lineal amb els altres metalls però la seva importància queda reflectida en la significació que presenta per a l'anàlisi ACC (Taula 5.1). Pel que fa al sediment, el Zn presenta correlacions positives i molt elevades amb la resta dels metalls (r de Pearson $> 0,77$, $p < 0,001$). A més a més, paràmetres com el pH (valors baixos), la conductivitat (elevada) i l'alcalinitat (baixa) també van fortament units a la contaminació minera (correlacions significatives amb la majoria de metalls a l'aigua i al sediment), per bé que augments del pH o de conductivitat poden ser provocats per altres tipus de contaminació (vegeu també el Capítol 3). Finalment, els fosfats també apareixen com una variable significativa (Taula 5.1).

Amb les variables ambientals significatives ($p < 0,1$), els dos primers eixos de l'ACC expliquen, respectivament, el 26,8 i el 13,2% de la variabilitat total. Tan el primer eix com el conjunt d'eixos canònics resulten significatius ($p < 0,005$). L'ordenació dels punts de mostreig, de les variables ambientals i de les famílies en aquests dos primers eixos es mostren a la Figura 5.2.

Els punts de mostreig queden clarament diferenciats en el primer eix canònic segons si es tracta del punt de control o bé dels altres punts, aigües avall de les mines d'Aznalcóllar. És doncs una separació espacial, però ve condicionada pels factors ambientals que més

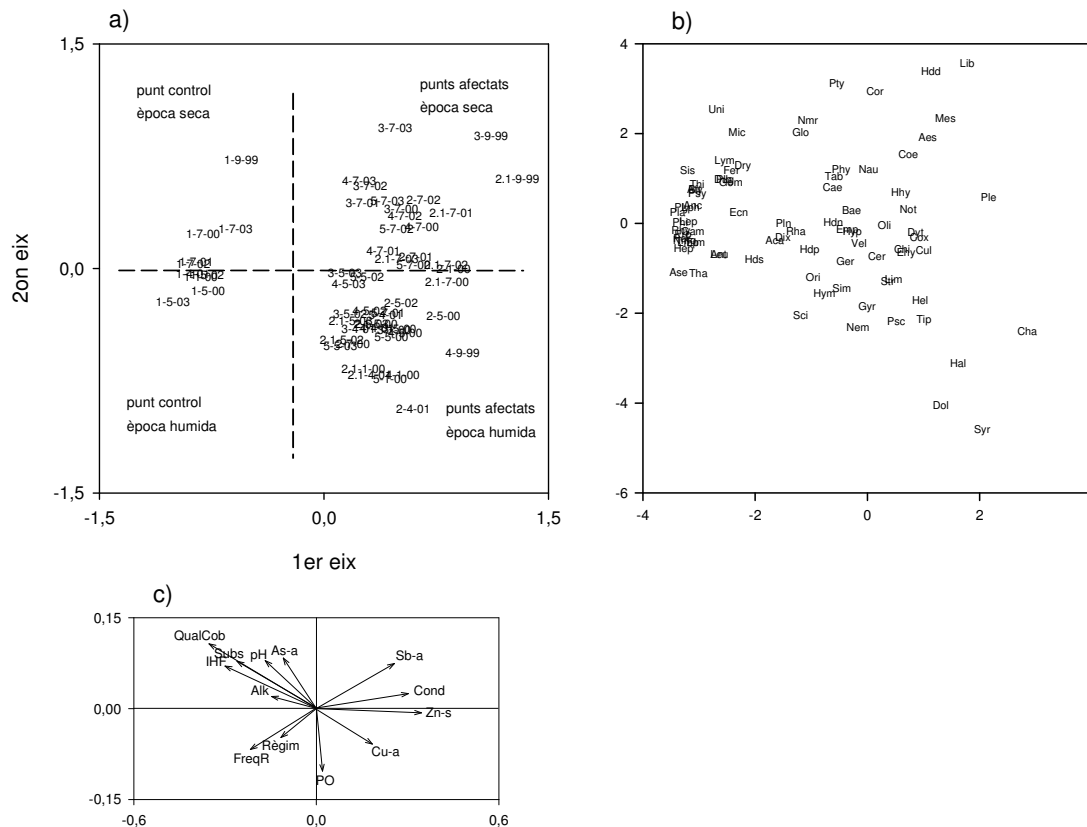


Figura 5.2. Representació dels dos primers eixos de l'anàlisi ACC de la zona fluvial. a) Ordenació dels punts de mostreig (punt-mes-any). b) Ordenació de les famílies (vegeu el significat dels codis a l'annex 5.2). c) Ordenació de les variables ambientals significatives (Monte Carlo, $p < 0,1$).

correlacionen amb aquest eix. Per tant, els factors que més influència tenen en aquesta diferenciació són la concentració de metalls al sediment (Zn-s), la conductivitat, o la diversitat i la qualitat de l'hàbitat fluvial en general (IHF, Subs, QualCob). Per contra, el segon eix, malgrat expliqui la meitat de la variància que el primer, separa els punts en funció del temps (estacional) de mostreig entre èpoques humides i seques. La concentració de fosfats i d'As a l'aigua són els factors que més determinen aquesta separació (Figura 5.2a i c).

Les famílies de macroinvertebrats més lligades al punt de control són sobretot aquelles exclusives d'aquest lloc, que no apareixen en cap dels punts afectats durant tot el període d'estudi. Es tracta de 18 famílies de molts grups diferents, especialment mol·luscs i crustacis, però també tricòpters i efemeròpters (en general, EPT). També, altres famílies abundants o freqüents al punt de control i molt poc freqüents o molt poc abundants als punts afectats queden situades vora el cantó negatiu

del primer eix canònic (Figura 5.2b). Per contra, famílies d'odonats o heteròpters (com Coenagrionidae, Aeshnidae, Libellulidae, Mesovelidae) es troben principalment en els punts afectats durant les èpoques seques, malgrat que també poden aparèixer al punt de control o a altres èpoques. A les èpoques humides, la comunitat s'enriqueix sobretot amb famílies de dípters, especialment als punts afectats (Figura 5.2b).

Les variables ambientals significatives en l'anàlisi ACC també mostren una forta correlació amb la major part de descriptors de la comunitat de macroinvertebrats (Taula 5.2). Així doncs, variables com la qualitat de la coberta de la ribera (QualCob), la diversitat general de l'hàbitat fluvial (IHF), la concentració de Cu a l'aigua o de Zn al sediment, es correlacionen significativament amb la riquesa i l'abundància totals i la riquesa dels diferents ordres taxonòmics. Per contra, la concentració de fosfats no presenta una

Taula 5.2. Coeficients de correlació de Spearman entre les variables ambientals significatives a la zona fluvial i alguns descriptors de la comunitat de macroinvertebrats. S: riquesa de famílies totals; N: nombre d'individus totals; riquesa de famílies de EPT: Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera; OCH: Odonata, Coleoptera i Heteroptera; D: Diptera; Cr: Crustacea; M: Mollusca; A: Altres. Pels codis de les variables vegeu la Taula 5.1.

	S	N	EPT	OCH	D	Cr	M	A
QualCob	0,80**	0,65**	0,80**	0,70**	0,37*	0,82**	0,72**	0,78**
FreqR	0,33	0,27	0,41**	0,26	0,35	0,32	0,09	0,17
Subs	0,58**	0,31*	0,62**	0,56**	0,38**	0,47**	0,35	0,46**
Règim	0,36*	0,24	0,50**	0,25	0,27*	0,32*	0,03	0,34*
IHF	0,70**	0,44**	0,75**	0,66**	0,38**	0,60**	0,42**	0,59**
pH	0,53**	0,69**	0,57**	0,38**	0,21	0,58**	0,56**	0,53**
Cond	-0,51**	-0,41**	-0,51**	-0,26	-0,50**	-0,45**	-0,46**	-0,55**
Alk	0,31*	0,47**	0,26*	0,11	0,23	0,42**	0,46**	0,44**
PO4	-0,12	0,08	-0,11	-0,24	0,22	-0,07	-0,08	-0,18
Cu-a	-0,54**	-0,65**	-0,48**	-0,36**	-0,40**	-0,53**	-0,61**	-0,47**
As-a	0,12	0,43**	0,07	0,04	0,03	0,29*	0,41**	0,14
Sb-a	-0,40**	-0,05	-0,47**	-0,35**	-0,18	-0,33*	-0,20	-0,44**
Zn-s	-0,44**	-0,26*	-0,40**	-0,29*	-0,35*	-0,41**	-0,43**	-0,48**

* $p < 0,05$; ** $p < 0,005$

correlació significativa amb cap d'aquests descriptors (Taula 5.2).

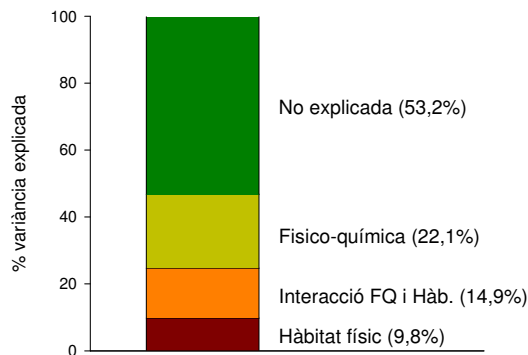


Figura 5.3. Resultats del pACC mostrant el tant per cent de la variància total que queda explicada per cada conjunt de variables, en els punts de la zona fluvial.

Per saber la importància relativa dels factors físics i els químics en determinar la distribució dels macroinvertebrats en aquest tram del riu Guadiamar s'ha fet una anàlisi de la partició de la variància. Els resultats de l'anàlisi mostren, per una banda, com poc més de la meitat de la variabilitat en la distribució de les famílies no queda explicada per cap de les variables seleccionades (Figura 5.3). D'altra banda, dins de la variància explicada, les variables

físicoquímiques són les que més expliquen la distribució dels organismes en aquest tram fluvial del riu Guadiamar. Malgrat això, l'hàbitat hi juga també un paper important, i explica per sí sol prop d'un 10% de la variància, però contribueix juntament amb la físicoquímica en prop d'un 15% més.

b) La zona de maresma

La comunitat de macroinvertebrats a la zona de maresma ve determinada per onze variables significatives, 3 d'elles referents a l'hàbitat i 9 referents a les característiques físicoquímiques (Taula 5.3). Les variables referents a l'hàbitat són la coberta d'helòfits, la inclusió del substrat i la freqüència de ràpids. La coberta d'helòfits està positivament correlacionada també amb la coberta vegetal dels marges del canal fluvial, així com amb alguns paràmetres de l'hàbitat fluvial, com la coberta d'algues i macròfits submergits. D'altra banda, el grau d'inclusió del substrat es relaciona també amb la diversitat de substrats i d'hàbitats en general, mentre que la freqüència de ràpids es relaciona amb el règim de velocitat/profunditat. El percentatge d'ombra sobre la llera o els elements d'heterogeneïtat no correlacionen amb cap de les variables significatives (Annex 5.1b).

Contràriament al què observàvem a la zona fluvial, gran part de les variables

fisicoquímiques significatives no tenen relació amb l'activitat minera, a pesar que de la matriu original, dos tercers parts de les variables es referien a la concentració de metalls a l'aigua o al sediment. Tan sols la concentració de Tl a l'aigua o de Pb al sediment tenen probablement el seu origen a l'explotació minera, mentre que les concentracions d'As en aquesta zona de maresma provindrien d'un altre lloc (Capítol 3) (Taula 5.3). Per aquesta raó, la concentració de Tl a l'aigua presenta correlacions significatives amb la resta de metalls a l'aigua excepte l'As, malgrat els coeficients de correlació no siguin molt elevats (r de Pearson de 0,66 pel Zn, Cu: 0,46; Pb: 0,44; Cd: 0,41; Sb: 0,48; $p < 0,05$), i la concentració de Pb al sediment també es correlaciona amb la resta de metalls ($r > 0,6$, $p < 0,001$). Així mateix, la conductivitat en aquesta zona està probablement més lligada a la naturalesa geològica dels sòls de la maresma, la influència de l'aigua de mar i algunes contaminacions orgàniques que a la pròpia contaminació minera (vegeu el Capítol 3) i es correlaciona feblement amb pocs metalls. Per contra, la concentració d'alguns nutrients com el nitrat o el nitrit, així com els sòlids en suspensió totals apareixen ara com a variables significatives en explicar la distribució dels macroinvertebrats en aquesta zona (Taula 5.3).

L'anàlisi ACC explica un 32,2% de la variància en el primer eix, i un 12,3% en el segon, i els eixos són significatius (Monte Carlo, $p < 0,005$). El primer eix separa els punts de mostreig en funció sobretot de la conductivitat, que té una elevada correlació amb aquest eix. El segon eix

ve marcat per la concentració de nutrients i la de metalls. Entre tots dos eixos els punts queden separats en dos grups: d'una banda el punt de control 10 en les diferents èpoques de mostreig, i de l'altra els tres punts afectats situats a Entremuros (Figura 5.4a). Dins aquest gran grup, un gradient marcat sobretot per un augment de conductivitat i una disminució tant de nutrients com de metalls (excepte l'As) va diferenciant els punts d'Entremuros, des del punt 6 al 8, sense que pugui observar-se cap agrupació de tipus temporal. No sembla, per tant, que les comunitats de macroinvertebrats d'aquesta zona segueixin una evolució temporal, ni interanualment ni estacionalment, malgrat que en alguns casos, els mostrejos de les èpoques humides queden situats cap als cantons més positius de tots dos eixos (Figura 5.4). Sembla doncs, que la diferenciació de les comunitats depèn sobretot de la situació del punt.

Pel que fa a l'hàbitat, les tres variables que tenen més influència en la diferenciació dels punts (variables significatives) s'han de prendre amb cautela. D'una banda, el grau de sedimentació o inclusió del substrat és més baix (major puntuació) al punt de control 10 que a la resta de punts, mentre que d'altra banda, la freqüència de ràpids és més elevada als punts afectats. Val a dir, però, que en cap d'aquests punts hi ha ràpids, i la diferència entre el punt de control i els afectats rau en el fet que al canal s'hi troba sempre un règim laminar (major puntuació), mentre que al punt 10 l'aigua sempre està quieta (menor puntuació).

Taula 5.3. Variables ambientals incloses a l'anàlisi ACC. Es mostra el codi de la variable i els resultats de la prova de Monte Carlo (F-valor i p -valor).

Variable	Codi	F-valor	p -valor
Coberta d'helòfits	Helòfits	1,55	0,055
Grau d'inclusió o sedimentació	Inclusió	1,60	0,087
Freqüència de ràpids	FreqR	5,54	0,001
Conductivitat	Cond	2,19	0,006
Alcalinitat	Alk	1,89	0,019
Sòlids en suspensió totals	TSS	1,60	0,054
Nitrat	NO3	1,64	0,052
Nitrit	NO2	1,69	0,056
Arsènic a l'aigua	As-a	1,67	0,043
Tali a l'aigua	Tl-a	1,60	0,047
Plom al sediment	Pb-s	2,29	0,005

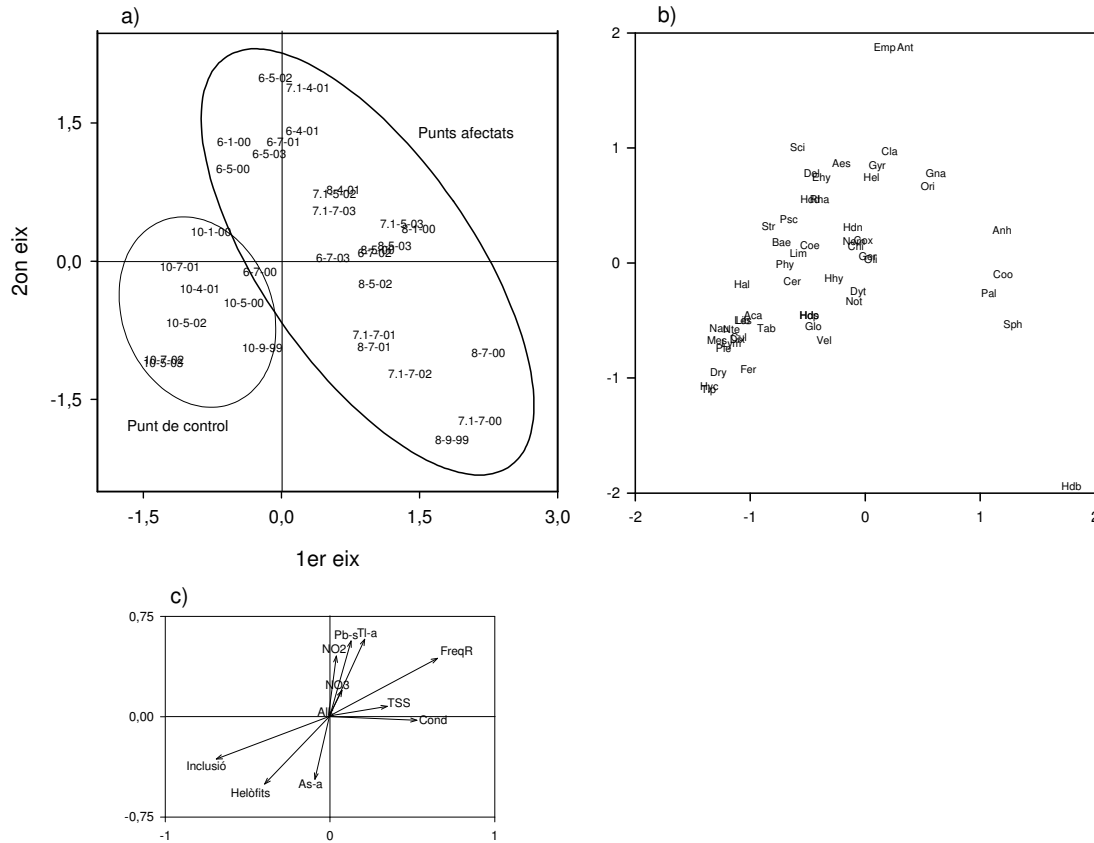


Figura 5.4. Representació dels dos primers eixos de l'anàlisi CCA dels punts de la maresma. a) Ordenació dels punts de mostreig (punt-mes-any). b) Ordenació de les famílies (vegeu el significat dels codis a l'annex 5.2). c) Ordenació de les variables ambientals significatives (Monte Carlo, $p < 0,1$).

Aquestes dues variables, doncs, diferencien el punt de control dels afectats, però pràcticament no intervenen en diferenciar els punts afectats entre ells, tal com mostra la seva distribució perpendicular a la direcció d'aquestes variables (ter Braak i Verdonschot, 1995). La tercera variable significativa, la concentració d'helòfits arrelats dins l'aigua, és potser la que més diferencia aquests punts, i és el punt de control 10 el que presenta cobertes d'helòfits més importants, mentre que el punt 6 o algunes èpoques dels punts 7.1 i 8 tenen una coberta d'helòfits baixa (Figura 5.4a i c).

Les famílies de macroinvertebrats que queden situades a la zona central de la representació dels dos primers eixos de l'ACC (Figura 5.4b) apareixen en qualsevol dels punts de mostreig i de les èpoques. Principalment són odonats, coleòpters, heteròpters i dípters. Al cantó negatiu del primer eix s'agrupen famílies que només apareixen al punt de control, com alguns mol·luscs, tricòpters, coleòpters, heteròpters i

dípters, mentre que al cantó positiu hi ha famílies exclusives de la zona d'Entremuros, els crustacis Palaemonidae, Sphaeromatidae, Corophiidae i Anthuridae (Figura 5.4b).

Respecte paràmetres biològics descriptius de la comunitat, tan sols les variables referents a l'hàbitat mostren una correlació significativa amb la riquesa o l'abundància dels diferents taxons, mentre que la major part de paràmetres fisicoquímics no es mostren significatius. El grau d'inclusió del substrat i la freqüència de ràpids correlacionen amb tots els paràmetres mesurats, especialment amb la riquesa de mol·luscs i de crustacis (Taula 5.4). La conductivitat també correlaciona amb pràcticament tots els paràmetres excepte amb els crustacis, mentre que els sòlids en suspensió correlacionen amb crustacis i mol·luscs (Taula 5.4).

A la zona de maresma, la partició de la variància indica que les variables seleccionades

Taula 5.4. Coeficients de correlació de Spearman entre les variables ambientals significatives a la zona de maresma i alguns descriptors de la comunitat de macroinvertebrats. Per més detalls, vegeu les Taules 5.2 i 5.3.

	S	N	EPT	OCH	D	Cr	M	A
Helòfits	0,49**	0,39	0,23	0,40	0,45*	-0,21	0,48*	0,28
Inclusió¹	0,51**	0,57**	0,49**	0,47**	0,55**	-0,59**	0,64**	0,22
FreqR	-0,53**	-0,66**	-0,49**	-0,51**	-0,58**	0,62**	-0,71**	-0,12**
Cond	-0,70**	-0,53**	-0,40*	-0,63**	-0,65**	0,33	-0,47**	-0,44*
Alk	0,10	0,00	0,09	0,05	0,04	-0,10	0,24	0,32
TSS	-0,15	-0,31	-0,31	-0,18	-0,29	0,44*	-0,39*	0,09
NO3	0,11	-0,10	-0,09	0,02	0,06	0,08	-0,04	0,19
NO2	0,11	0,03	0,09	0,03	0,17	0,00	-0,06	0,22
As-a	-0,24	0,00	-0,07	-0,20	-0,15	-0,07	0,00	-0,27
Tl-a	-0,11	-0,29	-0,09	-0,09	-0,02	0,14	-0,35	-0,09
Pb-s	-0,17	-0,16	-0,05	-0,23	-0,11	0,07	-0,26	0,24

* $p < 0,05$; ** $p < 0,005$

¹A major valor de la variable Inclusió, menor inclusió del substrat.

expliquen més de la meitat de la variància total de les dades. Tal com s'observava a la zona fluvial, les variables que més estan determinant les comunitats de macroinvertebrats són les fisicoquímiques, amb un 35,5% de la variància. L'hàbitat físic explica una proporció semblant a la que era explicada a la zona fluvial, de poc més de l'11%, tot i que el nombre de variables d'hàbitat és menor. Una proporció semblant, i per tant gens desestimable, està explicada per la interacció entre tots dos tipus de variables, les fisicoquímiques i les d'hàbitat (Figura 5.5).

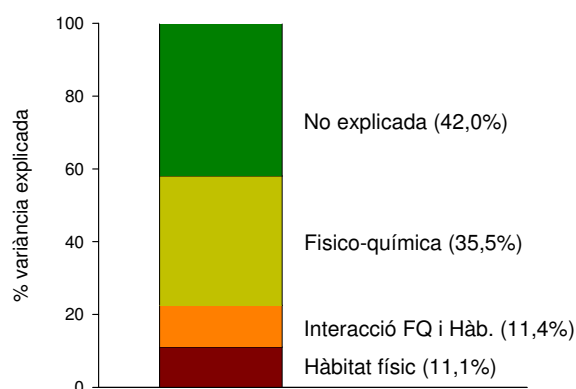


Figura 5.5. Resultats del pACC mostrant el tant per cent de la variància total que queda explicada per cada conjunt de variables, en els punts de la zona de maresma.

DISCUSSIÓ

El conjunt de variables ambientals mesurades en aquest estudi (tant referents a l'hàbitat com a la qualitat fisicoquímica) expliquen prop de la meitat de la variabilitat en la distribució dels organismes macroinvertebrats del riu Guadiamar. Aquest percentatge no és baix si es compara amb els resultats obtinguts per altres rius de la península Ibèrica en situacions diverses (Aguiar et al., 2002; Pires et al., 2000; Vivas et al., 2002), i més tenint en compte que analitzàvem un gradient químic elevat, així com una escala temporal també elevada, factors que poden contribuir a augmentar la variabilitat de les comunitats i, en conseqüència, dificultar-ne la seva descripció. Tot i així posa de manifest que factors no tinguts en compte aquí poden també estar jugant un paper clau sobre les comunitats de macroinvertebrats. Al riu Guadiamar, un cop diferenciades la zona fluvial de la de maresma en base a criteris físics (Capítols 1 i 2), químics (Capítol 3) i biològics (Capítol 4), s'observa com aquestes variables que ens poden explicar les comunitats no són exactament les mateixes a les dues zones, i en alguns casos canvia la seva naturalesa, tal com s'explicarà al llarg d'aquesta discussió. Ara bé, en ambdues zones del riu, la distribució dels organismes aquàtics ve donada sobretot per les característiques fisicoquímiques del medi, que contribueixen en aquesta distribució més del doble que les característiques de l'hàbitat. Tot i així, vora un 10% de la variabilitat està

explicada pels factors de l'hàbitat, cosa que li dóna un paper gens menyspreable.

La influència de l'hàbitat

L'hàbitat que afecta els organismes aquàtics el proporciona tant la ribera com el canal fluvial. Al Guadiamar, les riberes es troben alterades a tot arreu, des de la zona fluvial a la maresma, i fins i tot el punt de control 1 no assoleix la màxima qualitat teòrica (vegeu el Capítol 2). Les espècies vegetals que formen les riberes condicionen les comunitats de macroinvertebrats del riu, ja que, per exemple, poden fer variar l'ombra sobre la llera, i en conseqüència, la temperatura ambiental (Hawkins et al., 1997), poden proporcionar heterogeneïtat als hàbitats (Downes et al., 1993), o bé poden fer variar la quantitat i la qualitat de matèria orgànica al·lòctona que rebrà el riu, la qual afavoreix la presència d'organismes detritívors (Boulton i Lake, 1992a; Dobson i Hildrew, 1992). A la zona fluvial del Guadiamar, la qualitat de la coberta vegetal es relaciona positivament amb tots els organismes agrupats en ordres, però especialment amb els crustacis, que s'alimenten principalment de restes vegetals (Tachet et al., 2000), i que no es troben al tram afectat del Guadiamar fins l'any 2002. A més a més cal afegir que la qualitat d'aquest material al·lòcton també pot afectar els organismes. Així doncs, una espècie exòtica com l'eucaliptus, present en moltes riberes del riu Guadiamar al llarg del tram afectat (Capítol 2), situada en una zona on la major part de la vegetació de ribera autòctona és caducifòlia, pot afectar negativament el creixement i la supervivència d'alguns organismes degut al gruix de la cutícula i als polifenols que conté (Canhoto i Graça, 1995) i per tant, pot estar limitant la presència d'algunes espècies en aquest tram fluvial. Tot i així, la presència d'arbres o arbusts de fulla caduca (amb més valor nutritiu, Canhoto i Graça, 1995) al Guadiamar és escassa fins i tot al punt de control de la zona fluvial. D'altra banda, la qualitat de la coberta vegetal també es relaciona amb la continuïtat longitudinal d'aquesta coberta al llarg del riu (Munné et al., 1998a); valors baixos de qualitat poden estar-nos indicant una elevada fragmentació de la ribera, cosa d'altra banda comuna al Guadiamar (Arribas et al., 2002 i 2003). Aquesta fragmentació sovint va acompanyada d'altres pertorbacions humanes (per exemple, passos de

vehicles, conreus...) que també afecten l'ecosistema aquàtic, i que més que determinar la fauna que hi habita, poden estar limitant la riquesa taxonòmica global.

Pel que fa a la pròpia llera, les variables que presenten una influència significativa al tram fluvial del Guadiamar són la diversitat general dels hàbitats, la diversitat del substrat, la freqüència de ràpids i el règim de velocitats i profunditats. Les dues primeres es relacionen amb la riquesa i l'abundància de la comunitat de macroinvertebrats en general, i amb la riquesa de molts ordres taxonòmics (Downes et al., 2000; Mebane, 2001; Poff i Ward, 1990). Només alguns taxons molt poc abundants al llarg dels cinc anys d'estudi (com Haliplidae, Chaoboridae, Syrphidae i Dolichopodidae) no semblen estar afectats per la diversitat dels hàbitats i substrats. Per contra, la freqüència de ràpids o el règim de velocitats només correlaciona positivament amb alguns taxons, principalment EPT. Així doncs, la riquesa d'EPT augmenta en fer-ho també la freqüència de ràpids que, juntament amb un substrat adequat, són hàbitat per a gran part de les espècies que pertanyen a aquests tres ordres (EPT) (Bonada, 2003). Quan no es disposa d'hàbitat reòfil, els organismes que es troben són principalment odonats i heteròpters, així com alguns coleòpters (en general, OCH), fet que es dóna principalment als punts afectats i a les èpoques seques, quan una disminució del cabal fa modificar els hàbitats principalment per l'eliminació de les zones de ràpids (Boulton i Lake, 1992b). En general, al riu Guadiamar les zones lenítiques es mantenen a totes les èpoques de l'any i punts de mostreig, de manera que un augment del règim de velocitats i profunditats és degut sempre a l'aparició de les zones de corrent. La hidràulica juga també un paper clau en l'estructuració dels hàbitats, modificant tant la diversitat com la complexitat d'aquests (Pardo et al., 2002). Per això, en augmentar els règims de velocitat, augmenta la riquesa taxonòmica total, ja que implica una diversificació dels hàbitats. També augmenten EPT (bàsicament reòfils), dípters, crustacis i "altres", mentre que OCH o mol·luscs no es veuen afectats.

A la zona de maresma, les variables referents a la ribera i a la pròpia llera estan més relacionades entre sí que a la zona fluvial, ja que la coberta d'helòfits (variable de ribera)

proporciona directament hàbitat físic als macroinvertebrats. De fet, un augment de la coberta d'helòfits va unit a una major riquesa de famílies, ja que s'augmenta l'hàbitat disponible per a molts organismes (Weatherhead i James, 2001) en aquestes zones d'aigües lentes, on l'hàbitat més divers el genera la vegetació (vegeu el Capítol 4). Les variables referents al pròpi hàbitat fluvial, grau d'inclusió del substrat i freqüència de ràpids, són importants sobretot en diferenciar dos ambients diferents en aquesta zona de maresma: el punt de control al Lucio del Palacio, i els punts afectats a Entremuros. L'augment del grau d'inclusió del substrat fa disminuir la riquesa i la densitat totals, i la riquesa d'alguns grups, especialment els mol·luscs. Aquesta inclusió està provocada d'una banda per la sedimentació de les partícules en suspensió que porta el riu (a Entremuros), i per tant no la llacuna (Lucio del Palacio, punt de control), tapant espais intersticials i eliminant hàbitat (Nerbonne i Vondracek, 2001), però d'altra banda, per la naturalesa geològica d'aquesta zona inferior del riu on hi predominen els llims (Salvany et al., 2001). És conegut el fet que en substrats llimosos la riquesa taxonòmica és menor (Mebane, 2001). La variable "freqüència de ràpids" en aquesta zona s'ha d'entendre només com la diferenciació dels punts de la zona d'Entremuros, on l'aigua sempre presenta un flux laminar, del punt de control al Lucio del Palacio, on l'aigua sempre està totalment quieta. Així doncs, totes dues variables referents a l'hàbitat diferencien els dos ambients diferents de la llacuna i del canal d'Entremuros. L'existència d'una fauna pròpia de cadascuna de les dues zones, així com una major riquesa al punt de control (vegeu el Capítol 4), dóna valor a aquestes variables; només el grup dels crustacis augmenta en fer-ho la velocitat, com a conseqüència de ser un grup pràcticament exclusiu dels punts d'Entremuros. A les maresmes del baix Guadalquivir, les característiques hidràuliques de les diferents masses d'aigua són les principals responsables de determinar la fauna existent, juntament amb el tipus de vegetació, el substrat, la profunditat de l'aigua i els rangs de salinitat (Montes i Ramírez-Díaz, 1981).

La influència de la qualitat fisicoquímica

Per a tot el Guadiamar, les comunitats de macroinvertebrats estan afectades principalment

per la qualitat fisicoquímica de l'aigua i el sediment, que explica el 22% de la variabilitat a la zona fluvial i el 35% a la maresma. Ara bé, les variables que més afecten a cada zona són diferents, així com diferent és també la seva causa.

A la zona fluvial les comunitats de macroinvertebrats estan influenciades sobretot per la contaminació minera, ja que tots els paràmetres significatius excepte la concentració de fosfats hi estan relacionats. La riquesa i abundància dels taxons es correlaciona amb pràcticament tots ells, mentre que no ho fa amb els fosfats. Concentracions creixents de Cu a l'aigua (i, en conseqüència, concentracions creixents d'altres metalls com el Zn i el Cd especialment, i el Pb i el Tl en segon lloc) provoquen una disminució de la riquesa total i la de tots els grups taxonòmics, així com de l'abundància. Ja hem comentat àmpliament (Capítol 4) com les concentracions de metalls en aigua fan disminuir la riquesa de les comunitats de macroinvertebrats arreu (Amisah i Cowx, 2000; Clements et al., 2000; García-Criado et al., 1999; Hirst et al., 2002; Mori et al., 1999; Norris et al., 1982; Smolders et al., 2003; Tarras-Wahlberg et al., 2001; Watanabe et al., 2000; Xu et al., 2003), malgrat que existeixin taxons més i menys tolerants (Chessman i McEvoy, 1998). La diversitat de respostes fisiològiques o ecològiques a concentracions elevades de metalls entre diferents macroinvertebrats porta a què trobem un gradient de taxons al llarg del Guadiamar, tant espacial com temporal, a la vegada que sigui difícil establir límits de toxicitat per al medi aquàtic. Per exemple, tan sols concentracions entre 10 i 15 µg/l de Cu afecten el creixement de l'efemeròpter *Epeorus latifolium* (Hatakeyama, 1989), mentre que 41 µg/l provoquen un 50% de mortalitat del bivalve *Dreissena polymorpha* en 48 hores (Kraak, 1992), o 156 µg/l, de l'efemeròpter *Ephoron virgo* en 96 hores (Solà et al., 2003). A més a més, en presència d'altres metalls com el Zn o el Cd, la toxicitat del Cu s'incrementa (Kraak, 1992), mentre que la sensibilitat dels organismes als contaminants augmenta amb el temps d'exposició (Canivet et al., 2001). Al Guadiamar, es troben concentracions de Cu fins a 5 µg/l al punt de control, fins a 50 µg/l en els punts més allunyats de la mina o a la majoria de punts en els últims anys d'estudi, i de més de 1200 µg/l als punts més propers a la mina.

Igual que la concentració de Cu a l'aigua, la concentració de Zn al sediment (i, en conseqüència, la dels altres metalls) també afecta negativament a la riquesa de tots els grups taxonòmics. Els sediments són una font molt important de metalls pesants per al medi i per als organismes aquàtics (Luoma, 1989), i per això poden determinar les comunitats de macroinvertebrats de forma semblant a com ho fan els metalls a l'aigua (per ex., Grumiaux et al., 1998; Roach et al., 2001).

La conductivitat i el pH (dos paràmetres lligats a l'activitat minera en aquesta zona del riu – vegeu el Capítol 3) també afecten la riquesa de la major part de taxons. Tot i així, els dípters no mostren correlació amb el pH, i famílies com Chaoboridae o Dolichopodidae, que poden tolerar pH relativament baixos, per sota de 5 (Tachet et al., 2000), apareixen lligades als llocs de més baix pH. Per contra, la conductivitat sembla no ser determinant respecte la riquesa d'OCH, i aquestes famílies es troben distribuïdes al llarg de tot l'eix marcat per la conductivitat. Ni dípters ni OCH mostren un comportament determinat per l'alcalinitat, paràmetre fortament correlacionat tant amb el pH com amb la conductivitat (Capítol 3).

Dos variables fisicoquímiques que mostren també una certa influència són la concentració d'As i d'Sb a l'aigua. Les concentracions d'As mesurades al Guadiamar són més baixes que els nivells de toxicitat calculats per diferents espècies, que van des de 0,2 mg/l en *Gammarus* sp fins a 3,97 mg/l en *Niphargus* sp (LC₅₀-240h, Canivet et al., 2001), valors d'un a dos ordres de magnitud superiors als que es troben aquí. El fet que les concentracions siguin més elevades al punt de control que en alguns dels punts afectats per la mineria fa que presenti un comportament positiu amb els paràmetres biològics que descriuen la comunitat. Així doncs, concentracions creixents d'As estan relacionades amb riqueses creixents de crustacis i mol·luscs, ja que és al punt de control on aquests organismes es troben preferentment, i són molt escassos als punts afectats (Capítol 4), però no tenen per què indicar una preferència dels organismes a aquest element. Per contra, les concentracions d'Sb es correlacionen negativament amb la riquesa total de macroinvertebrats, així com amb la riquesa d'alguns grups, com EPT, OCH, crustacis i

“altres”. Les concentracions d'Sb són més elevades als punts de la zona intermitja del riu i especialment durant l'època seca, i tot plegat fa que la comunitat de macroinvertebrats estigui composta quasi exclusivament per OCH.

Finalment, la comunitat de la zona fluvial també està determinada per les concentracions de fosfats, indicadors d'un cert grau de contaminació orgànica, ja que és la variable que més correlaciona amb el segon eix en l'anàlisi ACC. Els dípters Syrphidae, molt tolerants (Tachet et al., 2000), apareixen relacionats amb aquesta variable malgrat en conjunt, cap ordre taxonòmic tingui una riquesa de taxons que es relacioni amb la concentració de fosfats. És a dir, en conjunt, les concentracions de fosfats trobades al Guadiamar, indicadores de la contaminació orgànica i l'eutrofització que es dona als punts 4 i 5 (Capítol 3), no fan variar la riquesa taxonòmica de la comunitat ni de cap ordre en concret, però sí que contribueixen a modificar la comunitat. Ara bé, les concentracions de fosfats es relacionen negativament amb la riquesa de taxons totals així com amb la riquesa de molts ordres taxonòmics quan de l'anàlisi s'extreuen els punts més propers a la mina, 2, 2.1 i 3, mostrant com al tram inferior de la zona fluvial, amb una influència minera menor, concentracions creixents de fosfats fan disminuir la riquesa de tots els grups excepte dels dípters (tolerants a la contaminació orgànica). La densitat total d'organismes tampoc es veu afectada pels fosfats en aquest tram inferior.

Per contra, a la zona de maresma la major part de les variables fisicoquímiques significatives no tenen relació amb la contaminació minera, i prenen importància variables relacionades amb la geomorfologia de la zona (com els sòlids en suspensió o la conductivitat, vegeu el Capítol 3) o amb un cert grau de contaminació orgànica (com els nitrats i els nitrits). Els únics metalls significatius per a l'anàlisi són l'As i el Tl a l'aigua, i el Pb al sediment. De tota manera, ni els paràmetres relacionats amb la contaminació orgànica ni els relacionats amb la contaminació metàl·lica, malgrat influir en la distribució dels organismes, no presenten cap correlació amb la riquesa de taxons o l'abundància. Tots dos paràmetres presenten valors més elevats cap al punt de mostreig 6, a l'entrada d'Entremuros, disminueixen aigües avall, i presenten els valors mínims al punt de control. Les variables més

determinants són doncs les relacionades amb l'hàbitat (ja comentat), així com la conductivitat o els sòlids en suspensió. Roy et al. (2003) també trobaren que els paràmetres relacionats amb el substrat i la conductivitat eren els majors determinants per a les comunitats. Un augment de la conductivitat fa disminuir la riquesa de tots els ordres excepte els crustacis, que per contra augmenten. A la banda baixa d'Entremuros la influència marina és elevada (Capítol 3), i moltes de les famílies de crustacis trobades són pròpies, o bé toleren bé, les aigües salabroses (Argano, 1979; Gledhill et al., 1976; Tachet et al., 2000). En canvi, la riquesa total disminueix en zones estuàriques d'aigües salabroses, ja que pocs organismes estan adaptats a aquestes condicions, i la desaparició de les espècies d'aigües dolces menys tolerants a la salinitat no va acompanyada per un augment de la mateixa magnitud d'espècies marines (Attrill, 2002b; Statzner i Higler, 1986). El mateix passa amb els sòlids en suspensió, que són més elevats a Entremuros que al Lucio del Palacio, motiu pel qual es relacionen positivament amb els crustacis i negativament amb els mol·luscs. Els mol·luscs, malgrat tractar-se de famílies amb certa tolerància a la salinitat (Tachet et al., 2000), desapareixen al tram baix d'Entremuros. Això pot estar degut bé a la lentitud que presenten aquests organismes en recolonitzar un espai on han estat eliminats (Norris et al., 1982), bé per no tolerar els forts canvis estacionals en la conductivitat, que obliguen a tenir un bon sistema de regulació osmòtica, bé per no disposar de l'hàbitat adequat. La forta sedimentació existent a la zona d'Entremuros, que tapa les superfícies i impedeix el creixement d'algues perifítics, també pot limitar l'assentament d'aquests organismes bàsicament brostejadors i raspadors.

Interacció entre els factors d'hàbitat i els fisicoquímics

L'acció conjunta de l'hàbitat i les característiques fisicoquímiques del medi és tan important com l'hàbitat pur en determinar la distribució dels macroinvertebrats. Així doncs, a la zona fluvial més d'un 14% de la variabilitat s'explica per aquesta interacció, mentre que a la maresma la interacció representa poc més de l'11%. No sempre la interacció d'aquests factors és tan important com la calculada en aquest estudi. Per exemple, Aguiar et al. (2002)

trobaren tan sols un 2% d'interacció entre les variables referents a la zona ripària i les referents a les característiques de dins la llera, en un riu del sud-oest de la península Ibèrica.

En llocs en què la distribució dels organismes no es deu a causes naturals sinó a la irrupció de l'acció humana, canvis en les característiques fisicoquímiques de l'aigua poden anar acompanyats també de canvis en els hàbitats fluvials disponibles per als macroinvertebrats. Així doncs, per exemple, abocaments d'aigües residuals amb un efecte negatiu per a la fauna provoquen també augments de cabal, que a la seva vegada poden modificar els hàbitats i fer-ne aparèixer de nous disponibles per a altres macroinvertebrats (Nedeau et al., 2003). Igualment, el drenatge àcid i ric en metalls pesants va acompanyat sovint de la precipitació d'òxids metàl·lics de Fe i Mn quan es donen canvis de pH (Paulson, 2001). Aquests precipitats recobreixen els substrats i poden afectar a la fauna, especialment quan estan mal adherits i creen una crosta mòbil (DeNicola i Stapleton, 2002), malgrat sembla que quan aquesta crosta està ben adherida, els efectes són lleus i molt probablement molt menys importants que els causats per la pròpia qualitat de l'aigua (Courtney i Clements, 2002). La inestabilitat del substrat que pot comportar aquest tipus de contaminació pot afectar també els organismes aquàtics (Norris et al., 1982). A la vegada, la contaminació minera porta a una disminució de la clorofil·la del perifiton (Hill et al., 2000), que pot afectar els invertebrats consumidors, així com també l'eliminació de les espècies menys tolerants pot crear un dèficit alimentari per altres espècies (Norris et al., 1982).

De forma contrària, alteracions en els hàbitats poden comportar canvis en les característiques fisicoquímiques de l'aigua. Per exemple, canvis en la coberta vegetal de les riberes comporten modificacions d'algunes característiques de l'aigua (Roy et al., 2003), ja sigui pel paper directe que juga la vegetació en modificar les concentracions de nutrients de l'aigua o la temperatura (Tabacchi et al., 1998), o pel seu paper indirecte afectant els productors primaris aquàtics, que, al seu torn, també poden modificar algunes característiques de l'aigua.

Malgrat que l'estudi directe del gradient que determina la variabilitat en les comunitats

aquàtiques (en aquest cas, ACC i partició de la variància) sigui una bona eina per determinar els principals estressants o controladors del sistema (ter Braak i Verdonschot, 1995), complementar aquesta informació amb estudis individuals de cadascun dels paràmetres mitjançant experiments de laboratori o de camp, o integrar informació d'un ventall més gran de situacions reals, pot millorar la interpretació dels resultats i la resolució d'hipòtesis (Clements et al., 2002). Això pot ser especialment important al Guadiamar, on es dona la paradoxa que malgrat que els paràmetres fisicoquímics expliquin més variabilitat en la distribució dels organismes que els factors d'hàbitat, són els factors d'hàbitat els que presenten unes correlacions més elevades amb la riquesa i densitat dels organismes macroinvertebrats. Aquest fet segurament s'explica per l'existència de diferents tipus de contaminació de l'aigua, com són els metalls i els paràmetres relacionats amb l'activitat minera, i els nutrients que provenen de l'agricultura o d'aigües residuals urbanes i agroindustrials. Cadascuna d'aquestes contaminacions segueix una distribució diferent al llarg del Guadiamar. Així doncs, mentre que la contaminació minera afectaria de forma decreixent el primer tram del Guadiamar aigües avall de les mines d'Aznalcóllar, la contaminació orgànica afectaria de forma creixent el tram mitjà del riu, on s'hi afegeixen també concentracions creixents d'alguns metalls (As, Sb).

BIBLIOGRAFIA

- Adams N i Bealing D. 1994. Organic Pollution: biochemical oxygen demand and ammonia. A: Calow P, ed. *Handbook of Ecotoxicology, Volume 2*. Blackwell Science Ltd, Oxford, 264-285.
- Aguiar FC, Ferreira MT i Pinto P. 2002. Relative influence of environmental variables on macroinvertebrate assemblages from an Iberian basin. *Journal of North American Benthological Society*, 21 (1): 43-53.
- Amisah S i Cowx IG. 2000. Impacts of abandoned mine and industrial discharges on fish abundance and macroinvertebrate diversity of the upper River Don in South Yorkshire, UK. *Journal of Freshwater Ecology*, 15 (2): 237-249.
- Arambarri P, Cabrera F i Toca C. 1984. *La contaminación del río Guadiamar y su zona de influencia, Marismas del Guadalquivir y Coto Doñana, por residuos de industrias mineras y agrícolas*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, 174 pàg.
- Arambarri P, Cabrera F i Gonzalez-Quesada R. 1996. Quality of the surface waters entering the Doñana National Park (SW Spain). *The Science of the Total Environment*, 191: 185-196.
- Argano R. 1979. Isopodi (Crustacea, Isopoda). A: Ruffo S (Coord). *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*, 5. Consiglio Nazionale delle Ricerche, 64 pàg.
- Arribas C, Guarnizo P, Saldaña T i Fernández-Delgado C. 2002. Intervenciones humanas en el cauce principal del río Guadiamar y estado de conservación de su vegetación riparia. *II Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. La Directiva Marco: Realidades y futuros*. Sevilla, noviembre de 2002, 355-359.
- Arribas C, Guarnizo P, García de Jalón D, Granado-Lorencio C i Fernández-Delgado C. 2003. Fauna piscícola de la cuenca del río Guadiamar: estado de conservación, problemática y directrices de restauración. A: *Ciencia y restauración del Río Guadiamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 438-445.
- Attrill MJ. 2002a. Community-level indicators of stress in aquatic ecosystems. A: Adams SM, ed. *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 473-508.
- Attrill MJ. 2002b. A testable linear model for diversity trends in estuaries. *Journal of Animal Ecology*, 71: 262-269.
- Bonada N. 2003. *Ecology of macroinvertebrate communities in Mediterranean rivers at different scales and organization levels*. Tesi Doctoral, Universitat de Barcelona, 355 pàg.
- Borcard D, Legendre P i Drapeau P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73 (3): 1045-1055.
- Boulton AJ i Lake PS. 1992a. Benthic organic matter and detritivorous macroinvertebrates

- in two intermittent streams in south-eastern Australia. *Hydrobiologia*, 241: 107-118.
- Boulton AJ i Lake PS. 1992b. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. III. Temporal changes in faunal composition. *Freshwater Biology*, 27: 123-138.
- Cabrera F, Toca CG, Diaz E i Arambarri P. 1984. Acid mine-water and agricultural pollution in a river skirting the Doñana National Park (Guadiamar river, South West Spain). *Water Research*, 18: 1469-1482.
- Canhoto C i Graça MAS. 1995. Food value of introduced eucalypt leaves for a Mediterranean stream detritivore: *Tipula lateralis*. *Freshwater Biology*, 34: 209-214.
- Canivet V, Chambon P i Gibert J. 2001. Toxicity and bioaccumulation of arsenic and chromium in epigeal and hypogean freshwater macroinvertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40: 345-354.
- Chessman BC i McEvoy PK. 1998. Towards diagnostic biotic indices for river macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 364: 169-182.
- Clements WH, Carlisle DM, Lazorchak JM i Johnson PC. 2000. Heavy metal structure benthic communities in Colorado Mountain streams. *Ecological Applications*, 10 (2): 626-638.
- Clements WH, Carlisle DM, Courtney LA i Harrahy EA. 2002. Integrating observational and experimental approaches to demonstrate causation in stream biomonitoring studies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (6): 1138-1146.
- Cooper SD i Barmuta LA. 1993. Field experiments in biomonitoring. A: Rosenberg DM i Resh VH, eds. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, 399-441.
- Courtney LA i Clements WH. 2002. Assessing the influence of water and substratum quality on benthic macroinvertebrate communities in a metal-polluted stream: an experimental approach. *Freshwater Biology*, 47: 1766-1778.
- DeNicola DM i Stapleton MG. 2002. Impact of acid mine drainage on benthic communities in streams: the relative roles of substratum vs. aqueous effects. *Environmental pollution*, 119: 303-315.
- Dobson M i Hildrew AG. 1992. A test of resource limitation among shredding detritivores in low order streams in southern England. *Journal of Animal Ecology*, 61: 69-77.
- Downes BJ, Lake PS i Schreiber ESG. 1993. Spatial variation in the distribution of stream invertebrates: implications of patchiness for models of community organization. *Freshwater Biology*, 30: 119-132.
- Downes BJ, Lake PS i Schreiber ESG. 2000. Habitat structure, resources and diversity: the separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. *Oecologia*, 123: 569-581.
- García-Criado F, Tomé A, Vega FJ i Antolín C. 1999. Performance of some diversity and biotic indices in rivers affected by mining in northwestern Spain. *Hydrobiologia*, 394: 209-217.
- Gledhill T, Sutcliffe DW i Williams WD. 1976. *A revised key to the species of Crustacea: Malacostraca occurring in fresh water*. Freshwater Biological Association, Scientific Publication 32, 72 pàg.
- Grumiaux F, Leprêtre A i Dhainaut-Courtois N. 1998. Effect of sediment quality on benthic macroinvertebrate communities in streams in the north of France. *Hydrobiologia*, 385: 33-46.
- Hatakeyama S. 1989. Effect of copper and zinc on the growth and emergence of *Epeorus latifolium* (Ephemeroptera) in an indoor model stream. *Hydrobiologia*, 174: 17-27.
- Hawkins CP, Hogue JN, Decker LM i Feminella JW. 1997. Channel morphology, water temperature, and assemblage structure of stream insects. *Journal of North American Benthological Society*, 16 (4): 728-749.
- Hill BH, Willingham WT, Parrish LP i McFarland BH. 2000. Periphyton community responses to elevated metal concentrations in a Rocky Mountain stream. *Hydrobiologia*, 428: 161-169.
- Hirst H, Jüttner I i Ormerod SJ. 2002. Comparing the responses of diatoms and macroinvertebrates to metals in upland streams of Wales and Cornwall. *Freshwater Biology*, 47: 1752-1765.
- Jongman RHG, ter Braak CJF i Tongeren OFR, eds. 1987. *Data analysis in community*

- landscape ecology*. Pudoc, Wageningen, 299 pàg.
- Kiffney PM i Clements WH. 1994. Effects of heavy metals on a macroinvertebrate assemblage from a Rocky Mountain stream in experimental microcosms. *Journal of North American Benthological Society*, 13 (4): 511-523.
- Kiffney PM i Clements WH. 2003. Ecological effects of metals on benthic invertebrates. A: Simon TP, ed. *Biological Response Signatures. Indicator Patterns Using Aquatic Communities*. CRC Press, Boca Raton, 135-154.
- Kraak MHS. 1992. *Ecotoxicity of metals to the freshwater mussel Dreissenia polymorpha*. Tesi Doctoral. University of Amsterdam. 138 pàg.
- Legendre P i Legendre L. 1998. *Numerical Ecology*. Developments in Environmental Modelling, 20. Elsevier, 2^a ed. anglesa. Amsterdam, 853 pàg.
- Luoma SN. 1989. Can we determine the biological availability of sediment-bound trace elements? *Hydrobiologia*, 176/177: 379-396.
- McCune B i Mefford MJ. 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data Version 4.27*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Mebane CA. 2001. Testing bioassessment metrics: macroinvertebrate, sculpin, and salmonid responses to stream habitat, sediment, and metals. *Environmental Monitoring and Assessment*, 67: 293-322.
- Mebane CA. 2003. Effects of metals on freshwater macroinvertebrates: a review and case study of the correspondence of multimetric index, toxicity testing, and copper concentrations in sediment and water. A: Simon TP ed. *Biological Response Signatures. Indicator Patterns Using Aquatic Communities*. CRC Press, Boca Raton, 287-311.
- Montes C i Ramírez-Díaz L. 1981. Indicadores ecológicos de algunos ecosistemas acuáticos del Bajo Guadalquivir (SW; España): odonatos, heterópteros y coleópteros acuáticos. *Actas del Primer Congreso Español de Limnología*, Barcelona, 43-49.
- Montes C, Serrano J, Álvarez F, Arenas JM, Carrero G, León A, Mora A, Sánchez JL, Escuder A i Cano M. 2000. *Corredor Verde del Guadiamar. Un espacio para todos*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. CD (disc compacte).
- Mori C, Orsini A i Migon C. 1999. Impact of arsenic and antimony contamination on benthic invertebrates in a minor Corsican river. *Hydrobiologia*, 392: 73-80
- Munné A, Solà C i Prat N. 1998a. QBR: un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37
- Munné A, Solà C, Rieradevall M i Prat N. 1998b. Índex QBR. Mètode per a l'avaluació de la qualitat dels ecosistemes de ribera. *Estudis de la Qualitat Ecològica dels Rius*, 4; Diputació de Barcelona, Area de Medi Ambient, Barcelona, 28 pàg.
- Munné A, Prat N, Solà C, Bonada N i Rieradevall M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: 147-163.
- Nedeau EJ, Merritt RW i Kaufman MG. 2003. The effect of an industrial effluent on an urban stream benthic community: water quality vs. habitat quality. *Environmental Pollution*, 123: 1-13.
- Nerbonne BA i Vondracek B. 2001. Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environmental Management*, 28 (1): 87-99.
- Norris RH, Lake PS i Swain R. 1982. Ecological effects of mine effluents on the South Eak River, North-eastern Tasmania III. Benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 33: 789-809.
- Pardo I, Álvarez M, Casas J, Moreno JL, Vivas S, Bonada N, Alba-Tercedor J, Jáimez-Cuéllar P, Moyà G, Prat N, Robles S, Suárez ML, Toro M i Vidal-Abarca MR. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnética*, 21 (3-4): 115-133.
- Paulson AJ. 2001. Biogeochemical removal of Zn and Cd in Coeur d'Alene River (Idaho, USA), downstream of a mining district. *The Science of the Total Environment*, 278: 31-44.
- Persoone G i Janssen CR. 1993. Freshwater invertebrate toxicity tests. A: Calow P, ed. *Handbook of Ecotoxicology, Volume 1*. Blackwell Science Ltd, Oxford, 51-65.

- Pires AM, Cowx IG i Coelho MM. 2000. Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). *Hydrobiologia*, 435: 167-175.
- Poff NL i Ward JV. 1990. Physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management*, 14 (5): 629-645.
- Roach AC, Jones AR i Murray A. 2001. Using benthic recruitment to assess the significance of contaminated sediments: the influence of taxonomic resolution. *Environmental Pollution*, 112: 131-143.
- Roy AH, Rosemond AD, Leigh DS, Paul MJ i Wallace JB. 2003. Habitat-specific responses of stream insects to land cover disturbance: biological consequences and monitoring implications. *Journal of North American Benthological Society*, 22 (2): 292-307.
- Salvany JM, Mediavilla C, Mantecón R i Manzano M. 2001. Geología del Valle del Guadamar y áreas colindantes. *Boletín Geológico y Minero*, 112: 57-67.
- Smolders AJP, Lock RAC, van der Velde G, Medina Hoyos RI i Roelofs JGM. 2003. Effects of mining activities on heavy metal concentrations in water, sediment, and macroinvertebrates in different reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44: 314-323.
- Solà C, Plans M i Prat N. 2003. Los macroinvertebrados de los ríos Agrío y Guadamar: evolución de la comunidad, concentración de metales y toxicidad. A: *Ciencia y Restauración en el Río Guadamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 110-125.
- SPSS. 2001. SPSS para Windows versión 11.0.1, SPSS Inc.
- Statzner B i Higler B. 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16: 127-139.
- Stuijzand SC, Helms M, Kraak MHS, Admiraal W. 2000. Interacting effects of toxicants and organic matter on the midge *Chironomus riparius* in polluted river water. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46: 351-356.
- Tabacchi E, Correll DL, Hauer R, Pinay G, Planty-Tabacchi AM i Wissmar RC. 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*, 40: 497-516.
- Tachet H, Richoux P, Bournaud M i Usseglio-Polatera P. 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS éditions, París, 588 pàg.
- Tarras-Wahlberg NH, Flachier A, Lane SN i Sangfors O. 2001. Environmental impacts and metal exposure of aquatic ecosystems in rivers contaminated by small scale gold mining: the Puyango River basin, southern Ecuador. *The Science of the Total Environment*, 278: 239-261.
- ter Braak CJF i Smilauer P. 2002. CANOCO for Windows Version 4.5. Biometris – Plant Research International, Wageningen, The Netherlands.
- ter Braak CJF i Verdonschot PFM. 1995. Canonical correspondence analysis and multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences*, 55 (4): 1-35.
- Vivas S, Casas JJ, Pardo I, Robles S, Bonada N, Mellado A, Prat N, Alba-Tercedor J, Álvarez M, Bayo MM, Jáimez-Cuéllar P, Suárez ML, Toro M, Vidal-Abarca MR, Zamora-Muñoz C i Moyá G. 2002. Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnética*, 21 (3-4): 149-173.
- Watanabe NC, Harada S i Komai Y. 2000. Long-term recovery from mine drainage disturbance of a macroinvertebrate community in the Ichi-Kawa River, Japan. *Hydrobiologia*, 429: 171-180.
- Weatherhead MA i James MR. 2001. Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zones of nine New Zealand lakes. *Hydrobiologia*, 462: 115-129.
- Xu M, Zhu J i Cao H. 2003. Effects of copper pollution on the benthic community in the Le An River, China. *Journal of Freshwater Ecology*, 18 (1): 129-133.

Annex 5.1. Coeficients de correlació de Spearman entre les variables ambientals relacionades amb l'hàbitat (cadascun dels apartats dels índexs QBR (Munné et al., 1998) i IHF (Pardo et al., 2002)), i valoració de les riberes de maresma segons la coberta vegetal (Capítol 2). El número al costat de cada índex indica l'apartat d'aquest al qual es refereix (vegeu el Capítol 2).

Annex 5.1a. Variables en els punts de la zona fluvial.

	QBR	QBR1	QBR2	QBR3	QBR4	IHF	IHF1	IHF2	IHF3	IHF4	IHF5	IHF6
QBR1	0,46**											
QBR2	0,61**	0,43**										
QBR3	0,81**	0,42**	0,54**									
QBR4	0,67**	-0,08	-0,01	0,38**								
IHF	0,75**	0,21	0,40**	0,77**	0,54**							
IHF1	0,48**	-0,08	0,26*	0,52**	0,38**	0,65**						
IHF2	0,38**	-0,01	0,18	0,37*	0,43**	0,60**	0,51**					
IHF3	0,59**	0,19	0,24	0,64**	0,50**	0,82**	0,57**	0,54**				
IHF4	0,13	0,08	0,21	0,33*	0,00	0,59**	0,17	0,50**	0,48			
IHF5	0,54**	0,54	0,52**	0,67**	0,05	0,46**	0,19	0,24	0,34*	0,31*		
IHF6	0,27*	0,49**	0,29*	0,42**	-0,21	0,22	0,00	-0,12	-0,01	0,04	0,40**	
IHF7	0,71**	0,13	0,35*	0,66**	0,54**	0,91**	0,44**	0,37*	0,65**	0,51**	0,35**	0,18

* $p < 0,05$; ** $p < 0,005$

Annex 5.1b. Variables en els punts de la zona de maresma.

	IHF	IHF1	IHF2	IHF3	IHF4	IHF5	IHF6	IHF7	Coberta	Helòfits
IHF1	0,70**									
IHF2	-0,50*	-0,68**								
IHF3	0,79**	0,87**	-0,63**							
IHF4	-0,39*	-0,52**	0,84**	-0,49**						
IHF5	0,25	-0,13	0,13	0,10	0,13					
IHF6	0,29	0,16	0,17	0,07	0,30	0,15				
IHF7	0,81**	0,32	-0,47*	0,42*	-0,47*	0,25	0,00			
Coberta	0,61**	0,64**	-0,36	0,68**	-0,27	0,05	0,07	0,35		
Helòfits	0,63**	0,48**	-0,56**	0,47*	-0,56**	0,08	-0,08	0,67**	0,55**	
Suma	0,25	0,31	-0,31	0,37	-0,45*	-0,16	-0,07	0,15	0,40*	0,50*

* $p < 0,05$; ** $p < 0,005$

Annex 5.2. Codi utilitzats per cada família o taxó superior (per ordre alfabètic del codi).

Codi	Família	Codi	Família	Codi	Família
Aca	Hydracarina	Ger	Gerridae	Nmr	Nemertina
Aes	Aeshnidae	Glo	Glossiphoniidae	Not	Notonectidae
Anc	Ancylidae	Gna	Gnathiidea	Oli	Oligochaeta
Anh	Anthuridae	Gom	Gomphidae	Ori	Oribatidae
Ant	Anthomyidae	Gyr	Gyrinidae	Ost	Ostracoda
Ase	Asellidae	Hal	Haliplidae	Pal	Palaemonidae
Aty	Atyidae	Hdb	Hydrobiidae	Per	Perlodidae
Bae	Baetidae	Hdd	Hydridae	Phi	Philopotamiidae
Bit	Bithyniidae	Hdn	Hydraenidae	Phy	Physidae
Caе	Caenidae	Hdp	Hydroptilidae	Pla	Planariidae
Cal	Calopterygidae	Hds	Hydrosaphidae	Plb	Planorbidae
Cer	Ceratopogonidae	Heb	Hebriidae	Ple	Pleidae
Cha	Chaoboridae	Hel	Helophoridae	Pln	Planipennia
Chi	Chironomidae	Hep	Heptageniidae	Plu	Plumatellidae
Cla	Clavidae	Hhy	Hydrophilidae	Ply	Polycentropodidae
Coe	Coenagrionidae	Hyc	Hydrochidae	Pol	Polymitarcyidae
Coo	Corophiidae	Hyg	Hygrobiidae	Psc	Psychodidae
Cor	Corduliidae	Hym	Hydrometridae	Psy	Psychomyiidae
Cox	Corixidae	Hyp	Hydropsychidae	Pty	Platycnemididae
Cul	Culicidae	Lep	Leptoceridae	Rha	Rhagionidae
Dix	Dixidae	Les	Lestidae	Rhy	Rhyacophilidae
Dol	Dolichopodidae	Leu	Leuctridae	Sci	Sciomyzidae
Dry	Dryopidae	Lib	Libellulidae	Sim	Simuliidae
Dug	Dugesiiidae	Lim	Limoniidae	Sis	Sisyridae
Dyt	Dytiscidae	Lmp	Limnephilidae	Sph	Sphaeromatidae
Ecn	Ecnomidae	Lph	Leptophlebiidae	Str	Stratiomyidae
Ehy	Ephydriidae	Lym	Lymnaeidae	Syr	Syrphidae
Elm	Elmidae	Mes	Mesoveliidae	Tab	Tabanidae
Emp	Empididae	Mys	Mysidae	Tha	Thaumaleidae
Eph	Ephemerellidae	Nau	Naucoridae	Thi	Thiaridae
Erp	Erpobdellidae	Nem	Nematoda	Tip	Tipulidae
Fer	Ferrisiidae	Nep	Nepidae	Uni	Unionidae
Gam	Gammaridae	Nmo	Nemouridae	Vel	Veliidae

TERCERA PART

L'acumulació de metalls pesants en
els macroinvertebrats

Capítol 6

La bioacumulació de metalls en
macroinvertebrats. Anàlisi
exploratori de les dades, efecte del
grup taxonòmic i dels hàbits
alimentaris

La bioacumulació de metalls en macroinvertebrats. Anàlisi exploratòria de les dades, efecte del grup taxonòmic i dels hàbits alimentaris

INTRODUCCIÓ

Una de les conseqüències de la presència de metalls pesants al medi aquàtic és la incorporació d'aquests per part dels organismes, la bioacumulació, que es produeix quan l'entrada a l'organisme supera la sortida (Hare, 1992).

El procés d'incorporació de metalls a l'organisme, és a dir, el moviment de les substàncies contaminants des del medi (físic o alimentari) fins a dins o a sobre de l'organisme, sol començar amb l'adsorció dels metalls a les superfícies de l'animal (Newman, 1995), bé sigui per contacte directe entre la substància tòxica i les superfícies (exosquelet o tegument general, brànquies o intestí), bé sigui indirectament a través d'un lligand. Un cop realitzat el procés d'adsorció, els metalls travessen les membranes per mitjà de diferents mecanismes, actius o passius (Alberts et al., 1994; Simkiss, 1998), que estan poc estudiats en els invertebrats aquàtics (Hare, 1992).

Dins la cèl·lula, els metalls poden tenir diferents destinacions i ser usats en alguns processos fisiològics, ser emmagatzemats o bé excretats (Hare, 1992). Al citosol, es troben units a gran quantitat de proteïnes (generalment metal·lotionines) implicades en la regulació dels metalls essencials. També poden emmagatzemar-se, tant en l'espai intracel·lular com units a les membranes, en vacúols o grànuls que tenen una funció de reserva d'alguns metalls essencials, però que també poden segrestar-los durant tota la vida de l'organisme, o bé excretar-los de nou (Hare, 1992). Els processos d'eliminació de metalls són variables, i inclouen la desorció, el transport a través de brànquies i membranes, l'excreció de grànuls, les mudes, la metamorfosi o la posta d'ous (Groenendijk et al., 1999; Newman, 1995).

El control de l'entrada, la sortida i l'emmagatzemament dels metalls per part de l'organisme és, en última instància, allò que determinarà la quantitat neta de metalls a l'animal, així com la seva variació temporal (Hare, 1992). Per tant, l'acumulació de metalls

depèn del propi organisme, sense oblidar els factors fisicoquímics que la poden fer variar (temperatura, salinitat, carboni orgànic dissolt, agents complexants, microorganismes, potencial redox, pH, concentració d'altres metalls i l'especiació (Campos, 1992; Cummins, 1994; Hare, 1992; Krantzberg i Stokes, 1988; Luoma, 1989; Manrique et al., 1985; Vuori, 1993, 1995)).

Paràmetres relacionats amb l'espècie, com la presència de cutícules més o menys rígides o gruixudes, de brànquies externes en forma de plat (Kiffney i Clements, 2003), la fisiologia (Hare, 1992) o els processos que controlen la distribució dels metalls dins de la cèl·lula (Luoma, 1989), condicionen les quantitats de metalls finalment bioacumulades, i fan que, de vegades, espècies molt properes (del mateix gènere) presentin diferències de bioacumulació (Kiffney i Clements, 2003). A banda, factors interns com la mida, l'edat o estat de desenvolupament (Kiffney i Clements, 2003; Krantzberg, 1989; Timmermans et al., 1989) també fan variar la bioacumulació. I també són claus els hàbits alimentaris dels organismes (Smock, 1983; Vuori, 1993) donades les diferents quantitats de metalls que té cada aliment així com la seva interacció amb les característiques fisicoquímiques de l'aparell digestiu.

Tot plegat mostra l'elevada heterogeneïtat que pot trobar-se entre les concentracions de metalls en els macroinvertebrats d'un mateix riu, fins i tot en el mateix punt, i la conseqüent dificultat en fer comparacions amb el conjunt de la comunitat, sigui entre diferents llocs, sigui entre diferents moments. Si la concentració de metalls varia segons el taxó, la comparació de diferents punts o moments a partir dels valors obtinguts amb diferents taxons pot ser incorrecta.

Al riu Guadiamar, la disponibilitat de macroinvertebrats per a l'anàlisi de metalls al llarg dels punts i dels anys de mostreig és variable en funció de la composició i de l'abundància de la comunitat en cada moment

(Capítol 4). Aquest fet, juntament amb la gran quantitat de factors que afecten la concentració de metalls en els organismes aquàtics exposats més amunt, fa preveure una gran variabilitat en les dades recollides en aquest estudi, i una dificultat tant a l'hora de comparar resultats com a l'hora d'interpretar-los. És per això que convé, en primer lloc, analitzar la variabilitat existent en les dades obtingudes, per valorar fins a quin punt permeten fer comparacions entre els punts i entre els anys, i extreure'n conclusions.

El principal objectiu d'aquest capítol, doncs, és fer una anàlisi exploratòria de les dades referents a la concentració de metalls dels macroinvertebrats recol·lectats al llarg d'aquest estudi, per preparar les dades abans d'estudiar l'evolució espaciotemporal, al Capítol 7. Concretament, els objectius són:

- Estudiar la variabilitat en l'acumulació de metalls als macroinvertebrats en funció de diferents nivells d'organització: ordre, família i gènere o espècie.
- Estudiar la variabilitat en funció de

l'alimentació de l'organisme.

- Triar les dades que facin correcta la comparació entre anys o llocs diferents (Capítol 7).

METODOLOGIA

Presa de mostres

En tots els punts de mostreig de la conca del Guadiamar, i a les èpoques exposades al Capítol 1 (Figura 1.4 i Taules 1.3 i 1.4) s'agafaren mostres de macroinvertebrats per a la seva posterior anàlisi de metalls.

La comunitat de macroinvertebrats es va mostrejar amb una xarxa amb porus de 250 µm de diàmetre, en tots els hàbitats possibles, especialment als ràpids i a la vegetació. La mostra es posava en una safata i els individus seleccionats per a l'anàlisi de metalls s'agafaven amb pinces i, després de netejar-los amb la pròpia aigua del riu, es guardaven en tubs de plàstic agrupats per famílies o gèneres. Els organismes que s'agafaren en cada punt i moment de mostreig depenien del que en aquell

Taula 6.1. Principals macroinvertebrats recol·lectats per a l'anàlisi de metalls, estadi de desenvolupament i principals tipus de nutrició i estratègies tròfiques.

Organisme analitzat	Estadi de desenvolupament	Tipus de nutrició	Estratègia tròfica
EPHEMEROPTERA Baetidae (principalment <i>Cloeon</i>)	Larves	Micròfits vius o detritus <1mm	Menjador de sediments fins
TRICHOPTERA (<i>Hydropsyche</i> , <i>Chimarra</i>)	Larves	Micròfits vius o detritus <1mm	Filtradors
ODONATA (principalment Coenagrionidae)	Larves	Invertebrats vius	Depredadors
HETEROPTERA Notonectidae (<i>Anisops</i> , <i>Notonecta</i>)	Adults	Invertebrats vius	Perforadors
Corixidae (excepte <i>Micronecta</i>)	Adults	Restes vegetals o animals	Trituradors
COLEOPTERA Dytiscidae	Adults, larves	Invertebrats vius	Perforadors
Hydrophilidae (principalment <i>Berosus</i>)	Adults, larves	Micròfits vius	Trituradors
DECAPODA (<i>Atyaephyra</i> , Palaemonidae)	Adults	Restes vegetals > 1 mm	Trituradors

moment es trobava a la comunitat, però quan era possible, s'intentava que fossin sempre les mateixes famílies. Es van triar, per tant, aquells taxons més abundants i presents a la majoria de punts, i que a la vegada, representessin diferents estratègies tròfiques i estadis de desenvolupament. Alguns dels taxons recol·lectats més sovint i en major nombre s'exposen a la Taula 6.1. Les mostres van ser conservades en fred fins al laboratori.

Al laboratori, els macroinvertebrats es tragueren dels tubs i es rentaren curosament diverses vegades amb aigua bidestil·lada (sistema milliQ, Millipore), i després es guardaren altre cop en tubs de plàstic nets i es congelaren tot seguit. Les mostres van ser liofilitzades i conservades en una atmosfera seca fins la seva digestió.

Anàlisi de metalls

Els macroinvertebrats secs van ser pesats amb una precisió de 0,001 mg (microbalança "Sartorius", model 4503 MP6). Van ser analitzats individualment quan el pes de l'animal variava entre 3 i 20 mg; en cas de ser inferior, diversos individus de la mateixa espècie, gènere o família s'ajuntaven per fer una mostra composta. La digestió es va fer en humit i tancat, en bombes de Teflón[®] de 60 ml, amb una metodologia posada a punt per nosaltres a partir de mostres de prova, seguint les indicacions dels Serveis Científicotècnics (UB) i a partir de modificacions sobre la bibliografia (Beltman et al., 1999; Besser et al., 2001; Clements et al., 2002; Kiffney i Clements, 1993; Klavins et al., 1998; Smolders et al., 2003). Per aquelles mostres de pes

superior a 10 mg, s'afegien 1,5 ml de HNO₃ concentrat i 0,4 ml de H₂O₂, i es deixava a 90°C durant 6 hores. En les mostres de menys pes, la quantitat de reactius també fou menor (1,2 ml HNO₃ i 0,3 ml H₂O₂). Passat aquest temps i després d'arrefredar-se la mostra, s'afegien 3 ml d'aigua bidestil·lada (o 2,3 ml en les mostres més lleugeres), i tot seguit es traspassava el líquid resultant a tubs d'assaig de plàstic. Els reactius emprats foren de màxima puresa (qualitat Instra, Baker), per minimitzar la presència de residus metàl·lics. En tots els atacs, i amb la finalitat de controlar tot el procés, es van afegir un mínim de dos blancs i material de referència amb una matriu semblant a les nostres mostres (LGC-GBW-08572 Prawn). Per al conjunt de digestions realitzades, l'anàlisi del material de referència va mostrar unes concentracions de metalls amb uns errors inferiors al 3% respecte els valors certificats, excepte pel Cd on l'error fou de l'11% (Taula 6.2).

Tot el material usat tant en el mostreig com en el posterior tractament al laboratori havia estat prèviament rentat amb àcid nítric al 10% durant un mínim de 24 hores, i esbandit diverses vegades amb aigua bidestil·lada per tal d'eliminar qualsevol residu metàl·lic.

L'anàlisi de metalls es va fer per espectrometria de masses de plasma acoblat inductivament (espectròmetre ICP-MS Perkin-Elmer model Elan 6000), usant rodi (Rh) com a estàndard intern i un patró de clor (Cl 400 ppm o 200 ppm) per calcular la possible interferència amb l'As. Les mostres van haver de ser prèviament diluïdes fins obtenir una concentració d'àcid nítric d'entre l'1 i el 2%, o bé fins rebaixar els

Taula 6.2. Concentracions mesurades (valors en µg/g PS) i certificades en el material de referència de macroinvertebrats (LGC-GBW-08572 Prawn). Es mostra la diferència entre mitjanes i el % d'error respecte el valor certificat.

	N	Valor mesurat		Valor certificat		Diferència ¹	% error
		Mitjana	Desv. est.	Mitjana	Desv. est.		
Zn	84	53,230	6,923	60,800	1,400	-0,75	-1,24
Cu	82	4,692	0,661	4,660	0,230	0,03	0,69
Pb	69	0,289	0,124	0,298	0,019	0,01	2,86
As	84	1,458	0,265	1,420	0,060	0,04	2,67
Cd	83	0,030	0,020	0,023	0,004	0,003	11,0

¹ Es tenen en compte les desviacions estàndard.

nivells de metalls per fer-los entrar dins el rang de lectura de l'aparell. Els metalls analitzats foren els mateixos que en la resta de compartiments del sistema, aigua i sediments (Capítol 3), és a dir, zinc, coure, plom, arsènic, cadmi, tali i antimoni. Els nivells de detecció de l'aparell són variables en funció del grau de netedat d'aquest i del tipus de mostra, però són inferiors als següents valors en ppb: Zn: 0,2; Cu: 0,2; Pb: 0,1; As: 0,2; Cd: 0,05; Tl: 0,05; Sb: 0,05. A partir de les concentracions obtingudes des de la dilució de la solució d'atac, s'ha calculat la concentració de metalls presents a la mostra, en relació amb el seu pes sec ($\mu\text{g/g PS}$). Per aquelles mostres en què la concentració a la solució d'atac era inferior al límit de detecció instrumental, s'han substituït el valors per la meitat d'aquest límit a l'hora de fer les anàlisis estadístiques (Karouna-Renier i Sparling, 2001).

Tractament de les dades

Abans de tractar les dades, les mostres obtingudes s'han classificat tant segons la zona de procedència com segons l'ordre taxonòmic de l'invertebrat. Els punts de mostreig han estat agrupats en funció de les característiques fisicoquímiques de l'aigua i els sediments (vegeu el Capítol 3, Figura 3.18). Així doncs, d'una banda s'han agrupat les mostres dels punts més propers a la mina, punts 2 i 2.1, que presenten una aigua amb una conductivitat i concentracions de metalls pesants molt elevades, i una alcalinitat i pH baixos o variables en el temps, així com un sediment amb elevades concentracions de metalls. Les mostres del punt 3 s'han mantingut sense agrupar-les amb cap altre punt, ja que en aquesta zona, la conductivitat i les concentracions de metalls al medi (aigua i sediment) encara són força elevades, però el pH ha recuperat la neutralitat. Els punts 4 i 5 també s'han agrupat per presentar concentracions més baixes de metalls (tant a l'aigua com al sediment) i pH neutre, però una contaminació orgànica important en determinats períodes (elevades concentracions de nutrients i baixes concentracions d'oxigen). Finalment, els punts de la zona de maresma també han estat tractats tots junts per presentar fortes oscil·lacions estacionals de la conductivitat, elevades concentracions de sòlids en suspensió, una contaminació minera baixa i una contaminació orgànica moderada. Respecte els punts de

control de la zona fluvial, punt 1, i de la maresma, punt 10, s'ha considerat que tots dos casos representen concentracions basals de metalls en els organismes, i que les diferències entre les comunitats de cada lloc no tenen perquè comportar diferències en les concentracions de metalls; tot i així, s'han tractat inicialment per separat i s'ha valorat fins a quin punt eren semblants o diferents.

A banda, les mostres han estat agrupades segons el grup taxonòmic, en classes i ordres per una banda, i en famílies i gèneres per altra banda. En alguns casos, es coneix també l'espècie. Cada taxó ha estat classificat segons el tipus de nutrició i l'estratègia tròfica, seguint la classificació feta per Tachet et al. (2000).

Variabilitat natural entre ordres taxonòmics

Per veure la variabilitat entre les concentracions de metalls dels diferents macroinvertebrats recol·lectats, s'han utilitzat només les dades dels punts de control, no afectats per contaminacions metàl·liques. L'existència de diferències significatives entre els diferents ordres taxonòmics s'ha testat mitjançant la prova no paramètrica de Kruskal-Wallis, amb el paquet estadístic SPSS (SPSS, 2001).

Influència de la variabilitat ambiental

Les mateixes anàlisis realitzades amb les dades del punt de control, s'han fet amb els punts de la zona afectada, agrupant els organismes segon el seu ordre o classe, per tal de veure si la presència de metalls al medi modifica els patrons generals d'acumulació o de variabilitat de les dades.

Variabilitat entre famílies o gèneres

En totes les zones del riu Guadiamar, i per cada ordre taxonòmic, s'han mirat si existien diferències entre les diferents famílies amb la prova de Kruskal-Wallis. En cas d'obtenir diferències significatives, per veure entre quines famílies es donen aquestes diferències s'ha fet una prova de comparacions múltiples. Ara bé, aquestes anàlisis requereixen que les dades segueixin una distribució normal. Per aquesta raó, les dades s'han transformat mitjançant el logaritme neperià fins assolir la normalitat. Per aquells metalls en què existien valors inferiors a 1, les dades s'han multiplicat pel menor múltiple de 10 que fes totes les dades superiors a 1, abans de fer el logaritme. Les comparacions múltiples s'han fet amb la prova

de Games-Howell, que no requereix homogeneïtat de les variàncies (Sokal i Rohlf, 1995). Per alguns taxons amb una mida mostral baixa, s'ha realitzat la prova no paramètrica de la U de Mann-Whitney per detectar entre quins parells de taxons hi havia les diferències.

Variabilitat segons l'alimentació

Per cada zona del riu, s'ha analitzat l'existència de diferències en l'acumulació de metalls en funció del tipus de nutrició de l'organisme. Si després d'una transformació logarítmica les dades s'ajustaven a una distribució normal i presentaven variàncies homogènies, les diferències es testaven amb una anàlisi de la variància (ANOVA); en cas contrari, s'utilitzà la prova no paramètrica de Kruskal-Wallis. Les comparacions múltiples entre tipus de nutrició s'han fet amb la prova de Games-Howell, tot amb el paquet estadístic SPSS (SPSS, 2001).

RESULTATS

Els organismes recol·lectats

En el conjunt de punts de mostreig i al llarg de cinc anys d'estudi s'han recol·lectat un total de 802 mostres de macroinvertebrats per a l'anàlisi de metalls, 241 de les quals als punts de control i 561 als punts afectats, situats aigües avall de les mines d'Aznalcóllar. D'aquests últims, 79 es recol·lectaren als punts més propers a la mina (punts 2 i 2.1), 109 al pont de Las Doblas (punt 3), 204 als punts inferiors de la zona fluvial (punts 4 i 5) i 169 als punts de la zona de

maresma (punts 6, 7.1 i 8).

La diversitat d'aquests organismes és relativament alta, ja que inclou cinc ordres d'insectes, efemeròpters, tricòpters, odonats, coleòpters i heteròpters, així com també alguns crustacis i mol·luscs. Ara bé, no tots aquests grups són presents a tots els punts de mostreig i durant tot el període d'estudi i només als punts de control es troben representants de tots els taxons. A la zona fluvial (punts 2 a 5) s'han recol·lectat invertebrats dels ordres dels tricòpters, odonats, coleòpters i heteròpters, i tan sols als punts 4 i 5 es recol·lectaren alguns efemeròpters, però només durant l'any 1999. A la maresma, els organismes analitzats foren odonats, coleòpters, heteròpters i crustacis (Figura 6.1).

Aquests set grans grups taxonòmics (ordres o classes) inclouen diverses famílies i gèneres. En total, s'han analitzats individus de 21 famílies, de les quals s'han identificat 34 gèneres. El tipus de nutrició i l'estratègia tròfica també és variat: hi ha organismes que s'alimenten de detritus inferiors a 1 mm, restes vegetals superiors a 1 mm, micròfits vius i micro i macroinvertebrats vius. Respecte l'estratègia tròfica, alguns són menjadors de substrat, trituradors, brostejadors, filtradors, perforadors o predadors mastegadors (Tachet et al., 2000).

Un altre factor de variabilitat és el temps. Els organismes analitzats han variat al llarg del temps en funció de la composició i l'abundància de la comunitat de

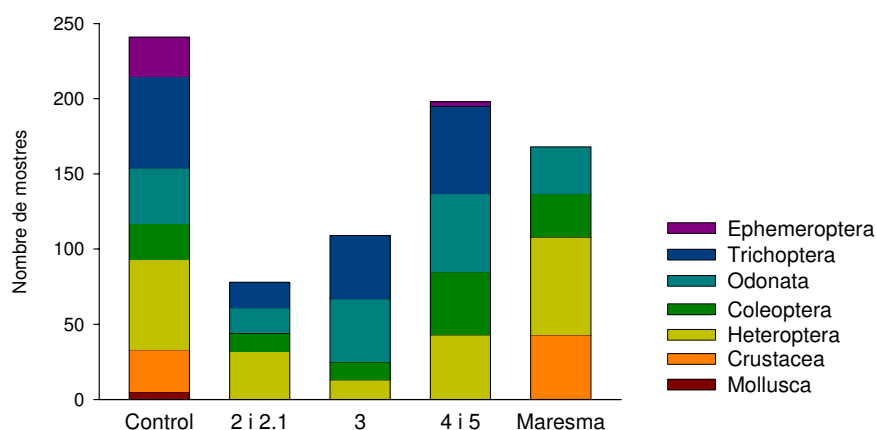


Figura 6.1. Distribució del nombre de mostres de cada grup taxonòmic.

Taula 6. . Èpoques en què es varen recol·lectar els macroinvertebrats per a l'anàlisi de metalls, en cada zona de mostreig (en gris).

		any:		1998					1999				2000			2001		2002		2003	
		mes:		7	8	9	10	11	1	3	5	9	1	5	7	4	7	5	7	5	7
Trichoptera	control																				
	2 i 2.1																				
	3																				
	4 i 5																				
Odonata	control																				
	2 i 2.1																				
	3																				
	4 i 5																				
	maresma																				
Coleoptera	control																				
	2 i 2.1																				
	3																				
	4 i 5																				
	maresma																				
Heteroptera	control																				
	2 i 2.1																				
	3																				
	4 i 5																				
	maresma																				
Crustacea	control																				
	maresma																				

macroinvertebrats en cada moment, que també ha variat. Alguns taxons, com els odonats, els heteròpters i, en menor mesura, els coleòpters, han estat relativament constants al llarg del temps, en els diferents trams del riu Guadiamar (Taula 6.3). Només a la zona més propera de la mina, l'aparició dels taxons és més tardana degut a què, durant els primers mesos o anys, la comunitat era molt pobra tant en riquesa com en abundància (vegeu el Capítol 4). Altres taxons, com els crustacis, malgrat no aparèixer a la zona afectada fins la primavera de 1999, són després molt constants i permeten obtenir finalment gran quantitat de mostra. Els tricòpters són constants als punts de control (punt 1), però extremadament variables als punts afectats. A més a més, la seva aparició en aquesta zona és molt tardana, i molt irregular entre els diferents trams del riu (Taula 6.3).

Efecte de l'ordre taxonòmic

Variabilitat natural

La comparació de les concentracions de metalls basals entre els diferents ordres taxonòmics (efemeròpters, tricòpters, odonats, coleòpters,

heteròpters, crustacis i mol·luscs) s'ha fet tenint en compte només les dades dels punts de control 1 i 10. Entre tots dos punts de mostreig no es detecten diferències significatives entre la concentració de la majoria de metalls estudiats, però sí per al Pb i l'As (Kruskal-Wallis, $p < 0,001$). Ara bé, els taxons analitzats no són ben bé els mateixos a cada punt. Així doncs, mentre que efemeròpters, tricòpters, mol·luscs i crustacis provenen exclusivament del punt 1, els coleòpters i els heteròpters provenen bàsicament del punt 10 (87 i 77% respectivament), i els odonats provenen de tots dos punts (60% del punt 1 i 40% del 10). No s'observen diferències significatives de les concentracions de Pb i As entre el punt 1 i 10 quan es miren tan sols els odonats, presents a les dues zones, cosa que pot indicar que les diferències abans detectades es deuen a diferències entre taxons. Per això, per obtenir valors de control per a cada ordre taxonòmic s'han ajuntat en un sol grup totes les dades recollides als punts de control, on no s'han produït variacions importants de les característiques fisicoquímiques al llarg dels cinc anys d'estudi.

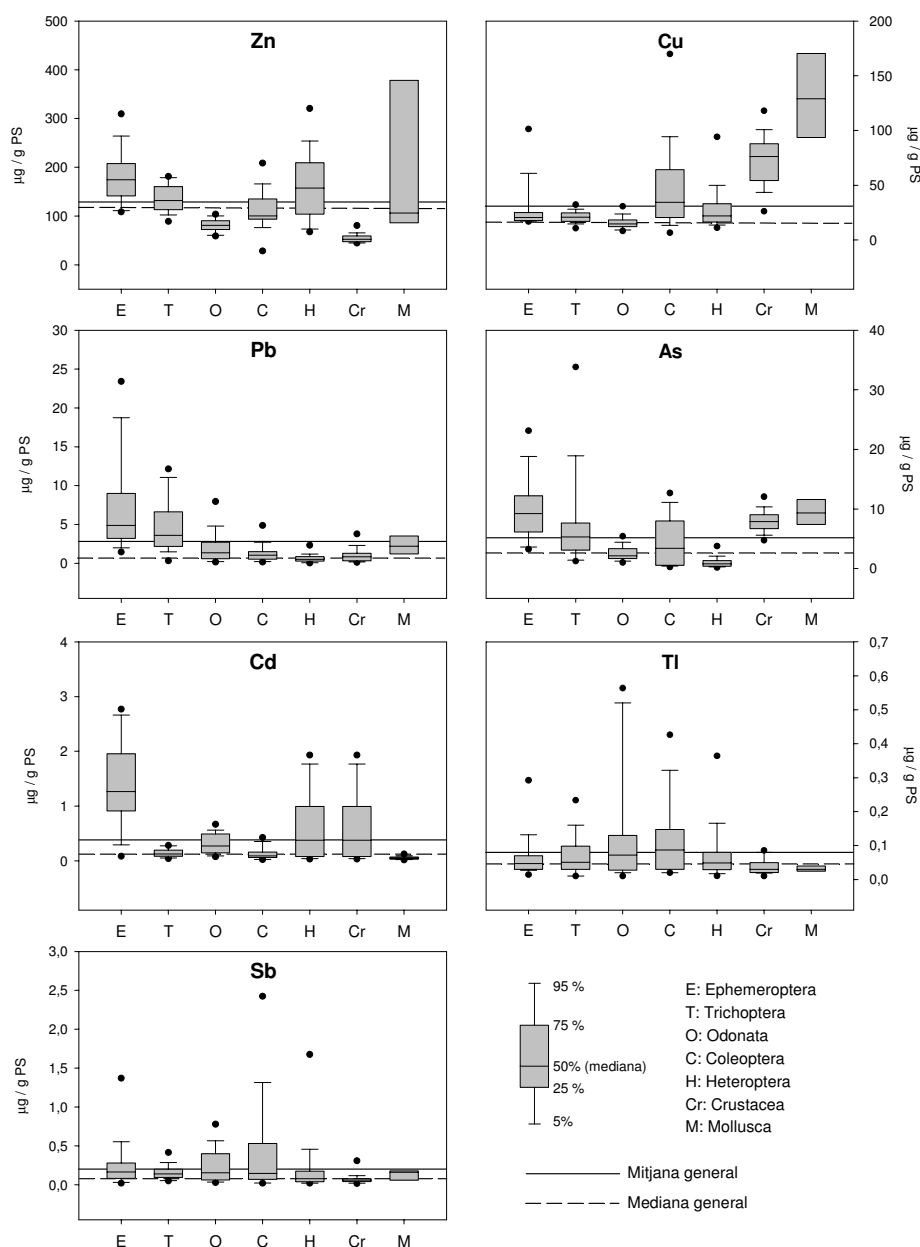


Figura 6.2. Diagrama de caixes de la concentració de metalls al diferents ordres o grups taxonòmics dels punts de control 1 i 10, durant tot el període d'estudi.

Per a tots els metalls analitzats, s'observen diferències significatives entre alguns parells d'ordres taxonòmics (Kruskal-Wallis, $p \leq 0,01$), malgrat que en general la majoria es situen entorn de la mitjana general de tots els taxons (Figura 6.2). Els crustacis destaquen sobretot per una major acumulació de Cu i una menor de Zn, per sobre i per sota de la mitjana dels punts de control respectivament. Els mol·luscs presenten també concentracions de Cu més elevades que la resta de taxons excepte els

crustacis. Els efemeròpters apareixen com un ordre amb una variabilitat més gran de les concentracions d'alguns metalls, i presenten en conjunt concentracions elevades de Zn, Pb, As i Cd, per sobre de la mitjana dels punts de control. Per contra, els coleòpters i els heteròpters destaquen per presentar concentracions d'As més baixes que la mitjana, i els odonats, per presentar concentracions més baixes de Zn (Figura 6.2).

Influència de la variabilitat ambiental

Malgrat la previsible heterogeneïtat en les dades preses als punts situats aigües avall de les mines d'Aznalcóllar deguda a les importants diferències espaciotemporals en les condicions fisicoquímiques, les concentracions de metalls trobades als diferents ordres taxonòmics mostren també diferències entre sí, i els patrons de distribució dels metalls entre els ordres són semblants entre els diferents punts, inclosos els punts de control. A la Figura 6.3 es mostren les concentracions trobades en una zona d'elevades concentracions ambientals (punts 2 i 2.1) i en una altra amb concentracions més baixes (punts 4 i 5), com a exemples de la distribució de metalls entre els ordres taxonòmics als punts afectats.

Als punts més propers a la mina, punts 2 i 2.1, destaquen els tricòpters per presentar concentracions de Zn, Cu, Pb i Cd més elevades

que la resta, generalment d'un ordre de magnitud superior. També destaquen els odonats, que presenten concentracions de Tl més elevades que la resta, malgrat que en general es mantenen dins el mateix ordre de magnitud. Per la banda baixa destaquen els heteròpters, que presenten els valors mínims de Pb i d'As (Figura 6.3a).

Al punt 3 també s'observen diferències entre els ordres, tot i que són menors. Destaquen especialment els tricòpters per presentar concentracions de Zn un ordre de magnitud superior que la resta de taxons. També els heteròpters presenten concentracions d'Sb diferents a les de la resta de taxons, malgrat mantenir-se sempre dins el mateix rang de magnituds.

Aigües avall, als punts de la zona fluvial 4 i 5, destaquen, en primer lloc, els efemeròpters; el

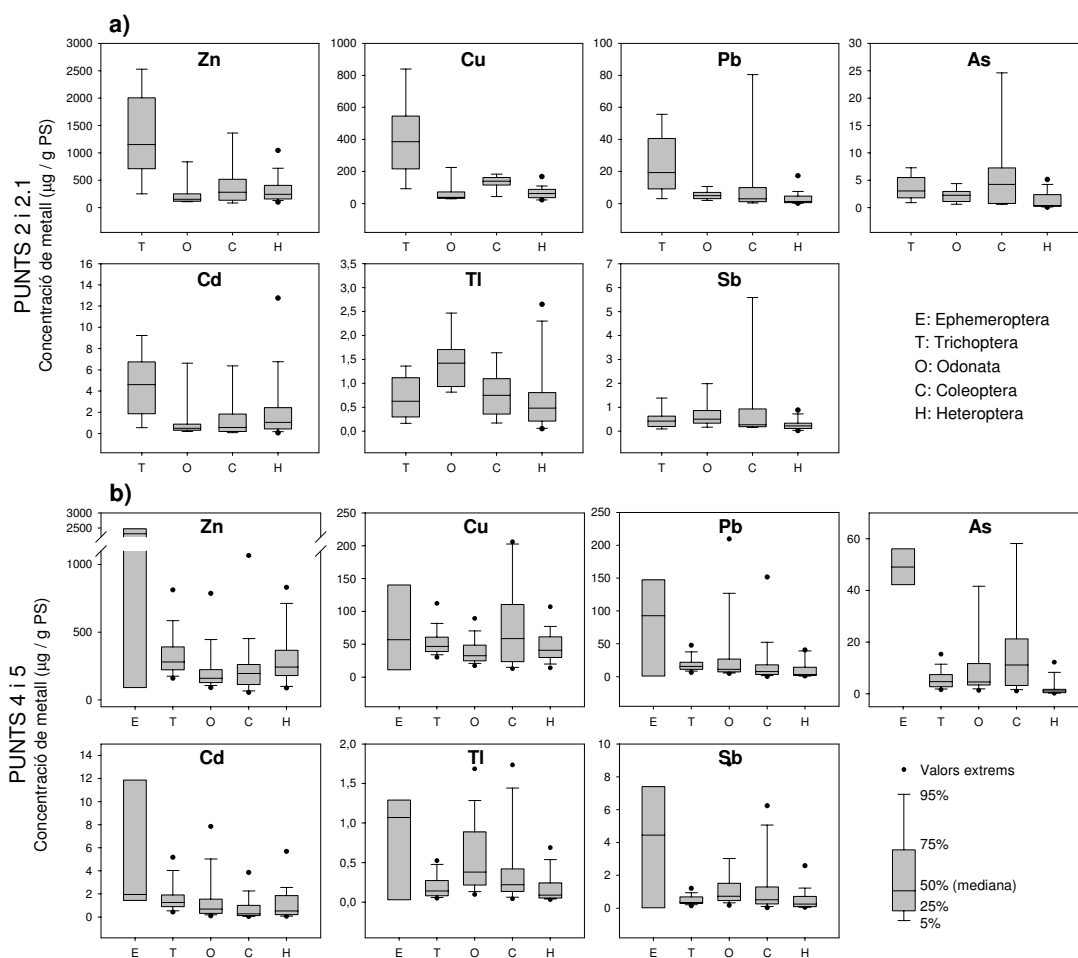


Figura 6. . Diagrames de caixa de les concentracions de metalls en invertebrats a) als punts propers a la mina, punt 2 i 2.1; b) als punts intermedis, punts 4 i 5.

baix nombre de mostres (tan sols tres) i la gran variabilitat que presenten els valors d'alguns dels metalls fan que aquestes dades no puguin tenir-se en compte de cara a la comparació amb la resta de grups taxonòmics. La resta de grups, tot i presentar algunes diferències, es mouen sempre amb valors dins del mateix ordre de magnitud (per cada metall). Destaquen els heteròpters per presentar concentracions d'As inferiors a la resta d'insectes (Figura 6.3b).

Per últim, a la zona de maresma també s'observen diferències entre alguns taxons, per a tots els metalls. Els crustacis són els que més Cu acumulen, i els odonats, els que menys. D'altra banda, els crustacis presenten les mínimes concentracions de Zn, Pb, Cd i Sb, i els heteròpters, les mínimes d'As. Ara bé, tots els ordres tenen nivells de metalls dins del mateix ordre de magnitud.

Patrons comuns entre zones. Tria d'ordres

De l'observació dels patrons d'acumulació de metalls en els diferents ordres taxonòmics i en les diferents zones del Guadiamar poden deduir-se algunes distribucions comunes que es presenten a tot arreu. Així doncs, els mol·luscs i els crustacis acumulen més Cu que els altres taxons, mentre que els odonats, seguits dels heteròpters, són els que n'acumulen menys. Els crustacis acumulen quantitats baixes d'Sb, i també són els que menys Zn contenen, seguits dels odonats.

També s'observen algunes tendències a totes o pràcticament totes les zones del riu. Per exemple, els odonats tendeixen a tenir més concentració de Tl que els tricòpters, coleòpters o heteròpters, i els segueixen els coleòpters. Aquests, a la vegada, presenten més Cu que els odonats i els heteròpters. Els efemeròpters tendeixen a presentar unes concentracions de metalls més variables i relativament elevades, especialment de Zn, Pb, As i Cd. Als punts afectats per les mines d'Aznalcóllar, els tricòpters acumulen quantitats de Zn, Cu, Pb i Cd superiors als altres grups, especialment a les zones amb concentracions ambientals de metalls més elevades (punts 2, 2.1 i 3). Per la banda baixa, els odonats tendeixen a presentar concentracions baixes de Zn, i els tricòpters d'Sb, malgrat que aquest últim metall es troba en concentracions semblants entre els diferents grups. L'As també s'acumula en menor quantitat als heteròpters.

En general, la variabilitat entre ordres taxonòmics manté sempre els valors dins del mateix rang de magnitud (per a cada zona del riu). Els ordres que en alguns punts o per alguns metalls tenen valors d'un o més ordres de magnitud superiors són els mol·luscs, els efemeròpters i els tricòpters que, per tant, seran trets de l'anàlisi conjunta (Capítol 7).

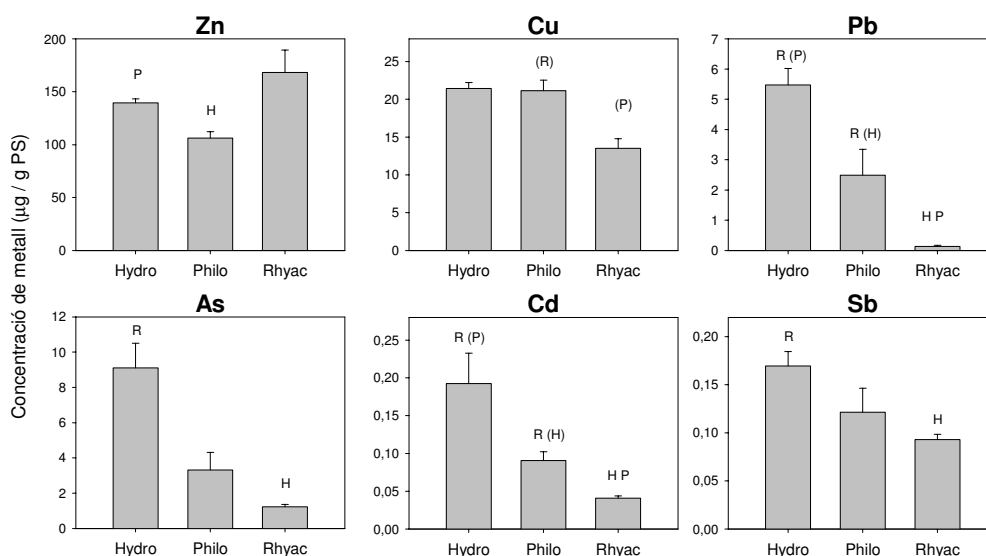


Figura 6. . Concentració de metalls (mitjana i error estàndard) en tricòpters dels punts de control. Es mostren només aquells metalls pels quals es detecten diferències entre les famílies. H=Hydro: Hydropsychidae (*Hydropsyche* sp); P=Philo: Philopotamidae (*Chimarra marginata*); R=Rhyac: Rhyacophilidae. Les inicials sobre cada grup indiquen diferències significatives entre les famílies (Games-Howell, $p < 0,01$ ($p < 0,05$)).

Variabilitat entre famílies o gèneres

Les mostres d'alguns dels ordres recol·lectats estan formades per individus que pertanyen a diferents famílies, gèneres o espècies. Per al cas dels efemeròpters, es troben representants de quatre famílies, Baetidae, Caenidae, Heptageniidae i Leptophlebiidae. Les dades, però, només són relativament abundants per als Leptophlebiidae, que presenten diferències significatives amb els Heptageniidae (concentracions superiors de Zn i inferiors de Cu) i amb els Baetidae (inferiors de Cu) (U de Mann-Whitney, $p < 0,05$).

Els tricòpters recol·lectats al punt 1 també pertanyen a diferents famílies. Els Hydropsychidae són els que acumulen més Pb i Cd, i juntament amb els Philopotamidae, també més Cu. També acumulen més As i Sb, per bé que les diferències amb els Philopotamidae no són significatives. Per contra, els Rhyacophilidae són els que acumulen menys metalls, excepte el Zn, que presenta concentracions més baixes en els Philopotamidae (Figura 6.4).

Les diferents famílies d'odonats només presenten diferències significatives pel que fa a la concentració de Zn, Cu i Pb (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Els Platycnemididae tendeixen a acumular més Zn i Cu que els Coenagrionidae, així com també més Cd per bé que no de forma significativa. Aquest fet és especialment

remarcable al punt 3, on aquests organismes mostren concentracions de Zn un ordre de magnitud superior que la resta d'odonats (Figura 6.5). Per contra, els Coenagrionidae són els que menys Zn i Cu acumulen, així com també Sb. Els Libellulidae presenten les màximes concentracions de Pb, malgrat les concentracions dels punts de control no siguin significativament diferents (Figura 6.5).

Els coleòpters recol·lectats més freqüentment i en més abundància pertanyen a les famílies Hydrophilidae i Dytiscidae. Per aquells metalls en què es donen diferències significatives, Cu, Pb i As, els Hydrophilidae sempre presenten concentracions superiors, malgrat als punts afectats per la mina, les concentracions de Pb siguin superiors als Dytiscidae (Figura 6.6). Tot i no presentar diferències estadísticament, els Dytiscidae tendeixen a tenir concentracions de Cd i Tl superiors que els Hydrophilidae, tant en els punts de control com en els afectats. El Zn no presenta cap patró concret. Ara bé, els valors són sempre del mateix ordre de magnitud.

L'acumulació diferencial de metalls entre els heteròpters Corixidae i Notonectidae també segueix sempre el mateix patró en diferents zones del riu, tant en els punts de control com en els situats aigües avall de l'explotació minera. Així doncs, el Cu, el Tl i l'Sb són superiors en els Corixidae que en els Notonectidae, essent el Tl significatiu en tres zones diferents, mentre que el Cu i l'Sb només

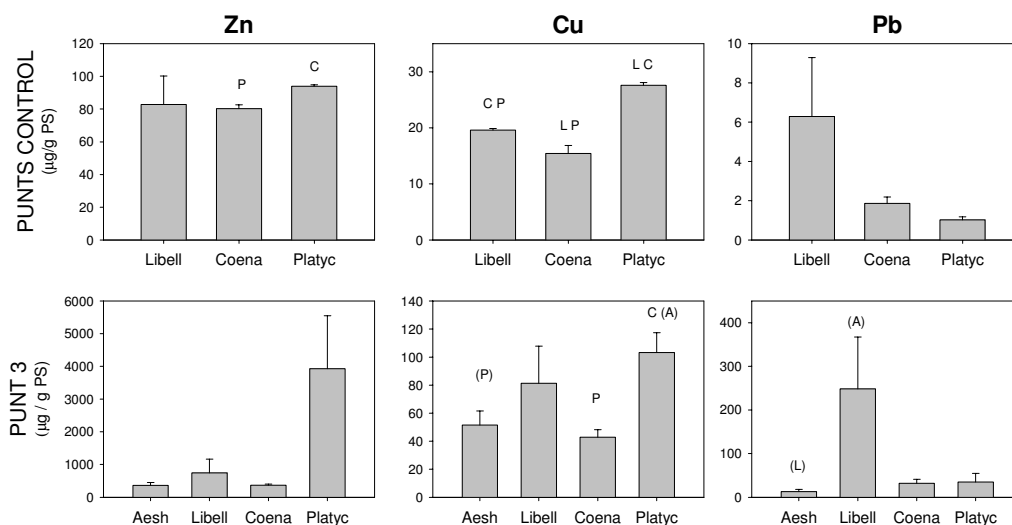


Figura 6.5. Concentració de metalls (mitjana i error estàndard) en odonats dels punts de control (a dalt) i del punt 3 (a baix). A=Aesh: Aeshnidae; L=Libell: Libellulidae; C=Coena: Coenagrionidae; P=Platyc: Platycnemididae. Més detalls a la Figura 6.4.

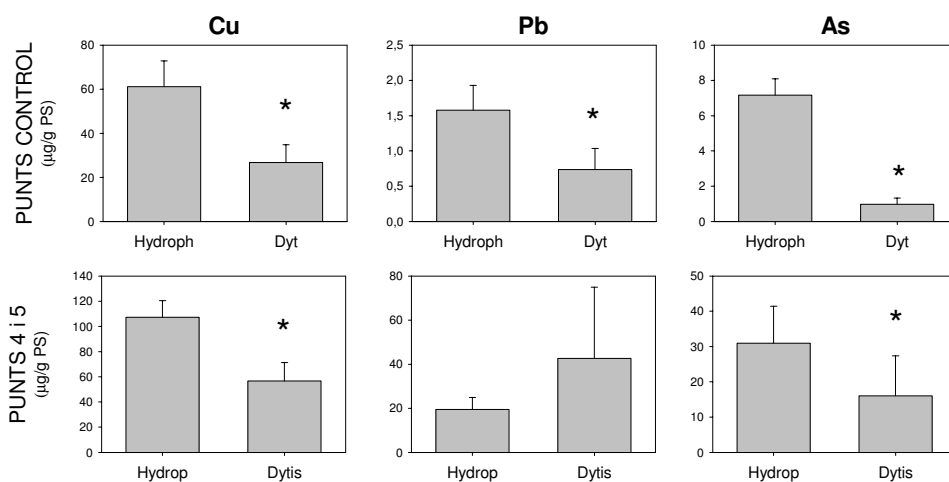


Figura 6.6. Concentració de metalls (mitjana i error estàndard) en coleòpters dels punts de control (a dalt) i dels punts 4 i 5 (a baix). * Diferències significatives (ANOVA, $p < 0,05$). Hydroph: Hydrophilidae; Dytis: Dytiscidae.

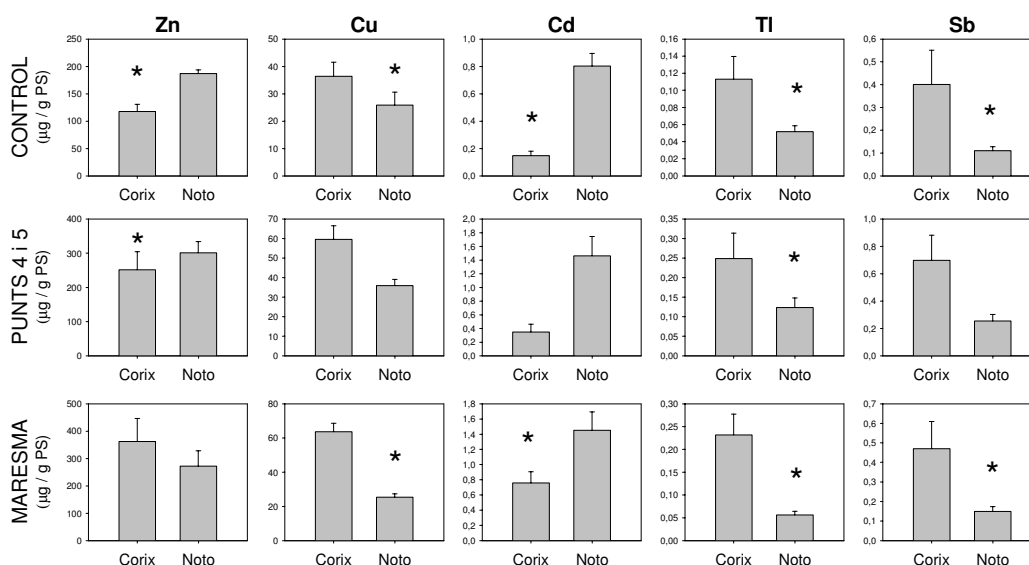


Figura 6. Concentració de metalls (mitjana i error estàndard) en heteròpters dels punts de control (a dalt), dels punts 4 i 5 (al centre) i dels punts de la maresma (a baix). * Diferències significatives (ANOVA, $p < 0,05$). Corix: Corixidae; Noto: Notonectidae.

en dues (Figura 6.7). Per contra, el Cd segueix un patró invers, i és més elevat en Notonectidae que en Corixidae, i les diferències són significatives en dues de les tres zones del riu. El Zn, en aquelles zones on les diferències són significatives, també és superior en els Notonectidae, malgrat que a la zona de la maresma sembla intuir-se el patró contrari tot i que les concentracions no són estadísticament diferents (Figura 6.7).

Variabilitat segons l'alimentació

El tipus de nutrició que tingui cada organisme també influeix en les concentracions de metalls que incorpora, tant en la zona de control com aigües avall de les mines d'Aznalcóllar. Als punts de control els organismes es classifiquen principalment en quatre grups: els detritívors que mengen restes inferiors a 1 mm,

Taula 6. . Concentració de metalls als punts de control (mitjanes i error estàndard), segons el tipus de nutrició (Tachet et al., 2000). Per cada metall, lletres diferents indiquen diferències significatives entre tipus de nutrició (Games-Howell, $p < 0,05$).

Nutrició	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Tl	Sb
Restes < 1 mm (N=31)	169,7 ^c (11)	24,3 ^a (3)	6,06 ^c (1)	8,53 ^{b,c} (1,1)	1,09 ^c (0,16)	0,06 ^a (0,01)	0,18 ^a (0,03)
Restes > 1mm (N=27)	58,5 ^a (3)	72,1 ^c (4)	1,4 ^a (0,3)	7,9 ^c (0,3)	0,14 ^a (0,06)	0,04 ^a (0)	0,13 ^a (0,05)
Micròfits vius (N=76)	135 ^b (6)	37 ^b (4)	3,51 ^b (0,4)	7,11 ^b (0,9)	0,18 ^b (0,02)	0,09 ^b (0,01)	0,28 ^b (0,05)
Macroinvertebrats vius (N=75)	136,3 ^b (8)	21,2 ^a (2)	1,28 ^a (0,2)	1,68 ^a (0,1)	0,54 ^c (0,06)	0,09 ^b (0,01)	0,17 ^b (0,02)

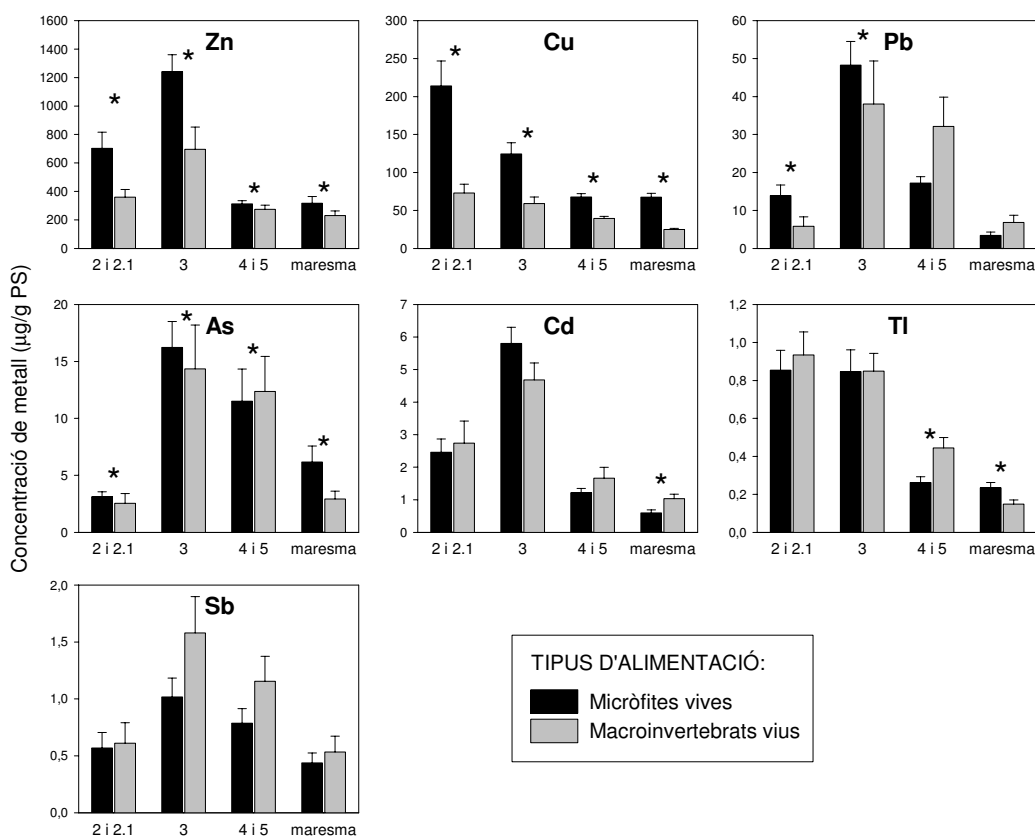


Figura 6. . Comparació de la concentració de metalls en macroinvertebrats entre aquells que s'alimenten de micròfits vius i els que mengen macroinvertebrats vius, en els punts de la zona afectada (mitjana i error estàndard). Per a cada punt, l'asterisc * indica diferències significatives (ANOVA, $p < 0,05$).

els que les mengen superiors a aquesta mida, els herbívors que s'alimenten de micròfits vius i els carnívors que mengen macroinvertebrats també vius. En general, els detritívors són els que més metalls acumulen, especialment aquells que mengen restes inferiors a 1 mm. Així doncs, les concentracions més elevades de Zn, Pb, As i Cd es troben en organismes amb aquest tipus

d'alimentació, mentre que el Cu es troba en els que mengen restes superiors a 1 mm (Taula 6.4). Per contra, el Tl i l'Sb es troben en concentracions més baixes als detritívors que a la resta de macroinvertebrats.

Els carnívors presenten unes concentracions de metalls relativament baixes, amb els valors

mínims de Cu, Pb i As. Els herbívors, per contra, presenten concentracions intermèdies de pràcticament tots els metalls, excepte de Tl i Sb, on les concentracions són les màximes, no diferents de les dels carnívors (Taula 6.4).

Als punts afectats, les mostres recol·lectades no inclouen organismes amb tants tipus d'alimentació, sinó que la gran majoria o bé són herbívors (mengen micròfits vius) o bé carnívors (macroinvertebrats vius), i molt poques mostres pertanyen a organismes detritívors o que s'alimenten de microinvertebrats vius. Les diferents concentracions que es troben entre els herbívors i els carnívors es mantenen a totes les zones afectades del Guadiamar, independentment del metall (Figura 6.8). En conjunt, els herbívors presenten concentracions dels metalls majoritaris, Zn, Cu, Pb i As, més elevades que els carnívors, en tots els punts de mostreig. Tan sols als punts 4 i 5, les concentracions d'As són significativament superiors en els carnívors. Als punts 4 i 5, i a la zona de maresma, també s'observen concentracions de Pb superiors en els carnívors, però les diferències no són significatives. Per contra, Cd, Tl i Sb tendeixen a trobar-se en concentracions més grans als carnívors que als herbívors, però en pocs casos les diferències són significatives.

Els patrons de concentració de metalls entre els herbívors i els carnívors són molt semblants tant a la zona afectada per l'explotació minera com als punts de control, ja que Cu, Pb i As són superiors en herbívors, i Cd en carnívors. El metall més abundant en tota la zona afectada per les mines, el Zn, s'acumula de forma similar entre aquests dos tipus d'organismes als punts de control, no en canvi als punts afectats, on els herbívors n'acumulen més. Sembla, per tant, que alguns metalls sí que poden canviar el seu patró d'acumulació en funció de les concentracions de metalls ambientals. Ara bé, les diferències entre tipus de nutrició són petites i generalment els valors es mantenen dins del mateix ordre de magnitud.

DISCUSSIÓ

Patrons d'acumulació entre diferents ordres taxonòmics

L'anàlisi conjunta de diferents espècies i en diferents moments (i, per tant, diferents

condicions ambientals), juntament amb el fet d'anàlitzar els individus sencers sense haver-los purgat del seu contingut intestinal, feia preveure una gran variabilitat en les dades (Cain et al., 1992) que impossibilités la detecció de patrons d'acumulació. Malgrat tot, ha estat possible diferenciar patrons entre gèneres o espècies i, fins i tot, entre famílies o grups amb preferències nutricionals diferents, donat que en molts casos les concentracions totals (amb el contingut intestinal) i les del propi cos varien de la mateixa manera, i correlacionen bé. Per al Zn, el Cu, el Pb o el Cd, les concentracions totals dels organismes aquàtics estan correlacionades amb les concentracions presents al citosol, és a dir, les bioacumulades (Cain et al., 2000a), i malgrat que aquestes correlacions siguin específiques per a cada metall i canviïn amb el temps, per al Cu o el Cd són molt consistents (Cain i Luoma, 1998). Per això, les concentracions totals també indiquen diferències de bioacumulació.

Als punts de control és on s'observa el major nombre de diferències entre grups taxonòmics, mentre que sota la mina les diferències en general són menys acusades, ja que als punts afectats s'hi afegeix una major variabilitat deguda a les causes externes. Durant el temps de durada d'aquest estudi s'han produït forts canvis ambientals en tots els punts situats aigües avall de les mines d'Aznalcóllar, que en canvi no s'han donat als punts de control; als punts de la maresma tornen a observar-se més diferències entre els grups taxonòmics probablement per una menor variabilitat de les dades, ja que les condicions ambientals s'han mantingut més constants al llarg del temps (vegeu el Capítol 3). Les concentracions de metalls en organismes varien també de manera estacional (Hare i Campbell, 1992; Kiffney i Clements, 1993) i en l'espai, segons el gradient que existeixi de les concentracions de metalls ambientals (Cain et al., 1992; Cain i Luoma, 1998) o dels paràmetres fisicoquímics que afecten la bioacumulació.

La pròpia composició química de l'organisme pot explicar una part de la variabilitat existent entre les concentracions d'alguns metalls en diferents grups taxonòmics. Un dels exemples més clars i ben documentat és la presència de quantitats superiors de Cu tant en crustacis com en mol·luscs respecte altres macroinvertebrats, tal com s'observa aquí. Aquests organismes

presenten hemocianina a l'hemolimfa, cosa que els fa augmentar les concentracions de Cu totals (Depledge 1989a, 1989b; Depledge i Bjerregaard, 1989; Timmermans et al., 1989). En alguns crustacis, el Cu contingut a l'hemolimfa pot representar vora un 70% del total de l'organisme (Depledge i Bjerregaard, 1989). Altres estudis també mostren com les concentracions en mol·luscs són fins i tot més elevades que en crustacis, malgrat presentar tots dos aquest pigment respiratori (Filion i Morin, 2000; Smith et al., 1996). Ara bé, la fisiologia s'afegeix com un element més de variabilitat interespecífica, en veure's modificades les taxes d'assimilació i excreció, així com els mecanismes d'emmagatzemament o de tolerància als metalls, i explica altres diferències que s'observen entre grups. Per això, crustacis i mol·luscs, a banda de tenir més Cu, també presenten concentracions inferiors de Zn i Pb (Timmermans et al., 1989), especialment els crustacis (Filion i Morin, 2000), en concordança amb els nostres resultats. De forma similar, l'aparició del mateix patró d'acumulació a les diferents zones estudiades del riu Guadiamar, ens pot fer pensar que els baixos nivells de Zn en odonats o d'As en heteròpters, o els elevats nivells de Tl en odonats, també puguin ser causats per diferències fisiològiques, malgrat que no es disposa de gaire bibliografia per comparar, i els estudis sobre la biogeoquímica d'odonats i heteròpters són pràcticament inexistents i centrats només en tres famílies (Goodyear i McNeill, 1999). Karouna-Renier i Sparling (2001) detectaren concentracions de Zn més baixes en odonats que en altres macroinvertebrats (exceptuant els mol·luscs) en llocs amb diferents concentracions ambientals, mentre que les concentracions de Pb eren més elevades als odonats. Al Guadiamar, en algunes zones també sembla observar-se aquesta major acumulació de Pb per part dels odonats (per sota dels tricòpters), però els resultats no són concloents.

La major acumulació d'alguns metalls que presenten els efemeròpters respecte altres taxons ha estat observada també en diversos indrets, tant en llocs no contaminats (Zn, Cu, Pb, Cd: Besser et al., 2001; Cd i Cu: Cain et al., 2000b; As: Cain et al., 1992) com en llocs amb concentracions ambientals més elevades (Besser et al., 2001; Cain et al., 1992; Zn i Cd: Kiffney i Clements, 1993), així com en

exposicions al laboratori (Cd: Langevoord et al., 1995). En el nostre estudi, s'observa una major acumulació de Zn, Pb, As i Cd en efemeròpters respecte, per exemple, tricòpters, odonats, coleòpters i heteròpters, però les elevades desviacions estàndard respecte els valors mitjans no permeten afirmar-ho. A més a més, la seva relativa intolerància als metalls (Clements et al., 1988; Kiffney i Clements, 1994; Kiffney i Clements, 2003; Malmqvist i Hoffsten, 1999), fa que els efemeròpters no apareguin, o siguin molt poc abundants, al tram del Guadiamar amb concentracions més elevades (Capítol 4) i que, per tant, no es disposi de dades de les diferents zones per comparar.

Efecte de la família o el gènere i de l'alimentació

Un factor important de variació de les concentracions de metalls entre diferents organismes ve marcat pels hàbits d'alimentació (Kiffney i Clements, 1993; Smock, 1983). Els metalls pesants formen part d'un tipus de substàncies tòxiques per als organismes amb la particularitat que no són biodegradables i, per tant, tendeixen a acumular-se als organismes. Sovint també pot aparèixer biomagnificació al llarg de les cadenes tròfiques, és a dir, que nivells tròfics superiors, que s'alimenten de vegetals o animals que a la seva vegada també han acumulat metalls, van concentrant aquestes substàncies al seu organisme fins a nivells superiors dels que tenia el seu aliment (Baird et al., 2001). Ara bé, dins els macroinvertebrats, l'existència de biomagnificació no ha pogut ser demostrada (Goodyear i McNeill, 1999; Hare, 1992) i en molts casos les concentracions de metalls en els organismes depredadors són més baixes que en les seves preses (Besser et al., 2001). Aquest fet pot explicar per exemple les diferències observades entre les diferents famílies de tricòpter recol·lectades al punt de control 1. Els Rhyacophilidae, que presenten concentracions de Cu, Pb, As, Cd i Sb menors que els Hydropsychidae o els Philopotamidae, són tricòpters depredadors de macroinvertebrats vius, mentre les altres dues famílies són filtradores i s'alimenten principalment de micròfits vius, per bé que els Hydropsychidae poden contemplar algun microinvertebrat viu a la seva dieta i els Philopotamidae, contenir restes orgàniques inferiors a 1 mm (Tachet et al., 2000). Malgrat tot, la menor o major

acumulació de cada espècie també depèn del metall. Així per exemple, el Pb és acumulat pels Hydropsychidae en majors quantitats que pels Rhyacophilidae (Vuori, 1993) gràcies a què s'adsorbeix amb més facilitat a les partícules petites, aliment principal dels filtradors, mentre que el Zn pot estar en concentracions superiors en els tricòpters depredadors que en els filtradors (Vuori, 1993) tot i què altres autors, com nosaltres, no observin diferències significatives (Kiffney i Clements, 1993).

Entre els coleòpters també s'observen diferències de les concentracions de Cu, Pb i As que presenten els Hydrophilidae, principalment trituradors que s'alimenten de micròfits vius o algun microinvertebrat, o els Dytiscidae, depredadors que s'alimenten perforant o triturant macro i microinvertebrats (Tachet et al., 2000). En aquest cas, les concentracions als organismes carnívors són inferiors que les dels herbívors. Els heteròpters estudiats també presenten una diferenciació de la seva dieta, i els Notonectidae són més estrictament carnívors que els Corixidae, sovint trituradors que s'alimenten de restes vegetals o animals (Tachet et al., 2000). Per al Cu, el Tl i l'Sb, els Corixidae són els que més metall acumulen, mentre que pel Cd són els Notonectidae. En el nostre cas, el Cd s'acumula de forma preferent en carnívors i no en herbívors, tant si es mira el conjunt de taxons recol·lectats, com si es mira dins d'aquests dos ordres concrets, els coleòpters i els heteròpters, per bé que no sempre les diferències són significatives. Els herbívors i els detritívors apareixen a la literatura com els grups tròfics que més concentració de Cu i Cd acumulen (Besser et al., 2001; Goodyear i McNeill, 1999; Smock, 1983; Timmermans et al., 1989), mentre que metalls com el Zn i el Pb han estat trobats en majors quantitats tant en depredadors (Besser et al., 2001; Cain et al., 1992; Goodyear i McNeill, 1999) com en herbívors o detritívors (Cain et al., 1992; Timmermans et al., 1989; o el nostre estudi). El perifiton, aliment principal de molts d'aquests herbívors i complement o part de la dieta d'alguns detritívors, és un dels compartiments de l'ecosistema aquàtic que més quantitat de metalls acumula (Beltman et al., 1999; Farag et al., 1998; Kiffney i Clements, 1993) fins i tot de vegades en concentracions superiors a les dels propis sediments (Clements et al., 2002). Això afavoreix que aquells

organismes que se n'alimenten presentin també concentracions més elevades de metalls que aquells altres invertebrats que mengen organismes amb concentracions dels metalls més baixes, a l'hora que pot ser un dels motius pels quals els organismes herbívors o detritívors siguin dels més sensibles a la contaminació metàl·lica (Kiffney i Clements, 1994).

Ara bé, organismes del mateix grup tròfic poden presentar també diferències en les concentracions de metalls acumulades, sigui per petites diferències de l'alimentació, com per diferències en l'hàbitat o el mode de vida (a part, és clar, de les característiques fisiològiques de cada espècie). Així doncs, els odonats Platycnemididae, depredadors com la resta d'odonats, solen alimentar-se de preses més petites que els altres (Tachet et al., 2000) que, en conseqüència, tenen més concentració de metalls que les preses més grans (Chen i Folt, 2000; Krantzberg, 1989; Pourang, 1996). D'altra banda, els Platycnemididae viuen més estretament lligats al sediment que els Coenagrionidae, i, per tant, més en contacte amb el compartiment que generalment més metalls conté (Luoma, 1989), afavorint l'entrada de metalls (Hare, 1992). Per a organismes amb els mateixos requeriments nutritius, com el cas de les famílies d'efemeròpters recol·lectades en el nostre estudi, les diferències observades poden deure's també a diferències en l'hàbitat que ocupen (Timmermans et al., 1989), ja que per exemple, els sediments fins acumulen més metalls que els més gruixuts (Ladd et al., 1998) i, en els moments de desorció dels metalls, afecten més negativament la fauna que hi habita (Nelson i Roline, 1999).

Els mecanismes de regulació de les concentracions de metalls en els organismes, és a dir, les respostes fisiològiques i bioquímiques a l'estrès per metalls, poden variar en funció de les concentracions ambientals (Shi i Wang, 2004), de forma diferent també segons el metall i l'espècie. Canvis ambientals, entre els quals s'inclou el canvi de les concentracions dels diferents metalls que hi hagi al medi, poden fer variar l'intercanvi de metalls entre l'organisme i el medi (Hare, 1992). Això pot comportar que els patrons diferencials d'acumulació entre diferents taxons variïn aigües amunt i aigües avall de l'entrada principal de metalls a l'ecosistema, les mines, i expliqui, per exemple,

com els tricòpters als punts de control tenen unes concentracions de Zn semblants a la resta d'organismes, però molt més elevades als punts afectats, especialment allà on les concentracions ambientals són més elevades. També pot explicar per què el Zn no s'acumula de forma diferencial entre els herbívors i els carnívors dels punts de control però en canvi, augmenta més en els herbívors dels punts afectats. Ara bé, probablement altres factors hi juguen també un paper important, ja que en diversos rius del món s'ha comprovat com en baixes concentracions de Zn a l'aigua (<100 µg/l), els col·lectors acumulen més que els predadors, i que, per contra, quan les concentracions ambientals són superiors, aleshores els depredadors n'acumulen més (Goodyear i McNeill, 1999), de forma contrària als nostres resultats.

Selecció de les dades per al Capítol

Els patrons diferencials d'acumulació de metalls entre diferents grups taxonòmics o tipus de nutrició pot fer incorrecta la comparació dels nivells de metalls en macroinvertebrats de llocs o moments diferents quan els taxons que es comparen són diferents. Per això, de la totalitat de dades recollides se n'extrauran aquelles que poden comportar un biaix important dels valors

mitjans, i que en conseqüència, poden interferir a l'hora de fer les comparacions entre èpoques o punts (al Capítol 7), tal com s'exposa a continuació:

Dels punts de control, destaquen especialment els mol·luscs, tant per una elevada variabilitat en els valors de Zn, com per presentar concentracions de Cu elevades (sovint d'un ordre de magnitud superior que els altres). Aquest grup d'invertebrats només ha estat recol·lectat al punt de control 1, per ser absent de tot el tram afectat del Guadiamar pràcticament durant els cinc anys d'estudi (Capítol 4). A més a més, el nombre de dades totals és baix, i es concentra tan sols en alguns pocs mesos de mostreig. Tot plegat fa que no sigui comparable ni en el temps amb el propi punt de control, ni en l'espai amb els altres punts de mostreig, esbiaixant per tant, els resultats.

Als punts afectats, alguns taxons amb valors extrems d'algun metall també es troben molt esbiaixats en el temps i en l'espai. D'efemeròpters (Baetidae) només es disposa de mostres dels punts 4 i 5 durant l'any 1999. A més a més, l'elevada heterogeneïtat en els valors dona poca credibilitat als resultats, aconsellant la seva eliminació. D'altra banda,

Taula 6.5. Taxons utilitzats al Capítol següent per a comparar punts entre ells i dates de mostreig. Taxons utilitzats per separat al Capítol 8 i taxons descartats de les anàlisis.

Taxó	Motiu d'eliminació o d'acceptació
<u><i>Taxons utilitzats al Capítol 7</i></u>	
Trichoptera (no Hydropsychidae)	En cada zona del riu, valors de concentració de metalls dins del mateix ordre de magnitud que la resta de taxons. Dades abundants, i repartides al llarg del temps i de l'espai.
Odonata (no Platynemididae)	
Coleoptera	
Heteroptera	
Crustacea	
<u><i>Taxons utilitzats al Capítol 8</i></u>	
Hydropsychidae	Valors d'alguns metalls (Zn, Cu) molt superiors que a altres taxons. Presentes i abundants a tot el tram fluvial a partir de l'any 2000.
<u><i>Taxons descartats</i></u>	
Mollusca	Poques dades i només del punt 1, amb valors extrems d'alguns metalls (Zn, Cu)
Ephemeroptera	Als punts afectats, hi ha poques dades i només dels punts 4 i 5 l'any 1999. Valors molt heterogenis: poca credibilitat
Platynemididae (Odonata)	Als punts afectats, només dades del punt 3 dels últims anys. Concentració de Zn d'1 a 2 ordres de magnitud superior a altres taxons

els odonats Platycnemididae només són presents al punt 3, i mostren concentracions de Zn d'un a dos ordres de magnitud superior a les de la resta d'odonats i, fins i tot, a les de la resta de macroinvertebrats d'aquest punt. La unió d'aquestes dades amb la resta podria també portar a un biaix, ja que la seva aparició en aquest punt de mostreig es va donar als últims anys d'estudi, obtenint, per tant, un baix nombre de mostres.

Finalment, els tricòpters Hydropsychidae són els últims organismes que destaquen per presentar concentracions elevades de la majoria de metalls analitzats. Això és cert, com hem dit més amunt, als punts afectats per la contaminació minera, especialment aquells on les concentracions ambientals de metalls són més elevades. Per alguns metalls com el Zn o el Cu, els Hydropsychidae presenten també concentracions d'un ordre de magnitud superior a la resta de macroinvertebrats. El seu biaix temporal, ja que van estar absents de la zona afectada durant els primers dos anys després de l'accident, també aconsella treure'ls. Tot i així, a partir d'un cert moment es disposa d'un gran nombre de dades d'aquests macroinvertebrats, tant al llarg del temps com en l'espai (tram fluvial del Guadiamar), cosa que els dona un elevat valor. Per això, les dades referents als Hydropsychidae de tota la conca seran tractades per separat de la resta de dades de macroinvertebrats (Capítol 8).

Les dades que s'eliminaran o s'utilitzaran als Capítols següents es resumeixen a la Taula 6.5.

BIBLIOGRAFIA

- Alberts B, Bray D, Lewis J, Raff M, Roberts K i Watson JD. 1994. *Biología molecular de la cèl·lula*. Traducció de la segona edició americana. Ed. Omega S.A. i Fundació Barcelona, Barcelona, 1298 pàg.
- Baird DJ, Brock CM, Ruiter PC, Boxall ABA, Culp JM, Eldridge P, Hommen U, Jak RG, Kidd KA i DeWitt T. 2001. The food web approach in the environmental management of toxic substances. A: Baird DJ i Burton GA eds. *Ecological Variability: Separating Natural from Anthropogenic Causes of Ecosystem Impairment*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 83-122.
- Beltman DJ, Clements WH, Lipton J, Cacula D. 1999. Benthic invertebrate metals exposure, accumulation, and community-level effects downstream from a hard-rock mine site. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (2): 299-307.
- Besser JM, Brumbaugh WG, May TW, Church SE i Kimball BA. 2001. Bioavailability of metals in stream food webs and hazards to brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in the upper Animas River watershed, Colorado. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40: 48-59.
- Cain DJ, Luoma SN, Carter JL i Fend SV. 1992. Aquatic insects as bioindicators of trace element contamination in cobble-bottom rivers and streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 2141-2154.
- Cain DJ i Luoma SN. 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 DJ, Carter JL, Fend SV, Luoma SN, Alpers CN i Taylor HE. 2000a. Metal exposure in benthic macroinvertebrate, *Hydropsyche californica*, related to mine drainage in the Sacramento River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 380-390.
- Cain DJ, Wallace WG i Luoma SN. 2000b. Metal levels and intracellular distributions in benthic insects exposed to mine waste. Communication at the NABS Annual Meeting, Keystone, 2000.
- Campos JM. 1992. *Contaminación por metales en los sedimentos de los ríos Tinto y Odiel*. Tesi Doctoral. Universidad de Sevilla.
- Chen CY i Folt CL. 2000. Bioaccumulation and diminution of arsenic and lead in a freshwater food web. *Environmental Science and Technology*, 34 (18): 3878-3884.
- Clements WH, Cherry DS i Cairns Jr J. 1988. Impact of heavy metals on insect communities in streams: a comparison of observational and experimental results. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45: 2017-2025.
- Clements WH, Carlisle DM, Courtney LA i Harrahy EA. 2002. Integrating observational and experimental approaches

- to demonstrate causation in stream biomonitoring studies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (6): 1138-1146.
- Cummins CP. 1994. Acid solutions. A: Calow P ed. *Handbook of ecotoxicology*, Volume 2. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 21-44.
- Depledge MH. 1989a. Studies on copper and iron concentrations, distributions and uptake in the brachyuran *Carcinus maenas* (L.) following starvation. *Ophelia*, 30 (3): 187-197.
- Depledge MH. 1989b. Re-evaluation of metabolic requirements for copper and zinc in decapod crustaceans. *Marine Environmental Research*, 27: 115-126.
- Depledge MH i Bjerregaard P. 1989. Haemolymph protein composition and copper levels in decapod crustaceans. *Helgoländer Meeresunters*, 43: 207-223.
- Dixit SS i Witcomb D. 1983. Heavy metal burden in water, substrate, and macroinvertebrate body tissue of a polluted river Irwell (England). *Environmental Pollution (Series B)*, 6: 161-172.
- Frag AM, Woodward DF, Goldstein JN, Brumbaugh W, Meyer JS. 1998. Concentrations of metals associated with mining waste in sediments, biofilm, benthic macroinvertebrates and fish from Coeur d'Alene River Basin, Idaho. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 34: 119-127.
- Filion A i Morin A. 2000. Effect of local sources on metal concentrations in littoral sediments and aquatic macroinvertebrates on the St. Lawrence River, near Cornwall, Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (Suppl. 1): 113-125.
- Goodyear KL i McNeill S. 1999. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macro-invertebrates of different feeding guilds: a review. *The Science of the Total Environment*, 229: 1-19.
- Groenendijk D, Kraak MHS i Admiraal W. 1999. Efficient shedding of accumulated metals during metamorphosis in metal-adapted populations of the midge *Chironomus riparius*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (6): 1225-1231.
- Hare L. 1992. Aquatic insects and trace metals: bioavailability, bioaccumulation, and toxicity. *Critical Reviews in Toxicology*, 22 (5/6): 327-369.
- Hare L i Campbell PGC. 1992. Temporal variations of trace metals in aquatic insects. *Freshwater Biology*, 27: 13-27.
- Hare L, Tessier A i Campbell PGC. 1991. Trace element distributions in aquatic insects: variations among genera, elements, and lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48: 1481-1491.
- Karouna-Renier NK i Sparling DW. 2001. Relationships between ambient geochemistry, watershed land-use and trace metal concentrations in aquatic invertebrates living in stormwater treatment ponds. *Environmental Pollution*, 112: 183-192.
- Kiffney PM i Clements WH. 1993. Bioaccumulation of heavy metals by benthic invertebrates at the Arkansas River, Colorado. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12: 1507-1517.
- Kiffney PM i Clements WH. 1994. Effects of heavy metals on a macroinvertebrate assemblage from a Rocky Mountain stream in experimental microcosms. *Journal of North American Benthological Society*, 13 (4): 511-523.
- Kiffney PM i Clements WH. 2003. Ecological effects of metals on benthic invertebrates. A: Simon TP, ed. *Biological Response Signatures. Indicator Patterns Using Aquatic Communities*. CRC Press, Boca Raton, 135-154.
- Klavins M, Briede A, Parele E, Rodinov V i Klavina I. 1998. Metal accumulation in sediments and benthic invertebrates in lakes of Latvia. *Chemosphere*, 36 (15): 3043-3053.
- Krantzberg G. 1989. Metal accumulation by chironomid larvae: the effects of age and body weight on metal body burdens. *Hydrobiologia*, 188/189: 497-506.
- Krantzberg G i Stokes PM. 1988. The importance of surface adsorption and pH in metal accumulation by chironomids. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7: 653-670.
- Ladd SC, Marcus WA i Cherry S. 1998. Differences in trace metal concentrations among fluvial morphologic units and implications for sampling. *Environmental Geology*, 36 (3-4): 259-270.
- Langevoord M, Kraak MHS, Kraal MH i Davids C. 1995. Importance of prey choice

- for Cd uptake by carp (*Cyprinus carpio*) fingerlings. *Journal of the North American Benthological Society*, 14 (3): 423-429.
- Luoma SN. 1989. Can we determine the biological availability of sediment-bound trace elements? *Hydrobiologia*, 176/177: 379-396.
- Malmqvist B i Hoffsten PO. 1999. Influence of drainage from old mine deposits on benthic macroinvertebrate community in central Swedish streams. *Water Research*, 33 (10): 2415-2423.
- Manrique A, Arroyo I, Nebreda AM i Rodríguez J, 1985. *Niveles de metales pesados en los sedimentos actuales del Parque Nacional de Doñana*. Comunicaciones INIA. Serie: Recursos naturales, nº 38. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, 67 pàg.
- Nelson SM i Roline RA. 1999. Relationships between metals and hyporheic invertebrate community in a river recovering from metals contamination. *Hydrobiologia*, 397: 211-226.
- Newman, MC. 1995. *Quantitative methods in aquatic ecotoxicology*. Advances in trace substances research, Lewis Publishers, Boca Raton, 426 pàg.
- Pourang N. 1996. Heavy metal concentrations in surficial sediments and benthic macroinvertebrates from Anzali wetland, Iran. *Hydrobiologia*, 331: 53-61.
- Shi D i Wang WX. 2004. Understanding the differences in Cd and Zn bioaccumulation and subcellular storage among different populations of marine clams. *Environmental Science and Technology*, 38: 449-456.
- Simkiss K. 1998. Mechanisms of metal uptake. A: Langston WJ i Bebianno MJ, eds. *Metal Metabolism in Aquatic Environments*. Ecotoxicology Series 7, Chapman & Hall, London, 1-17.
- Smith S, Chen MH, Bailey RG i Williams WP. 1996. Concentration and distribution of copper and cadmium in water, sediments, detritus, plants and animals in hardwater lowland river. *Hydrobiologia*, 341: 71-80.
- Smock LA. 1983. The influence of feeding habits on whole-body metal concentrations in aquatic insects. *Freshwater Biology*, 13: 301-311.
- Smolders AJP, Lock RAC, van der Velde G, Medina Hoyos RI i Roelofs JGM. 2003. Effects of mining activities on heavy metal concentrations in water, sediment, and macroinvertebrates in different reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44: 314-323.
- Sokal RR i Rohlf FJ. 1995. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. WH Freeman and company, 3^a ed. New York, 877 pàg.
- SPSS. 2001. SPSS para Windows versió 11.0.1, SPSS Inc., Chicago.
- Tachet H, Richoux P, Bournaud M i Usseglio-Polatera P. 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS éditions, Paris, 588 pàg.
- Timmermans KR, van Hattum B, Kraak MHS i Davids C. 1989. Trace metals in a littoral foodweb: concentrations in organisms, sediment and water. *The Science of the Total Environment*, 87/88: 477-494.
- Vuori KM. 1993. Influence of water quality and feeding habits on the whole-body metal concentrations in lotic trichopteran larvae. *Limnologia*, 23 (4): 301-308.
- Vuori KM. 1995. Species- and population-specific response of translocated hydropsychid larvae (Trichoptera, Hydropsychidae) to runoff from acid sulphate soils in the River Kyrönjoki, western Finland. *Freshwater Biology*, 33: 305-318.

Capítol 7

Evolució de la concentració de metalls
en els macroinvertebrats del riu
Guadiamar

Evolució de la concentració de metalls en els macroinvertebrats del riu Guadiamar

INTRODUCCIÓ

Una de les característiques principals de la contaminació metàl·lica, que la diferencia d'altres tipus de contaminació, és la persistència al medi (Chapman, 1996). Aquest fet accentua la seva perillositat pels organismes que viuen en ambients contaminats, ja que els metalls en ser incorporats als organismes i transferits al llarg de la xarxa tròfica, poden tenir efectes tòxics durant períodes de temps extremadament llargs. En rius, però, el transport de metalls aigües avall pot contribuir de forma natural tant a escampar la contaminació com a fer disminuir les concentracions ambientals d'altres punts (Azcue, 1993), sempre i quan les entrades de metalls al sistema siguin inferiors que les sortides. Per això, és important que els estudis sobre la contaminació metàl·lica dels ecosistemes en general i dels sistemes fluvials en particular estiguin plantejats a mitjà o llarg termini, per tal de poder detectar si, efectivament, es produeixen canvis en les concentracions de metalls o els efectes causats. No sempre, la presència de metalls al medi comporta necessàriament efectes adversos per a la flora i la fauna, ja que l'acumulació de metalls als organismes i la toxicitat depenen tant de les quantitats de metalls, com de la forma en què aquests es trobin (Barron, 1995), deixant de banda altres factors ambientals o factors interns dels organismes que també hi contribueixen (vegeu el Capítol 6). Malgrat que els efectes tòxics no es relacionin necessàriament amb les concentracions de metalls absolutes acumulades pels organismes, la presència de concentracions acumulades més elevades del que es coneix com a nivells naturals, indica una possibilitat real que els efectes tòxics hi siguin presents (Rainbow, 1996). Així doncs, l'acumulació de metalls als organismes s'ha de tenir en compte tant per avaluar el possible efecte de les substàncies tòxiques (Rainbow, 1996) com per a protegir els ecosistemes de la contaminació (Baird et al., 2001).

Al riu Guadiamar, a la perillositat de la presència d'una explotació minera amb el conseqüent augment de les concentracions de metalls ambientals que provoca (Arambarri et

al., 1984, 1996; Cabrera et al., 1984; González-Quesada et al., 1987; Manrique et al., 1985), s'hi afegeix l'accident miner de 1998, que contribuï a fer augmentar molt les concentracions de metalls del medi (Grimalt et al., 1999; Capítol 3). L'afectació de la biota (Capítol 4) i, conjuntament, la previsible acumulació de metalls per part dels macroinvertebrats, són efectes subseqüents al vessament miner. A partir de les concentracions de metalls acumulades pels macroinvertebrats es pot tenir una bona idea de l'extensió espacial de la contaminació metàl·lica, tant aquella que procedeix de l'explotació minera, com la detecció d'altres possibles fonts de metalls a la zona.

En el cas de les substàncies tòxiques com són els metalls pesants, una avaluació ambiental no pot realitzar-se sense tenir en compte les variacions temporals (Baird et al., 2001). Les tasques de neteja i les mesures de restauració establertes després de l'accident d'Aznalcóllar (Arenas et al., 2001; CMA, 1998, 1999; Grimalt et al., 1999; Montes et al., 2000) i la conseqüent disminució dels metalls ambientals al llarg del temps (vegeu el Capítol 3), fan preveure canvis temporals en les concentracions de metalls acumulades pels organismes, cosa que reforça la importància de fer un seguiment temporal a mitjà o llarg termini. D'una banda, és important detectar aquests canvis, així com identificar el moment i els factors que els han propiciat. D'altra banda, però, degut a la persistència d'aquest tipus de contaminació, és molt important avaluar l'extensió temporal de la contaminació metàl·lica dels macroinvertebrats, també com a representants de les concentracions de metalls que hi ha a l'ecosistema (Goodyear i McNeill, 1999).

Així doncs, els principals objectius d'aquest Capítol es centren en l'avaluació de l'acumulació de metalls en els macroinvertebrats, i de forma concreta són:

- Avaluació de l'extensió espacial dels metalls acumulats en els macroinvertebrats. Diferències en

l'acumulació entre els diferents punts de mostreig.

- Avaluació de l'extensió temporal dels metalls acumulats. Evolució temporal de les concentracions en els macroinvertebrats al llarg dels cinc anys d'estudi.

METODOLOGIA

Presca de mostres i tractament

Organismes macroinvertebrats de diferents famílies han estat recol·lectats en tots els punts de mostreig i dates mostrades al Capítol 1. La metodologia de recol·lecció, digestió i anàlisi de metalls dels macroinvertebrats s'exposa amb detall al Capítol 6. De totes les dades obtingudes, s'han seleccionat només les d'aquells organismes en què els valors de la concentració de metalls queien dins del mateix ordre de magnitud, per tal que el fet d'ajuntar diferents taxons en una anàlisi conjunta no distorsionés els resultats finals (vegeu l'apartat "Selecció de les dades per al Capítol 7" dins de la discussió del Capítol 6).

A banda, en cada punt i època de mostreig es varen prendre diferents mesures fisico-químiques del medi com la concentració de metalls a l'aigua i al sediment, o la temperatura, el pH, la conductivitat, l'alcalinitat i la concentració de sòlids en suspensió de l'aigua. Tots els detalls de la metodologia usada es troben al Capítol 3.

Càlcul dels factors de bioconcentració

A partir de les concentracions de metalls acumulades pels organismes, s'han calculat els factors de bioconcentració (FBC) dels metalls respecte les concentracions trobades al medi, tant a l'aigua com al sediment. Aquesta mesura dóna una idea de fins a quin punt l'organisme concentra o dilueix al seu cos els metalls que hi ha a l'ambient, mostra també l'estat de contaminació dels organismes i el seu ambient (Hare, 1992) o en d'altres casos, dóna informació sobre diferències en la transferència tròfica dels metalls entre llocs, metalls o organismes (Besser et al., 2001). Els FBC s'han calculat a partir de la fórmula

$$FBC = M_{org} / M_{medi}$$

on M_{org} és la concentració mitjana d'un metall als organismes d'un punt de mostreig i en una època determinada, i M_{medi} és la concentració del mateix metall al medi (aigua o sediment) en aquell punt i data de mostreig (Barron, 1995; Hare, 1992; Kavins et al., 1998), malgrat que sovint els FBC també s'expressen a partir de les taxes d'assimilació i eliminació del contaminant (Bailer et al., 2000).

Tractament de les dades

S'ha calculat la correlació entre els diferents metalls acumulats en cada mostra de macroinvertebrats amb el coeficient de correlació no paramètric de Spearman, a fi de resumir semblances o diferències entre el comportament de cada metall. El mateix coeficient de correlació ha estat utilitzat per correlacionar les concentracions de metalls acumulades en els organismes i diferents paràmetres ambientals (concentració de metalls a l'aigua i al sediment, temperatura, pH, conductivitat, alcalinitat i concentració de sòlids en suspensió).

Per tal de realitzar comparacions entre punts de mostreig, les dades referents a la concentració de metalls en els macroinvertebrats s'han transformat per mitjà del logaritme neperià per tal de millorar l'ajust a una distribució normal. En alguns casos, els valors han estat prèviament multiplicats per múltiples de 10 per tal d'eliminar els valors inferiors a 0 (Sokal i Rohlf, 1995). L'ajust a una distribució normal s'ha calculat amb la prova de Kolmogorov-Smirnov ($p > 0,05$), agafant per cada metall aquelles dades que s'ajustessin a la distribució normal, i que tinguessin sempre la mínima transformació.

L'existència de diferències entre grups (diferents punts) s'ha calculat amb una anàlisi de la variància (ANOVA), prèvia comprovació de l'homogeneïtat de les variàncies amb la prova de Levene. Tanmateix, aquelles variables en què les variàncies no eren homogènies també s'han inclòs a l'anàlisi, ja que en aquest cas l'ANOVA sol funcionar bé si té més d'un grau de llibertat (Sokal i Rohlf, 1979). Després, les comparacions múltiples entre els grups per detectar entre quins parells es donen aquestes diferències s'ha realitzat amb el test de Games-Howell, que no pressuposa homogeneïtat de les

variàncies (Sokal i Rohlf, 1995), tant si les variàncies eren homogènies com si no.

Finalment, mitjançant regressió lineal, s'ha determinat la relació entre les concentracions ambientals de metalls (a l'aigua i al sediment) i els factors de bioconcentració que presenten els organismes. Prèviament, les dades s'han transformat amb el logaritme decimal, ja que la relació existent entre totes dues variables era de tipus potencial.

Totes les anàlisis s'han efectuat amb el programa estadístic SPSS (SPSS, 2001).

RESULTATS

Per al conjunt de dades obtingudes sobre la concentració de metalls en macroinvertebrats en els diferents punts de mostreig i èpoques, s'observa una certa relació entre alguns parells de metalls. Per bé que les correlacions són significatives per a la majoria de metalls (Taula 7.1), molts cops els coeficients no són elevats. El comportament espaciotemporal de cada metall pot variar i ser independent dels altres en aquells casos en què no existeix una correlació significativa o el coeficient és baix. Així doncs, les concentracions d'As i les de Zn i Cd, o les de Cu i Cd no presenten cap relació, mentre que per exemple entre el Zn i el Cd, el Pb i l'Sb, el Tl i l'Sb o el Pb i el Tl, pot deduir-se un comportament semblant. Entre altres parells de

metalls, existeix una certa relació, tot i que no sigui tan evident.

Diferències entre punts

Malgrat agrupar totes les dades dels diferents mostrejors d'un determinat punt en el mateix grup, poden observar-se diferències significatives entre els punts de mostreig per a tots els metalls analitzats (ANOVA, $p < 0,0005$). En general, les concentracions de tots els metalls són baixes als punts de control, i més elevades als punts situats sota les mines d'Aznalcóllar (Figura 7.1), i les diferències entre la concentració als punts afectats i la dels punts de control, per a la major part de metalls i punts analitzats, són significatives (Games-Howell, $p < 0,05$; Figura 7.1).

Sota les mines d'Aznalcóllar, però, no es dona una disminució de les concentracions des del punt més proper a la font de metalls (punt 2) al punt més allunyat (punt 8) sinó que sovint, les concentracions trobades als punts propers 2 i 2.1, situats entre 2 i 6 km aigües avall de les mines, poden ser més baixes que les que es troben uns km més avall (punt 3, a 15 km de l'explotació minera). A partir d'aquest punt, les concentracions de metalls tendeixen a disminuir a mida que augmenta la distància a la mina. Ara bé, als punts inferiors d'Entremuros (punts 7.1 i 8) s'observen augments de Cu, mentre que al punt 4 apareixen alguns pics de Pb i As (Figura 7.1).

Taula 7.1. Coeficients de correlació de Spearman entre els diferents metalls en macroinvertebrats. Entre parèntesi, nombre de mostres.

	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Tl
Cu	0,209*** (599)					
Pb	0,366*** (592)	0,084* (592)				
As	0,062 (544)	0,354*** (544)	0,490*** (538)			
Cd	0,628*** (599)	-0,016 (599)	0,376*** (592)	0,004 (544)		
Tl	0,416*** (581)	0,281*** (581)	0,536*** (575)	0,207*** (528)	0,440*** (581)	
Sb	0,285*** (594)	0,089* (594)	0,694*** (587)	0,313*** (541)	0,279*** (594)	0,626*** (576)

* $p < 0,05$; *** $p < 0,0001$

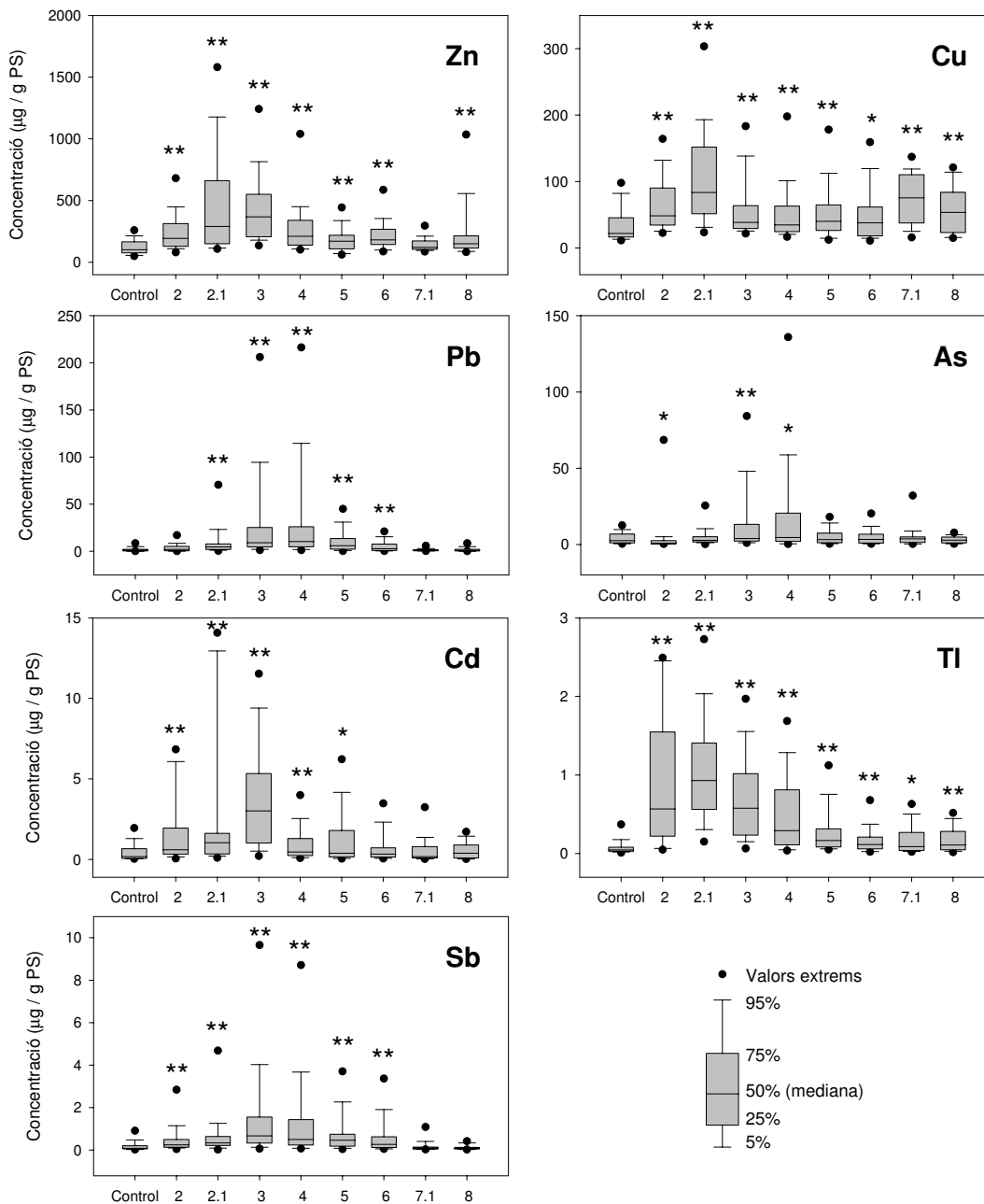


Figura 7.1. Concentració de metalls en macroinvertebrats. Valors de totes les èpoques de mostreig. S'indiquen només les diferències amb els punts de control (Games-Howell, * $p < 0,05$ ** $p < 0,01$).

Tanmateix, les diferències entre els punts de mostreig no s'han donat durant tot el període d'estudi, sinó que han anat canviant a l'hora que canviaven les concentracions de metalls en els organismes. Així doncs, durant l'any 1998 les concentracions de metalls als punts afectats eren significativament més elevades que als punts de control, per a la majoria de metalls analitzats i punts estudiats (Taula 7.2). Metalls com el Pb, el Tl o l'Sb presentaven, fins a 25 km aigües avall de la mina (punts 3 i 4),

concentracions en els macroinvertebrats entre 20 i 40 vegades superiors que les dels punts de control, mentre que per als altres metalls les concentracions en aquests mateixos punts eren de 2 a 15 cops superiors que les de control. Als punts més allunyats de la mina, les concentracions de tots els metalls eren també entre 2 i 15 cops superiors a les de control, i fins i tot al punt més allunyat, uns 65 km aigües avall (punt 8), encara es detectaven diferències significatives per al Zn, el Cd i el Tl, respecte els controls. A més a més, en aquest punt 8, les

Taula 7.2. Concentració mitjana de metalls en macroinvertebrats (i error estàndard) durant l'any 1998. S'indiquen només les diferències significatives dels punts afectats respecte els punts de control (Games-Howell, $**p<0,01$).

	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Tl	Sb
Control	117 (17)	32,7 (6)	2,7 (0,6)	4 (0,6)	0,41 (0,1)	0,06 (0,01)	0,10 (0,02)
3	404** (124)	55,7 (12)	69** (19)	22,9 (7)	2,9** (0,9)	1,1** (0,2)	2,82** (0,8)
4	417** (96)	80,3** (14)	110** (32)	45,8** (12)	1,1** (0,2)	1** (0,2)	3,2** (0,9)
5	198 (36)	64,3 (14)	22,1** (7)	8 (1,76)	0,92 (0,3)	0,49** (0,1)	1,2** (0,4)
6	258** (50)	38 (10)	15,6** (7)	6,4 (2,1)	0,5 (0,2)	0,16 (0,05)	1,49** (0,5)
8	652** (178)	41,1 (9)	1,8 (0,7)	1,3 (0,4)	1,1** (0,2)	0,18** (0,03)	0,07 (0,03)

Taula 7.3. Concentració mitjana de metalls en macroinvertebrats (i error estàndard) durant l'any 2003. S'indiquen només les diferències significatives dels punts afectats respecte els punts de control (Games-Howell, $*p<0,05$; $**p<0,01$).

	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Tl	Sb
Control	133 (16)	36,5 (7)	1,5 (0,4)	4,6 (0,94)	0,71 (0,13)	0,13 (0,03)	0,13 (0,03)
2	333* (67)	61,1 (11)	1,5 (1)	0,6* (0,29)	3,5 (1)	0,47* (0,2)	0,12 (0,03)
2.1	886 (274)	122 (29)	6,5 (3)	3,9 (2)	6,2 (3)	0,91 (0,3)	0,27 (0,08)
3	373** (60)	54,7 (13)	5,9** (1)	3,7 (0,81)	4,5** (0,99)	0,72** (0,13)	0,9* (0,33)
4	188 (27)	35,1 (4)	8** (2)	4,3 (1)	0,99 (0,23)	0,26 (0,07)	0,46 (0,15)
5	162 (20)	44,4 (4)	4,3* (0,98)	2,5 (0,71)	4,5 (2,7)	0,16 (0,03)	0,37 (0,11)
6	246* (45)	65,2* (12)	5 (1,4)	5 (0,94)	0,81 (0,28)	0,2 (0,07)	0,18 (0,07)
7.1	140 (19)	83** (9)	1 (0,19)	3 (0,6)	0,32 (0,1)	0,13 (0,03)	0,08 (0,01)
8	148 (19)	57,7 (12)	0,31 (0,08)	2,1 (0,63)	0,8 (0,28)	0,23 (0,1)	0,18 (0,11)

concentracions de Zn en organismes durant l'any 1998 eren superiors fins i tot a les trobades aigües amunt, també en punts afectats (Taula 7.2).

Per contra, durant l'any 2003 les diferències de concentració de metalls entre els macroinvertebrats dels punts afectats i els dels punts de control són menys acusades, i només significatives per alguns punts i alguns metalls (Taula 7.3). Tan sols al punt 3 es detecten

encara diferències significatives per a tots els metalls excepte l'As, mentre que al punt 8 cap metall mostra ja diferències. Els metalls majoritaris, Zn i Cu, són els que es mantenen elevats fins més avall al riu Guadiamar, mentre que l'As o l'Sb poden trobar-se en concentracions inferiors als punts afectats que als de control. En conjunt, als punts afectats els macroinvertebrats mostren concentracions fins a 9 vegades aquelles dels punts de control, augments que són molt inferiors als observats

durant el 1998. Aquests augments són més importants als punts propers a la mina (fins al punt 3) i per al Cd i el Tl (de 4 a 9 vegades), mentre que aigües avall del punt 4 els augments són com a màxim de 6 cops les concentracions de control, i, en general, es troben valors semblants o fins a 2 vegades superiors que als controls. És clar, doncs, i comparant les dades de 1998 amb les de 2003, que les concentracions de metalls als macroinvertebrats dels punts afectats per les mines d'Aznalcóllar han disminuït en el temps.

Evolució temporal

Des del juliol de 1998 i al llarg del temps, les concentracions de metalls en macroinvertebrats han anat variant, amb una tendència general a la disminució malgrat existir fortes diferències en funció dels punts de mostreig i dels metalls. A les figures 7.2, 7.3, 7.4 i 7.5 es mostra l'evolució temporal de les concentracions de Zn, Cu, Pb i As respectivament, en cinc punts del riu Guadiamar (punts de control, punts 3 i 4 a la zona fluvial, i punts 6 i 8 a la maresma). Altres metalls fortament correlacionats amb aquests (Taula 7.1) mostren també una distribució temporal semblant.

Destaca, en primer lloc, l'elevada variabilitat en els resultats dels punts afectats, especialment

durant els primers mesos de mostreig, quan les concentracions de metalls són més elevades, ja que en un mateix lloc i moment es troben organismes amb concentracions de metalls molt diferents. Als punts de control, en canvi, no es dona aquesta variabilitat tan acusada. Els coeficients de variació presenten diferències significatives entre els punts de mostreig (Kruskal-Wallis, $p < 0,0005$).

Segons la zona, les concentracions de Zn en macroinvertebrats han tendit a disminuir o a mantenir-se. Així doncs, mentre que a 15 km de les mines (punt 3) les concentracions es mantenen a nivells semblants durant tot el període d'estudi (Figura 7.2, punt 3) i durant el 2003 encara són significativament superiors que les dels punts de control (Taula 7.3), aigües avall s'aprecia una disminució, que és especialment acusada al punt més allunyat (Figura 7.2, punt 8). De forma molt semblant es comporta el Cd, encara que, malgrat tot, no mostra una disminució tan acusada al punt 8 degut a què les concentracions de l'any 1998 en aquesta zona no eren tan elevades com les de Zn (Taula 7.2).

Per contra, el Cu mostra una disminució que és més elevada als punts propers a la mina que als més allunyats (Figura 7.3). Fins i tot en aquests punts allunyats d'Entremuros sembla apreciar-

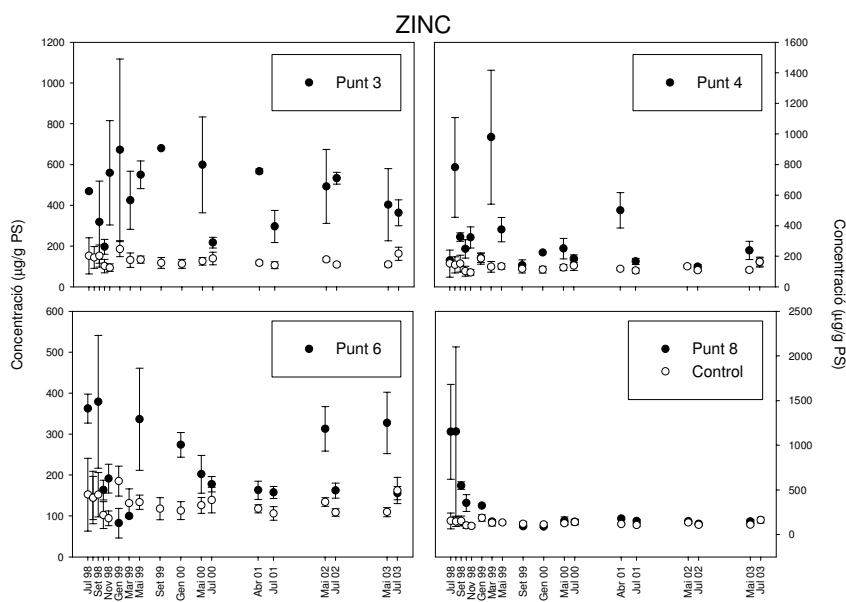


Figura 7.2. Evolució temporal de la concentració de Zn en macroinvertebrats. Els valors són mitjanes i errors estàndard. En cercles blancs, punts de control; en negre, punts afectats. Una distribució semblant s'observa per al Cd (Taula 7.1).

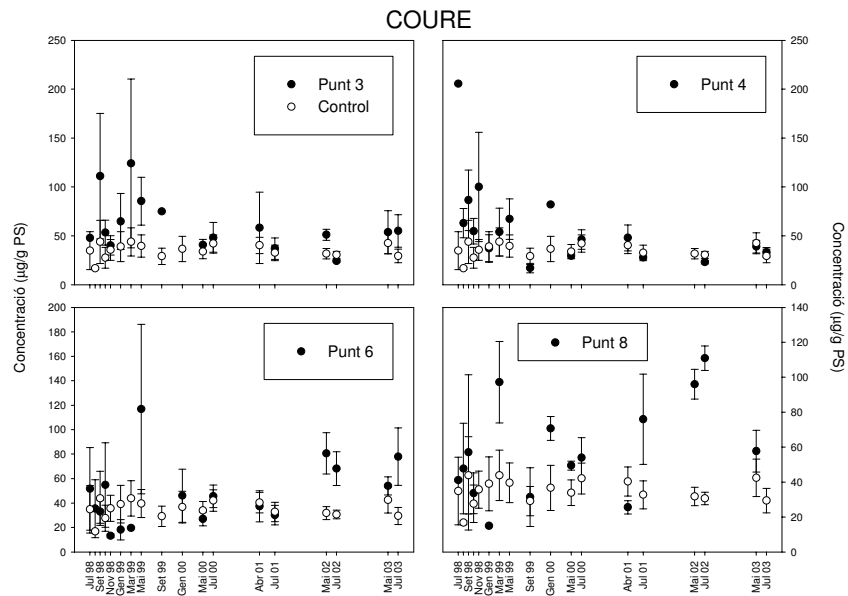


Figura 7.3. Evolució temporal de la concentració de Cu en macroinvertebrats. Els valors són mitjanes i errors estàndard. En cercles blancs, punts de control; en negre, punts afectats.

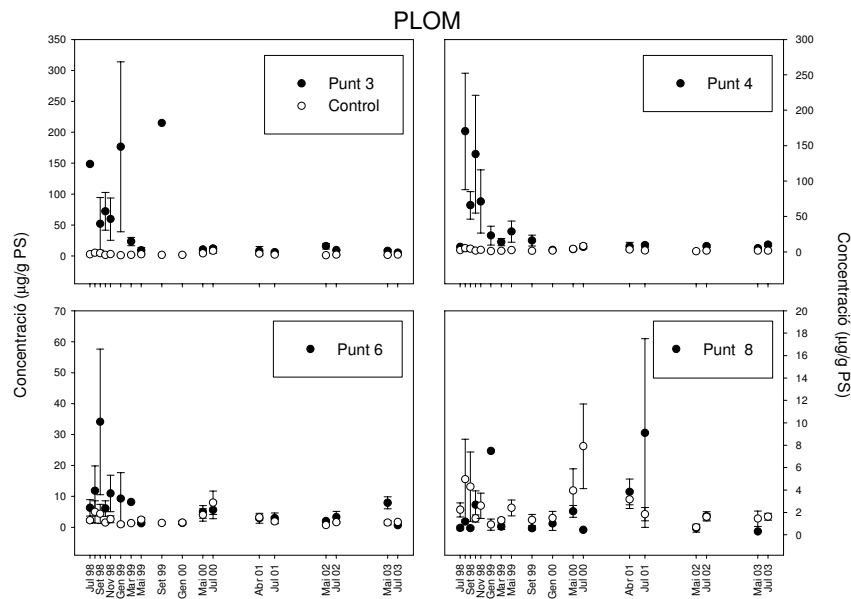


Figura 7.4. Evolució temporal de la concentració de Pb en macroinvertebrats. Els valors són mitjanes i errors estàndard. En cercles blancs, punts de control; en negre, punts afectats. Una distribució semblant s'observa per l'Sb i el Tl.

se un augment de la concentració de Cu, cosa que fa que mentre durant el 1998 no s'observaren diferències amb els punts de control (Taula 7.2), durant l'any 2003 les concentracions de Cu en aquests punts siguin significativament superiors a les de control (Taula 7.3).

El Pb (i de forma semblant l'Sb i, en menor mesura, el Tl) segueixen una ràpida disminució temporal al llarg de tot el riu Guadiamar, des de l'explotació minera al final d'Entremuros (Figura 7.4). Aquesta disminució és molt forta fins a l'any 2000, mentre que després la

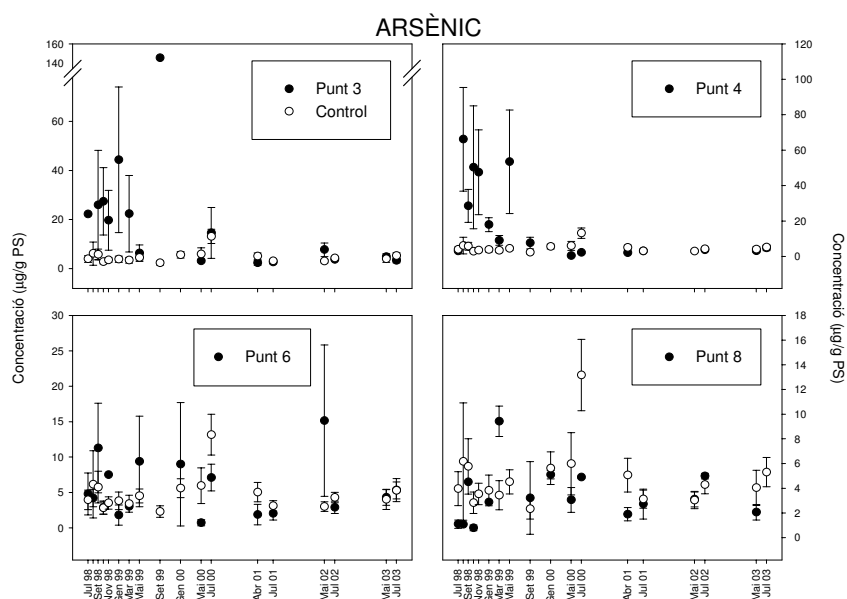


Figura 7.5. Evolució temporal de la concentració d'As en macroinvertebrats. Els valors són mitjanes i errors estàndard. En cercles blancs, punts de control; en negre, punts afectats.

disminució és més lenta. Malgrat tot, durant el 2003, cinc anys després de l'accident d'Aznalcóllar, encara s'observen concentracions de Pb significativament superiors als punts 3, 4 i 5 respecte els control, mentre que pel Tl i l'Sb només el punt 3 presenta diferències (Taula 7.3).

Finalment, l'As també ha disminuït al llarg del temps en aquells punts més propers a la mina (fins a 25 km aigües avall, punt 4), mentre que a la zona d'Entremuros les concentracions s'han mantingut amb nivells bastant constants al llarg de tot el període (Figura 7.5). Així doncs, a la zona superior (des del punt 2 al 4) les concentracions d'As en macroinvertebrats han passat de ser superiors a les de control el

1998 a ser inferiors i, en algun cas, significativament inferiors al 2003 (punt 2, Taula 7.3). Per contra, des del Vado del Quema (punt 5) al final d'Entremuros no s'observen diferències significatives amb els punts de control, ni durant el 1998 (Taula 7.2) ni al cap de cinc anys (Taula 7.3), però malgrat que els valors mitjans siguin semblants, la variabilitat de les dades és major als punts afectats que als de control.

Relacions amb l'ambient

Les concentracions de metalls en macroinvertebrats es troben relacionades amb les concentracions de metalls ambientals, siguin dissolts en l'aigua o en el sediment (Taula 7.4).

Taula 7.4. Coeficients de correlació de Spearman entre la concentració de metalls en macroinvertebrats, i la concentració del metall a l'aigua o al sediment, o diferents paràmetres fisicoquímics.

	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Tl	Sb
Metall a l'aigua	0,58***	0,37***	0,14	0,19	0,51***	0,68***	0,23**
Metall al sediment	0,63***	0,15	0,47***	-0,03	0,33*	0,62***	0,31**
Temperatura	0,07	0,14	-0,04	-0,07	0,09	0,06	0,01
pH	-0,30***	-0,02	-0,20**	0,05	-0,22**	-0,38***	-0,16
Conductivitat	0,18**	0,19**	-0,03	-0,06	0,06	0,17**	0,07
Alcalinitat	-0,29***	-0,22**	0,06	0,18**	-0,42***	-0,31***	0,07
Sòlids en suspensió	-0,14	-0,03	-0,20**	-0,26*	-0,31***	-0,20**	-0,14

* $p < 0,05$; ** $p < 0,005$; *** $p < 0,0005$

Taula 7.5. Factors de bioconcentració dels metalls en macroinvertebrats respecte les concentracions de l'aigua o del sediment. Es mostra el valor mitjà, la desviació estàndard (DE) i els valors mínims i màxims.

	Aigua				Sediment			
	Mitjana	DE	mín	màx	Mitjana	DE	mín	màx
Zn	3048	3422	3	12907	1,20	1,5	0,048	6
Cu	5780	5533	66	29341	1,83	2,7	0,052	17
Pb	11743	69574	21	650424	0,10	0,1	0,001	1
As	1036	1884	29	14692	0,29	0,4	0,002	2
Cd	2655	4002	9	23680	3,93	7,8	0,044	50
Tl	1175	1511	2	7581	0,69	0,7	0,022	3
Sb	522	1136	10	9333	0,34	0,5	0,003	3

Així doncs, metalls com el Zn, el Tl i l'Sb estan relacionats amb les concentracions d'aquests dos compartiments de forma similar, mentre que el Cd en macroinvertebrats es troba més relacionat amb les concentracions a l'aigua que al sediment. El Cu acumulat en els organismes només presenta relació amb el Cu dissolt en l'aigua, mentre que el Pb, només amb aquell que es troba als sediments. Per contra, l'As acumulat en els macroinvertebrats no presenta cap relació significativa amb les concentracions a l'aigua o al sediment.

A banda, altres paràmetres fisicoquímics de l'ambient també tenen influència en determinar les concentracions de metalls acumulades pels organismes. Així doncs, per exemple, el pH, l'alcalinitat o la concentració de sòlids en suspensió es troben inversament correlacionats amb alguns metalls, mentre que la conductivitat s'hi correlaciona positivament. Malgrat tot, els coeficients de correlació entre tots aquests paràmetres i les concentracions de metalls en els organismes són baixes (Taula 7.4). La temperatura no presenta cap influència significativa en la concentració de metalls acumulada pel conjunt dels macroinvertebrats analitzats.

La relació entre els metalls acumulats als macroinvertebrats i els que es troben a l'ambient també pot mostrar-se a partir dels factors de bioconcentració (FBC). En general, els FBC per a cada metall (Taula 7.5) presenten valors molt variables, observant-se diferències entre els punts de mostreig (ANOVA, $p < 0,005$) excepte pel Tl del sediment. Els FBC són molt elevats quan es compara la concentració de metalls en els organismes i la concentració a l'aigua, ja que mentre en un cas parlem de $\mu\text{g/g}$, en l'altre es parla de $\mu\text{g/l}$. Les concentracions

en organismes poden ser fins a 10^5 cops superiors que les de l'aigua; el Pb és el metall que més es magnifica i l'Sb, el que menys. Per contra, els metalls al sediment es troben en ordres de magnitud semblants que als organismes, de manera que els FBC són baixos, i fins i tot de vegades inferiors a 1. El metall que més es concentra és el Cd mentre el que menys és el Pb – contràriament a l'aigua.

Per a tots els metalls analitzats, els FBC disminueixen en augmentar la concentració ambiental de metalls. Aquesta disminució és de tipus potencial, ja que en treure el logaritme decimal de les dues variables les dades s'ajusten a una recta (Taula 7.6). Malgrat tot, alguns metalls presenten valors de FBC molt variats per a concentracions ambientals semblants, de manera que els coeficients de regressió són baixos. Així doncs, metalls com el Zn, el Cu, el Cd o el Tl a l'aigua o bé el Zn, el Cu i el Cd al sediment, presenten una bona relació amb els respectius FBC, mentre que per contra, l'Sb o l'As a l'aigua, o el Tl i el Pb al sediment, mostren més variabilitat en la relació amb els FBC (Figura 7.6).

Taula 7.6. Quadrat del coeficient de regressió lineal (R^2) entre la concentració de metalls en aigua o sediment i el factor de bioconcentració en macroinvertebrats. Dades prèviament transformades a logaritme decimal. *** $p < 0,005$. Vegeu també la Figura 7.6.

	Aigua	Sediment
Zn	0,959***	0,821***
Cu	0,876***	0,803***
Pb	0,546***	0,204***
As	0,334***	0,550***
Cd	0,704***	0,609***
Tl	0,679***	0,152***
Sb	0,296***	0,557***

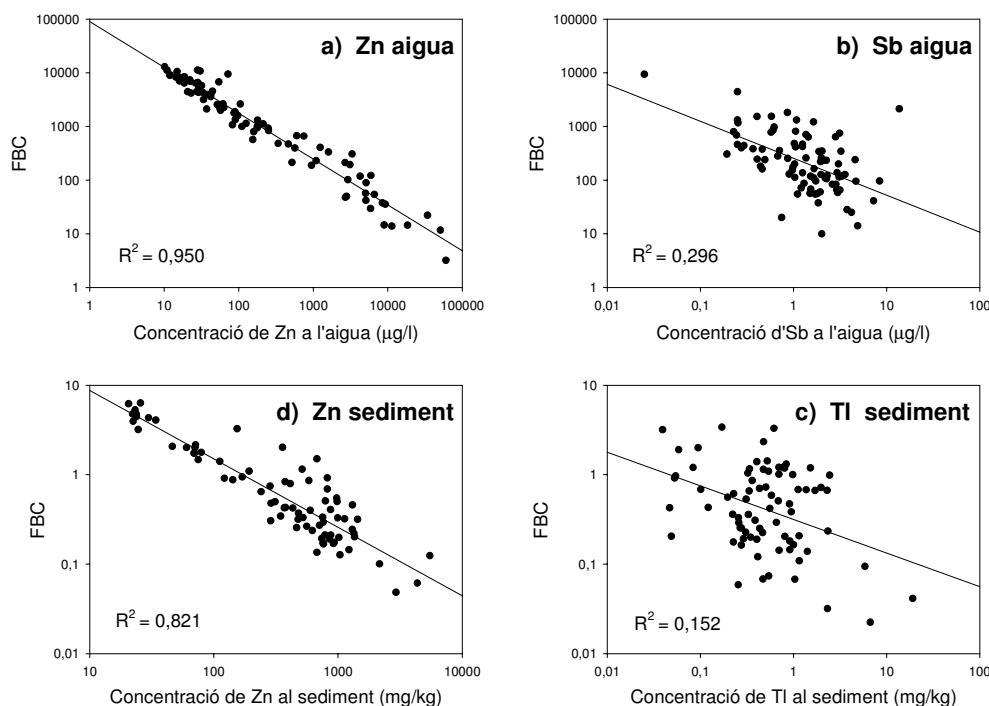


Figura 7.6. Relació entre la concentració de metalls al medi i el factor de bioconcentració en macroinvertebrats. Es mostra el metall amb el valor màxim (a i c) i mínim (b i d) de coeficient de regressió (R), tant per l'aigua (a i b) com pel sediment (c i d). Vegeu també la Taula 7.6.

DISCUSSIÓ

Com a conseqüència de l'existència de quantitats elevades de metalls pesants al medi aquàtic, els organismes acumulen metalls al cos, siguin teixits interns, cutícules externes o continguts intestinals, en quantitats també més elevades que a les zones sense contaminar. En rius, l'existència d'una font de metalls pesants puntual o al llarg d'una determinada zona crea un gradient longitudinal de diferents concentracions ambientals de metalls, concentracions que tendeixen a disminuir aigües avall de la font de forma lineal si es tracta de distàncies curtes (Solà, 2001; Solà et al., en premsa) o bé de forma exponencial, quan es tracta de distàncies llargues (Farmer i Graham, 2003). Com a conseqüència, als rius amb fonts de contaminació metàl·lica, sigui minera, industrial, urbana o, fins i tot, natural, els macroinvertebrats presenten concentracions de metalls més elevades que en llocs sense aquestes aportacions, i que tendeixen a disminuir a mesura que s'allunyen de la font metàl·lica (Beltman et al., 1999; Cain et al., 1992, 2000; Cain i Luoma, 1998; Jamil et al.,

1999). Malgrat tot, en alguns casos, centenars de km aigües avall de la font de contaminació, encara poden detectar-se concentracions de metalls en macroinvertebrats més elevades que aigües amunt (Cain et al., 1992; Smolders et al., 2003). Al riu Guadiamar, també s'observa una disminució de les concentracions ambientals de metalls aigües avall de les mines d'Aznalcóllar (Capítol 3), cosa que es tradueix en una disminució de les concentracions acumulades en els macroinvertebrats. I malgrat això, 60 km aigües avall de les mines els macroinvertebrats presentaven l'any 1998 concentracions d'alguns metalls (Zn, Cd, Tl) més elevades que en les zones no afectades, i en aquests casos, no es coneixen fonts d'entrada d'aquests metalls en punts intermedis.

De vegades, però, la disminució de la concentració de metalls en els macroinvertebrats no segueix una tendència clara aigües avall, i es troben llocs on, malgrat les concentracions ambientals siguin més elevades, les concentracions en macroinvertebrats poden ser inferiors que aigües avall (per ex., Kiffney i Clements, 1993;

Smolders et al., 2003). L'acumulació de metalls pesants pels organismes aquàtics depèn en part de les característiques intrínseques de cada individu (vegeu el Capítol 6) però també en bona mesura de les condicions fisicoquímiques ambientals, responsables de determinar la forma en què es troben els metalls i, en conseqüència, la seva biodisponibilitat (per a més detalls, vegeu els Capítols 3 i 6). La menor acumulació de metalls als macroinvertebrats dels punts més propers a les mines d'Aznalcóllar (punts 2 i 2.1), malgrat presentar aquests punts concentracions de metalls ambientals superiors que aigües avall, pot estar deguda a diferències en les característiques fisicoquímiques com és, principalment, el baix pH de les seves aigües. En rius amb pH baixos però elevades concentracions de metalls s'han observat acumulacions en macroinvertebrats més baixes que en altres punts en què, tot i que les concentracions ambientals de metalls són inferiors, el pH és neutre (Vuori, 1993). Aquest fet pot estar degut a la competència que creen els protons amb alguns metalls pels llocs d'unió a les membranes cel·lulars (Moore i Ramamoorthy (1984) a Vuori, 1993), cosa que fa que no s'incorporin tants metalls a l'organisme. La variació estacional del pH al punt 2.1, que fa que als estius l'aigua perdi la neutralitat (Capítol 3), pot explicar també la major variabilitat en la concentració de metalls bioacumulada pels macroinvertebrats d'aquest punt respecte els organismes del punt 2, amb pH sempre inferior a 6. Ara bé, també cal tenir en compte la baixa densitat d'organismes en aquests punts (Capítol 4), degut a la forta contaminació tant per metalls com per baix pH que limita la riquesa i l'abundància de les comunitats de macroinvertebrats (Amisah i Cowx, 2000; Clements et al., 2000; Hirst et al., 2002; Mori et al., 1999; Norris et al., 1982; Smolders et al., 2003; Tarras-Wahlberg et al., 2001; Watanabe et al., 2000; Xu et al., 2003). Aquest fet fa que es disposi d'un nombre de mostres inferiors a altres punts, a la vegada que prop d'un 60% dels individus recol·lectats són adults de coleòpter o heteròpter amb capacitat de vol i que, en conseqüència, poden abandonar els medis que els són desfavorables (Montes i Ramírez-Díaz, 1981; Ortega et al., 1991; Velasco et al., 1998). Per tant, pot donar-se el cas que part dels organismes recol·lectats no portessin un temps gaire llarg al riu, i presentin menys concentració de metalls acumulats per haver patit una exposició més curta (Clements

et al., 2002; Gerhardt, 1995; Parlak et al., 1999; Redeker i Blust, 2004). Tot i així, aquest fet no explica per sí sol aquestes concentracions de metalls més baixes als punts propers a les mines que uns km aigües avall, ja que la mateixa tendència es nota en organismes sense capacitat de vol com són les larves de zigòpter (Solà i Prat, 2003) o les de tricòpter (Capítol 8).

En altres zones del Guadiamar també s'aprecien en alguns moments concentracions de metalls en els macroinvertebrats superiors que aigües amunt. És el cas del Cu als punts inferiors de la zona de maresma, especialment a partir de l'any 2000, on les concentracions acumulades són superiors que aigües amunt. D'una banda pot influenciar el fet de que una part important dels organismes analitzats són crustacis, amb concentracions de Cu més elevades que altres organismes (per ex., Depledge i Bjerregaard, 1989, o el Capítol 6). D'altra banda, l'existència d'una font de Cu en aquesta zona diferent a les mines (els sulfats de Cu de l'agricultura, Capítol 3), pot fer variar tant les concentracions ambientals del metall (més elevades a l'estiu), com la seva biodisponibilitat.

La major part de la contaminació metàl·lica que pateix el riu Guadiamar prové de les mines d'Aznalcóllar, tant de l'explotació passada com de la present. Ara bé, l'accident ocorregut l'abril de 1998 va suposar una forta entrada de metalls a l'ecosistema (Grimalt et al., 1999), i un augment sobtat de les concentracions tant a l'aigua com al sediment. No obstant, amb el pas del temps, les tasques de neteja i les avingudes naturals, les concentracions ambientals en general van anar disminuint (Capítol 3) i amb elles, les concentracions acumulades als organismes. En sistemes que no han patit accidents d'aquest tipus i en què, per tant, no hi ha hagut un augment sobtat i extraordinari de la concentració de metalls, les concentracions de metalls en els organismes aquàtics també tendeixen a variar de forma estacional (Hare i Campbell, 1992) ja que probablement les condicions fisicoquímiques del medi també varien contribuint a modificar les concentracions ambientals de metalls (Xu et al., 2003). A més a més, el grau d'adaptació als metalls de les poblacions d'alguns insectes també varia en l'espai i el temps, fent variar les concentracions bioacumulades (per ex., Groenendijk et al., 1999). Però aquestes

variacions estacionals són menors si es comparen amb les variacions observades al llarg dels anys tant al Guadiamar com a altres rius contaminats on, o bé hi ha hagut un augment sobtat de la contaminació metàl·lica, o bé s'han pres mesures per fer disminuir la contaminació. Així doncs, durant els 8 anys posteriors a la posada en marxa de les mesures de restauració a les mines de Leadville (Colorado, EUA) s'observa una disminució de la concentració de metalls tant a l'aigua com als invertebrats (Clements et al., 2002). En punts no afectats per contaminacions metàl·liques, les concentracions de metalls en els organismes tendeixen a mantenir-se constants al llarg del temps (Cain et al., 1992). Al riu Guadiamar, cinc anys després de l'accident d'Aznalcóllar, la contaminació de metalls persisteix, les concentracions de metalls a l'aigua es mantenen elevades fins a 15 km aigües avall de la mina i, en alguns punts inferiors, s'observen pics per al Zn i el Cd, o fins més de 40 km per al Cu, el Tl i l'Sb; les concentracions del sediment són superiors que als punts de control fins a més de 60 km sota les mines, malgrat que en alguns casos els valors no superen els llindars de toxicitat (Capítol 3). Aquest fet contribueix doncs a què més de cinc anys després de l'accident miner, els organismes aquàtics del Guadiamar encara mostrin concentracions elevades de Zn (el millor traçador de la contaminació d'Aznalcóllar) fins a 40 km aigües avall de les mines, mentre que pels altres metalls, les concentracions siguin elevades fins a 30 km per al Pb i 15 km per als altres metalls aigües avall, malgrat que totes les concentracions hagin disminuït respecte les registrades l'any de l'accident miner.

Especialment en els punts del Guadiamar afectats per les mines d'Aznalcóllar, la concentració de metalls acumulada pels organismes és molt variable. Aquest fet pot ser atribuït d'una banda al fet d'ajuntar taxons diferents (Hare, 1992), amb edats i mides també diferents (Krantzberg, 1989), però també a la pròpia variabilitat individual, que sol ser elevada (Vuori i Kukkonen, 1996; Evans et al., 2002). Malgrat que per a la comparació entre diferents punts o moments de les concentracions de metalls acumulades pels organismes és recomanable analitzar mostres del mateix taxó i estadi de desenvolupament (Hare i Campbell, 1992), l'anàlisi conjunta del cos sencer de diferents macroinvertebrats dóna

una bona idea de les concentracions ambientals de metalls, i permet mostrar diferències entre punts o moments, especialment en un sistema tan fortament contaminat com la meitat inferior de la conca del Guadiamar.

Per molts dels metalls analitzats, les concentracions trobades en organismes estan directament relacionades amb les concentracions ambientals, tant a l'aigua com al sediment, malgrat que alguns autors consideren que la via més important d'incorporació de metalls és l'aliment (Kiffney i Clements, 2003). Des de l'aigua els metalls poden adsorbir-se a les cutícules externes, i ser incorporats als teixits interns, sobretot a partir de les brànquies o altres parts menys quitinoses. El sediment pot contribuir de forma important a les concentracions acumulades ja que és un compartiment amb elevades concentracions de metalls (Luoma, 1989), i aquests poden ser incorporats al cos dels organismes bé per contacte directe de les superfícies o les capes límit (Barron, 1995), bé pel contacte amb l'aigua intersticial o bé a través de la ingesta (Campbell i Tessier, 1991), fent augmentar les concentracions totals en macroinvertebrats. Les correlacions que mostren els metalls acumulats als organismes del riu Guadiamar amb les concentracions ambientals indiquen la importància dels metalls dissolts a l'aigua en el cas del Zn, el Cu, el Cd, el Tl i l'Sb, i la importància del sediment per al Zn, el Pb, el Tl i, en menor mesura, el Cd i l'Sb. Experiments de laboratori suggereixen que la incorporació de Zn i Cd en l'efemeròpter *Hexagenia rigida* es dóna principalment a partir del contingut intestinal, mentre que l'entrada de Zn, Cd i Pb des de l'aigua és negligible (Hare et al., 1991). Ara bé, en tricòpters i àcars depredadors, l'entrada de Cd també es fa des del contingut intestinal, però el Zn és incorporat principalment des de l'aigua, mentre que el Cu s'incorpora de forma semblant des de tots dos compartiments (Hare, 1992). Falta encara molt coneixement sobre les principals vies d'entrada dels metalls als organismes, ja que poden ser específiques de cada espècie i metall en concret. El conjunt de taxons de macroinvertebrats analitzats aquí mostra les mateixes relacions amb l'ambient que altres taxons aïllats com el tricòpter *Hydropsyche* (Capítol 8; vegeu-lo també per a més informació sobre les relacions amb l'ambient).

L'estat de contaminació dels organismes i el seu ambient es pot expressar també a partir dels factors de bioconcentració (FBC) (Hare, 1992). Els organismes aquàtics presenten concentracions de metalls d'uns ordres de magnitud semblants a les concentracions que es troben al sediment (Karouna-Renier i Sparling, 2001; Smith et al., 1996; Timermans et al., 1989), motiu pel qual els FBC respecte el sediment són baixos (Klavins et al., 1998). Per contra, els FBC respecte l'aigua són molt elevats (per ex., Vuori, 1993) i mai es troba una concentració de metalls inferior als organismes que a l'aigua. Els FBC d'una banda ens mostren indirectament la biodisponibilitat d'un metall entre els diferents compartiments o esglaons tròfics, de manera que aquells metalls amb FBC més elevats són, previsiblement, els que es troben en formes més biodisponibles (Besser et al., 2001). Ara bé, amb dades directament del camp on hi intervenen molts factors diferents, és més difícil interpretar el significat dels FBC (Hare, 1992) i en el nostre cas, l'anàlisi conjunta de diferents taxons i de les concentracions incorporades en tot el cos de l'organisme (intern i extern, acumulat o no) fa incorrecta l'extrapolació cap a la biodisponibilitat. A més a més, cal tenir en compte que, al marge de la biodisponibilitat, les quantitats de metalls finalment bioacumulades depenen del balanç global de les taxes d'incorporació i d'eliminació del metall per part de l'organisme (Brown i Depledge, 1998), que a la seva vegada, poden dependre dels mecanismes fisiològics dels animals (Hare, 1992). Gràcies a aquests mecanismes, els organismes regulen les seves concentracions de metalls, però de formes i amb eficiències diferents segons el metall. Així doncs, sembla que per als metalls essencials (com el Zn o el Cu) existeixen mecanismes de regulació i acumulació que comporten que finalment, els FBC siguin més elevats que per als metalls no essencials (com el Pb o el Cd) (Hare, 1992). Els nostres resultats, però, no permeten observar aquestes diferències entre els metalls.

L'existència d'alguns d'aquests mecanismes de regulació pot deduir-se de la posada en marxa de mecanismes d'excreció en augmentar les concentracions ambientals de metalls, cosa que fa que disminueixin els FBC (Klavins et al., 1998). Per exemple, es creu que alguns tricòpters poden expulsar grànuls amb As un cop n'han acumulat al cos en certes quantitats

(Canivet et al., 2001), mentre que alguns crustacis marins en medis amb baixes concentracions de metalls poden mantenir constant la seva concentració interna de Zn quan se n'augmenta l'entrada a l'organisme, gràcies a un augment de les taxes d'excreció; regulació que deixa de funcionar quan les concentracions ambientals són massa elevades (Brown i Depledge, 1998). La disminució dels FBC en augmentar els metalls ambientals és deguda a l'existència de llindars superiors d'acumulació de metalls per part dels organismes. Així doncs, d'una banda, les taxes d'incorporació d'un metall com el Cd s'ajusten bé a l'equació cinètica de Michaelis-Menten per la qual a concentracions ambientals creixents, s'arriba a un valor asimptòtic de les taxes d'incorporació (Redeker i Blust, 2004), fent que la concentració en els organismes augmenti més lentament que la concentració ambiental. Igualment, la taxa d'incorporació de Zn pot reduir-se en augmentar les concentracions de Zn ambientals (Shi i Wang, 2004), mentre que les taxes d'eliminació són independents de les concentracions ambientals de metalls (Evans et al., 2002). Per aquesta via, també poden mantenir-se concentracions de metalls als organismes relativament constants mentre augmenta la concentració ambiental, fent disminuir els FBC. D'altra banda, l'acumulació de metalls als organismes els pot arribar a suposar la mort; els organismes, doncs, acumulen fins una concentració crítica mitjana, a partir del qual els organismes moren, que és independent tant del temps d'exposició com de les concentracions ambientals (Redeker i Blust, 2004). L'ajust a funcions potencials obtingut amb els nostres resultats mostra com al riu Guadiamar i a partir d'unes certes concentracions ambientals, s'arriba ràpidament a les concentracions màximes en macroinvertebrats.

En resum, de l'anàlisi espaciotemporal de les concentracions de metalls en els macroinvertebrats del riu Guadiamar es dedueix, d'una banda, que la fauna aquàtica està afectada per un o més dels metalls analitzats fins desenes de km aigües avall de l'explotació minera, i que fins i tot en punts allunyats de les mines, altres fonts de contaminació metàl·lica també poden afectar l'ecosistema. D'altra banda, els diferents factors que han fet disminuir les concentracions de metalls ambientals des de 1998 fins a 2003 han

contribuït a què les concentracions acumulades en els macroinvertebrats també descendeixin, malgrat cinc anys després de l'accident encara hi ha metalls a la xarxa tròfica de punts allunyats de les mines d'Aznalcóllar. Els diferents mecanismes d'incorporació, de regulació i de tolerància dels metalls per part dels organismes provoquen que els macroinvertebrats presentin ràpidament un límit de saturació de les concentracions bioacumulades, que es tradueix en un descens dels FBC a mida que augmenten les concentracions ambientals de metalls.

BIBLIOGRAFIA

- Amisah S i Cowx IG. 2000. Impacts of abandoned mine and industrial discharges on fish abundance and macroinvertebrate diversity of the upper River Don in South Yorkshire, UK. *Journal of Freshwater Ecology*, 15 (2): 237-249.
- Arambarri P, Cabrera F i Toca C. 1984. *La contaminación del río Guadiamar y su zona de influencia, Marismas del Guadalquivir y Coto Doñana, por residuos de industrias mineras y agrícolas*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, 174 pàg.
- Arambarri P, Cabrera F i Gonzalez-Quesada R. 1996. Quality of the surface waters entering the Doñana National Park (SW Spain). *The Science of the Total Environment*, 191: 185-196.
- Arenas JM, Carrero G, Galache J, Mediavilla C, Silgado A i Vázquez EM. 2001. Actuaciones realizadas tras el accidente de Aznalcóllar. *Boletín Geológico y Minero*, 112 (Vol. Especial): 35-56.
- Azcue JM. 1993. Metales en el medio ambiente. A: Mas A i Azcue JM, eds. *Metales en sistemas biológicos*. PPU, Barcelona, 163-186.
- Bailer AJ, Walker SE i Venis KJ. 2000. Estimating and testing bioconcentration factors. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (9): 2338-2340.
- Baird DJ, Brock CM, Ruiter PC, Boxall ABA, Culp JM, Eldridge P, Hommen U, Jak RG, Kidd KA i DeWitt T. 2001. The food web approach in the environmental management of toxic substances. A: Baird DJ i Burton GA eds. *Ecological Variability: Separating Natural from Anthropogenic Causes of Ecosystem Impairment*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 83-122.
- Barron MG. 1995. Bioaccumulation and bioconcentration in aquatic organisms. A: Hoffman DJ, Rattner BA, Burton GA Jr i Cairns Jr. *Handbook of Ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton (EUA), 652-666.
- Beltman DJ, Clements WH, Lipton J, Cacula D. 1999. Benthic invertebrate metals exposure, accumulation, and community-level effects downstream from a hard-rock mine site. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (2): 299-307.
- Besser JM, Brumbaugh WG, May TW, Church SE i Kimball BA. 2001. Bioavailability of metals in stream food webs and hazards to brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in the upper Animas River watershed, Colorado. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40: 48-59.
- Brown MT i Depledge MH. 1998. Determinants of trace metal concentrations in marine organisms. A: Langston WJ i Bebianno MJ, eds. *Metal Metabolism in Aquatic Environments*. Ecotoxicology Series 7, Chapman & Hall, London, 185-217.
- Cabrera F, Toca CG, Diaz E i Arambarri P. 1984. Acid mine-water and agricultural pollution in a river skirting the Doñana National Park (Guadiamar river, South West Spain). *Water Research*, 18: 1469-1482.
- Cain DJ, Luoma SN, Carter JL i Fend SV. 1992. Aquatic insects as bioindicators of trace element contamination in cobble-bottom rivers and streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 2141-2154.
- Cain DJ i Luoma SN. 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 DJ, Carter JL, Fend SV i Luoma SN. 2000. Metal exposure in a benthic macroinvertebrate *Hydropsyche californica*, related to mine drainage in the Sacramento River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 380-390.

- Campbell PGC i Tessier A. 1991. Biological availability of metals in sediments: analytical approaches. A: Vernet JP, ed. *Heavy Metals in the Environment*. Trace metals in the Environment 1, Elsevier, Amsterdam, 161-173.
- Canivet V, Chambon P i Gibert J. 2001. Toxicity and bioaccumulation of arsenic and chromium in epigeic and hypogean freshwater macroinvertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40: 345-354.
- Chapman D (ed.). 1996. *Water quality assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. Segona edició. E & FN SPON, London, 626 pàg.
- Clements WH, Carlisle DM, Lazorchak JM i Johnson PC. 2000. Heavy metal structure benthic communities in Colorado Mountain streams. *Ecological Applications*, 10 (2): 626-638.
- Clements WH, Carlisle DM, Courtney LA i Harrahy EA. 2002. Integrating observational and experimental approaches to demonstrate causation in stream biomonitoring studies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (6): 1138-1146.
- CMA. 1998. *Corredor Verde del Guadiamar. Balance de actuaciones para la corrección de los efectos del vertido minero de Aznalcóllar*. Oficina Técnica para la Recuperación del Guadiamar, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. CD (disc compacte).
- CMA. 1999. *El medio ambiente en Andalucía. Informe 1999. El Corredor Verde del Guadiamar: un modelo de gestión integral de cuenca*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 22-35
- Depledge MH i Bjerregaard P. 1989. Haemolymph protein composition and copper levels in decapod crustaceans. *Helgoländer Meeresunters*, 43: 207-223.
- Evans RD, Balch GC, Evans HE i Welbourn PM. 2002. Simultaneous measurement of uptake and elimination of cadmium by caddisfly (Trichoptera: Hydropsychidae) larvae using stable isotope tracers. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (5): 1032-1039.
- Farmer JG i Graham MC. 2003. Aguas dulces. A: Harrison RM ed. *El medio ambiente. Introducción a la química medioambiental y a la contaminación*. Ed. Acribia SA, Zaragoza, 73-143.
- Gerhardt A. 1995. Joint and single toxicity of Cd and Fe related to metal uptake in the mayfly *Leptophlebia marginata* (L.) (Insecta). *Hydrobiologia*, 306: 229-240.
- Gonzalez-Quesada R, Cabrera F, Díaz E i Arambarri P. 1987. La calidad de las aguas del río Guadiamar y de los arroyos de la Rocina y el Partido en las proximidades de Doñana. SW de España. *Limnética*, 3: 97-102.
- Goodyear KL i McNeill S. 1999. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macro-invertebrates of different feeding guilds: a review. *The Science of the Total Environment*, 229: 1-19.
- Grimalt JO, Ferrer M i Macpherson E. 1999. The mine tailing accident in Guadiamar. *The Science of the Total Environment*, 242 (1-3): 3-12.
- Groenendijk D, van Opzeeland B, Dionisio Pires LM i Postma JF. 1999. Fluctuating life-history parameters indicating temporal variability in metal adaptation in riverine chironomids. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 37: 175-181
- Hare L. 1992. Aquatic insects and trace metals: bioavailability, bioaccumulation, and toxicity. *Critical Reviews in Toxicology*, 22 (5/6): 327-369.
- Hare L i Campbell PGC. 1992. Temporal variations of trace metals in aquatic insects. *Freshwater Biology*, 27: 13-27.
- Hare L, Saouter E, Campbell PGC, Tessier A i Ribeyre F. 1991. Dynamics of cadmium, lead, and zinc exchange between nymphs of the burrowing mayfly *Hexagenia rigida* (Ephemeroptera) and the environment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48 (1): 39-47.
- Hirst H, Jüttner I i Ormerod SJ. 2002. Comparing the responses of diatoms and macroinvertebrates to metals in upland streams of Wales and Cornwall. *Freshwater Biology*, 47: 1752-1765.
- Jamil A, Lajtha K, Radan S, Ruzsa G, Cristofor S i Postolache C. 1999. Mussels as bioindicators of trace metal pollution in the Danube Delta of Romania. *Hydrobiologia*, 392: 143-158.
- Karouna-Renier NK i Sparling DW. 2001. Relationships between ambient geochemistry, watershed land-use and trace

- metal concentrations in aquatic invertebrates living in stormwater treatment ponds. *Environmental Pollution*, 112: 183-192.
- Kiffney PM i Clements WH. 1993. Bioaccumulation of heavy metals by benthic invertebrates at the Arkansas River, Colorado. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12: 1507-1517.
- Kiffney PM i Clements WH. 2003. Ecological effects of metals on benthic invertebrates. A: Simon TP, ed. *Biological Response Signatures. Indicator Patterns Using Aquatic Communities*. CRC Press, Boca Raton, 135-154.
- Klavins M, Briede A, Parele E, Rodinov V i Klavina I. 1998. Metal accumulation in sediments and benthic invertebrates in lakes of Latvia. *Chemosphere*, 36 (15): 3043-3053.
- Krantzberg G. 1989. Metal accumulation by chironomid larvae: the effects of age and body weight on metal body burdens. *Hydrobiologia*, 188/189: 497-506.
- Legendre P i Legendre L. 1998. *Numerical Ecology*. Developments in Environmental Modelling, 20. Elsevier, 2ª ed. anglesa. Amsterdam, 853 pàg.
- Luoma SN. 1989. Can we determine the biological availability of sediment-bound trace elements? *Hydrobiologia*, 176/177: 379-396.
- Manrique A, Arroyo I, Nebreda AM i Rodríguez J. 1985. *Niveles de metales pesados en los sedimentos actuales del Parque Nacional de Doñana*. Comunicaciones INIA. Serie: Recursos naturales, nº 38. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, 67 pàg.
- Montes C i Ramírez-Díaz L. 1981. Indicadores ecológicos de algunos ecosistemas acuáticos del Bajo Guadalquivir (SW; España): odonatos, heterópteros y coleópteros acuáticos. *Actas del Primer Congreso Español de Limnología*, I: 43-49.
- Montes C, Serrano J, Álvarez F, Arenas JM, Carrero G, León A, Mora A, Sánchez JL, Escuder A i Cano M. 2000. *Corredor Verde del Guadiamar. Un espacio para todos*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. CD (disc compacte).
- Mori C, Orsini A i Migon C. 1999. Impact of arsenic and antimony contamination on benthic invertebrates in a minor Corsican river. *Hydrobiologia*, 392: 73-80.
- Norris RH, Lake PS i Swain R. 1982. Ecological effects of mine effluents on the South Eak River, North-eastern Tasmania III. Benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 33: 789-809.
- Ortega M, Suárez ML, Vidal-Abarca MR, Gómez R i Ramírez-Díaz L. 1991. Aspects of postflood recolonization of macroinvertebrates in a "Rambla" of South-East Spain ("Rambla del Moro": Segura River Basin). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Limnologie*, 24: 1994-2001.
- Parlak H, Katalay S i Büyükişik B. 1999. Accumulation and loss of chromium by mussels (*M. galloprovincialis*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 62: 286-292.
- Rainbow PS. 1996. Heavy metals in aquatic invertebrates. A: Nelson Beyer W, Heinz GH i Redmon-Norwood AW, eds. *Environmental contaminants in wildlife*. Lewis Publishers, Boca Raton (EUA), 405-425.
- Redeker ES i Blust R. 2004. Accumulation and toxicity of cadmium in the aquatic oligochaete *Tubifex tubifex*: a kinetic modeling approach. *Environmental Science and Technology*, 38: 537-543.
- Shi D i Wang WX. 2004. Understanding the differences in Cd and Zn bioaccumulation and subcellular storage among different populations of marine clams. *Environmental Science and Technology*, 38: 449-456.
- Smith S, Chen MH, Bailey RG i Williams WP. 1996. Concentration and distribution of copper and cadmium in water, sediments, detritus, plants and animals in hardwater lowland river. *Hydrobiologia*, 341: 71-80.
- Smolders AJP, Lock RAC, van der Velde G, Medina Hoyos RI i Roelofs JGM. 2003. Effects of mining activities on heavy metal concentrations in water, sediment, and macroinvertebrates in different reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44: 314-323.
- Sokal RR i Rohlf FJ. 1979. *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Blume, 1ª ed. espanyola, Madrid, 832 pàg.

- Sokal RR i Rohlf FJ. 1995. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. WH Freeman and company, 3^a ed. New York, 877 pàg.
- Solà C. 2001. *Efecte de la contaminació minera sobre la comunitat de macroinvertebrats a la conca del riu Guadiamar*. Treball DEA, Universitat de Barcelona, 96 pàg.
- Solà C i Prat N. 2003. Programa de seguimiento y monitorización de los ríos Agrío y Guadiamar en el marco del Corredor Verde: macroinvertebrados y metales pesados. A: Arenas JM, coord. *Resúmenes de Ponencias y Conclusiones de las Jornadas sobre la Restauración del Río Guadiamar después del vertido minero de Aznalcóllar*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 72-75.
- Solà C, Burgos M, Plazuelo A, Toja J, Plans M i Prat N. En premsa. Heavy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guadiamar River, SW Spain). *The Science of the Total Environment*.
- SPSS. 2001. SPSS para Windows versió 11.0.1, SPSS Inc., Chicago.
- Tarras-Wahlberg NH, Flachier A, Lane SN i Sangfors O. 2001. Environmental impacts and metal exposure of aquatic ecosystems in rivers contaminated by small scale gold mining: the Puyango River basin, southern Ecuador. *The Science of the Total Environment*, 278: 239-261.
- Timmermans KR, van Hattum B, Kraak MHS i Davids C. 1989. Trace metals in a littoral foodweb: concentrations in organisms, sediment and water. *The Science of the Total Environment*, 87/88: 477-494.
- Velasco J, Suárez ML i Vidal-Abarca MR. 1998. Factores que determinan la colonización de insectos acuáticos en pequeños estanques. *Oecologia Aquatica*, 11: 87-99.
- Vuori KM. 1993. Influence of water quality and feeding habits on the whole-body metal concentrations in lotic trichopteran larvae. *Limnologica*, 23 (4): 301-308.
- Vuori KM i Kukkonen J. 1996. Metal concentrations in *Hydropsyche pellucidula* larvae (Trichoptera, Hydropsychidae) in relation to the anal papillae abnormalities and age of exocuticle. *Water Research*, 30 (10): 2265-2272.
- Watanabe NC, Harada S i Komai Y. 2000. Long-term recovery from mine drainage disturbance of a macroinvertebrate community in the Ichi-Kawa River, Japan. *Hydrobiologia*, 429: 171-180.
- Xu M, Zhu J i Cao H. 2003. Effects of copper pollution on the benthic community in the Le An River, China. *Journal of Freshwater Ecology*, 18 (1): 129-133.

Capítol 8

Les poblacions d'*Hydropsyche* spp
(Trichoptera, Hydropsychidae) del
riu Guadiamar. Acumulació de
metalls pesants

Les poblacions d'*Hydropsyche* spp (Trichoptera, Hydropsychidae) del riu Guadiamar. Acumulació de metalls pesants

INTRODUCCIÓ

L'ús dels macroinvertebrats com a indicadors biològics de la qualitat de l'aigua està àmpliament estès sigui quina sigui la causa de les alteracions que pateix un ecosistema fluvial (Cairns i Pratt, 1993; Hellawell, 1986; Reice i Wohlenberg, 1993; Rosenberg i Resh, 1993). Sovint s'utilitza el conjunt de la comunitat macroinvertebrada per a fer aquesta anàlisi, tant en els casos en què es valora la riquesa de la comunitat, com en aquells altres en què es busquen organismes indicadors de determinades condicions ambientals. Ara bé, les respostes a les diferents pertorbacions no són les mateixes per a tots els organismes, ni tampoc la resposta d'un mateix organisme a estressos diferents (van der Geest et al., 1999). Algunes vegades, o per alguns tipus de pertorbació en concret, és més efectiu centrar el seguiment en una o poques espècies de les quals se'n conegui la seva resposta a aquell determinat estrès per poder valorar de forma més exacta el grau d'alteració del medi. Per tal que un organisme sigui un bon sentinella, cal que compleixi una sèrie de característiques, ja que d'una banda ha de ser prou sensible a la pertorbació com per poder donar respostes diferents als diferents graus de pertorbació, i d'altra banda també ha de presentar una certa tolerància perquè no desaparegui completament dels medis pertorbats.

Els tricòpters han estat apuntats per diversos autors com a bons indicadors de la qualitat de l'aigua, gràcies a l'ampli rang de perfils ecològics que mostren (Berlin i Thiele, 2002; Bonada, 2003; Dohet, 2002; Resh, 1992; Waringer i Graf, 2002), així com també, molt útils com a sentinelles de la contaminació metàl·lica (Vuori, 1993). Malgrat que alguns taxons desapareixen d'aquells llocs amb elevades concentracions ambientals de metalls (Gower et al., 1994), altres vegades la riquesa taxonòmica de tricòpters no es veu afectada (Malmqvist i Hoffsten, 1999). Dins dels tricòpters, la família dels Hydropsychidae és potser la més utilitzada. Els hidropsíquids, que habiten les zones de corrent de rius de tot el món, són organismes bastant sedentaris, i es construeixen xarxes on viuen i amb les quals

capturen la matèria particulada suspesa per alimentar-se. Els seus hàbits alimentaris fan que juguin un paper molt important en el processat de la matèria orgànica fluvial, motiu pel qual són abundants en molts rius (Mackay i Wiggins, 1979). A la zona mediterrània, els hidropsíquids (juntament amb els Hydroptilidae) conformen la família de tricòpters més important, tant en riquesa d'espècies com en abundància d'individus (Giudicelli et al., 1985), amb 26 espècies a la península Ibèrica, 22 de les quals, del gènere *Hydropsyche* (González et al., 1987, 1992). A l'Andalusia meridio-occidental, habiten al llarg dels cursos fluvials, i les espècies es segreguen segons l'altitud i les condicions ambientals (Gallardo et al., 1998; González et al., 1990).

Els hidropsíquids compleixen els requeriments per a ser uns bons bioindicadors (segons Hellawell, 1986), ja que són abundants i àmpliament distribuïts, toleren grans variacions de la qualitat de l'aigua, reaccionen amb canvis morfològics, químics i de comportament davant aquestes variacions ambientals, i se'n coneix prou la seva autoecologia (Vuori, 1993, 1995). Per aquests motius, han estat proposats com a organismes indicadors de la contaminació metàl·lica dels rius (Cain et al., 1992), a la qual presenten respostes variades a diferents escales d'observació. Així doncs, certes concentracions de metalls al medi els provoquen canvis bioquímics com l'aparició de proteïnes de l'estrès (Werner et al., 2001), canvis morfològics en les brànquies o les papil·les anals (Leslie et al., 1999; Vuori, 1994, 1995; Vuori i Kukkonen, 1996), o canvis de comportament, tant pel que fa al temps destinat a diferents tasques com la ventilació (van der Geest et al., 1999), com pel que fa al comportament territorial (Vuori, 1994), com, fins i tot, afectant les estructures –xarxes– que ells construeixen (Tessier et al., 2000). A més a més, en llocs contaminats, tendeixen a acumular concentracions de metalls més elevades que alguns altres taxons (vegeu el Capítol 6 o Kiffney i Clements, 1993), i relacionades amb les concentracions ambientals (Cain et al., 1992; Maret et al., 2003; Vuori,

1993), cosa que els fa útils tant per l'estudi de la bioacumulació com per a determinar la biodisponibilitat dels metalls del medi.

Les concentracions totals de metalls que acumulen els organismes són un bon indicador si el que es vol és reflectir les concentracions ambientals de metalls, o bé determinar possibles efectes sobre les cadenes tròfiques (Hare, 1992). La posició intermèdia que ocupen els hidropsíquids a la xarxa tròfica fluvial, i el seu paper en traslladar els metalls des de les algues o la matèria en suspensió (compartiments amb elevades concentracions de metalls, Beltman et al., 1999; Farag et al., 1998; Kiffney i Clements, 1993) als grans depredadors, fa augmentar l'interès en conèixer els metalls que poden acumular. Ara bé, els metalls que realment causaran els efectes sobre els individus són aquells que es troben bioacumulats en els teixits, i que, per tant, han estat incorporats pels organismes gràcies a què estaven al medi en formes biodisponibles. És conegut que els metalls en els organismes aquàtics poden trobar-se també units a les cutícules externes (Krantzberg i Stokes, 1988) o bé formant part del contingut intestinal (Chapman, 1985), i que en cap d'aquests casos els metalls afecten el funcionament dels organismes; les concentracions totals dels organismes, per tant, no tenen per què indicar la biodisponibilitat d'aquests elements. La determinació del contingut de metalls biodisponibles és clau en l'avaluació dels sistemes afectats per contaminacions metàl·liques, ja que són les que realment afecten a la flora i la fauna, i per tant, la determinació dels metalls en el contingut intestinal serà important en determinar la incorporació de metalls als teixits (Cain et al., 1992).

Un altre avantatge de tipus pràctic és que els hidropsíquids són, dins els macroinvertebrats, organismes de mida mitjana-gran, amb un pes sec prou elevat com per permetre, en molts casos, l'anàlisi individual dels metalls. La gran quantitat de factors que poden afectar les concentracions de metalls que un organisme acumula (vegeu Hare, 1992, i el Capítol 6) fa recomanable estudiar la bioacumulació de forma individual.

Tot i així, també poden presentar alguns inconvenients. Al ser espècies principalment

reòfiles (Tachet et al., 2000), són sensibles a aquelles alteracions dels hàbitats que impliquin la disminució o la pèrdua d'aquestes zones, de manera que, com altres espècies, poden estar absents dels rius no degut a una mala qualitat de l'aigua, sinó a una manca d'hàbitat apropiat (Stuijzand et al., 1999). En alguns casos, però, aquest fet també pot aprofitar-se per utilitzar-los com a indicadors de l'hàbitat, especialment en zones on aquests organismes habitin en els punts de control.

El principal objectiu d'aquest Capítol és documentar la recuperació de la comunitat d'hidropsíquids del riu Guadiamar, des de l'accident de les mines d'Aznalcóllar l'abril de 1998, i veure'n algunes afectacions. Concretament, els objectius són:

- Estudiar l'abundància espaciotemporal dels hidropsíquids al tram fluvial del riu Guadiamar.
- Determinar les concentracions de metalls acumulades en els organismes, i la seva evolució temporal.
- Avaluar la proporció de metalls que els hidropsíquids segresten dins el seu intestí, sense estar, per tant, acumulats en els teixits.

METODOLOGIA

Es mostrejaren només els punts de la zona fluvial de la conca del Guadiamar (punts 1 a 5) des de juliol de 1998 a juliol de 2003. La situació dels punts de mostreig i les èpoques exactes es troben al Capítol 1 (Figura 1.4 i Taules 1.3 i 1.4).

Poblacions d'*Hydropsyche*

A les zones de ràpids de cada punt de mostreig es va recollir una mostra de la comunitat de macroinvertebrats tal com s'especifica al Capítol 4 (mostres R). Tots els hidropsíquids van ser separats i comptats, així com la resta de macroinvertebrats de la mostra, que van ser identificats i comptats. A part, es prengueren mostres també entre la vegetació i el sediment fi (mostres V i S, Capítol 4), identificant fins a família els organismes i comptant-los. En aquells punts o èpoques de mostreig en què no hi havia substrats durs a les zones de ràpids, es van deixar substrats durs artificials (totxos d'argila) durant un temps mínim d'un mes, per

tal que fossin colonitzats, ja que la comunitat present en aquests substrats és molt semblant a la que es troba als ràpids naturals (Capítol 4). Aquí s'indican com a mostres T.

A partir de la comunitat de macroinvertebrats trobada en el conjunt dels hàbitats, s'ha calculat l'índex biològic de qualitat de l'aigua IBMWP (Alba-Tercedor i Sánchez-Ortega, 1988) que classifica les aigües en cinc rangs de qualitat (I: molt bona; II: bona; III: moderada; IV: deficient; V: dolenta). Aquest índex funciona bé en els rius afectats principalment per contaminació orgànica, on ha estat àmpliament utilitzat (per ex., Zamora-Muñoz i Alba-Tercedor, 1996; Vivas et al., 2002), i fins i tot en algun cas per contaminació de mines de carbó (García-Criado et al., 1999). Ara bé, molts dels índex biològics no donen els mateixos resultats quan la contaminació del medi és d'un altre tipus, com per exemple la metàl·lica, ja que molts macroinvertebrats tenen respostes diferents a pertorbacions diferents (Chessman i McEvoy, 1998; van der Geest et al., 1999). Els valors que discriminen els rangs de qualitat obtinguts amb l'IBMWP varien en funció de la tipologia del riu, en fer-ho també la comunitat potencial de cada zona (Alba-Tercedor et al., 2002). Així doncs, s'han utilitzats els rangs corresponents als trams mitjans i baixos de rius mitjans amb geologia calcària (Bonada et al., 2002) ja que el tram estudiat del Guadiamar s'ajusta a aquestes característiques. A més a més, també s'ha calculat la riquesa total de famílies del punt de mostreig, la riquesa de famílies d'efemeròpters, tricòpters i plecòpters (EPT), i d'odonats, coleòpters i heteròpters (OCH), l'abundància total d'individus i l'abundància d'hidropsíquids, per ser paràmetres associats a l'estructura i la diversitat de la comunitat de macroinvertebrats, i que han donat bons resultats en l'anàlisi de les comunitats del riu Guadiamar (Capítol 4).

En cada punt de mostreig també es varen prendre mesures fisicoquímiques com el pH i la conductivitat, i s'agafaren mostres d'aigua per a l'anàlisi de l'alcalinitat, la concentració de sòlids en suspensió totals, i la concentració de metalls (Zn, Cu, Pb, As, Cd, Tl, Sb). També s'agafaren mostres de sediment fluvial per a l'anàlisi de metalls. Les metodologies emprades s'especificuen al Capítol 3. Paral·lelament, es calculà l'índex d'hàbitat fluvial (IHF, Pardo et al., 2002), seguint la metodologia explicada al

Capítol 2. S'ha considerat el valor de l'IHF de 40 com a límit entre un hàbitat insuficient i suficient per al desenvolupament de la comunitat de macroinvertebrats (Prat et al., en premsa).

Metalls en *Hydropsyche*

A tots els punts i èpoques de mostreig on es van trobar hidropsíquids, aquests s'agafaren directament al camp per a l'anàlisi de metalls. Es posaren en tubs de plàstic prèviament rentats amb àcid nítric i es traslladaren en fred al laboratori, on es netejaren amb aigua bidestil·lada (sistema milliQ, Millipore) abans de ser congelats i liofilitzats. Els *Hydropsyche* van analitzar-se amb el cos sencer, obtenint la concentració total de metalls, segons la metodologia emprada amb la resta de macroinvertebrats (Capítol 6). En la majoria de casos, gràcies a la mida relativament gran d'aquests organismes i a tenir un pes sec prou elevat, les anàlisis de metalls van poder-se realitzar individualment. Només en algun cas on els individus eren petits, s'ajuntaren diferents individus per a fer una mostra composta.

Eliminació del contingut intestinal

Per al càlcul de la concentració de metalls als teixits biològics i, per tant, no al tracte digestiu dels organismes, es va procedir a purgar alguns individus del seu contingut intestinal, i a comparar-los amb individus no purgats per saber la proporció de metalls del contingut intestinal. L'experiment es va realitzar durant el maig de 2003 als punts de mostreig 1, 3 i 5, i durant el juliol de 2003 al punt 5, ja que foren els llocs amb una densitat més gran d'hidropsíquids. Els organismes seleccionats tenien tots una mida semblant, entre el quart i el cinquè estadi de desenvolupament.

Per això, d'una banda s'agafaren *Hydropsyche* i es guardaren sense aigua en tubs de plàstic per a l'anàlisi dels metalls totals. Al laboratori es rentaren bé amb aigua bidestil·lada per eliminar-los les possibles partícules enganxades a la cutícula, abans de congelar-los i liofilitzar-los (vegeu la metodologia al Capítol 6). D'altra banda, s'agafaren *Hydropsyche* vius directament del riu i es posaren en pots amb abundant aigua del mateix punt de mostreig, i es transportaren en fred fins al laboratori.

Durant el transport, la mortalitat fou molt baixa (<5%), i en la major part dels casos, nul·la. Al laboratori, es col·locà un mínim de 20 individus de cada punt en aquaris de 10 litres, omplerts amb aigua del punt de mostreig 1 prèviament filtrada per tal d'eliminar-li les partícules en suspensió. Els aquaris es mantingueren a temperatura ambient i amb llum natural però sense una exposició directa al sol, amb l'aigua oxigenada i en moviment gràcies a diferents bombes d'aire. A fi de proporcionar un substrat on els *Hydropsyche* poguessin agafar-se i, a la vegada, evitar la coprofàgia, els *Hydropsyche* es van col·locar en grups de 8 individus dins de caixes fetes de xarxa de plàstic amb una llum d'1 mm de diàmetre, que no tocaven el fons de l'aquari. D'aquesta manera les femtes, en sedimentar, quedaven fora de l'abast dels animals. Al cap de 24 hores de purga, la meitat dels individus de cada punt de mostreig van ser retirats de l'aquari. S'esbandiren en aigua bidestil·lada, es col·locaren sense aigua en tubs de plàstic prèviament rentats amb àcid nítric, es congelaren i es liofilitzaren per a la seva anàlisi de metalls. A l'altra meitat dels individus se'ls va canviar l'aigua, i se'ls deixà 24 hores més a l'aquari, en les mateixes condicions. Passat aquest període de temps, es tragueren de l'aquari de la mateixa manera que els anteriors *Hydropsyche*. Aquells animals que aparegueren morts (<5% del total) van ser descartats.

Un cop liofilitzats, tots els *Hydropsyche* van ser pesats individualment amb una precisió de 0,001 mg i preparats per a l'anàlisi de metalls també de forma individual. L'extracció dels metalls es va realitzar per digestió humida, amb 1,2 ml HNO₃ i 0,3 ml H₂O₂ a 90°C durant 6 hores. L'anàlisi de Zn, Cu, Pb, As, Cd, Tl i Sb es va fer per espectrometria de masses de plasma acoblat inductivament (espectròmetre ICP-MS Perkin-Elmer model Elan 6000). Per tal de controlar tot el procés, les mostres s'acompanyaren sempre de blancs i del material de referència apropiat (LGC-GBW-08572 Prawn), obtenint unes concentracions de metalls en aquest material amb un error inferior a l'11% respecte els valors certificats. Per a més detalls de la metodologia, vegeu el Capítol 6.

Tractament de les dades

Concentració de metalls totals en *Hydropsyche*

L'existència de diferències significatives entre la concentració de metalls en els *Hydropsyche*

dels diferents punts de mostreig es va realitzar per mitjà de l'anàlisi no paramètrica de Kruskal-Wallis, ja que les dades no s'ajustaven a una distribució normal ni tan sols després de transformar-les amb logaritmes. Per saber quins punts dels afectats (punts 2 a 5) presentaven diferències respecte el punt de control 1, es realitzà el test no paramètric de la U de Mann-Whitney. Tot, amb el paquet estadístic SPSS (SPSS, 2001).

Relacions amb l'ambient

Les concentracions de metalls en *Hydropsyche* s'han correlacionat amb les diferents variables fisicoquímiques mesurades (concentració de metalls en aigua i sediment, pH, conductivitat, alcalinitat i sòlids en suspensió totals) així com amb els diferents indicadors biològics (riquesa de famílies, d'EPT i d'OCH, i abundància d'individus totals i d'*Hydropsyche*) calculats per mitjà del coeficient de correlació lineal de Spearman, amb el programa SPSS.

Contingut intestinal

S'ha comparat tant la concentració de metalls en els organismes com el pes sec de cada individu analitzat, entre els diferents punts de mostreig i els diferents tractaments realitzats. Les dades obtingudes prèvia transformació logarítmica s'ajusten a una distribució normal (Z de Kolmogorov-Smirnov, $p > 0,05$). Per això, la comparació entre els diferents tractaments o els diferents punts de mostreig s'ha fet per mitjà d'una anàlisi de la variància (ANOVA), amb el programa SPSS. Les comparacions múltiples s'han realitzat amb el test de Games-Howell, que no pressuposa homogeneïtat de les variàncies (Sokal i Rohlf, 1995), amb el mateix programa estadístic.

RESULTATS

Presència d'*Hydropsyche*

A la conca del Guadiamar han estat identificades dues espècies del gènere *Hydropsyche*, *H. exocellata* i *Hydropsyche* sp. Totes dues espècies són freqüents al punt de control 1, mentre que als punts inferiors 4 i 5 tan sols *H. exocellata* és abundant i apareix amb regularitat. Als punts intermedis (punts 2, 2.1 i 3), l'espècie dominant és sempre *H. exocellata*, però també apareixen amb relativa freqüència alguns pocs individus de *Hydropsyche* sp.

Taula 8.1. Abundància (A) d'hidropsíquids a cada punt i època de mostreig. Dades en rangs segons el següent significat: 1=1; 2=2-5; 3=6-20; 4=21-100; 5=101-1000; 6= >1000 individus per mostra. Tant per cent (%) que representen respecte la comunitats dels ràpids / tota la comunitat.

	1		2		2.1		3		4		5	
	A	%	A	%	A	%	A	%	A	%	A	%
juliol 98	5	(25/18)										
agost 98	4*	(9/6)					-		-			
setembre 98	4*	(5/4)										
octubre 98	5*	(4/3)					2*	(2/0,4)	-			
novembre 98	5*	(5/3)					3*	(1/0,2)	-			
gener 99	3**	(1/1)							-			
març 99	4**	(2/1)							-			
maig 99	5	(4/3)					-		-			
setembre 99												
gener 00	4	(1/0,4)										
maig 00	5	(4/3)			3	(19/2)	1	(1/0,03)				
juliol 00	5	(34/20)					6	(74/36)				
abril 01	4	(0,3/0,2)			1	(2/1)	5	(55/12)				
juliol 01	5	(10/9)					4	(23/11)	4	(17/5)	5	(27/17)
maig 02	5	(11/7)	2	(27/5)	3	(30/15)	4	(13/3)	4	(4/1)	3	(7/2)
juliol 02	2	(0,4/0,1)					5	(86/17)			5	(13/8)
maig 03	5	(10/8)	3	(4/2)	4	(11/6)	5	(23/16)	4	(11/1)	5	(12/7)
juliol 03	4	(11/4)			4	(12/6)			2	(0,1/0,1)	6	(53/45)

* mostres T; ** mostres R i T; - presència de substrat artificial.

Al punt de control 1 els hidropsíquids han estat presents durant pràcticament tots els mostrejos, amb abundàncies relativament elevades, generalment per sobre els 20 individus per mostra. Només durant el setembre de 1999, quan el riu en aquest punt es va assecar i, per tant, no hi havia zones de ràpids, no es va trobar cap individu d'aquesta família de tricòpters. Tot i així, el nombre d'hidropsíquids no sol representar més d'un 10-15% de l'abundància total a les zones de ràpids, percentatges que són inferiors quan es compara amb la totalitat d'individus recol·lectats a tots els hàbitats (Taula 8.1). Per contra, als punts situats aigües avall de les mines d'Aznalcóllar, la presència d'hidropsíquids comença més tard, i en molts casos de forma discontinua en el temps. Al punt 3 és on abans comencen a aparèixer aquests organismes, a l'octubre de 1998, però tan sols en els substrats artificials col·locats a les zones de corrent que van poder ser recuperats. No obstant, tornen a desaparèixer i no és fins al maig de 2000 quan es detecta altre cop la seva presència que, aleshores sí, serà continuada en el temps. A més a més, a partir d'aquest moment els hidropsíquids representen una part molt important dels individus totals tant de les

zones de ràpids (per sobre el 10% i fins pràcticament el 90%) com del total de la comunitat (vora un 15%). Les abundàncies absolutes també són molt elevades, i en alguns casos es superen els 1000 individus per mostra. Al juliol de 2003, els hidropsíquids tornen a estar absents del punt 3 per manca de zones de ràpids (cabal nul). Al punt 4, tot i la recuperació de molts dels substrats artificials, els hidropsíquids no hi apareixen fins al juliol de 2001, igual que al punt 5, però després la seva presència és contínua en el temps. En aquests dos punts de mostreig (punts 4 i 5) les abundàncies són elevades, especialment al punt 5, on sempre es superen els 100 individus per mostra i on els hidropsíquids representen entre un 10 i un 50% dels individus de les zones de ràpids. Finalment, als punts més propers a la mina, punts 2 i 2.1, els hidropsíquids són menys abundants i la seva presència és discontinua en el temps. Tot i així, de vegades representen un percentatge important del total de la comunitat de ràpids. Al punt 2.1, malgrat aparèixer al maig del 2000 igual que al punt 3, els hidropsíquids desapareixen durant els mesos d'estiu, i no és fins al 2003 que la seva presència és contínua tot l'any. Al punt 2, apareixen al maig del 2002, i només tornen a

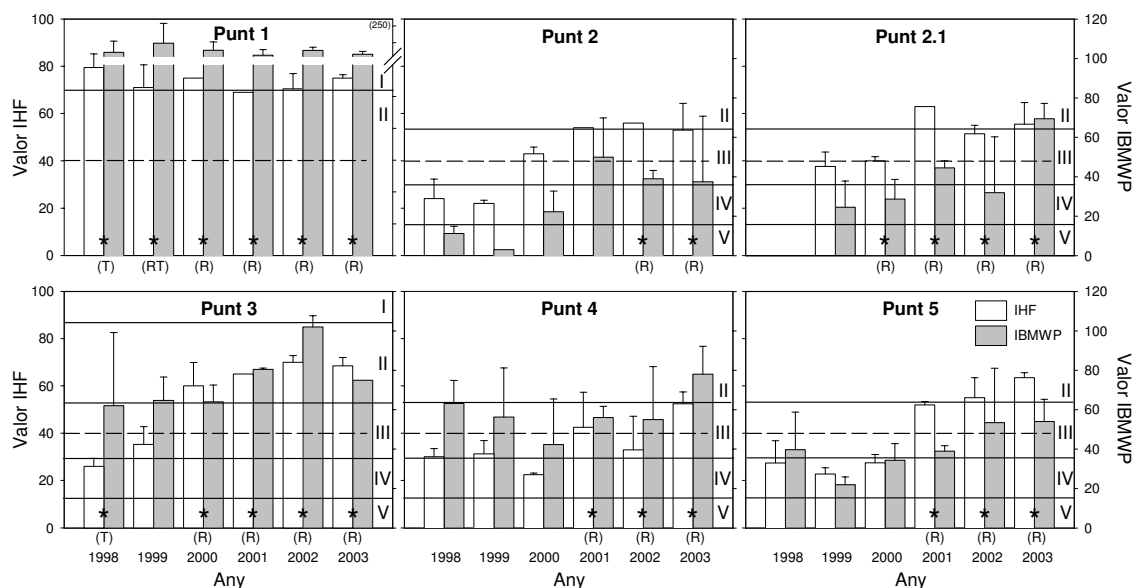


Figura 8.1. Valors de l'índex d'hàbitat (IHF, eix esquerre) i de l'índex de qualitat de l'aigua IBMWP (eix dret) en cada punt i any de mostreig. La línia discontinua horitzontal marca el valor 40 d'IHF, i les línies contínues marquen els rangs de qualitat segons l'IBMWP (números romans). Els asteriscos (*) indiquen la presència d'*Hydropsyche* als substrats artificials (T) o als ràpids naturals (R).

ser recol·lectats durant la primavera de l'any següent (Taula 8.1).

La presència d'hidropsíquids al riu Guadiamar té una certa relació tant amb la qualitat de l'hàbitat físic mesurada amb l'índex IHF (Pardo et al., 2002) com amb la qualitat de l'aigua mesurada amb l'índex IBMWP (Alba-Tercedor i Sánchez-Ortega, 1988). Així doncs, per exemple al punt 5, els hidropsíquids comencen a aparèixer en el moment en què l'hàbitat es recupera, i en el punt 3 poden aparèixer durant l'any 1998 gràcies a la col·locació d'un substrat (hàbitat) artificial (Figura 8.1).

Evolució espaciotemporal de la concentració de metalls totals en *Hydropsyche*

Les concentracions de metalls en *Hydropsyche* dels rius Agrio i Guadiamar són significativament diferents entre els punts de mostreig (Kruskal-Wallis, $p < 0,0005$). Per a tots els metalls analitzats excepte l'As, la concentració en els *Hydropsyche* dels punts afectats és superior que la del punt de control 1. Les diferències són significatives per la majoria de punts, excepte el punt 2 (Pb i Sb). Per a l'As, les concentracions de metalls són significativament diferents entre el punt de control i els punts 2, 3 i 5, però mentre que les concentracions del punt 3 són superiors que les

del punt de control, als punts 2 i 5 les concentracions són inferiors (Figura 8.2). En general, la concentració de metalls és més baixa als punts més propers a la mina que uns km aigües avall; les màximes concentracions es troben bé al punt 2.1, bé al punt 3. Més avall, als punts 4 i 5, les concentracions de tots els metalls tornen a disminuir, malgrat mantenir-se per sobre dels nivells de control (Figura 8.2).

D'aquesta manera, per a tots els metalls analitzats excepte l'As, els punts afectats presenten concentracions d'entre 2 i 300 vegades superiors a les del punt 1, segons el metall, el punt i la data de mostreig. En conjunt, el Cd és el metall que presenta uns augments més grans respecte al punt de control, i que a més a més, afecten a tot el tram del riu on s'han recol·lectat *Hydropsyche*; els augments mitjans van des d'11 vegades al punt 5, a 43 vegades als punts 2.1 i 3 (Taula 8.2). El Tl també es troba en quantitats abundants fins el punt 5, on es detecta un augment mitjà de 10 vegades la concentració de control. A més a més, durant alguns mostrejos del punt 3, s'han detectat els augments més importants (fins a 300 vegades la concentració de control), motiu pel qual els augments mitjans en aquest punt són tan elevats. La resta de metalls (Zn, Cu, Pb i Sb) presenten augments de més d'un ordre de magnitud superiors als controls a la zona

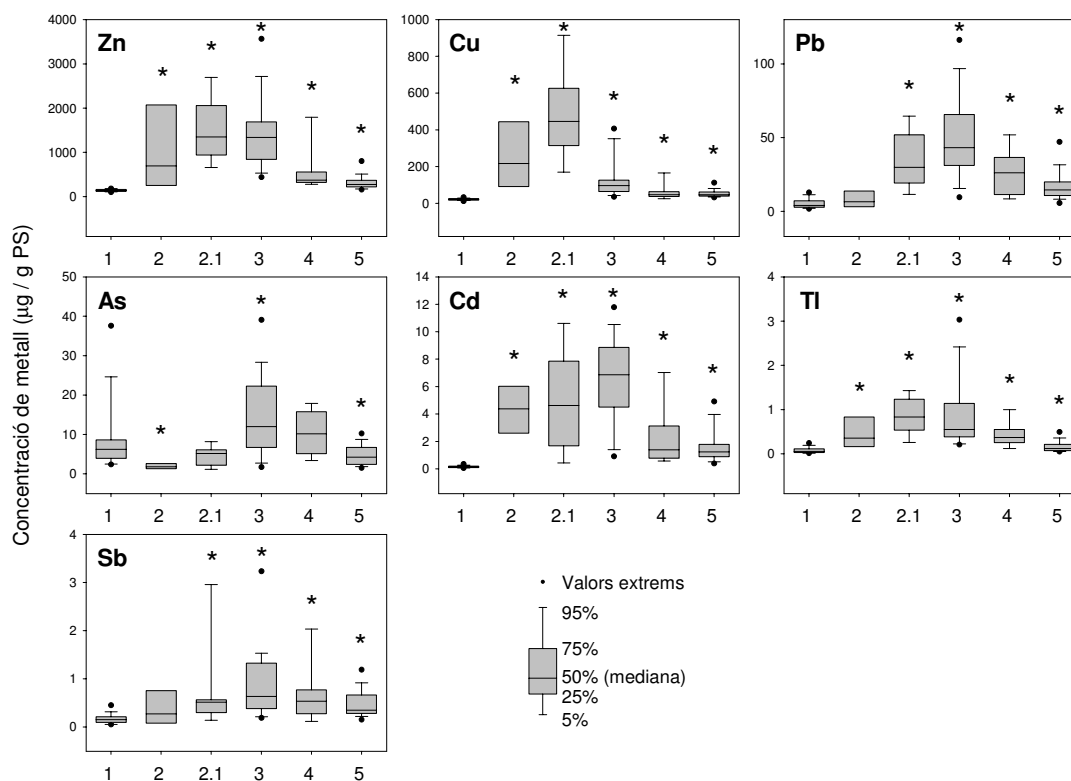


Figura 8.2. Concentració de metalls totals en *Hydropsyche* durant tot el període d'estudi. Les diferències dels punts afectats respecte el punt de control 1 s'indiquen amb un asterisc (* U de Mann-Whitney, $p < 0,005$)

superior del riu, mentre que als punts 4 i 5 les concentracions són més baixes i els augments, inferiors a 6 cops els controls. Finalment, per l'As les concentracions de tots els punts queden emmarcades dins el mateix rang de magnitud, de manera que tan sols al punt 3 trobem un increment de la concentració 8 cops superior a la del punt de control (Taula 8.2)

Dins de cada punt de mostreig, les concentracions de metalls als *Hydropsyche* han variat en el temps segons el mostreig, però en

cap cas s'observen tendències ni patrons comuns entre els punts. Així doncs, en alguns punts la concentració de metalls s'ha mantingut constant al llarg del temps (punt 1, tots els metalls excepte l'As), en d'altres casos ha augmentat (punt 2.1, Zn), o bé ha disminuït (punt 3, As i Sb) (Annex 8.1).

Relacions amb l'ambient

Diversos paràmetres fisicoquímics de l'ambient on viuen els hidropsíquids estan influenciant les

Taula 8.2. Incrementos de la concentració de metalls totals en *Hydropsyche* als punts afectats respecte el punt de control 1. Mitjanes \pm errors estàndard dels increments per cada mostreig.

	Punt 2	Punt 2.1	Punt 3	Punt 4	Punt 5
Zn	5 \pm 4	10 \pm 2	12 \pm 3	4 \pm 1	2 \pm 0,4
Cu	8 \pm 5	25 \pm 6	8 \pm 2	2 \pm 1	3 \pm 0,3
Pb	2 \pm 0,2	11 \pm 3	19 \pm 5	6 \pm 0,5	5 \pm 1
As	0 \pm 0,1	1 \pm 0,2	8 \pm 4	1 \pm 0,3	1 \pm 0,2
Cd	19 \pm 15	43 \pm 19	43 \pm 11	14 \pm 5	11 \pm 4
Tl	12 \pm 9	13 \pm 3	83 \pm 46	18 \pm 12	10 \pm 7
Sb	4 \pm 1	6 \pm 2	11 \pm 3	4 \pm 1	4 \pm 0,5

Taula 8.3. Coeficients de correlació de Spearman entre la concentració de metalls totals en *Hydropsyche* i diferents paràmetres fisicoquímics i biològics.

	Metalls totals en <i>Hydropsyche</i>						
	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Tl	Sb
<u>Paràmetres fisicoquímics</u>							
Metall Aigua	0,75***	0,69***	0,03	0,14	0,70***	0,85***	0,55**
Met. Sediment	0,78***	0,50*	0,60**	0,04	0,73***	0,79***	0,57**
pH	-0,25	-0,36*	-0,18	0,16	-0,21	-0,30	-0,19
Conductivitat	0,65***	0,63***	0,60***	0,03	0,70***	0,70***	0,68***
Alcalinitat	-0,66***	-0,65***	-0,38*	-0,02	-0,50**	-0,58***	-0,36*
TSS	0,29	0,28	0,38*	0,28	0,18	0,21	0,50**
<u>Paràmetres biològics</u>							
Riquesa famílies	-0,72***	-0,81***	-0,68***	-0,03	-0,65***	-0,69***	-0,74***
N individus totals	-0,68***	-0,73***	-0,60***	-0,13	-0,58***	-0,68***	-0,57***
N <i>Hydropsyche</i>	-0,19	-0,27	-0,15	0,12	-0,17	-0,31	-0,18
Riquesa EPT	-0,72***	-0,75***	-0,64***	-0,07	-0,62***	-0,65***	-0,75***
Riquesa OCH	-0,44**	-0,57***	-0,42**	0,08	-0,40*	-0,32*	-0,49**

*** $p < 0,005$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$

concentracions de metalls que aquests organismes acumulen, tal com indiquen els coeficients de correlació de Spearman mostrats a la Taula 8.3. Així doncs, les concentracions de Zn, Cu, Cd, Tl i Sb acumulades presenten uns coeficients positius i significatius amb les concentracions del corresponent metall a l'aigua. Els mateixos metalls, així com també el Pb, estan correlacionats també amb les concentracions trobades al sediment. Els coeficients de correlació d'aquests sis metalls als organismes amb la conductivitat també són molt elevats i de signe positiu, mentre que amb la concentració de sòlids en suspensió són més dèbils i només significatius per al Pb i l'Sb. Per contra, tant el pH com l'alcalinitat presenten uns coeficients de correlació de signe negatiu. El pH només es correlaciona significativament amb la concentració de Cu acumulada, mentre que l'alcalinitat ho fa amb tots els metalls excepte l'As. Aquest metall acumulat en els *Hydropsyche*, l'As, no presenta cap correlació significativa amb cap dels paràmetres fisicoquímics mesurats, i fins i tot pel pH mostra el signe contrari que la resta de metalls (Taula 8.3).

Les concentracions de metalls acumulades als *Hydropsyche* també tenen una forta relació amb l'estat de la comunitat de macroinvertebrats, ja que els coeficients de correlació amb diferents paràmetres que descriuen l'estat de la comunitat són altament significatius (Taula 8.3).

D'aquesta manera, en augmentar la concentració de metalls acumulada, disminueix la riquesa taxonòmica total de la comunitat i la riquesa de famílies d'efemeròpters, tricòpters i plecòpters (EPT). La riquesa d'odonats, coleòpters i heteròpters (OCH) també correlaciona negativament amb les concentracions de metalls bioacumulades, malgrat que els coeficients siguin més baixos. Per contra, tot i que l'abundància d'individus totals de la comunitat macroinvertebrada es correlacioni negativament i significativament amb la majoria de metalls acumulats, l'abundància d'hidropsíquids no presenta cap relació (Taula 8.3). Tal com succeïa amb els paràmetres fisicoquímics, la concentració d'As acumulada pels *Hydropsyche* no presenta cap correlació significativa amb els paràmetres que descriuen la comunitat de macroinvertebrats.

Influència del contingut intestinal en les concentracions de metalls acumulades

El càlcul de les quantitats de metalls presents en el contingut intestinal dels hidropsíquids s'ha realitzat amb *Hydropsyche exocellata*, l'espècie més àmpliament distribuïda als diferents punts de mostreig. Tot i així, només als punts 1, 3 i 5 durant el mes de maig de 2003 l'abundància va ser prou elevada com per poder recollir individus en un nombre suficient per a l'assaig. Al juliol, els hidropsíquids eren escassos al punt 1, i inexistents al punt 3, on els ràpids s'havien

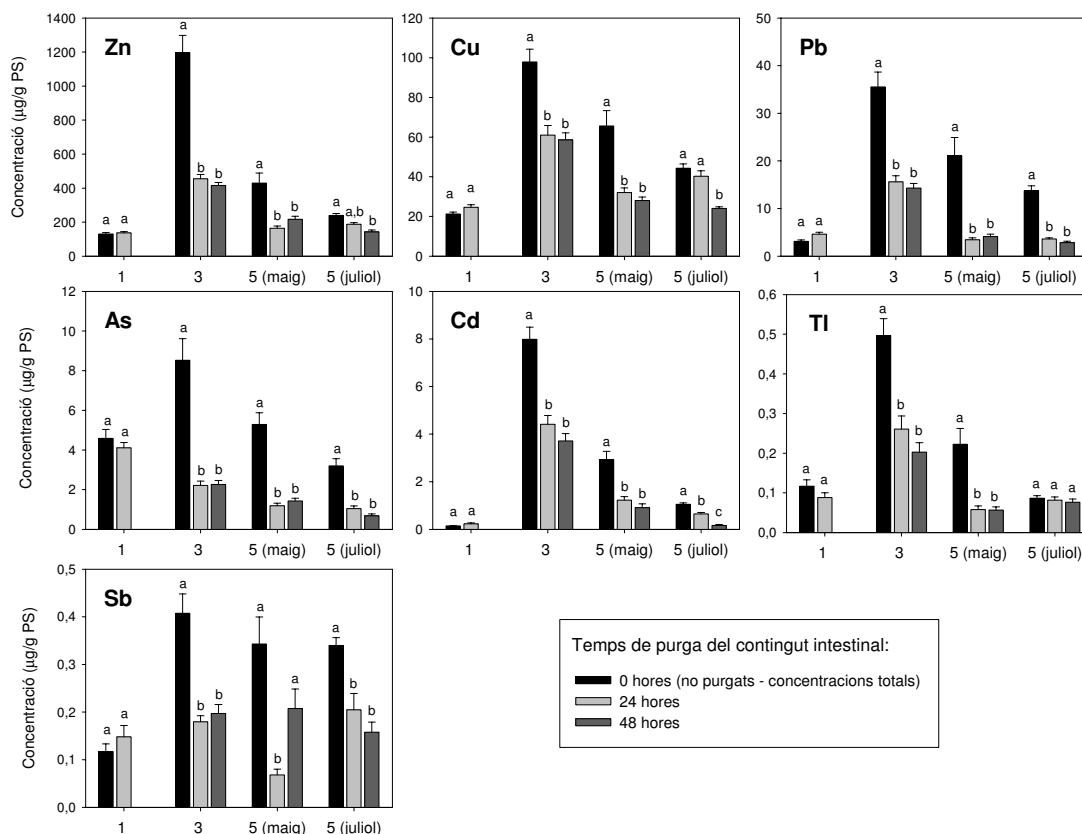


Figura 8.3. Concentració de metalls en *Hydropysche exocellata* amb el sistema digestiu ple (concentracions totals), i en organismes purgats durant 24 i 48 hores. Per a cada punt i data, lletres diferents indiquen diferències significatives (Games-Howell, $p < 0,05$).

assecat, de manera que tan sols se'n van poder recollir al punt 5.

Els *H. exocellata* analitzats presentaren un pes sec mitjà de 8,78 mg ($\pm 4,02$ DE), amb un mínim de 2,4 i un màxim de 20,5 mg. Entre els diferents tractaments realitzats es detectaren diferències significatives pel que fa al pes dels individus (ANOVA, $p < 0,005$), diferències que es donaren tan sols entre el punt de control 1 sense purgar (menor pes sec) i els individus del punt 3 sense purgar o purgats 24 hores, i del punt 5 (maig) purgats 24 hores (pesos més elevats). Per la resta de tractaments, no s'observaren diferències significatives entre el pes dels diferents punts, ni en cap cas entre el pes dels hidropsíquids del mateix punt abans i després del període de purga (Games-Howell, $p > 0,05$).

Una anàlisi de la variància mostra diferències significatives per a tots els metalls entre els diferents punts o temps de purga dels organismes (ANOVA, $p < 0,005$). Als punts

afectats per les mines, les concentracions de metalls als *H. exocellata* disminueixen significativament si els organismes es sotmeten a una purga de 24 hores del seu contingut intestinal. No obstant, per a la majoria de casos no s'observen ja diferències significatives entre les concentracions trobades amb 24 hores de purga o amb 48 hores (Figura 8.3). Per contra, al punt de control 1 no s'observa una disminució significativa de les concentracions acumulades pels organismes, després de 24 hores de purga i, fins i tot, les concentracions absolutes mitjanes són de vegades superiors passat aquest període.

Durant les 24 primeres hores de purga en aigua neta, els *H. exocellata* dels punts afectats perden entre un 33% (cas del Cu) i un 73% (cas de l'As) del contingut de metalls totals de l'organisme (Taula 8.4). Les pèrdues es situen entre el 48 i el 75% quan el temps de purga s'augmenta a 48 hores. En general, després de les primeres 24 hores de purga, purgar els organismes durant 24 hores més no fa disminuir

Taula 8.4. Percentatge de pèrdua de metalls durant les primeres 24 i 48 hores de purga, i percentatge que representa la pèrdua de les segones 24 hores respecte la inicial. Els valors són mitjanes dels punts afectats i l'error estàndard entre parèntesis.

	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Tl	Sb
% primeres 24 hores	49 (13)	33 (12)	71 (8)	73 (3)	47 (6)	42 (20)	59 (12)
% primeres 48 hores	52 (7)	48 (5)	73 (7)	75 (2)	69 (9)	48 (19)	48 (4)
% segones 24 hores	3 (9)	15 (11)	2 (3)	2 (5)	22 (12)	6 (3)	-10 (16)

gaire més les concentracions de metalls (Taula 8.4). Només pel Cd i el Pb, aquesta segona purga fa disminuir un 22 i un 15% més les concentracions, respectivament, malgrat que les diferències entre la concentració a les 24 i a les 48 hores no siguin significatives (Games-Howell, $p > 0,05$).

Les concentracions de metalls acumulades també varien en funció del punt de mostreig, cinc anys després de l'accident d'Aznalcóllar. Així doncs, per als organismes sencers (amb el contingut intestinal inclòs) s'observen diferències significatives entre algun parell de punts/dates de mostreig (ANOVA, $p < 0,0005$). Per al Zn, el Cu, el Pb, el Cd i l'Sb, les diferències respecte el punt de control 1 són significatives per a tots els punts afectats i dates (Games-Howell, $p < 0,001$), mentre que pel Tl només s'observen diferències entre els punts 1 i 3. Per a l'As, no s'observen diferències significatives.

Al cap de 24 hores de purga, els diferents punts de mostreig continuen mostrant diferències significatives entre ells (ANOVA, $p < 0,0005$) malgrat que ara alguns punts –especialment el punt 5 més allunyat de les mines – deixen de mostrar diferències significatives respecte a les concentracions (purgades) de control. Només pel Cd, tots els punts/dates continuen presentant concentracions significativament superiors a les del punt de control (Games-Howell, $p < 0,01$). El Zn i el Cu, al punt 3 i al punt 5 al juliol també són superiors ($p < 0,01$), però no al punt 5 al maig. El Pb i el Tl només són significativament superiors al punt 3, de manera que les concentracions trobades als *H. exocellata*

purgats 24 hores del punt 5 ja són semblants a les del punt 1. Les concentracions d'Sb als punts/dates afectats deixen de ser significativament diferents de les del punt 1 al cap de 24 hores de purga i fins i tot al punt 5 al maig, les concentracions són inferiors ($p < 0,01$). Finalment l'As, que no mostrava diferències en el contingut total dels *H. exocellata*, mostra ara diferències significatives entre el punt de control i tots els punts/dates afectats, però en aquest cas les concentracions al punt de control són superiors que als punts afectats ($p < 0,01$).

DISCUSSIÓ

La presència d'hidropsíquids a la conca del Guadiamar és un signe de recuperació de les condicions tant físiques com químiques del medi, però que diferencia només estats de l'ecosistema extremadament alterats, d'aquells altres amb una qualitat ecològica intermèdia. La seva tolerància tant a contaminacions de tipus orgànic (Bonada, en premsa) com de tipus metàl·lic i/o baixos pH (per ex., Clements et al., 1988; Kiffney i Clements, 2003) fa que siguin alguns dels pocs organismes que habitin el riu aigües avall de les mines d'Aznalcóllar, i que representin sovint una part molt important de la densitat total de macroinvertebrats. D'aquesta manera, les densitats d'individus poden ser superiors que en llocs inalterats, ja que la competència interespecífica és més baixa gràcies a la reducció de la riquesa taxonòmica que es produeix en llocs contaminats per l'eliminació dels taxons més sensibles a la contaminació metàl·lica (per ex., Amisah i Cowx, 2000; Clements et al., 2000; García-

Criado et al., 1999; Hirst et al., 2002; Mori et al., 1999; Norris et al., 1982; Smolders et al., 2003; Tarras-Wahlberg et al., 2001; Watanabe et al., 2000; Xu et al., 2003). A més a més, la competència intraespecífica dels hidropsíquids també es redueix quan els metalls del medi es troben en concentracions baixes, degut a què s'altera el comportament dels animals i aquests destinen menys temps en intentar entrar a les xarxes d'altres *Hydropsyche* residents (Kiffney i Clements, 2003; Vuori, 1994). Això pot afavorir densitats més elevades en llocs no excessivament contaminats (per ex., Clements et al., 1988), mentre que en els llocs més contaminats les densitats poden veure's reduïdes per altres motius. Els organismes que habiten llocs amb elevades concentracions de metalls solen desenvolupar diferents adaptacions que els permeten tolerar les dures condicions ambientals a les quals estan sotmesos (Courtney i Clements, 2000; Groenendijk et al., 1998, 1999, 2002; Vuori, 1995), adaptacions que també s'observen en el cas dels hidropsíquids (Werner et al., 2001). Malgrat tot, la despesa energètica destinada a la tolerància a un estrès fa disminuir la capacitat de tolerància a altres tipus d'estressos que es puguin afegir, i per exemple es fan més sensibles als baixos pH (Courtney i Clements, 2000). Això pot explicar les baixes densitats d'hidropsíquids al riu Agrio (punt 2), on les

aigües presenten sempre un pH inferior a 6 (Capítol 3), així com l'absència d'hidropsíquids al punt 2.1 durant els estius, època en què el pH descendeix tot perdent la neutralitat que hi ha a altres èpoques de l'any (Capítol 3). A més a més, en llocs àcids, els precipitats de Fe o Mn poden provocar una crosta al voltant de les brànquies dels hidropsíquids, i dificultar-los l'arribada d'oxigen (Vuori, 1995). Concentracions subletals de metalls fan disminuir les taxes de creixement i fecunditat, així com la supervivència (Vuori, 1994), i contribueixen també a la reducció de la densitat de la població en les zones més contaminades.

L'absència d'hidropsíquids, doncs indica només estats amb una qualitat de l'aigua molt dolenta (ja sigui, per una forta contaminació minera al tram superior com per una contaminació orgànica al tram inferior, Capítol 3) o bé una manca d'hàbitat disponible. Tot i així, els hidropsíquids són capaços d'aprofitar troncs i vegetació com a substrat (Tachet et al., 2000), motiu pel qual poden aparèixer al punt de mostreig 4 situat en una estació d'aforament amb absència de ràpids naturals ben estructurats, i amb una diversitat d'hàbitat baixa (Capítol 2) quan la qualitat físicoquímica de l'aigua millora (Capítol 3). Per tant, no semblen tampoc molt exigents pel que fa a l'hàbitat, amb la qual cosa el seu valor indicador d'aquest

Taula 8.5. Concentració de metalls ($\mu\text{g/g}$ PS) en les larves d'Hydropsychidae. Valors referits al cos sencer excepte en *: sense el contingut intestinal. m: riu afectat per mineria; h: riu húmich; Ref: estació de referència; Afec: estació afectada; km: distància des de la font de contaminació.

Lloc	Espècie	Tipus	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Referència
Whitewood Creek ^m (EUA)	<i>Hydropsyche</i> sp.*	Ref. 0-30 km				2-7 58-98		Cain et al., 1992
Clark Fork ^m (EUA)	<i>Hydropsyche</i> sp.*	181 km 72 km	221 234	44 78	1,8 8,0		2,0 2,6	Cain et al., 1992
Clark Fork ^m (EUA)	<i>Hydropsyche</i> sp.*	Ref. Afec.	124 196	13,6 63,4	0,84 6,3		<0,11 1,4	Werner et al., 2001
Clark Fork ^m (EUA)	<i>Hydropsyche</i> sp.	380 km 5 km	140 350	25 220	1.5 8		0.5 3	Cain i Luoma, 1998
Sacramento ^m (EUA)	<i>H. californica</i>	Ref. Afec.	113 208	14.5 38	0.59 1.3		0.06 2.2	Cain et al., 2000
Arkansas ^m (EUA)	<i>Arctopsyche grandis</i>	Ref. Afec.	250 1000	17 75			3 10	Kiffney i Clements, 1993
Coeur d'Alene ^m St Regis ^m (EUA)	<i>A. grandis</i> + <i>Hydropsyche</i>	Ref. Afec.	181 707		2,94 142		0,58 6,68	Maret et al., 2003
Rius húmichs Finlàndia	<i>H. angustipennis</i> <i>H. pellucidula</i>	min-màx	145-195 100-161	17-27 13-94	0,6-1,9 0,1-4,4		0,1-0,4 0,1-0,5	Vuori, 1993
Kyrönjoki ^h (Fi)	<i>H. pellucidula</i> *	Afec.	120	100	1		0.5	Vuori i Kukkonen, 1996
Guadamar ^m (Esp)	<i>Hydropsyche</i> sp.	Ref. 12 km	138 2627	21 125	8.5 60	38 14	0.2 6.2	Solà et al., en premsa a

tipus de pertorbació queda disminuït. La seva presència als substrats artificials col·locats durant l'any 1998, pocs mesos després de l'accident d'Aznalcóllar, mostra com l'absència no pot atribuir-se a la lenta recolonització dels organismes de cicles vitals més llargs després de la seva desaparició en un episodi catastròfic (Stuijzand et al., 1999). Malgrat tot, l'elevada capacitat per acumular metalls els fa molt útils per al seguiment de la contaminació metàl·lica ambiental, tan en l'espai com en el temps, i més tenint en compte que poden habitar fins i tot en condicions ambientals adverses, on altres invertebrats no poden (Capítol 4).

Les concentracions de metalls en els *Hydropsyche* dels rius Agrio i Guadiamar es troben dins de les més elevades que recull la bibliografia (Taula 8.5), mentre que les concentracions de control són semblants o lleugerament superiors a les que es troben en altres espècies d'aquest gènere en punts de referència (Cain et al., 2000; Werner et al., 2001) o fins i tot semblants de les que es troben en llocs contaminats (Vuori i Kukkonen, 1996). Les concentracions dels punts afectats del Guadiamar són superiors que a altres rius afectats per mineria (Cain i Luoma, 1998; Cain et al., 2000) o per drenatges àcids (Vuori i Kukkonen, 1996), i només en algun cas i per algun metall es registren concentracions superiors a altres rius (Cain et al., 1992; Cain i Luoma, 1998; Kiffney i Clements, 1993; Maret et al., 2003).

Les concentracions de metalls acumulades pels organismes són funció de les concentracions ambientals (Hare et al., 1991). Al Guadiamar, les concentracions totals de metalls als *Hydropsyche* presenten una estreta relació amb les concentracions ambientals, tant de l'aigua com del sediment, concretament per al Zn, Cu, Cd, Tl i Sb pels dos compartiments, i el Pb només pel sediment. A més a més, també es troben relacionades amb la conductivitat i l'alcalinitat, paràmetres molt relacionats i que canvien conjuntament des del riu Agrio cap a aigües avall (Capítol 3). Els metalls poden incorporar-se als organismes des de l'aigua i el sediment, però la dieta ha estat apuntada com una de les fonts més importants (Kiffney i Clements, 2003). Les fortes correlacions existents amb l'aigua fan pensar que jugui un paper molt important, tal com es mostra amb altres organismes, malgrat que per alguns

metalls la seva eficiència d'assimilació augmenta quan la font és l'aliment (Barata et al., 2002). Sembla que en tricòpters, el Cd s'incorpora preferentment des del menjar i el Zn, des de l'aigua (Hare, 1992), malgrat que, com aquí, s'han trobat elevades correlacions entre el Cd de l'aigua i l'acumulat per hidropsíquids (Kiffney i Clements, 1993). El Cu probablement és incorporat en major proporció des de l'aigua que des del sediment, i les concentracions de Cu en *Hydropsyche* es troben inversament correlacionades amb el pH. A pH inferiors a 6, incrementa la mobilitat del Cu i, en conseqüència, pot incrementar la seva bioacumulació (Vuori, 1993). Per contra, el Pb present al sediment és més important per a l'acumulació que el dissolt en l'aigua; la correlació que presenta tant amb la matèria en suspensió com amb el sediment, i la manca de correlació amb l'aigua, fa pensar que les formes dissoltes no tinguin tanta capacitat de ser assimilades, mentre que les particulades podrien ser ingerides i acumulades al tracte digestiu. A més a més, el Pb s'adsorbeix ràpidament al sediment o a les partícules en suspensió a pH més baixos que la resta de metalls (Smith, 1973), i, per tant, s'adsorbeixen amb facilitat a partícules petites que poden ser ingerides pels hidropsíquids (Vuori, 1993).

L'As acumulat als *Hydropsyche* no mostra cap correlació amb les concentracions ambientals d'aquest metall, que són més baixes vora la mina que al punt de control 1 (Capítol 3). Una causa d'aquesta aparent falta de relació entre les concentracions ambientals i les dels organismes pot deure's a què l'As es trobi en formes diferents segons la zona del Guadiamar, de manera que variï també la seva biodisponibilitat (Mori et al., 1999). Ja ha estat apuntat com probablement aigües amunt de les mines d'Aznalcóllar, el riu Guadiamar presenti una font d'As diferent (vegeu el Capítol 3) i, en conseqüència, aquest element pugui presentar-se en estats diferents.

Malgrat les fortes correlacions de la concentració de metalls en *Hydropsyche* amb paràmetres que disminueixen o augmenten riu avall de les mines d'Aznalcóllar, les concentracions de metalls acumulades en els organismes del punt més proper a la mina (punt 2) i amb concentracions de metalls a l'aigua més elevades (Capítol 3) són inferiors que aigües avall. Probablement, hi ha una influència

del pH en determinar aquesta menor acumulació, ja que els protons poden competir amb alguns ions metàl·lics pels llocs d'unió de les superfícies cel·lulars (Moore i Ramamoorthy (1984) a Vuori, 1993), efecte que també ha estat detectat en hidropsíquids d'altres rius àcids (Vuori, 1993). El punt 2.1 presenta concentracions tant aviat superiors com inferiors de les que es troben als *Hydropsyche* del punt 3, probablement degut a les fortes fluctuacions estacionals del pH que pateix aquest punt (Capítol 3). El punt 3, doncs, amb un pH que es manté neutre durant tot l'any i amb concentracions de metalls ambientals encara elevades, és el punt on la fauna aquàtica pot acumular més metalls. Aigües avall, la disminució de les concentracions ambientals va acompanyada per una disminució de les concentracions en hidropsíquids (Cain et al., 1992; Kiffney i Clements, 1993).

Tot plegat mostra com les concentracions totals de metalls acumulades pels *Hydropsyche* indiquen bé la presència de metalls pesants al medi aquàtic, especialment allà on el pH és neutre. Al riu Guadiamar, els *Hydropsyche* són doncs uns bons organismes per a ser utilitzats com a indicadors de la qualitat ambiental pel que fa, sobretot, a les concentracions ambientals de metalls, gràcies d'una banda a les bones correlacions que mostren amb els metalls del medi, i d'altra banda a qüestions pràctiques com la seva abundància i fàcil recol·lecció, i les elevades concentracions que presenten, que permeten la detecció dels metalls tan sols amb mostres d'un sol individu. A més a més, a partir de l'acumulació de metalls en aquest organisme es poden detectar traces de metalls pesants al medi fins i tot quan a l'aigua gairebé no se'n detecta (Solà, 2001; Solà et al., en premsa a). L'espècie *Hydropsyche exocellata* és la millor per a ser utilitzada, ja que apareix al llarg de tot el tram fluvial del Guadiamar, i és l'única o la més abundant del tram afectat. Malgrat que les concentracions de metalls acumulades poden variar entre espècies molt properes (Hare, 1992), en els punts de control les concentracions entre espècies diferents poden ser molt més semblants (Werner et al., 2001). Però tot i les avantatges que fan útil l'ús dels hidropsíquids com a sentinelles de la contaminació metàl·lica, la presència de quantitats elevades de metalls en el cos sencer dels organismes no té per què indicar danys en els animals. La forta relació que presenten les

concentracions acumulades amb les concentracions al sediment també pot estar indicant la presència important de sediment en el tracte digestiu i que, per tant, els metalls no es trobin assimilats per l'organisme, de manera que tampoc es vegi afectada la seva fisiologia.

Per a diferents organismes, el contingut de metalls que es troba en el contingut intestinal pot variar entre un 1,2% i més d'un 70% de la concentració total (Chapman, 1985; Hare, 1992; Odin et al., 1997), segons l'organisme i el metall. Aquests metalls no estan assimilats dins els teixits, com tampoc ho estan aquells que es troben lligats externament a les cutícules. Tot i que les cutícules poden contenir concentracions de metalls superiors que els teixits interns, la seva contribució als continguts totals és més baixa (Hare et al., 1991) i en alguns casos es pot desestimar. Per exemple, Zn, Cu, Pb i Cd es troben acumulats als teixits d'un hidropsíquid (*H. pellucidula*), sense que el contingut de les cutícules contribueixi significativament a les concentracions totals (Vuori i Kukkonen, 1996). Per aquest motiu parlarem només de la relació entre les concentracions trobades al contingut intestinal i les concentracions totals.

L'anàlisi de les concentracions realment bioacumulades de metalls pot fer-se mitjançant la separació dels teixits animals i l'anàlisi directa de les concentracions citoplasmàtiques (Cain i Luoma, 1998; Cain et al., 2000; Werner et al., 2001), amb una metodologia laboriosa. També, a partir de la dissecció directa dels organismes poden extreure's els sistemes digestius per analitzar després l'organisme (Vuori i Kukkonen, 1996), però amb el perill de contaminar la mostra durant la manipulació. Per això sovint els organismes aquàtics es deixen en aigua durant un temps prou elevat com per a què excretin el contingut intestinal. Aquest temps pot variar entre 4-6 hores (hidropsíquids: Cain et al., 1992), 16 hores (Timmermans et al., 1989), 24 hores (Krantzberg, 1989b) o 48 hores (Hare et al., 1991) sense que es verifiqui realment si el digestiu és buit. En general, quan els organismes contaminats són traslladats en medis nets, les concentracions de metalls disminueixen ràpidament durant les primeres hores gràcies a l'excreció del contingut intestinal, també contaminat. Després, però, les concentracions continuen baixant degut als mecanismes detoxificadors dels organismes (Odin et al., 1997). Organismes contaminats al

laboratori poden tardar entre 4 i 24 dies (o fins i tot més) a recuperar les concentracions de metalls originals (no contaminades) un cop transvasats a medis nets (Odin et al., 1997; Parlak et al., 1999). Les taxes de depuració poden variar en funció de l'organisme, del metall o de factors externs com la temperatura (Odin et al., 1997) però per contra, són independents de les concentracions de metalls ambientals (Evans et al., 2002). Ara bé, per tal de mesurar les concentracions bioacumulades pels organismes que viuen en medis contaminats, interessa que els continguts intestinals quedin purgats però que no s'iniciïn els processos detoxificadors.

Com a primer apunt de l'anàlisi dels metalls acumulats al riu Guadiamar sorprèn el manteniment de la concentració de metalls entre els organismes sencers i els purgats, al punt de control. De vegades, ajuntar organismes de mides i/o pesos diferents pot emmascarar diferències de bioacumulació, ja que els metalls presents a un organisme depenen de la mida, acumulant més els més petits (Kiffney i Clements, 1993; Krantzberg, 1989a; Timmermans et al., 1989); davant la mateixa quantitat de metalls, un augment de pes comporta una disminució de la concentració, mentre que una disminució simultània de pes i de quantitat de metall pot fer mantenir la concentració. Ara bé, aquest no és el cas del manteniment de la concentració de metalls entre els *Hydropysche* purgats i sense purgar del punt de control, ja que no s'observen diferències significatives entre el pes dels animals. Sembla doncs, que les concentracions de metalls ambientals del punt 1 poden ser regulades internament pels organismes, i que el contingut intestinal (previsiblement amb baixes concentracions de metalls) no fa variar les concentracions totals.

Per contra, als punts afectats, entre un 30 i un 75% de la concentració total de metalls es troba en el contingut intestinal dels *H. exocellata* del Guadiamar. La proporció de metalls respecte el contingut total que representa el tracte digestiu pot ser un reflex de la principal via d'entrada del metall dins l'organisme. Així doncs, previsiblement, aquells metalls que s'incorporin preferentment des de la dieta (sigui degut al sediment ingerit o al propi aliment) poden trobar-se en major proporció dins del contingut intestinal i ser excretats, per tant, en grans

proporcions; aquells que s'acumulen preferentment des de l'aigua no es veuran tan afectats per l'eliminació dels continguts intestinals (Brown i Depledge, 1998), de manera que la pèrdua de metalls en purgar l'organisme serà més baixa. Per això, un metall com el Cu que s'assimila preferentment des de l'aigua (observeu les correlacions existents entre les concentracions als organismes i les concentracions a l'aigua) té el mínim percentatge de disminució quan es purguen els continguts intestinals, tot i que les taxes d'assimilació de Cu disminueixen en temps d'exposició elevats (van der Geest et al., 1999). En oligoquets i quironòmids, el Cu també és un metall que no es troba en grans quantitats en el contingut intestinal (Chapman, 1985). De la mateixa manera, el Tl, el Zn (Hare, 1992) i el Cd (Barata et al., 2002) també s'incorporen en major quantitat si estan a l'aigua, malgrat de vegades l'eficiència d'assimilació sigui més elevada si estan continguts en l'aliment (Barata et al., 2002). Metalls com el Zn i el Cu es troben acumulats preferentment al cos d'un hidropsíquid (*H. pellucidulla*) (Hare et al., 1991), mentre que, contràriament als nostres resultats, el Cd es troba preferentment a l'intestí i el Pb al cos (Hare et al., 1991). El Cd, alhora, és incorporat als hidropsíquids en part gràcies a les xarxes que ells mateixos es construeixen (Illes et al., 2001), cosa que pot fer pensar en l'important paper que hi jugui l'alimentació.

Els resultats de purgar el *H. exocellata* confirmen la idea que el Pb és incorporat preferentment des de les partícules ingerides, tal com ja apuntaven les correlacions amb el medi (vegeu més amunt), ja que més d'un 70% de la concentració total és eliminada durant el període de purga. Tant el sediment com les algues i altres elements que constitueixen el perifiton, són compartiments amb concentracions de metalls molt elevades, a rius en general (Beltman et al., 1999; Farag et al., 1998; Kiffney i Clements, 1993; Luoma, 1989) i al Guadiamar en particular (Prat et al., 1999; Solà et al., en premsa b; Toja et al., 2003; Capítol 3), motiu pel qual la seva presència a l'intestí fa augmentar molt les concentracions de metalls totals dels organismes. En altres organismes, el Pb del contingut intestinal també representa més d'un 50% del contingut total (Chapman, 1985). Pel que fa a l'As, els resultats també apunten cap a una incorporació preferent des de les partícules ingerides, ja que

vora un 75% del contingut total és excretat. A més a més cal tenir en compte que sovint el punt de control 1 del Guadiamar presenta concentracions d'As a l'aigua més elevades que els punts aigües avall de les mines, mentre que, per contra, als sediments les concentracions d'As aigües avall sempre són superiors que les de control (Capítol 3). Ara bé, el contingut total d'As en aquest cas no mostra una relació directa amb les concentracions dels organismes purgats, i els organismes del punt de control són els que més concentració presenten un cop purgats. Això pot ser degut a que l'assimilació d'As es doni preferentment des de l'aigua, però que el sediment contribueixi més a les concentracions totals. També pot deure's a que la forma en què es troba l'As al punt de control sigui més biodisponible que la forma dels altres punts, per bé que en aquest estudi això no ha estat analitzat. Malgrat tot, es creu que quan l'As és bioacumulat pels hidropsíquids fins a certes quantitats pot ser després excretat (Canivet et al., 2001), però amb els resultats obtinguts no es pot comprovar si aquest és el cas ocorregut als punts afectats.

Malgrat la relació que pugui haver-hi entre la via d'incorporació dels metalls a l'organisme i la proporció que representa el contingut intestinal respecte el total, no cal oblidar que factors interns de l'organisme com la capacitat de regular les concentracions corporals de metalls poden també contribuir a les diferències observades entre els set metalls analitzats.

Com a conclusió, doncs, presentem el tricòpter *Hydropsyche exocellata* com una bona espècie per determinar el grau de contaminació metàl·lica del riu Guadiamar a partir de les concentracions totals acumulades a l'organisme. D'aquesta manera s'integra la contaminació present a l'aigua, al sediment o a l'aliment disponible (la xarxa tròfica), i s'obté una mesura de la potencialitat de traslladar els metalls a nivells tròfics superiors, fins i tot en aquells llocs on les concentracions ambientals ja són molt baixes. D'altra banda, per tal d'estudiar el grau d'afectació dels organismes macroinvertebrats a la contaminació metàl·lica, creiem que 24 hores de purga dels continguts intestinals ja són suficients per a la majoria de metalls, ja que durant les 24 hores següents les concentracions de metalls disminueixen poc i, a més, s'observaren molt poques femtes. Finalment, les concentracions de metalls totals

en hidropsíquids donen idea també del grau d'alteració de les comunitats de macroinvertebrats en general, tal com indiquen les fortes correlacions dels metalls acumulats amb alguns índexs biològics o paràmetres descriptius d'aquestes comunitats.

BIBLIOGRAFIA

- Alba-Tercedor J i Sánchez-Ortega A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.
- Alba-Tercedor J, Jáimez-Cuellar P, Álvarez M, Avilés J, Bonada N, Casas J, Mellado A, Ortega M, Pardo I, Prat N, Rieradevall M, Robles S, Sáinz-Cantero CE, Sánchez-Ortega A, Suárez ML, Toro M, Vidal-Abarca MR, Vivas S i Zamora-Muñoz C. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnética*, 21 (3-4): 175-185.
- Amisah S i Cowx IG. 2000. Impacts of abandoned mine and industrial discharges on fish abundance and macroinvertebrate diversity of the upper River Don in South Yorkshire, UK. *Journal of Freshwater Ecology*, 15 (2): 237-249.
- Barata C, Markich SJ, Baird DJ i Soares AMVM. 2002. The relative importance of water and food as cadmium sources to *Daphnia magna* Straus. *Aquatic Toxicology*, 61: 143-154.
- Beltman DJ, Clements WH, Lipton J, Cacula D. 1999. Benthic invertebrate metals exposure, accumulation, and community-level effects downstream from a hard-rock mine site. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (2): 299-307.
- Berlin A i Thiele V. 2002. Trichoptera in assessment and classification of streams in the lowlands of north-eastern Germany. *Proceedings of the 10th International Symposium on Trichoptera*, 15: 481-490.
- Bonada N, Prat N, Munné A, Rieradevall M, Alba-Tercedor J, Álvarez M, Avilés J, Casas J, Jáimez-Cuellar P, Mellado A, Moyà G, Pardo I, Robles S, Ramon G, Suárez ML, Toro M, Vidal-Abarca MR, Vivas S i Zamora-Muñoz C. 2002. Ensayo de una tipología de las cuencas mediterráneas del proyecto GUADALMED

- siguiendo las directrices de la directiva marco del agua. *Limnética*, 21 (3-4): 77-98.
- Bonada N. 2003. *Ecology of macroinvertebrate communities in Mediterranean rivers at different scales and organization levels*. Tesi Doctoral, Universitat de Barcelona, 355 pàg.
- Bonada N, Zamora-Muñoz C, Rieradevall M i Prat N. En premsa. Ecological profiles of caddisfly larvae in Mediterranean streams: implications for bioassessment methods. *Environmental Pollution*.
- Beltman DJ, Clements WH, Lipton J, Cacula D. 1999. Benthic invertebrate metals exposure, accumulation, and community-level effects downstream from a hard-rock mine site. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (2): 299-307.
- Brown MT i Depledge MH. 1998. Determinants of trace metal concentrations in marine organisms. A: Langston WJ i Bebianno MJ, eds. *Metal Metabolism in Aquatic Environments*. Ecotoxicology Series 7, Chapman & Hall, London, 185-217.
- Cain DJ, Luoma SN, Carter JL i Fend SV. 1992. Aquatic insects as bioindicators of trace element contamination in cobble-bottom rivers and streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 2141-2154.
- Cain DJ i Luoma SN. 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 DJ, Carter JL, Fend SV i Luoma SN. 2000. Metal exposure in a benthic macroinvertebrate *Hydropsyche californica*, related to mine drainage in the Sacramento River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 380-390.
- Cairns JrJ i Pratt JR. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. A: Rosenberg DM i Resh VH, eds. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, 10-27.
- Canivet V, Chambon P i Gibert J. 2001. Toxicity and bioaccumulation of arsenic and chromium in epigeal and hypogean freshwater macroinvertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40: 345-354.
- Chapman PM. 1985. Effect of gut sediment contents on measurements of metal levels in benthic invertebrates –a cautionary note. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 35: 345-347.
- Chessman BC i McEvoy PK. 1998. Towards diagnostic biotic indices for river macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 364: 169-182.
- Clements WH, Cherry DS i Cairns J. 1988. Impact of heavy metals on insect communities in streams: a comparison of observational and experimental results. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45: 2017-2025.
- Clements WH, Carlisle DM, Lazorchak JM i Johnson PC. 2000. Heavy metal structure benthic communities in Colorado Mountain streams. *Ecological Applications*, 10 (2): 626-638.
- Courtney LA i Clements WH. 2000. Sensitivity to acidic pH in benthic invertebrate assemblages with different histories of exposure to metals. *Journal of North American Benthological Association*, 19 (1): 112-127.
- Dohet A. 2002. Are caddisflies an ideal group for the biological assessment of water quality in streams? *Proceedings of the 10th International Symposium on Trichoptera – Nova Supplementa Entomologica*, 15: 507-520.
- Evans RD, Balch GC, Evans HE i Welbourn PM. 2002. Simultaneous measurement of uptake and elimination of cadmium by caddisfly (Trichoptera: Hydropsychidae) larvae using stable isotope tracers. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (5): 1032-1039.
- Frag AM, Woodward DF, Goldstein JN, Brumbaugh W, Meyer JS. 1998. Concentrations of metals associated with mining waste in sediments, biofilm, benthic macroinvertebrates and fish from Coeur d'Alene River Basin, Idaho. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 34: 119-127.
- Gallardo A, Prenda J i Toja J. 1998. Spatio-temporal distribution and ecological preferences of coexisting Hydropsychid species (Trichoptera) in two Mediterranean river basins (S Spain). *Internat Rev Hydrobiol*, 83 (2): 123-134.

- García-Criado F, Tomé A, Vega FJ i Antolín C. 1999. Performance of some diversity and biotic indices in rivers affected by coal mining in northwestern Spain. *Hydrobiologia*, 394: 209-217.
- Giudicelli J, Dakki M i Dia A. 1985. Caractéristiques abiotiques et hydrologiques des eaux courantes méditerranéennes. *Verh Internat Verein Limnol*, 22: 2094-2101.
- González MA, García de Jalón D i da Terra LW. 1987. Faunistic studies on iberian Trichoptera: a historical survey and present state of knowledge. *Proceedings of the 5th International Symposium on Trichoptera*, 85-90.
- González MA, Cobo F i Iglesias JC. 1990. Observaciones sobre los Tricópteros de la Península Ibérica. IX: Provincias de Cádiz y Huelva, Suroeste de España (*Insecta: Trichoptera*). *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 14: 211-218.
- González MA, Terra LSW, García de Jalón D i Cobo F. 1992. *Lista faunística y bibliográfica de los Tricópteros (Trichoptera) de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Listas de la Flora y la Fauna de las Aguas Continentales de la Península Ibérica, 11. Asociación Española de Limnología, Madrid, 200 pàg.
- Gower AM, Myers G, Kent M i Foulkes ME. 1994. Relationships between macroinvertebrate communities and environmental variables in metal-contaminated streams in south-west England. *Freshwater Biology*, 32: 199-221.
- Groenendijk D, Postma JF, Kraak MHS i Admiraal W. 1998. Seasonal dynamics and larval drift of *Chironomus riparius* (Diptera) populations in a metal contaminated lowland river. *Aquatic Ecology*, 32: 341-351.
- Groenendijk D, van Opzeeland B, Dionisio Pires LM i Postma JF. 1999. Fluctuating life-history parameters indicating temporal variability in metal adaptation in riverine chironomids. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 37:175-181.
- Groenendijk D, Lücker SMG, Plans M, Kraak MHS i Admiral W. 2002. Dynamics of metal adaptation in riverine chironomids. *Environmental Pollution*, 117: 101-109.
- Hare L. 1992. Aquatic insects and trace metals: bioavailability, bioaccumulation, and toxicity. *Critical Reviews in Toxicology*, 22 (5/6): 327-369.
- Hare L, Tessier A i Campbell PGC. 1991. Trace element distributions in aquatic insects: variations among genera, elements, and lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48: 1481-1491.
- Hellawell JM. 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Pollution Monitoring Series, Elsevier Applied Science Publishers, London & New York, 546 pàg.
- Hirst H, Jüttner I i Ormerod SJ. 2002. Comparing the responses of diatoms and macroinvertebrates to metals in upland streams of Wales and Cornwall. *Freshwater Biology*, 47: 1752-1765.
- Illes J, Evans RD i Balch GC. 2001. Influence of food-capture nets on cadmium uptake by net-spinning caddisfly (*Trichoptera: Hydropsychidae*) larvae. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 66: 484-491.
- Kiffney PM i Clements WH. 1993. Bioaccumulation of heavy metals by benthic invertebrates at the Arkansas River, Colorado. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12: 1507-1517.
- Kiffney PM i Clements WH. 2003. Ecological effects of metals on benthic invertebrates. A: Simon TP, ed. *Biological Response Signatures. Indicator Patterns Using Aquatic Communities*. CRC Press, Boca Raton, 135-154.
- Krantzberg G. 1989a. Metal accumulation by chironomid larvae: the effects of age and body weight on metal body burdens. *Hydrobiologia*, 188/189: 497-506.
- Krantzberg G. 1989b. Accumulation of essential and nonessential metals by chironomid larvae in relation to physical and chemical properties of the elements. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46 (10): 1755-1761.
- Krantzberg G i Stokes PM. 1988. The importance of surface adsorption and pH in metal accumulation by chironomids. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7: 653-670.
- Leslie HA, Pavluk TI, bij de Vaate A i Kraak MHS. 1999. Triad assessment of the impact of chromium contamination on benthic macroinvertebrates in the Chusovaya River (Urals, Russia). *Archiv für Environmental*

- Contamination and Toxicology*, 37: 182-189.
- Luoma SN. 1989. Can we determine the biological availability of sediment-bound trace elements? *Hydrobiologia*, 176/177: 379-396.
- Mackay RJ i Wiggins GB. 1979. Ecological diversity in Trichoptera. *Ann Rev Entomol*, 24: 185-208.
- Malmqvist B i Hoffsten PO. 1999. Influence of drainage from old mine deposits on benthic macroinvertebrate community in central Swedish streams. *Water Research*, 33 (10): 2415-2423.
- Maret TR, Cain DJ, MacCoy DE i Short TM. 2003. Response of benthic invertebrate assemblages to metal exposure and bioaccumulation associated with hard-rock mining in northwestern streams, USA. *Journal of North American Benthological Society*, 22 (4): 598-620.
- Mori C, Orsini A i Migon C. 1999. Impact of arsenic and antimony contamination on benthic invertebrates in a minor Corsican river. *Hydrobiologia*, 392: 73-80
- Norris RH, Lake PS i Swain R. 1982. Ecological effects of mine effluents on the South Eak River, North-eastern Tasmania III. Benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 33: 789-809.
- Odin M, Ribeyre F i Boudou A. 1997. Dupuration process after exposure of burrowing mayfly nymphs (*Hexagenia rigida*) to methylmercury and cadmium from water column or sediment: effects of temperature and pH. *Aquatic Toxicology*, 37: 125-137.
- Pardo I, Álvarez M, Casas J, Moreno JL, Vivas S, Bonada N, Alba-Tercedor J, Jáimez-Cuellar P, Moyà G, Prat N, Robles S, Suárez ML, Toro M i Vidal-Abarca MR. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnética*, 21 (3-4): 115-133.
- Parlak H, Katalay S, Büyükkisik B. 1999. Accumulation and loss of chromium by mussels (*M. galloprovincialis*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 62: 286-292.
- Prat N, Toja J, Solà C, Burgos MD, Plans M i Rieradevall M. 1999. Effect of dumping and cleaning activities on the aquatic ecosystems of the Guadiamar River following a toxic flood. *The Science of the Total Environment*, 242 (1-3): 231-248.
- Prat N, Bonada N, Casanovas-Berenguer R, Munné A, Plans M, Puntí T, Rieradevall M, Solà C, Vila-Escalé M, Jubany J, Miralles M i Ordeix M. En premsa. La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix, la Tordera i el Ter. Informe 2002. *Estudis de la qualitat ecològica dels rius*, 12. Diputació de Barcelona, Barcelona, CD-rom.
- Reice SR i Wohlenberg M. 1993. Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: measures for assessment of ecosystem health. A: Rosenberg DM i Resh VH, eds. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, 287-350.
- Resh VH. 1992. Recent trends in the use of Trichoptera in water quality monitoring. *Proceedings of the 7th International Symposium on Trichoptera*, 285-291.
- Rosenberg DM i Resh VH. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. A: Rosenberg DM i Resh VH, eds. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, 1-9.
- Smith AE. 1973. A study of the variation with low pH of the solubility and stability of some metal ions at low concentrations in aqueous solution. Part I. *Analyst*, 98: 65-68.
- Smolders AJP, Lock RAC, van der Velde G, Medina Hoyos RI i Roelofs JGM. 2003. Effects of mining activities on heavy metal concentrations in water, sediment, and macroinvertebrates in different reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44: 314-323.
- Sokal RR i Rohlf FJ. 1995. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. WH Freeman and company, 3^a ed. New York, 877 pàg.
- Solà C. 2001. *Efecte de la contaminació minera sobre la comunitat de macroinvertebrats a la conca del riu Guadiamar*. Treball DEA, Universitat de Barcelona, 96 pàg.
- Solà C, Burgos M, Plazuelo A, Toja J, Plans M i Prat N. En premsa a. Heavy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guadiamar River, SW

- Spain). *The Science of the Total Environment*.
- Solà C, Toja J, Plans M i Prat N. En premsa b. Evolution of heavy metal concentrations in water, sediment, plankton, biofilms and macroinvertebrates in the Guadiamar river after the Aznalcóllar incident. A: DelValls A i Blasco J eds. *Integrated assessment and management of the ecosystems affected by the Aznalcollar mining spill (SW, Spain)*. IOC/ICAM/UNESCO Technical report.
- SPSS. 2001. SPSS para Windows versió 11.0.1, SPSS Inc., Chicago.
- Stuijzand SC, Engels S, van Ammelrooy E i Jonker M. 1999. Caddisflies (Trichoptera: Hydropsychidae) used for evaluating water quality of large European rivers. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 38:186-192.
- Tachet H, Richoux P, Bournaud M i Usseglio-Polatera P. 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS éditions, Paris, 588 pàg.
- Tarras-Wahlberg NH, Flachier A, Lane SN i Sangfors O. 2001. Environmental impacts and metal exposure of aquatic ecosystems in rivers contaminated by small scale gold mining: the Puyango River basin, southern Ecuador. *The Science of the Total Environment*, 278: 239-261.
- Tessier L, Boisvert JL, Vought LBM i Lacoursière JO. 2000. Anomalies on capture nets of *Hydropsyche slossonae* larvae (Trichoptera; Hydropsychidae) following a sublethal chronic exposure to cadmium. *Environmental Pollution*, 108: 425-438.
- Timmermans KR, van Hattum B, Kraak MHS i Davids C. 1989. Trace metals in a littoral foodweb: concentrations in organisms, sediment and water. *The Science of the Total Environment*, 87/88: 477-494.
- Toja J, Alcalá E, Burgos MD, Martín G, Plazuelo A, Prat N, Plans M i Solà C. 2003. Efecto del vertido tóxico en las comunidades de plancton y perifiton del río Guadiamar. A: *Ciencia y restauración del Río Guadiamar. Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar 1998-2002*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 94-109.
- van der Geest HG, Greve GD, de Haas EM, Scheper BB, Kraak MHS, Stuijzand SC, Augustijn KH i Admiraal W. 1999. Survival and behavioral responses of larvae of the caddisfly *Hydropsyche angustipennis* to copper and diazinon. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (9): 1965-1971.
- Vivas S, Casas JJ, Pardo I, Robles S, Bonada N, Mellado A, Prat N, Alba-Tercedor J, Álvarez M, Bayo MM, Jáimez-Cuéllar P, Suárez ML, Toro M, Vidal-Abarca MR, Zamora-Muñoz C i Moyá G. 2002. Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnética*, 21 (3-4): 149-173.
- Vuori KM. 1993. Influence of water quality and feeding habits on the whole-body metal concentrations in lotic trichopteran larvae. *Limnologica*, 23 (4): 301-308.
- Vuori KM. 1994. Rapid behavioural and morphological responses of hydropsychid larvae (Trichoptera, Hydropsychidae) to sublethal cadmium exposure. *Environmental Pollution*, 84: 291-299.
- Vuori KM. 1995. Species- and population-specific responses of translocated hydropsychid larvae (Trichoptera, Hydropsychidae) to runoff from acid sulphate soils in the River Kyrönjoki, western Finland. *Freshwater Biology*, 33: 305-318.
- Vuori KM i Kukkonen J. 1996. Metal concentrations in *Hydropsyche pellucidula* larvae (Trichoptera, Hydropsychidae) in relation to the anal papillae abnormalities and age of exocuticle. *Water Research*, 30 (10): 2265-2272.
- Waringer J i Graf W. 2002. Trichoptera communities as a tool for assessing the ecological integrity of Danubian floodplains in Lower Austria. *Proceedings of the 10th International Symposium on Trichoptera*, 15: 617-623.
- Watanabe NC, Harada S i Komai Y. 2000. Long-term recovery from mine drainage disturbance of a macroinvertebrate community in the Ichi-Kawa River, Japan. *Hydrobiologia*, 429: 171-180.
- Werner I, Broeg K, Cain D, Wallace W, Hornberger M, Hinton DE, Koehler A i Luoma S. 2001. Biomarkers of heavy metal effects in two species of caddisfly larvae from Clark Fork River, Montana: Stress proteins (hsp70) and lysosomal membrane

- integrity.
<http://ibscore.dbs.umt.edu/clarkfork/poser/SETAC99-Montana.htm>
- Xu M, Zhu J i Cao H. 2003. Effects of copper pollution on the benthic community in the Le An River, China. *Journal of Freshwater Ecology*, 18 (1): 129-133.
- Zamora-Muñoz C i Alba-Tercedor J. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of North American Benthological Society*, 15 (3): 332-352.

Annex 8.1. Concentració de metalls totals en *Hydropsyche* (en µg/g PS). Mitjanes anuals i error estàndard entre parèntesi.

	any	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Tl	Sb
Punt 1	1998	148 (9)	22,4 (2,6)	10,2 (1,8)	4,83 (0,75)	0,42 (0,21)	0,09 (0,03)	0,22 (0,04)
	1999	131 (6)	14,1 (2,3)	4,1 (0,5)	4,69 (0,21)	0,16 (0,03)	0,05 (0,03)	0,13 (0,02)
	2000	145 (12)	22,4 (1,3)	7,7 (1,1)	24,55 (4,96)	0,12 (0,03)	0,04 (0,01)	0,27 (0,05)
	2001	153 (9)	24,7 (3,3)	4,4 (1,1)	5,39 (1,22)	0,19 (0,02)	0,01 (0)	0,15 (0,04)
	2002	145 (7)	22,3 (1)	4 (0,7)	9,35 (1,11)	0,16 (0,02)	0,05 (0)	0,17 (0,01)
	2003	129 (6)	20,9 (0,8)	3,1 (0,3)	5,65 (0,74)	0,14 (0,01)	0,11 (0,01)	0,12 (0,01)
Punt 2	2002	227	65,2	8,1	1,44	0,64	1,02	0,85
	2003	1210 (424)	288,1 (71,9)	7,6 (2,6)	1,98 (0,39)	4,84 (0,56)	0,36 (0,12)	0,28 (0,13)
Punt 2.1	2000	800 (213)	260,3 (126)	13,5 (3,2)	2,9 (1,96)	0,73 (0,49)	0,28 (0,03)	0,54 (0,02)
	2002	1402 (250)	876,6 (62,7)	56,7 (10,8)	6,81 (1,63)	1,86 (0,18)	1,08 (0,25)	1,92 (1,61)
	2003	1766 (268)	451 (47,4)	33,5 (5,3)	4,56 (0,73)	6,93 (0,97)	0,94 (0,14)	0,39 (0,08)
Punt 3	1998	562 (37)	85,3 (9)	202 (84,3)	68,49 (27,8)	1,44 (0,09)	0,88 (0,26)	5,58 (2,13)
	2000	1165 (114)	69,4 (7,8)	52,3 (6,6)	16,91 (2,37)	5,94 (0,71)	0,78 (0,21)	1,09 (0,11)
	2001	2768 (299)	372,1 (21,3)	79,1 (8,5)	23,56 (1,81)	6,05 (0,48)	2,74 (0,25)	1,46 (0,15)
	2002	1457 (659)	87,8 (45,3)	33,4 (17,4)	12,32 (5,65)	3,84 (3,1)	0,68 (0,31)	0,96 (0,17)
	2003	1197 (101)	97,9 (6,5)	35,5 (3,1)	8,53 (1,09)	7,99 (0,5)	0,5 (0,04)	0,41 (0,04)
Punt 4	2001	377 (7)	46,4 (3,9)	33,4 (3,2)	14,68 (1,13)	0,71 (0,08)	0,42 (0,06)	0,74 (0,04)
	2002	839 (480)	87,6 (39,3)	25,7 (13,3)	9,41 (4,29)	3,55 (1,75)	0,53 (0,24)	1,01 (0,51)
	2003	435 (120)	43,5 (12,5)	16,3 (5,2)	6,54 (1,98)	2,3 (0,87)	0,33 (0,14)	0,23 (0,05)
Punt 5	2001	287 (36)	52,2 (6,6)	24,9 (5,8)	8,25 (1,44)	0,49 (0,11)	0,32 (0,05)	1,09 (0,12)
	2002	337 (60)	56,3 (4,9)	17,3 (3,6)	6,97 (1,29)	1,34 (0,18)	0,19 (0,03)	0,78 (0,11)
	2003	315 (28)	52,7 (3,7)	16,6 (1,7)	4,02 (0,36)	1,79 (0,21)	0,14 (0,02)	0,34 (0,02)

RESUM
DELS RESULTATS
I
CONCLUSIONS
PRINCIPALS

Resum dels resultats i Conclusions principals

Els principals resultats obtinguts en aquest estudi es resumeixen en els següents punts:

- Com a primer efecte de l'activitat humana a la conca del Guadiamar, l'accident miner de 1998 i les tasques de neteja posteriors, destaca l'extremada degradació del bosc de ribera i dels hàbitats físics fluvials a tot el tram mitjà i baix de la conca, per sota de les mines d'Aznalcóllar.
- Al llarg dels cinc anys d'estudi, les riberes del tram fluvial dels punts afectats milloren la seva qualitat, malgrat que només tinguin un estat de dolent a mediocre. Els hàbitats fluvials també es diversifiquen fins assolir valors relativament elevats als últims anys d'estudi. A la zona de maresma, la coberta vegetal de la riba i la ribera pateix grans variacions en funció de les tasques de neteja i manteniment del canal, i els hàbitats físics, de baixa diversitat, es mantenen constants al llarg del temps.
- La qualitat fisicoquímica tampoc és bona. Les principals contaminacions són de tipus miner (elevades concentracions de metalls al medi i baix pH de l'aigua) al tram més proper a les mines d'Aznalcóllar, i de tipus orgànic (aigües residuals urbanes i agroindustrials) als trams mitjà i baix.
- Una font d'As diferent a la mina es detecta al tram no afectat del Guadiamar, aigües amunt de l'explotació, així com en part a la zona de maresma, malgrat que en tots dos casos els nivells són baixos. A la maresma també s'aprecien concentracions de Cu que provenen de l'agricultura.
- L'accident d'Aznalcóllar va fer empitjorar la qualitat fisicoquímica de l'aigua i els sediments, però les tasques de neteja i el temps transcorregut van fer que mesos després ja no es notessin els seus efectes, malgrat que queda encara una contaminació residual molt important.
- La qualitat fisicoquímica ha millorat amb el temps. Cinc anys després de l'accident, les concentracions de metalls continuen elevades, especialment als primers 15 km aigües avall de les mines, i la contaminació orgànica disminueix en posar-se en marxa algunes depuradores d'aigües urbanes.
- Aigües avall de l'explotació minera, les comunitats de macroinvertebrats estan molt empobrides. Els grups taxonòmics més afectats són els efemeròpters, plecòpters i tricòpters (EPT), mol·luscs i crustacis, i l'hàbitat més afectat, el reòfil. La principal causa d'afectació és la mala qualitat de l'aigua, però la manca d'un hàbitat divers també limita les comunitats. Al llarg del temps, la comunitat millora als punts intermitjos, gràcies a una disminució de la contaminació minera i orgànica, i a una millora dels hàbitats.
- La contaminació metàl·lica ambiental es tradueix en una més gran acumulació de metalls en els macroinvertebrats de tots els punts situats aigües avall de les mines. Les concentracions disminueixen amb la distància a la mina, en disminuir les concentracions ambientals. Vora l'explotació minera, les concentracions acumulades són menors perquè el pH és baix, i molts organismes són adults que poden provenir d'altres llocs.
- Les concentracions acumulades als macroinvertebrats són molt elevades durant els primers anys després de l'accident, però disminueixen amb el temps. Al cap de cinc anys, encara són elevades fins a 15 km aigües avall de les mines, malgrat que a tot el riu poden detectar-se traces d'alguns metalls en concentracions superiors a les dels punts de control.

CONCLUSIONS

- Els tricòpters *Hydropsyche* i alguns odonats destaquen per presentar concentracions de metalls un ordre de magnitud superiors a la d'altres macroinvertebrats. Mol·luscs i crustacis presenten més Cu que la resta. En general, els organismes detritívors, seguits dels herbívors, acumulen més metalls que els carnívors. No s'observa, per tant, biomagnificació dels metalls dins de la cadena tròfica dels macroinvertebrats, però potencialment els metalls poden passar a altres organismes depredadors, com peixos, aus o mamífers.
- Tot i que entre un 33 i un 73% dels metalls totals del tricòpter *Hydropsyche* es troben al contingut intestinal i no als teixits de l'organisme, els organismes dels punts situats fins a 15 km de la mina encara acumulen als teixits més metalls que els dels punts de control.

De tot plegat, poden extreure's unes **conclusions generals** de l'estat de salut del riu Guadiamar, de les conseqüències de l'accident i de les mesures de restauració, i de les possibilitats de recuperació del conjunt de l'ecosistema.

- Al tram estudiat del Guadiamar s'hi diferencien dues grans zones amb característiques físiques, químiques i biològiques diferents: la zona fluvial i la de maresma.
- L'accident miner va contribuir a fer disminuir l'estat ecològic del riu Guadiamar, en els tres aspectes físic, químic i biològic.
- Les tasques de restauració han contribuït a fer millorar l'estat físic de la ribera i la llera, tot i que queda encara un llarg camí per recórrer. Augmentar la coberta vegetal de les riberes amb espècies autòctones i treure impediments al pas de l'aigua per tal que el propi riu diversifiqui els hàbitats fluvials pot contribuir a millorar l'estat de riberes i lleres, i de retruc, contribuir al desenvolupament i diversificació de la flora i la fauna.
- La contaminació minera actual prové principalment de l'activitat present i passada de la mina, mentre que els efectes de l'accident ja no es palesen. Per a la recuperació de les comunitats, però, és important que disminueixin més les concentracions de metalls en aigua i sediments, i que es mantingui el pH neutre durant tot l'any, especialment a la zona fluvial.
- Gràcies a la depuració de les aigües residuals, la contaminació orgànica també ha disminuït, tot i que cal millorar els sistemes de depuració per permetre la recuperació total de les comunitats.
- Previsiblement, fins que la qualitat fisicoquímica de l'aigua i els sediments no millori, les comunitats aquàtiques no podran recuperar valors de control malgrat que els hàbitats es recuperin. Cal doncs posar més èmfasi en aquelles mesures que contribueixin a fer disminuir la concentració de metalls a l'aigua i la càrrega orgànica.
- Els metalls pesants del Guadiamar es troben disponibles per als nivells tròfics superiors, aquàtics o no, com peixos, aus i mamífers, i suposen un perill per a l'assoliment del bon estat ecològic global de la conca.
- De cara a seguiments futurs de la qualitat biològica del Guadiamar, es fa molt important l'estudi de la fauna bentònica dels hàbitats reòfils, la més afectada i la que més està tardant en recuperar-se.
- Per facilitar la detecció de metalls en macroinvertebrats, es recomana el seguiment de les concentracions acumulades en el tricòpter *Hydropsyche exocellata* a la zona fluvial, que permet una anàlisi individual i a més aporta informació sobre el conjunt de la comunitat.

ANNEXOS GENERALS

1.

Introducció als metalls

Els metalls pesants

Definició, classificació, origen i toxicitat

Metalls són aquells elements que presenten, entre d'altres característiques, una bona conductivitat tèrmica i elèctrica, una brillantor característica, ser poc reactius amb l'hidrogen però en canvi formar òxids amb facilitat, ser dúctils o deformables, i ser sòlids a temperatura ambient (excepte el mercuri). Sota el terme de metalls pesants s'inclouen aquells que tenen un pes atòmic relativament alt i una densitat vora els 5 g/cm³. El zinc, el coure, el plom, el cadmi o el tali són metalls pròpiament dits, malgrat que la classificació entre metalls i no-metalls és una mica arbitrària. Sota aquesta classificació, l'arsènic i l'antimoni estan considerats com a metal·loides, ja que presenten algunes característiques pròpies dels metalls i altres pròpies dels no metalls. Tot i així, la seva densitat és superior a 5 g/cm³, motiu pel qual molts autors es refereixen a ells sota el nom de metalls pesants¹.

Els metalls pesants formen part de l'escorça terrestre en diferents proporcions, i poden arribar als ecosistemes aquàtics per vies diferents. De forma natural, i sense la intervenció de l'home, els metalls arriben a l'aigua principalment per l'erosió de l'escorça terrestre, tant per un desgast mecànic com per un desgast químic (Azcue, 1993a). Les quantitats naturals de metalls que es troben en una conca fluvial, per tant, depenen pràcticament en la seva totalitat, de la composició geològica. Com més mineralitzada sigui una conca, més concentració de metalls hi haurà als cursos fluvials que la drenin. De forma més minoritària, els metalls poden arribar als medis aquàtics a través del transport atmosfèric des de, per exemple, erupcions volcàniques. Les precipitacions o la deposició fan que els materials suspesos a l'aire puguin acabar als medis aquàtics. Finalment, cal destacar el propi transport fluvial de metalls que, mitjançant el drenatge de zones riques, pot fer arribar aquests elements a altres punts de la xarxa hidrogràfica, o al mar.

Ara bé, l'augment més important que tenen les concentracions de metalls al medi aquàtic són degudes a l'activitat humana. Es calcula que les emissions de metalls al medi provocades per l'activitat humana són un ordre de magnitud superior que les naturals (Díaz et al., 1993). La indústria i la mineria són els principals causants d'aquesta contaminació, però l'agricultura o les aigües residuals urbanes també hi tenen un paper important (Azcue, 1993b; Chapman i Kimstach, 1996). A la Taula I es mostren algunes activitats humanes que usen metalls en els seu procés i que generen residus metàl·lics. La mineria, situada sempre en zones geològicament riques en minerals, exposa constantment superfícies de minerals i gran quantitat de residus a condicions de meteorització accelerades, a més de generar residus en els diferents processos d'extracció i separació dels elements. Dins de la mineria, les mines a cel obert i en concret les que extreuen pirites, són les més agressives amb el medi. Les pirites, a més de contenir sofre, tenen molts altres metalls, que n'augmenten considerablement la toxicitat. L'oxidació, ja sigui per processos físics o químics, com per processos microbiològics (*Thiobacillus*, *Ferrobacillus*), genera àcid sulfúric, que contribueix a l'acidificació del medi i afavoreix la solubilitat de compostos metàl·lics a l'aigua (Campos, 1992).

Els problemes ecològics que provoca la contaminació per metalls pesants arreu del món s'agreugen pel fet de no haver-hi processos naturals, ni biològics ni químics, que eliminin metalls (Chapman i Kimstach, 1996). Els compostos que contenen metalls només poden ser alterats, i cadascuna de les formes presenta una toxicitat diferent (Stoker i Seager, 1981). La seva persistència al medi provoca que els metalls es puguin traslladar per tots els compartiments que formen l'ecosistema aquàtic, incloent la biota. Això, juntament amb la capacitat de transport dels metalls, n'augmenta la seva perillositat. Els metalls pesants poden entrar als organismes aquàtics des de diferents procedències, que inclouen l'aigua (intersticial o circulat), el sediment o l'alimentació (Barron, 1995). En qualsevol cas, dins de l'organisme s'associen a diferents

¹ En tot aquest document, i a fi de simplificar el llenguatge, utilitzarem el terme "metall" o "metall pesant" per referir-nos a qualsevol dels set elements objecte d'estudi: Zn, Cu, Pb, As, Cd, Tl i Sb.

Taula I. Principals activitats humanes generadores de residus metàl·lics (Modificat a partir de Azcue, 1993b; Manrique et al., 1985; UAM, 2004)

	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Tl	Sb	Cr	Hg
Mineria i metal·lúrgia	X	X		X	X	X		X	X
Pintures i barnissos	X	X	X	X	X		X	X	X
Pesticides	X	X	X	X		X ^a			X
Electricitat, electrònica		X	X	X					X
Tintoreria	X	X	X	X				X	
Química		X				X	X	X	X
Explosius		X	X	X					X
Plàstics	X				X		X		X
Bateries	X		X		X				X
Farmacèutica	X			X					X
Tèxtil		X						X	
Petroli i carbó			X	X					
Paper									X
Vidre, esmalt, ceràmica						X	X	X	

^a Actualment està prohibit

teixits o estructures i poden romandre allà durant llargs períodes. Són, per tant, substàncies bioacumulables, que es presentaran dins l'organisme en concentracions superiors a les del medi. A més a més, el seu traspàs per la xarxa tròfica pot provocar que els nivells tròfics superiors acumulin més quantitat de metall que els inferiors i, per tant, estiguin bioamplificant o biomagnificant la quantitat de metall acumulada. La bioacumulació i la biomagnificació dels metalls afavoreixen el seu efecte tòxic i la capacitat de provocar efectes a llarg termini, fins i tot sota concentracions ambientals no extremadament elevades.

Els elements inorgànics en general han estat classificats de diferents maneres en base a diversos criteris. Des d'un punt de vista biològic es solen dividir els elements entre majoritaris i minoritaris, en funció de les quantitats relatives que es troben a la matèria viva. Així doncs, elements com el calci, el magnesi, el fòsfor, el sodi o el potassi entre d'altres, són considerats elements majoritaris, elements essencial principals, macromineral, etc. segons la terminologia usada, ja que formen una part molt important dels éssers vius. Els elements minoritaris, també anomenats elements traça, microelements o oligoelements, formen part de la matèria viva en quantitats molt petites, però no per això poc importants; la seva carència determina que l'organisme no pugui completar tot el cicle biològic.

Dins aquesta classificació general es troben els metalls, que també es classifiquen de múltiples maneres segons el camp d'estudi. En biologia, els metalls pesants han estat classificats clàssicament en dos grans grups. D'una banda, aquells que són presents dins de la composició dels éssers vius, malgrat estar-hi en unes quantitats molt petites, perquè intervenen en determinats processos. Formen part dels oligoelements, i la seva presència és imprescindible per a la vida. Són els anomenats metalls essencials però, tot i així, quan superen un cert llindar de concentració la majoria solen tornar-se tòxics. En aquest grup hi trobem, entre d'altres, el zinc, el ferro, el coure, el manganès o el cobalt. D'altra banda, també hi ha metalls dels quals, de moment, no es coneix cap funció biològica. S'anomenen metalls no essencials, o tòxics, i solen presentar toxicitat a concentracions encara més baixes. Entre ells trobem el plom, el cadmi, el mercuri, l'arsènic o el tali (Alemany i Remesar, 1993). Tot i així, aquesta classificació queda matisada per cada element quan incorporem les quantitats a les que ens referim o bé els organismes. Així, per exemple, l'alumini forma part dels éssers vius tot i que se'n desconeix la seva funció biològica i tot i que, en molts casos, s'ha demostrat la seva toxicitat. L'arsènic, per exemple, tot i ser considerat tòxic, actua com a oligoelement en alguns grups d'algues (Alemany i Remesar, 1993).

La classificació dels metalls entre essencials i tòxics, per tant, no està marcada per un línia

divisòria clara, ja que és difícil establir uns límits de la toxicitat dels metalls: depèn de múltiples factors que inclouen tant les condicions fisicoquímiques del medi on es troba el metall – que en poden fer variar la biodisponibilitat –, la forma en què es presenti el metall, el tipus d'organisme al qual ens referim o, fins i tot, l'estat fisiològic d'aquest organisme, l'edat, el sexe o la mida. Ja hem comentat com la concentració a la qual un organisme està exposat i la durada d'aquesta exposició determinen els efectes que la substància tòxica tindrà sobre l'organisme i, per tant, la toxicitat. En els estudis de toxicologia s'intenta tenir en compte aquests dos factors de manera que es sol diferenciar entre dos tipus de toxicitat: l'aguda i la crònica. La toxicitat aguda és aquella que té uns efectes més evidents i letals sobre l'organisme; es dona a concentracions relativament altes i en temps d'exposició curts. Es sol expressar en funció de la dosi, l'efecte que provoca i el temps d'exposició. Així doncs, s'anomena LC_{50} (lethal concentration) aquella concentració que és letal per al 50% dels organismes exposats durant un període curt, generalment de 96 hores. El temps d'exposició pot incloure's també en la nomenclatura, per exemple com a LC_{50-96h} . Es parla de EC_{50} (effective concentration) en aquells casos en què no pot saber-se si l'organisme ha mort o no; el criteri que es segueix, aleshores, no és la mort sinó generalment la immobilitat del 50% dels organismes. Altres nomenclatures són el NOEL o NOEC i NOAEL o NOAEC (no observed (adverse) effect level / concentration) que es refereixen a la concentració més alta en què no s'observen efectes adversos.

La toxicitat crònica es dona en exposicions, freqüents o no, a concentracions baixes però en temps d'exposició llargs. Els efectes són menys evidents que en la toxicitat aguda, però a la llarga també poden ser letals o subletals, és a dir, que sense provocar directament la mort de l'organisme en quedi afectat el cicle vital (l'eficàcia biològica). En els experiments de toxicitat crònica no s'avalua la mortalitat sinó que es trien paràmetres – diferents per cada tipus d'organisme – que ens puguin indicar efectes subletals (creixement, alimentació, temperatura, nombre de glòbuls rojos, etc.). A nivell ecosistèmic, la toxicitat crònica a la llarga pot portar a modificacions de les poblacions i les comunitats.

En limnologia, és més difícil establir nivells ben definits de toxicitat per als diferents metalls. La substància tòxica no és administrada directament als éssers vius, sinó que es troba al medi i pot ser assimilada o no per l'organisme depenent de molts factors. Com a norma general, la toxicitat dels metalls a l'aigua depèn tant del grau d'oxidació com de la forma en què es trobi. En general, la forma iònica sol ser la més tòxica, mentre que si el metall està lligat a matèria orgànica o algunes altres substàncies complexes, la toxicitat es redueix (malgrat que per alguns metalls les formes complexes són molt més tòxiques que l'ió lliure) (Chapman, 1996). Factors físics i químics del medi també modifiquen la toxicitat d'un metall per als organismes. Per exemple, en augmentar la temperatura augmenta la toxicitat del Pb o el Cd, mentre l'augment de salinitat provoca una disminució de la toxicitat (del Ramo, 1988). Per als organismes aquàtics, la toxicitat d'un metall dependrà també de la forma en què aquest s'incorpori dins l'organisme, és a dir, que varia en funció de si és absorbit per les brànquies o la paret corporal, o és ingerit i per tant absorbit directament a través del sistema digestiu. A la vegada, la toxicitat varia segons la forma en què sigui ingerit, ja que això pot donar-se degut al consum directe d'aigua contaminada, al consum de petites partícules inorgàniques o al consum d'altres organismes que hagin acumulat metalls. També cal tenir en compte que en molts casos la presència de més d'un metall al medi modifica els seus efectes tòxics, i moltes vegades es produeixen efectes sinèrgics on la presència d'altres metalls fa augmentar la toxicitat d'un determinat element.

Un aspecte important a tenir en compte en el medi aquàtic és la quantitat de metall que es troba en els sediments. Sovint la major part dels metalls en un sistema fluvial es troba lligat a la matèria en suspensió, i no dissolt a l'aigua. Això fa que precipitin amb més facilitat i que, per tant, passin a formar part del sediment, juntament amb aquelles quantitats de metalls dissoltes a l'aigua que s'adsorbeixen directament a les partícules del sediment. El sediment, doncs, acumula gran quantitat de metalls que poden restar, temporalment, immobilitzats i fora de l'abast dels organismes. Ara bé, aquests metalls "immobilitzats" són un risc potencial per a l'ecosistema aquàtic ja que variacions en les condicions fisicoquímiques els

Taula II. Concentració de metalls dissolts en aigua per garantir la qualitat ecològica del ecosistemes aquàtics continentals, o segons diferents criteris i administracions, en µg/l.

Criteri	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Tl	Sb	Ref.
CMC	120a	13a	65 ^a	340	2,0 ^a			US EPA, 2002
CCC	120a	9a	2,5a	150	0,25 ^a			US EPA, 2002
PNEC	2,6	0,06	0,08	0,1	0,0016	0,01	0,66	Klein et al., 1999
Aigua potable	100-5000	100-3000	50	50	5		10	BOE, 1990; UE, 1981
Qualitat bona	30	3	25	25	0,2			EWPC, 1995
Qualitat bona Moderada	<1	<0,3	<0,2	<0,2	<0,01			Gustafsson, 1992
Dolenta	5	1	1	1	0,05			
Molt dolenta	15	2	2	2	0,1			
NOEC més baix v. ecotoxicològic ^b	>75	>5	>5	>10	>0,3			
	26	5	5	50	0,1			RIZA, 1989a
	6,5	1,3	1,3	12,5	0,025			

CMC (Criteria Maximum Concentration): valor calculat a partir de temps d'exposició curts

CCC (Criteria Continuous Concentration): valor calculat per a temps d'exposició indefinits

PNEC (Predicted no effect concentration)

a: valor calculat per una duresa de l'aigua de 100 mg/l

b: valor ecotoxicològic calculat a partir del NOEC més baix. No es té en compte la duresa.

Taula III. Criteris de qualitat pels sediments fluvials o marins i d'estuaris, en mg/kg PS.

Criteri	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Sb	Referència
<i>Sediments fluvials</i>							
Valor ecotoxicològic	477	42	533	83	2,2		Riza, 1989a
NOEC	1907	167	2133	333	8,7		Riza, 1989b
PEL	315	197	91,3	17	3,53		US EPA, 2000
TET	540	86	170	17	3		
SEL	820	110	250	33	10		
Guidelines	150-300	50-140	50-300		1-3		CEE Grumiaux et al., 1998
Poc efecte	175	25	30	15	0,7		Gustafsson, 1992
Efecte sever	>1000	>150	>400	>250	>5		
<i>Sediments marins i estuaris</i>							
ER-L	150	34	46,7	8,2	1,2		EPA, Apendix D
ER-M	410	270	218	70	9,6		
AET-L	410	390	450	57	5,1	150	
AET-H	1600	1300	660	700	9,6	200	

NOEC: No observable effect concentration

PEL: Probable effect level: per sobre segurament s'observarien efectes (Smith et al., 1996)

TET: Toxic effect threshold (EC&MENVIQ, 1992)

SEL: Severe effect level (Persaud et al., 1993)

ER: Effect range -L: low, -M: medium (Long et al., 1995)

AET: Apparent effect threshold -L: low, -H: high (Barrick et al., 1988)

poden remobilitzar, tornant-los a l'aigua en formes dissoltes o particulades (Enguix et al., 2000) i deixant-los biodisponibles. Els principals factors que fan augmentar la biodisponibilitat dels metalls del sediment són (Manrique et al., 1985, Campos, 1992):

Salinitat: L'augment de la salinitat provoca un reemplaçament dels metalls adsorbits per cations dissolts.

pH: En pH baixos es dissolen carbonats i hidròxids, i s'alliberen metalls a l'aigua.

Potencial Redox: Generalment es modifica per variacions en les concentracions de nutrients. En anòxia es poden alliberar metalls del sediment a l'aigua.

Agents complexants: Solubilitzen metalls dels sediments.

Microorganismes: Poden mobilitzar metalls per diferents vies: formant compostos orgànics que complexin metalls, modificant el pH-Eh del medi, o transformant molècules metàl·liques inorgàniques en orgàniques.

Vent, corrents o mareas, especialment en sediments anòxics i rics en matèria orgànica, poden alliberar metalls.

Variacions estacionals del cabal també poden remobilitzar els metalls del sediment.

Tot i la dificultat de fixar uns nivells de metalls en els diferents compartiments de l'ecosistema aquàtic que assegurin el correcte desenvolupament de les comunitats biològiques, diversos organismes i administracions disposen d'algunes directrius que provenen de la unió del resultat de molts tests de toxicitat amb diferents organismes aquàtics, tant microorganismes com algues, plantes, invertebrats o peixos. A les Taules II i III es mostren alguns d'aquests valors.

A continuació, i per acabar, s'exposen breument les principals característiques dels metalls que seran estudiats en aquest treball, sempre fent incís en el seus efectes o el seu comportament al medi aquàtic.

El zinc - Zn

El zinc és un metall que forma part dels organismes vius a molt baixes concentracions, i que intervé en diferents processos bioquímics, ja que actua com a cofactor en més de 200 enzims (Mas, 1993). En concentracions elevades és tòxic. La seva toxicitat es potencia amb la presència de Cu i Ni, però d'altra banda, determinats nivells de Zn actuen com a protectors en front de la intoxicació per Cd (Tenorio, 1988).

El Zn es troba principalment en l'estructura de silicats i òxids, i es solubilitza quan aquests minerals pateixen algun tipus de desgast químic. El Zn alliberat, però, és ràpidament adsorbit per argiles i òxids secundaris, de

manera que generalment presenta una baixa mobilitat. Ara bé, en ambients àcids això no es dona, i el Zn pot restar dissolt en l'aigua (Azcue, 1993a).

El coure - Cu

El coure també és un oligoelement que intervé en alguns processos metabòlics de gran importància. Forma part estructural d'algunes proteïnes, per exemple lligades al transport d'oxigen a través de l'organisme, modula l'activitat enzimàtica d'algunes oxigenases, i actua com a cofactor d'altres enzims de processos diversos. La toxicitat ve donada, més que pel propi catió, per les interferències i el bloqueig que provoca en l'absorció i la distribució corporal d'altres metalls com el Zn i el Fe.

El coure es troba en minerals sovint associat al S, pel qual té una gran afinitat. En els sòls està present tant en minerals primaris com secundaris, així com en compostos orgànics. La seva meteorització produeix sulfurs de coure, que en gran part precipiten però que també poden descomposar-se en sulfats. El coure que no precipita pot ser adsorbit en sediments hidrolitzats, argiles, òxids i hidròxids de ferro o manganès (Navarro-Pedreño et al., 1993). La toxicitat del coure a l'aigua augmenta amb l'acidesa, la presència de compostos orgànics i l'oxigen (Tenorio, 1988).

El plom - Pb

El plom és un metall tòxic per a tots els organismes, ja que no forma part dels éssers vius ni se'n coneix cap funció metabòlica. Actua inhibint dos enzims essencials per a la síntesi d'hemoglobina i reduint la longevitat dels glòbuls rojos, provocant anèmia (del Ramo et al., 1993). També actua en el sistema nerviós central i perifèric, els sistemes renal i hepàtic i el tracte intestinal.

El plom forma part de molts minerals i està àmpliament estès. La majoria de sals de plom són poc solubles amb aigua, i la solubilitat augmenta quan es lliga a compostos orgànics (Cobo et al., 2003). A més a més, variacions en les condicions fisicoquímiques del medi, com la temperatura, el pH o la concentració de matèria orgànica, també influencien la seva solubilitat.

La toxicitat del plom augmenta en augmentar la temperatura (del Ramo, 1988), i per alguns

organismes aquàtics com els peixos, en disminuir la duresa de l'aigua (del Ramo et al., 1993). Alguns compostos plomats orgànics, com molts additius dels hidrocarburs, presenten una toxicitat més elevada que la del plom lliure (Cobo et al., 2003).

El plom s'acumula en els organismes aquàtics, però en canvi no hi ha evidències de la seva biomagnificació al llarg de la cadena tròfica (Cobo et al., 2003).

L'arsènic - As

L'arsènic no és un metall pròpiament dit, sinó que forma part dels metal·loides. És a dir, presenta algunes característiques comunes als metalls i d'altres comunes als no-metalls.

L'arsènic no és abundant a la litosfera, tot i que forma part de més de 200 minerals, com l'arsenopirita, de forma essencial o com a impureses. Presenta afinitat pel S i molts cops es troba juntament amb el Cu o el Ni (Navarro-Pedreño et al., 1993). En els sistemes aquàtics, l'arsènic pot adsorbir-se a les partícules del sediment, però un augment de la salinitat o de les partícules en suspensió, o condicions reductores, pot provocar l'alliberament de l'arsènic a l'aigua. En condicions naturals, l'arsènic lligat al Fe no sol alliberar-se perquè falta capacitat reductora (Migon i Mori, 1999).

L'arsènic és tòxic per a la majoria d'organismes. La toxicitat depèn enormement de la forma en què es trobi. Així doncs, les formes inorgàniques són més tòxiques que les orgàniques, i l'As (III) ho és més que l'As (V) (Mori et al., 1999). Al medi aquàtic, l'arsènic s'acumula en gran varietat d'organismes però no hi ha evidències que es magnifiqui (del Ramo et al., 1993).

El Cadmi - Cd

El cadmi és un metall considerat tòxic per a tots els tipus d'organismes (des de microorganismes fins a animals passant per les plantes i els altres éssers vius). No té cap funció biològica coneguda, pel que no es considera un metall essencial. La seva toxicitat es basa sobretot en la competència que fa amb altres elements de manera que els desplaça tot afectant les rutes metabòliques on es veu implicat. Quan el Zn, el Fe o el Cu actuen de cofactors, el cadmi els substitueix i fa disminuir l'activitat enzimàtica. En els processos de contracció muscular, el

cadmi competeix amb el Ca i n'afecta també la seva funcionalitat. A més a més, el cadmi presenta una gran afinitat pels grups tiol (-SH) de manera que molts enzims i els aminoàcids sulfurats en queden afectats (del Ramo et al., 1993).

El cadmi és poc abundant a la litosfera, i moltes vegades es troba associat al Zn. Generalment és emès al medi ambient com a subproducte en l'extracció de Zn, Pb o Cu. Es dissol fàcilment en forma de sulfat o clorur, i degut a la seva afinitat pel S, pot precipitar en ambients reductors com a CdS. És per això que en els ambients aquàtics és més comú trobar-lo als sediments que a la columna d'aigua.

En els ecosistemes aquàtics, el cadmi és considerat dins dels elements més tòxics. Provoca mortalitat, disminució del creixement, inhibició de la reproducció i alteracions de les poblacions (del Ramo, 1988). En general, la toxicitat del cadmi és funció de la concentració de l'ió de Cd lliure, que a la vegada depèn del contingut de clorurs de l'aigua: a baixes concentracions de clorurs el cadmi no pot complexar-se amb aquest i roman a l'aigua. Els augments de temperatura o la baixa alcalinitat també provoquen un augment de la toxicitat del cadmi (del Ramo, 1988).

El tali - Tl

El tali és considerat un element tòxic i no essencial, ja que no se'n coneix cap funció metabòlica. Es sap que és un neurotòxic, i que afecta els processos de coagulació de la sang, però els seus mecanismes de toxicitat són força desconeguts.

El tali mai es troba aïllat, sinó que forma part de minerals de Fe (pirites), Cu, Zn i Pb. L'exploració d'aquests minerals no es sol fer per extreure'n tali, ja que el seu interès industrial és baix. Ara bé, el tali es genera com a subproducte en la producció d'àcid sulfúric.

En presència d'aigua forma hidròxids i és insoluble en dissolucions alcalines (UAM, 2004).

L'antimoni - Sb

L'antimoni no és un metall abundant a l'escorça terrestre, però forma part d'un centenar de minerals.

Les condicions reductores eviten la precipitació d'antimoni, que pot alliberar-se al medi des de partícules biogèniques en el procés de descomposició de la matèria orgànica. L'augment de la salinitat o les partícules en suspensió afavoreixen la dissolució de l'antimoni (Migon i Mori, 1999).

Als ambients aquàtics, l'antimoni es bioacumula en tots els organismes.

BIBLIOGRAFIA

- Alemaný M i Remesar X. 1993. Introducció. Concepto de oligoelemento. A: Mas A i Azcúe JM eds. Metales en sistemas biológicos. PPU, Barcelona, 5-25.
- Azcúe JM. 1993a. Metales en el medio ambiente. A: Introducció. Concepto de oligoelemento. A: Mas A i Azcúe JM eds. Metales en sistemas biológicos. PPU, Barcelona, 163-186.
- Azcúe JM. 1993b. Contaminación por efecto de la actividad humana. A: Introducció. Concepto de oligoelemento. A: Mas A i Azcúe JM eds. Metales en sistemas biológicos. PPU, Barcelona, 275-296.
- Barrick R, Becker S, Brown L, Beller H i Pastorok R. 1988. *Sediment quality values refinement: 1988 update and evaluation of Puget Sound AET. Vol. 1*. Prepared for the Puget Sound Estuary Program, Office of Puget Sound.
- Barron MG. 1995. Bioaccumulation and bioconcentration in aquatic organisms. A: Hoffman DJ, Rattner BA, Burton GA i Cairns J. *Handbook of Ecotoxicology*. Lewis Publishers, USA, 652-666.
- BOE (Boletín Oficial del Estado). 1990. Real Decreto 1138/90 por el que se aprueba la reglamentación Técnico-Sanitaria para el abastecimiento y control de la calidad de las aguas potables de consumo público. BOE 226, de 20-09-1990.
- Campos JM. 1992. Contaminación por metales en los sedimentos de los ríos Tinto y Odiel. Tesi Doctoral. Universidad de Sevilla.
- Chapman D i Kimstach V. 1996. Selection of water quality variables. A: Chapman D ed. *Water quality assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. Segona edició. E & FN SPON, London, 59-126.
- Cobo F, González M i Carmona. 2003. Aspectos ecotoxicológicos del plomo en ecosistemas fluviales. *Revista de l'AEMS*.
- del Ramo J, Torreblanca A i Díaz J. 1993. Toxicidad de los metales. A: Mas A i Azcúe JM eds. Metales en sistemas biológicos. PPU, Barcelona, 143-162.
- del Ramo J. 1988. Estudio sobre toxicidad y bioacumulación de metales pesados en *Procambarus clarkii* (Girard). Presencia de proteínas semejantes a metalotioneínas inducidas por cadmio. Tesi Doctoral. Universitat de València.
- Díaz J, Torreblanca A, del Ramo J. 1993. Presencia de metales en el medio acuático. A: Introducció. Concepto de oligoelemento. A: Mas A i Azcúe JM eds. Metales en sistemas biológicos. PPU, Barcelona, 187-206.
- EC&MENVIQ (Environment Canada and Ministère de l'Environnement du Québec). 1992. Interim criteria for quality assessment of St. Lawrence River sediment. Environment Canada, Ottawa, Ontario.
- Enguix A, Ternero M, Jiménez JC, Fernández AJ, Barragán FJ, 2000. Assessment of metals in sediments in a tributary of Guadalquivir River (Spain). Heavy metal partitioning and relation between the water and sediment system. *Water, Air, and Soil Pollution*, 121:11-29.
- Grumiaux F, Leprêtre A, Dhainaut-Courtois N, 1998. Effect of sediment quality on benthic macroinvertebrate communities in streams in the north of France. *Hydrobiologia*, 385:33-46.
- Gustafsson JE, 1992. Ambient water quality classification and water management in Sweden. *European Water Pollution Control*, 2(5):33-38.
- Klein W, Denzer S, Herrchen M, Lepper P, Müller M, Sehr R, Storm A i Volmer J. 1999. Revised proposal for a list of priority substances in the context of the Water Framework Directive (COMMPS Procedure). Final report. EU, 98/788/3040/DEB/E1.
- Long ER, MacDonald DD, Smith SL i Calder FD. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19 (1): 81-97.
- Manrique A, Arroyo I, Nebreda AM i Rodríguez J, 1985. Niveles de metales

- pesados en los sedimentos actuales del Parque Nacional de Doñana. Comunicaciones INIA. Serie: Recursos naturales, nº 38. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, 67 pàg.
- Mas A. 1993. Elementos esenciales. A: Introducción. Concepto de oligoelemento. A: Mas A i Azcue JM eds. Metales en sistemas biológicos. PPU, Barcelona, 105-142.
- Migon C i Mori C. 1999. Arsenic and antimony release from sediments in a Mediterranean estuary. *Hydrobiologia*, 392: 81-88.
- Mori C, Orsini A i Migon C. 1999. Impact of arsenic and antimony contamination on benthic invertebrates in a minor Corsican river. *Hydrobiologia*, 392: 73-80.
- Navarro-Pedreño J, Gómez I i Mataix J. 1993. Ciclos biogeoquímicos de oligoelementos metálicos. A: Mas A i Azcue JM eds. Metales en sistemas biológicos. PPU, Barcelona, 297-324.
- Persaud D, Jaagumagi R i Hayton A. 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, ONT, 27 pp.
- RIZA (Institute for inland water management and waste water treatment), 1989a. Perspectives for waterorganisms. An ecotoxicological basis for quality objectives for water and sediment. Part 1: results and calculations. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Amsterdam, 147 pàg.
- RIZA (Institute for inland water management and waste water treatment), 1989b. Perspectives for waterorganisms. An ecotoxicological basis for quality objectives for water and sediment. Part 2: data. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Amsterdam, 261 pàg.
- Smith SL, MacDonald DD, Keenleyside KA, Ingersoll CG i Field J. 1996. A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. *J Great Lakes Res*, 22: 624-638.
- Stoker HS i Seager SL. 1981. Química ambiental. Contaminación del aire y del agua. Ed. Blume, Barcelona, 320 pp.
- Tenorio MD. 1988. Estudio de metales pesados y otros parámetros indicativos de la calidad de las aguas del río Jarama. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- UAM (Universidad Autónoma de Madrid). 2004. Materiales didácticos. <http://www.adi.uam.es/docencia/elementos/spv21/sinmarcos/elementos/tl.html>
- UE (Unió Europea). 1981. Directiva del Consejo de 15 de julio de 1980 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano (80/778/CEE) modificada per: Directiva 81/858/CEE del Consejo de 19 de octubre de 1981.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 2000. Prediction of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines. EPA 905/R-00/007.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 2002. National recommended water quality criteria: 2002. EPA-822-R-02-047.

2.

Llistat de publicacions sorgides
d'aquest estudi

BIBLIOGRAFIA GENERADA PER AQUEST PROJECTE

Articles a revistes, llibres o treballs de final de DEA:

- Plans, M. 2001. Ús dels macroinvertebrats en tests ecotoxicològics: Ecotoxicitat dels rius afectats pel vessament miner d'Aznalcóllar evaluada mitjançant els macroinvertebrats aquàtics *Chironomus riparius* i *Ephoron virgo*. Treball per optar a la Titulació d'Estudis Avançats en Ecologia, Universitat de Barcelona, 30 pàg.
- Plans, M.; Prat, N. 2002. Ecotoxicidad del agua de los ríos afectados por el vertido minero de Aznalcóllar evaluada mediante los macroinvertebrados *Chironomus riparius* y *Ephoron virgo*. *Alquibla*, 34:6-7.
- Prat, N.; Toja, J.; Solà, C.; Burgos, M.D.; Plans, M.; Rieradevall, M. 1999. Effect of dumping and cleaning activities on the aquatic ecosystems of the Guadiamar River following a toxic flood. *The Science of the Total Environment*, 242 (1-3) Special Issue: The environmental impact of the mine tailing accident in Aznalcóllar (south-west Spain) 231-248.
- Prat, N.; Toja, J.; Burgos, M.D.; Plans, M.; Plazuelo, A.; Solà, C. 2000. Evaluación del efecto del vertido tóxico de Aznalcóllar sobre la calidad del agua y sobre las poblaciones del plancton, perifiton y macroinvertebrados de los ríos Agrio y Guadiamar. *Programa de investigación del Corredor Verde del Guadiamar "Picover 1999-2002"*, 60-65.
- Prat, N.; Solà, C.; Plans M.; Toja, J.; Burgos, M.D. 2001. La restauración del estado ecológico del río Guadiamar. *MedioAmbiente*, 36: 50-55. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Solà, C.; Plans, M.; Toja, J.; Burgos, M.D.; Prat, N. 2000. El accidente de las minas de Aznalcóllar: efectos sobre el ecosistema acuático del río Guadiamar. A: Requena, J & Campins, M eds. *De las catástrofes ambientales a la cotidianidad urbana: La gestión de la seguridad y el riesgo. II coloquio hispano-canadiense de Barcelona*. Geo-crítica, textos de apoyo. Publicacions de la Universitat de Barcelona, 135 pàg. (55-72).
- Solà, C. 2001. Efecte de la contaminació minera sobre la comunitat de macroinvertebrats a la conca del riu Guadiamar. Treball per optar a la Titulació d'Estudis Avançats en Ecologia, Universitat de Barcelona, 95 pàg.
- Solà, C. 2002. Efecto de la contaminación minera sobre la comunidad de macroinvertebrados de la cuenca del río Guadiamar. *Alquibla*, 34:5-6.
- Solà, C.; Toja, J.; Plans, M.; Prat, N. (Under revision). Evolution of heavy metal concentrations in water, sediment, plankton, biofilms and aquatic macroinvertebrates in the Guadiamar river after the Aznalcóllar incident. En DelValls & Blasco eds. *Integrated assessment and management of the ecosystems affected by the Aznalcollar mining spill (SW, Spain)*. IOC/ICAM/UNESCO Technical report.
- Solà, C.; Plans, M.; Prat, N. 2003. Los macroinvertebrados de los ríos Agrio y Guadiamar: evolución de la comunidad, concentración de metales y toxicidad. A: *PICOVER 1998-2002, Ciencia y Tecnología del Río Guadiamar*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 110-125.
- Solà, C.; Prat, N. 2003. Programa de seguimiento y monitorización de los ríos Agrio y Guadiamar en el marco del Corredor Verde: Macroinvertebrados y metales pesados. *Jornadas sobre la Restauración del Río Guadiamar después del vertido minero de Aznalcóllar. Resúmenes de Ponencias y Conclusiones*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 72-75.
- Solà, C.; Burgos, M.; Plazuelo, A.; Toja, J.; Plans, M.; Prat, N. (En premsa) Heavy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guadiamar River, SW Spain). *The Science of the Total Environment*.
- Toja, J.; Alcalá E.; Martín, G.; Solà, C.; Plans, M.; Burgos, M.D.; Plazuelo, A.; Prat, N. 2003. Evaluación del efecto del vertido tóxico sobre la calidad del agua y los sedimentos de los ríos Agrio y Guadiamar. En: *PICOVER 1998-2002, Ciencia y Tecnología del Río Guadiamar*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 78-92.

Toja, J.; Alcalá, E.; Burgos, M.D.; Martín, G.; Plazuelo, A.; Prat, N.; Plans, M.; Solà, C. 2003. Efecto del vertido tóxico en las comunidades de plancton y perifiton del río Guadamar. En: PICOVER 1998-2002, Ciencia y Tecnología del Río Guadamar. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 94-109.

Toja, J; Burgos, MD; Plazuelo, A; Martín, G; Reyes, E; Prat, N; Solà, C; Plans, M. 2003. Evolución de la calidad del agua y de los sedimentos desde el accidente minero. *Jornadas sobre la Restauración del Río Guadamar después del vertido minero de*

Aznalcóllar. Resúmenes de Ponencias y Conclusiones. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 62-66.

Toja, J; Burgos, MD; Plazuelo, A; Martín, G; Reyes, E; Schutter T; Prat, N; Solà, C; Plans, M. 2003. Efectos del accidente minero sobre el perifiton. *Jornadas sobre la Restauración del Río Guadamar después del vertido minero de Aznalcóllar. Resúmenes de Ponencias y Conclusiones.* Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 67-71.

