

UNIVERSITAT DE BARCELONA

FACULTAT DE FARMÀCIA

DEPARTAMENT DE PRODUCTES NATURALS, BIOLOGIA VEGETAL
SANITÀRIA I EDAFOLOGIA.

Paper dels macroinvertebrats bentònics com a bioindicadors en la xarxa de control de la qualitat ecològica de les conques internes de Catalunya. Influència del règim hídric sobre l'estructura de la població.

Gervasi Benito de Santos, 2007

UNIVERSITAT DE BARCELONA
FACULTAT DE FARMÀCIA
DEPARTAMENT DE PRODUCTES NATURALS, BIOLOGIA VEGETAL SANITÀRIA
I EDAFOLOGIA.

PROGRAMA DE DOCTORAT

1990-1992

Paper dels macroinvertebrats bentònics com a bioindicadors en la xarxa de control de la qualitat ecològica de les conques internes de Catalunya. Influència del règim hídric sobre l'estructura de la població.

Memòria presentada per Gervasi Benito de Santos per optar al títol de doctor per la Universitat de Barcelona

Dr. Miquel Salgot de Marçay

Dra. M^a Àngels Puig García

Gervasi Benito de Santos

Gervasi Benito de Santos, 2007

**“ Hasta aprenderlo con dolor
los hombres no sabrán
del agua el valor”**

Lord Byron

1. Introducció.

1.1. Ús dels macroinvertebrats aquàtics com a indicadors de qualitat de les aigües: antecedents.

1.2. Índexs biòtics: antecedents.

1.3. Establiment de les condicions de referència.

1.4. Desenvolupament de la Directiva Marc de l'Aigua (DMA) a Catalunya.

1.5. Objectius del present treball de recerca.

2. Metodologia emprada.

2.1. Identificació del punt/estació de mostreig.

2.2. Característiques de la subconca de drenatge.

2.3. Paràmetres hidromorfològics.

2.4. Paràmetres físics i químics.

2.5. Macroinvertebrats.

2.6. Control de qualitat dels resultats analítics i de la identificació dels macroinvertebrats.

2.7. Paràmetres complementaris procedents d'altres entitats.

2.8. Tractament de les dades obtingudes.

3. Les Conques Internes de Catalunya: caracterització de les conques i de les estacions de mostreig.

- 3.1. Descripció de les conques i localització dels punts de mostreig.**
 - 3.2. Caracterització química de les aigües de les Conques Internes de Catalunya.**
 - 3.3. Bases de dades i fitxes descriptives dels punts de mostreig.**
 - 4. El Biological Monitoring Working Party Catalonia (BMWPC), desenvolupament i actualització.**
 - 4.1. Valors de qualitat dels tàxons per l'estima dels índexs del sistema BMWPC.**
 - 4.2. Paràmetres descriptors de les comunitats de macroinvertebrats i dels índexs del sistema BMWPC.**
 - 4.3. ¿Quines relacions existeixen entre els valors dels índexs del sistema BMWPC i les variables ambientals pel conjunt de punts de la xarxa de control de les CIC?**
 - 4.4. Predicció dels valors dels índexs del sistema BMWPC pel conjunt de punts de la xarxa de control de les CIC.**
 - 4.5. Predicció dels valors dels índexs del sistema BMWPC pel conjunt de punts sense contaminació inclosos a la xarxa de control de les CIC.**
 - 5. La variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes .**
-

- 5.1. Evolució de les conques en funció dels paràmetres químics i fisicoquímics del medi.**
 - 5.2. Les comunitats de macroinvertebrats.**
 - 5.3. Canvis interanuals en les distàncies de pertorbació a nivell d'eixos principals de les conques.**
 - 5.4. Sequera i distàncies màximes dels eixos principals de les CIC.**
 - 5.5. Discussió**
 - 6. Incidència d'una sequera perllongada en la valoració de la qualitat ecològica de les Conques Internes Catalanes mitjançant els índexs del sistema BMWPC.**
 - 6.1. Característiques del període d'estudi.**
 - 6.2. Resposta de la diversitat a la sequera perllongada.**
 - 6.3. Resposta dels índexs de qualitat davant una sequera perllongada.**
 - 6.4. Discussió.**
 - 7. Conclusions generals.**
 - 8. Agraïments.**
 - 9. Referències bibliogràfiques.**
 - 10. Relació de fitxers amb els apèndixs, inclosos al CD-ROM adjunt.**
-

1.- Introducció.

L'activitat humana (urbana, agro-pecuària i industrial) genera impactes prou importants sobre les conques fluvials en general i particularment a Catalunya, i es reflecteix en una elevada pressió sobre les aigües que circulen pel territori, el que es posa de manifest en l'alteració de la seva qualitat (contaminació), tant des del punt de vista físic i químic com biològic i, de vegades, de la seva estructura hidromorfològica.

Paral·lelament, la nostra societat ha anat modificant el seu interès pel medi ambient, i l'augment de la seva preocupació pels temes ambientals s'ha posat de manifest amb els nombrosos canvis legislatius dels últims anys, que ha generat l'aparició de nombroses lleis que tenen com a objectiu un millor ambient.

Al nostre país la primera norma que hi va haver en matèria d'aigües va ser la Llei d'Aigües de 13 de juny de 1879, que facultava el governador de la Província a suspendre les activitats que anessin en contra de la qualitat de les aigües (article 219). Cal dir que va ser una legislació molt avançada per la seva època. Més endavant, apareix el Decret de 14 de novembre de 1958, pel qual s'aprova el Reglament de Policia de les Aigües i les seves Lleres. Aquest Reglament facultava a les Confederacions Hidrogràfiques, creades en la primera meitat del segle XX (la primera va ser la "Confederación Hidrográfica del Ebro" l'any 1926, el primer organisme de conca del món), a realitzar les actuacions corresponents a la gestió hidràulica. Com a complement, i seguint les demandes de la nostra societat, els legisladors van promulgar el decret 2414/1961, de 30 de desembre, pel qual es va aprovar el Reglament d'activitats molestes, insalubres, nocives i perilloses, on s'incorporaven

nous preceptes que incidien sobre el control dels abocaments que es produïen als nostres rius.

Després d'un segle de canvis legislatius associats als grans canvis socials i polítics, que també van afectar a la societat i al domini hidràulic, es va deixar de considerar els rius com a canals de desguàs per considerar-los com a ecosistemes. Els principals canvis en aquest sentit han estat:

- La nova organització territorial de l'estat Espanyol.
- La profunda transformació de la nostra societat.
- Els avenços tecnològics relacionats tan amb la fabricació de nous productes orgànics (plaguicides, productes sintètics), com amb el desenvolupament paral·lel de sistemes de detecció i depuració.
- L'increment de la consciència ecològica i la millora de la qualitat de vida.

Per exemple, la Constitució Espanyola de l'any 1978 estableix en l'article 45-2 que *"Los poderes públicos velarán por la utilización racional de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de la vida y defender y restaurar el medio ambiente, apoyándose en la indispensable solidaridad colectiva "*

No obstant, la fita més important de totes va ser l'aprovació de la Llei 29/1985 d'aigües, de 2 d'agost, que va incorporar al dret intern la Directiva 76/464/CEE, de 4 de maig de 1976, relativa a la contaminació causada per determinades substàncies perilloses abocades al medi aquàtic. Aquesta Llei entrà en vigor el gener de 1986 i va quedar desenvolupada pel reglament del Domini Públic Hidràulic aprovat l'11 d'abril del mateix any, Reial Decret 849/1986.

Actualment s'està produint un gran canvi pel que fa a la forma de considerar els rius, especialment mitjançant la Directiva Marc Europea (DME) 2000/60/CE que, entre d'altres novetats, presenta com a objectiu principal restablir el bon estat ecològic dels ecosistemes aquàtics, de manera que tornin a apropar-se el més possible al seu estat natural. Aquesta DME estableix el concepte d'estat ecològic per tots els sistemes aquàtics, així com diferents categories de qualitat i/o conservació.

Aquest concepte ja era inclòs a la legislació catalana (Llei 6/1999) i estatal (Llei 46/1999), fet que indica l'interès de l'administració nacional per aquesta qüestió. Tanmateix, la mesura de l'estat ecològic és un concepte que es troba actualment en debat per part de la comunitat científica, ja que hi ha molts punts per aclarir, com és la manera concreta d'interpretar-ho, l'establiment dels punts de referència, la definició i delimitació de les masses d'aigua, o la integració de la variabilitat pròpia dels ecosistemes mediterranis dins els models i estimes de qualitat i de l'estat ecològic.

Els objectius més rellevants de la Directiva, pel que fa a l'estat dels ecosistemes aquàtic continentals, són :

- Prevenir, protegir i millorar-los.
- Promoure un ús sostenible de l'aigua
- Reduir o suprimir abocaments
- Reduir i evitar la contaminació dels aqüífers

Amb la fi d'aconseguir un bon estat ecològic, la Directiva estableix quins són els elements que cal utilitzar per mesurar-lo. Pels ecosistemes fluvials cal utilitzar:

- Indicadors biològics, com són:
 - Flora

- Invertebrats bentònics.
- Ictiofauna
- Indicadors hidromorfològics que afecten als indicadors biològics, com són els paràmetres indicadors del règim fluvial, de la continuïtat del riu, i de les condicions morfològiques.
- Indicadors químics i fisicoquímics que afecten als indicadors biològics. Es contempen dos grups de paràmetres, els generals (condicions tèrmiques, d'oxigenació, salinitat, estat d'acidificació, nutrients) i els contaminants específics.

1.1.- Ús dels macroinvertebrats aquàtics com indicadors de qualitat de les aigües: antecedents.

Que existeix una profunda relació entre les propietats del medi i els organismes que viuen en ell és quelcom acceptat arreu. Aquesta relació permet emprar aquests organismes com a indicadors de les propietats del seu medi, així com fer extrapolacions en relació amb el grau en que les propietats del medi poden ser favorables o adverses a la vida d'altres éssers o al seu ús per l'home (Margalef, 1955). Segons aquest mateix autor "l'estudi dels organismes aquàtics ofereix avantatges que no poden ser suplits per altres mètodes. Els organismes són reactius subtilment sensibles, no només als factors que sabem analitzar més o menys toscament, si no a un complex que inclou altres agents en els que potser no hi pensem o no són mesurables directament, a més de l'interacció dels diferents factors que, generalment, escapen a l'anàlisi habitual. Si afegim que els organismes reflecteixen un sistema temporal de condicions y no les condicions del moment que ens proporciona una anàlisi, ens trobem amb unes eines superbes per conèixer l'estat del medi o l'equilibri d'un ambient determinat".

La generalització de l'ús dels macroinvertebrats fluvials com a indicadors de les condicions de qualitat i/o de la pol·lució dels ecosistemes en que viuen queda clara si es revisa la bibliografia i els manuals existents, com són els treballs de Hart i Fuller (1974), Herricks i Cairns (1982), Hellowell (1986), Williams i Feltmate (1992), Norris i Georges (1986), Rosenberg i Resh (1993), Norris et al (1995), Resh et al. (1996), Barbour (1999), Brizga i Finlayson (1999), Wright et al. (2000), Collier i Winterbourn (2000), Prat i Bonada (2002) i Simon (2002). Tots aquests treballs i molts d'altres permeten sintetitzar els avantatges i els problemes que pot tenir l'ús dels invertebrats bentònics en estudis i programes de monitoratge (Taula 1.1).

Taula 1.1.- Principals avantatges i problemes associats a l'ús dels macroinvertebrats bentònics en el monitoratge fluvial (extrets i modificats a partir dels treballs de Margalef 1955, Rosenberg i Resh 1993, Wright et al. 1995, Boothroyd i Stark 2000).

Avantatges	Problemes
<ul style="list-style-type: none">● Es troben en tot tipus de rius.	<ul style="list-style-type: none">● La seva distribució i abundància pot dependre de condicions regionals.
<ul style="list-style-type: none">● La seva gran diversitat ofereix un ampli espectre de respostes davant diferents tipus de pertorbacions.	<ul style="list-style-type: none">● No està clarament definit el nivell de resolució taxonòmica necessària per a l'estudi de les diferents pertorbacions possibles.
<ul style="list-style-type: none">● Mostren diferents nivells de tolerància davant els canvis de les condicions del medi.	<ul style="list-style-type: none">● No són sensibles a totes les pertorbacions i tipus de pol·lució que ens afecten (p.e. patògens humans).
<ul style="list-style-type: none">● La seva mobilitat limitada i el seu sedentarisme els permeten ser indicadors de les condicions locals del ecosistema.	<ul style="list-style-type: none">● Cal tenir en compte els períodes de deriva d'alguns tàxons en estudis a escala de tram.
<ul style="list-style-type: none">● La llarga durada dels seus cicles de vida els converteix en bons integradors de les condicions ambientals d'un ampli període de temps.	<ul style="list-style-type: none">● La variabilitat temporal associada als cicles de vida pot complicar la interpretació i comparació de les dades.
<ul style="list-style-type: none">● Facilitat de mostreig.	<ul style="list-style-type: none">● La gran heterogeneïtat espacial de la seva distribució a petita escala implica la necessitat

	d'obtenir un nombre elevat de repliques o de superfície mostrejada per obtenir dades quantitatives i semiquantitatives.
● Facilitat d'identificació a nivell de famílies.	● Dificultat d'identificació a nivells més fins (gèneres i espècies).
● Existeix una metodologia prou desenvolupada per a l'anàlisi de dades.	● Els mètodes existents són molt nombrosos, fet que pot indicar que cap és completament satisfactori.

1.2. Els índexs biòtics: antecedents.

Existeixen nombrosos mètodes desenvolupats per l'ús dels macroinvertebrats bentònics en el monitoratge fluvial, que utilitzen diferents mesures de les respostes de las comunitats a les pertorbacions naturals i/o antròpiques, especialment a la pol·lució. Seguint la classificació feta per Hellawell (1986) es poden considerar tres grups principals d'índexs: de diversitat, de similitud i de pol·lució.

1. Els índexs de diversitat són una expressió numèrica de la riquesa de tàxons que hi ha en la comunitat, ponderada o no per la seva distribució d'abundàncies; com més diversitat millor està el sistema aquàtic.

Una ràpida revisió de la bibliografia sobre la diversitat mostra un gran nombre d'índexs, cadascun dels quals pretén caracteritzar la diversitat d'una mostra o comunitat mitjançant un nombre singular (Magurran, 1989). La diversitat es compon de dos elements: la variació i l'abundància relativa d'espècies (Magurran, 1989). Segons aquest autor, la seva mesura es pot dividir principalment en tres categories:

- Índexs de riquesa de tàxons. Aquest índexs són essencialment una mesura del nombre de tàxons en una

unitat de mostra definida. Alguns combinen el nombre de tàxons i la densitat total d'individus col·lectats, com per exemple l'índex de Margalef (1984). Aquest índex ha estat aplicat a nivell d'espècie i a nivell de família (Resh i Jackson, 1993).

- Models d'abundància d'espècies, que discriminen la distribució d'abundància (Whittaker, 1977).
- Les mesures de la abundància proporcional d'espècies que pretenen resoldre la riquesa i la uniformitat amb una expressió senzilla (Berger-Parker, 1970). Dintre d'aquest grup els més coneguts són:
 - Índex de Shannon (Shannon i Wiener, 1949). És un índex basat en la teoria de la informació, que considera que els individus es mostregen a l'atzar o a partir d'una població indefinidament gran, assumint que totes les espècies estan representats en la mostra (Magurran, 1989).
 - Índex de Simpson (1949). És un índex que mesura la dominància i, de fet, dona la probabilitat que dos individus qualsevols, extrets a l'atzar d'una comunitat infinitament gran, pertanyin a diferents espècies (Magurran, 1989).

2. Els índexs de similitud es basen en l'estudi del canvi de composició d'espècies de les comunitats entre estacions o punts de mostreig al llarg d'un gradient. Aquests índexs fan servir dades qualitatives, com l'índex de Jaccard (1902) o bé quantitatives, com els índexs de Sorensen (1948), Raven (2002) i Morishita (1980).

3. Els índexs de pol·lució es basen en la constatació que es produeix una pèrdua de tàxons, canvis de densitats i/o canvis funcionals en les

comunitats quan es passa de comunitats d'aigües netes a condicions cada vegada més contaminades. Molts d'aquests índexs es basen en sistemes de puntuació, donada als tàxons que es consideren indicadors en funció del seu grau de tolerància/intolerància a la pol·lució. Aquestes puntuacions es poden establir a partir de l'experiència més o menys objectiva dels experts; d'aproximacions numèriques, percentatges per exemple, aplicades a les presències (ocurrències) dels tàxons i/o a les abundàncies al llarg de gradients de contaminació, o entre grups de llocs que difereixen en el seu nivell de pol·lució; o finalment en relació amb dades de qualitat de les aigües (Boothroyd i Stark, 2000). La majoria dels índexs de pol·lució han estat definits inicialment per detectar i avaluar la contaminació orgànica, independentment del seu origen, més endavant, aprofitant els nous coneixements sobre la comunitat de macroinvertebrats, s'han utilitzat per avaluar diferents tipus de pertorbacions i/o situacions que impliquen l'existència de més d'una alteració al mateix temps. Els índexs més emprats a Europa són el sistema dels saprobis, el TBI (Trent Biotic Index), el BS (Biotic Score) i el sistema del BMWP (Biological Monitoring Working Party), amb totes les variacions i adaptacions de tots ells. A continuació es fa una breu aproximació a aquests índexs amb les referències de les seves adaptacions més importants, incloent-hi els països on s'apliquen.

- Sistema dels saprobis. Aquesta és la metodologia més antiga, es pot trobar ja la seva descripció a principis del segle XX (Kolkwitz i Marson, 1902, 1908, 1909). És un mètode desenvolupat a partir del canvis en les condicions del medi i de les comunitats observats quan es produeix una contaminació de tipus orgànic. Normalment, les pol·lucions d'aquests tipus tenen com a primera resposta, o com a efecte més evident, la disminució de la concentració d'oxigen

dissolt en les aigües del riu. Tenint en compte el procés natural d'autodepuració del riu fins a arribar a recuperar les condicions de qualitat enregistrades aigües amunt de l'entrada del vessat, els autors van distingir tres zones de qualitat que, seqüencialment en relació amb l'entrada de l'efluent orgànic, serien:

1. zona dels polisaprobis, és la inicial després de rebre el vessat i la més contaminada;
2. zona dels mesosaprobis, dividida en dos subzones, la dels α -mesosaprobis i la dels β -mesosaprobis, que aniria de moderadament contaminada a lleugerament contaminada;
3. zona dels oligosaprobis, que correspondria amb la recuperació de les condicions inicials, o sia, sense efectes evidents del vessat orgànic.

Aquest sistema segueix les etapes de la successió de les comunitats a partir d'un estat inicial que cal recuperar; el problema principal rau en que l'estat inicial no té per que ser l'equivalent a condicions prístines, d'aigües netes (Margalef, 1955). Aquest fet va originar la definició de la zona dels organismes xenosaprobis. Podem definir els diferents tipus d'organismes, d'acord amb els grups establerts per aquest mètode, segons el seu grau de tolerància (Tachet, 2000); així tindríem:

- Xenosaprobis: tàxons intolerants a la contaminació orgànica
- Oligosaprobis: tàxons lleugerament tolerants
- α -mesosaprobis: tàxons moderadament tolerants
- β -mesosaprobis: tàxons tolerants
- Polisaprobis: tàxons molt tolerants

Després de definir les zones, quan es comprova la distribució dels diferents tàxons, es veu que molts d'ells no són exclusius d'una zona concreta, per la qual cosa Zelinka i Marvan (1961) van proposar l'estima de la valència sapròbica, o valor de tolerància

segons altres autors (Hellowell, 1986; Barbour et al., 1999), que s'estima per cada tàxon i permet generar un valor de valència pel conjunt de la comunitat i un índex saprobic. La crítica més important que s'ha fet al mètode dels saprobis resideix en el fet que considera la contaminació de tipus orgànic com a un factor aïllable, definible i quantificable (Margalef, 1983). A més, la variabilitat geogràfica de la distribució dels tàxons pot emascarar l'estima de la seva valència saprobica (Margalef, 1983). Aquest fet implica que cal estimar de nou les puntuacions dels diferents tàxons quan s'apliquen en noves àrees geogràfiques (Hellowell, 1986; Barbour et al., 1999; Tachet, 2000). Tot resumint, podem dir que aquest mètode ha estat modificat àmpliament per permetre la seva adaptació a les característiques pròpies de cada àrea o país (Taula 1.2).

Taula 1.2. Relació de països europeus on s'aplica el mètode dels saprobis, amb indicació de les principals referències i dels estàndards normatius internacionals emprats.

País	Referències	Estàndard normatiu
Alemanya	● Kolkwitz i Marson (1902,1908,1909) ● Pantle i Buck (1955)	● DIN 38 410 (DEV 1987, 1992)
Àustria	● Liebmann (1962) ● Moog (2004)	● ÖNORM M 6232 (1997, 1999, 2002)
Holanda	● Sladeczek (1973) ● Rotschein (1982)	
Txecoslovàquia (antiga)	● Zelinka i Marva (1961)	● ISO 7828 (1985) ● CSN n° 75 7716 i n° 75 7221 (1998)

- El TBI (Trent Biotic Index). Aquest índex va ser desenvolupat a Anglaterra, a partir d'estudis fets al riu Trent a Escòcia (Woodiwis, 1964), com un primer índex senzill que només requeria dades qualitatives i podria ésser calculat directament "in situ", per la qual cosa estalviava temps i diners. Parteix d'una selecció de tàxons

indicadors clau en relació amb el seu nivell de tolerància a la contaminació, la presència dels quals permet assignar un nivell d'entrada a l'estimació de l'índex, que s'arrodoneix amb la consideració del nombre de grups indicadors presents en un tram concret de riu, que ve a ser una valoració relativa de la riquesa taxonòmica. Aquests grups indicadors corresponen a espècies, gèneres o famílies en funció del coneixement taxonòmic de la fauna de macroinvertebrats i de la facilitat en la identificació dels diferents grups. Posteriorment, algunes adaptacions (Taula 1.3) per facilitar l'aplicació han optat per simplificar el nivell taxonòmic, de manera que tots els grups es consideren a nivell de família.

Taula 1.3. Relació de països europeus on s'apliquen índexs derivats del "Trent Biotic Index", amb indicació dels nous noms emprats i les principals referències bibliogràfiques. (* indica els estàndards normatius)

País	Nom de l'índex	Referència
Bèlgica	<ul style="list-style-type: none">● Belgian Biotic Index (BBI)	<ul style="list-style-type: none">● Pauw i Vanhooren (1983)
França	<ul style="list-style-type: none">● Indice Biotique (IB)● Indice Biologique Global (IBG)	<ul style="list-style-type: none">● Tuffery i Verneaux (1968)● Tuffery i Davine (1970)● AFNOR T-90-350 (1985)*
Itàlia	<ul style="list-style-type: none">● Extended Biotic Index (EBI)	<ul style="list-style-type: none">● Ghetti (1995)
Espanya (Catalunya)	<ul style="list-style-type: none">● Índex del Besòs i el Llobregat (BILL)● Índex de famílies del Besòs i el Llobregat (FBILL)	<ul style="list-style-type: none">● Prat et al. (1983)● Prat et al. (1999)

- El BS (Biotic Score). El 1970 Chandler va desenvolupar el BS, que inclou estimes d'abundància dels tàxons presents (rangs d'abundància) i dóna un valor a cada tàxon (espècie o gènere, segons els ordres) ponderat per la seva abundància en la mostra estandarditzada. Aquest índex requereix tenir un coneixement molt acurat de la tolerància a la contaminació dels diferents tàxons de macroinvertebrats, per la qual cosa ha tingut una aplicació molt restringida.
- El mètode BMWP (Biological Monitoring Working Party). Aquest sistema, dissenyat per encàrrec de l'autoritat anglesa del Medi Ambient (Department of Environment, 1978), va ser desenvolupat i ampliat pel grup de recerca del "River Laboratory" (Furse et al., 1981; Armitage et al., 1983; Writgh et al., 1988) de la FBA (Freshwater Biological Association). Aquest mètode requereix només mostreigs qualitius i la identificació dels tàxons a nivell de famílies, condicions que el fan ràpid i aplicable "in situ". Dos són els índexs desenvolupats inicialment, el "BMWP-score" (a partir d'ara BMWP), el BMWP-taxa i l'índex ASPT (Average Score Per Taxa). En aquest mètode es dóna una puntuació de l'1 al 10 als tàxons, considerats a nivell de família amb l'excepció dels oligoquets que es consideren a nivell d'ordre. El 10 s'atorga als tàxons més intolerants i el valor disminueix segons augmenta la seva tolerància a la pol·lució, per la qual cosa el valor 1 correspon als tàxons que són completament indiferents a la contaminació, o sia totalment tolerants i resistents. El BMWP és la suma de les puntuacions de tots els tàxons presents en el mostreig d'un tram de riu. Originàriament, el mostreig s'estandarditzava per unitat de temps (Armitage et al., 1983), i posteriorment per temps i mesohàbitats (Armitage et al., 1992). El BMWP-taxa és el nombre de tàxons presents per mostreig i l'ASPT

s'estima com la mitjana de la puntuació dels tàxons capturats (BMWP/BMWP-taxa) (Armitage et al., 1983). Aquest mètode ha estat adaptat en diferents països, tan europeus com d'altres continents (Taula 1.4).

Taula 1.4. Relació de països europeus on s'apliquen els índexs del mètode BMWP, amb indicació dels nous noms emprats i les principals referències bibliogràfiques.

País	Nom de l'índex	Referència
Anglaterra	● BMWP mètode	● Armitage et al. (1983)
Espanya	● BMWP	● Armitage et al. (1990)
Catalunya	● Spanish BMWP (SBMWP = BMWP')	● Alba-Tercedor i Sánchez-Ortega (1988)
	● BMWPC (BMWP per CiC)	● Benito i Puig (1999)
Austràlia	● SIGNAL biotic index	● Chessman (1995)
	● SIGNAL-HU97	● Chessman et al. (1997)
Nova Zelanda	● MCI (Macroinvertebrate Community Index)	● Stark (1985)
	● QMCI (Quantitative MCI)	
	● SQMCI (SemiQuantitative MCI)	
Tailàndia	● BMWP ^{THAI}	● Mustow (2002)

- Altres índexs. Hi ha d'altres índexs que es poden considerar de pol·lució, encara que siguin de tipus mixt, com per exemple les diferents versions de l'EPT (Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera), que és un índex mixt de pol·lució i diversitat quan es calcula el nombre de tàxons dels tres ordres present en una zona d'estudi (Lenat, 1988), ja que aquests tres ordres d'insectes fets servir conjuntament es consideren els més intolerants a les pertorbacions. Una ampla relació d'aquest tipus d'índexs es pot trobar als treballs de DeShon (1995), Barbour et al. (1999), Ofenböck et al. (2004) i Pinto et al. (2004).

- Els mètodes multimètrics. Són aquells que poden emprar més d'un índex o mètrica per avaluar el grau d'alteració o conservació d'un ecosistema. Podem trobar un dels desenvolupaments inicials als protocols per biomonitoratge ràpid de la US-EPA (Plafkin et al., 1989). El més conegut és el B-IBI (Benthic Index of Biotic Integrity), que feia servir originalment 13 mètriques diferents, unes relacionades amb la riquesa de tàxons intolerants, altres amb les abundàncies relatives de tàxons tolerants (índexs estructurals) o amb les estructures tròfiques de la comunitat (índexs funcionals) (Kerans i Karr, 1994). Actualment aquest sistema està en ús als USA (Barbour et al., 1998) i a Nova Zelanda (Quinn et al., 1997), principalment. També s'estan desenvolupant aproximacions multimètriques a Europa, amb l'objectiu de destriar els millors mètodes a utilitzar en l'aplicació de la DMA. Un bon exemple el podem trobar en les investigacions del projecte AQUEM (Morais et al., 2004; Ofenböck et al., 2004; Pinto et al., 2004).

1.3.- Establiment de les condicions de referència.

La necessitat d'establir condicions de referència ja formava part del mètode dels saprobis, on es comparava l'impacte d'un vessat orgànic i la seva distància de recuperació aigües avall amb les condicions dels tram situat aigües amunt del vessat. La constatació de la variabilitat existent entre diferents zones geogràfiques ja va ser recollida per Naumann (1932), que introduïa dintre del seu desenvolupament conceptual de la limnologia regional la necessitat de definir comunitats pròpies d'aigües netes dintre aquest marc geogràfic. D'acord amb aquests conceptes, Margalef (1951) ja va definir Regions Limnològiques per a Catalunya, emprant en part els criteris recollits en la proposta de la DMA. Posteriorment, a Europa es van definir unes regions limnològiques que són fonamentalment biogeogràfiques (Illies, 1978), les quals han estat incloses com tipologia possible de regions ecològiques per la DMA (Tipologia A). Aquesta tipologia és massa rígida com per a reflectir la heterogeneïtat i els gradients que es produeixen en els ecosistemes fluvials, especialment de la Mediterrània.

Als USA, sota l'auspici de l'EPA (Environmental Protection Agency), la necessitat d'establir una estandardització per les condicions de referència va portar a Hughes et al. (1988) a recollir tots els criteris i mètodes emprats fins aquell moment, fins un total de 7, i proposar l'ús de condicions de referència regional (Hughes et al., 1986) a partir de les regions ecològiques o eco-regions que van ser definides per tot el territori USA (Hughes i Omernik, 1981; Omernik, 1987; Hughes i Larsen, 1988). El sistema de les eco-regions inclou com a novetat principal la incorporació dels usos del sòl com un dels paràmetres bàsics per la definició de les eco-regions. Aquesta aproximació defuig cercar

condicions de referència de trams pristins, que no sempre existeixen, per trobar aquells altres que tinguin la millor qualitat ecològica possible dintre d'unes condicions de funcionament i explotació de l'ecosistema fluvial. De fet, és una aproximació més realista que part de l'aproximació que contempla la DMA.

Existeix una tercera possibilitat, que permet establir les condicions de referència, i es basa en predir quina hauria de ser la comunitat present en el mateix tram que s'està avaluant. Aquesta és una aproximació multivariant, que es va desenvolupar per primer cop a Anglaterra al final dels anys setanta, i va ser anomenada RIVPACS (River Invertebrate Prediction And Classification System) (Furse et al., 1984; Armitage et al., 1987; Moss et al., 1987, Wright, 1988; Wright et al., 1993). Aquest mètode sorgeix com una evolució lògica del sistema BMWP per permetre l'ampliació de la seva aplicació i eliminar els problemes que van associats originalment a l'establiment dels límits de qualitat pels ecosistemes fluvials. Ja que tenir un valor d'índex no permet establir quin és realment el nivell de conservació o el valor de qualitat ecològica d'un ecosistema, sinó es pot referència amb el que seria el seu l'estat natural. Per poguer fer una avaluació correcta de l'estat de conservació/qualitat/integritat de l'ecosistema, cal poguer comparar els valors d'un índex de tàxons observats amb la comunitat de tàxons predits. Aquest índex anomenat inicialment EQI (Ecological Quality Index) o simplement proporció O/E (O/E ratio), és realment l'eina per poguer estimar l'estat ecològic de l'ecosistema fluvial en funció de la comunitat de macroinvertebrats (Furse et al., 1984, Wright et al., 2000).

S'han desenvolupat tres versions del RIVPACS fins al moment; la darrera és el RIVPACS III i inclou la predicció de categories

logarítmiques d'abundàncies dels tàxons considerats pel sistema BMWP (Wright et al., 1998). També s'ha adaptat a altres llocs amb totes les modificacions i canvis pertinents. L'adaptació més important és el mètode AusRivAS (Australian River Assessment Scheme) (Smith et al., 1999). Un altre model similar és el BEAST (Benthic Assessment of SedimentT) desenvolupat al Canadà (Reynoldson et al. 1995).

Actualment, s'estan generant altres mètodes predictius de les comunitats aquàtiques fluvials, ja siguin algues, peixos o macroinvertebrats, que fan servir el desenvolupament de xarxes neurals artificials (ANN). Un exemple el trobem en el projecte europeu PAEQANN (www.paeqann.org). En la seva aplicació a la comunitat de macroinvertebrats, el seu avantatge principal resideix en que fa servir un nombre més petit de paràmetres ambientals que el sistema RIVPACS (Dedecker et al., 2002; D'Heygere et al., 2002; Adriaenssens et al., 2004).

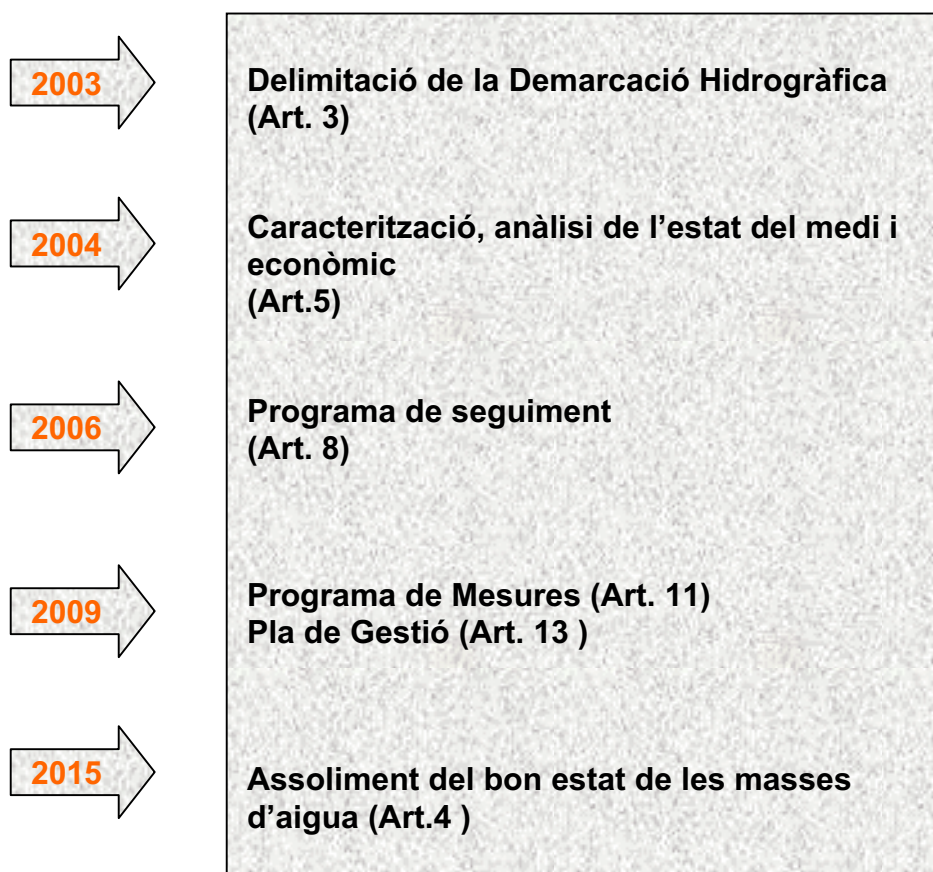
1.4. Desenvolupament de la Directiva Marc de l'Aigua (DMA) a Catalunya.

L'aplicació de la nova DMA modifica la política de l'aigua i introdueix uns nous conceptes pel control de les aigües epicontinentals com són la regionalització, les masses d'aigua i l'estat ecològic. La nova normativa deixa de veure els sistemes fluvials des del punt de vista hidràulic i econòmic, per contemplar-los com una part estructural i funcional de l'ecosistema. Aquesta nova visió obliga a modificar els actuals sistemes de control dels sistemes hídrics. L'implantació de la Directiva determina que tots els països de la Unió Europea han de realitzar diferents estudis: per delimitar les conques hidrogràfiques, per caracteritzar les masses d'aigua, i per establir les condicions de referència, que generaran els

Plans que permetin ordenar les tasques a realitzar; per finalitzar en els Programes per la gestió dels sistemes hídrics. També, s'estableix un calendari amb uns objectius que ha d'aconseguir perquè a l'any 2015 totes les masses d'aigua assoleixin el bon estat ecològic i químic.

A Catalunya, gràcies a la informació que ja es tenia, especialment l'abundosa quantitat de dades històriques disponibles, part d'aquests estudis ja s'han completat i alguns estan en procés de realització d'acord amb el programa d'implantació de la Directiva (Taula 1.5). L'estat actual de totes les tasques es pot consultar a la web de l'Agència Catalana de l'Aigua (www.mediambient.gencat.net/aca).

Taula 1.5. Programa d'implantació de la Directiva Marc de l'Aigua.



Fins ara, ja s'ha finalitzat el projecte de regionalització, amb la definició de les regions ecològiques. En els estudis de regionalització per les Conques Internes de Catalunya (CIC) s'han utilitzat les series de dades fisicoquímiques i dels indicadors biològics de les estacions de la xarxa de control que l'Agència Catalana de l'Aigua té a les CIC.

Els resultats de l'estudi (ACA, 2002), que va ser encarregat per l'ACA al Departament d'Ecologia de la Universitat de Barcelona, mostren que amb l'aplicació del sistema A (d'acord amb la DMA), hi ha 21 tipus ecològics diferents. Aquests no formen unitats territorials extenses, sinó mosaics en petites unitats heterogènies on els tipus ecològics es troben molt fragmentats. Això comporta un gran nombre de regions ecològiques, el que dificulta i encareix el control de la xarxa del rius catalans per la gran diversitat tipològica que es troba i pel gran nombre d'estacions de referència que caldria tenir per la correcta gestió dels sistemes aquàtics, d'acord amb la nova directiva. Per altre banda, la directiva ofereix un segon sistema, el B (vegeu més avall). Aquesta nova opció valora un nombre superior de mètriques com són els factors fisiogràfics, geomorfològics (a nivell de tram i de conca), i fisicoquímics que són els que al final determinen les característiques de les conques fluvials i els trams que componen les seves xarxes, i per tant també l'estructura i composició de les comunitats biològiques.

El sistema B, proposa la utilització dels següents factors:

1) Obligatoris

- Altitud
- Latitud
- Longitud
- Geologia
- Superfície de la conca

2) Optatius (molt més nombrosos)

- Distància a l'origen
- Energia de flux (funció del cabal i el pendent)
- Amplada mitjana de l'aigua
- Fondària mitjana de l'aigua
- Pendent mitjana
- Forma i configuració del llit principal
- Categoria segons l'aportació
- Forma de la vall
- Transport de sòlids
- Capacitat de neutralització dels àcids (alcalinitat)
- Composició mitjana del substrat
- Clorurs
- Oscil·lació de la temperatura de l'aire
- Temperatura mitjana de l'aire
- Precipitacions

Els resultats obtinguts en l'estudi de la regionalització, amb l'aplicació del sistema B, mostren una major coherència amb la realitat que s'observa al nostre territori, el que ens permet definir millor els diferents tipus ecològics. Així, s'han diferenciat cinc regions ecològiques en què es divideixen les CIC:

- Muntanya humida
- Muntanya mediterrània
- Rius mediterranis
- Torrents litorals
- Eixos principals

Tanmateix, aquestes regions també es subdivideixen en 10 tipus que s'ajusten molt millor a la heterogeneïtat ambiental que hi ha a les CIC, i permeten una millor gestió fluvial. Aquestes 10 tipologies són:

- Muntanya humida silícia
- Muntanya humida calcària
- Muntanya mediterrània silícia
- Muntanya mediterrània calcària
- Muntanya mediterrània d'elevat cabal
- Rius mediterranis de cabal variable
- Rius mediterranis silícics
- Rius mediterranis càrstics
- Eixos principals
- Torrents litorals

Al mateix temps s'ha desenvolupat una tipologia fluvial en funció del règim de cabals (hidroregions). Parteix del fet que la variabilitat hidrològica és un element que condiciona directament l'estructura del canal fluvial i la diversitat d'hàbitats, i indirectament les comunitats fluvials i les seves interaccions (Palau et al., 2004). El grup de la Universitat de Lleida que ha fet l'estudi (Palau et al., 2004), a partir de dades d'aportacions diàries des del 1940 fins al 2000, ha pogut definir dos grans tipus, amb tres subtipus cadascun, que són:

- Tipus **A**. És l'associat a rius de climes humits o amb capçaleres de pluviometria elevada. Rius permanents i que rarament s'assequen. En general, correspon a règims amb màxims acusats a la primera.
 - Subtipus **A.1**. Règim nival. Característic de rius d'alta muntanya.

- Subtipus **A.2.** Règim nivo-pluvial. S'observa en rius on el règim de tipus A.1. s'atenua lleugerament amb el creixement de la conca.
- Subtipus **A.3.** Règim mediterrani humit. És característic de rius de zones amb clima humit, o amb capçaleres més aviat plujoses, generalment amb una conca petita, i que poden presentar un fort estiatge a causa d'un clima bastant extrem.
- Tipus **B.** És l'associat a rius de climes poc plujosos i que habitualment s'assequen a l'estiu (rius estacionals) o bona part de l'any (rius intermitents)
 - Subtipus **B.1.** Règim mediterrani tamponat. És el característic de rius de zones seques però amb una important aportació d'aigües subterrànies, que donen lloc a règims més regulars dels esperats *a priori*.
 - Subtipus **B.2.** Zona baixa mediterrània. És el règim característic que correspon a bona part dels rius mediterranis, amb una gran estacionalitat caracteritzada per importants mínims a l'estiu.
 - Subtipus **B.3.** Règim temporal. En aquest tipus s'inclouen les rieres i torrents que són petits trams de riu, de petita conca de drenatge, i les rieres litorals no associades a sistemes càrstics i aqüífers.

Les diferents tipologies definides han de validar-se properament mitjançant un treball de camp acurat i exhaustiu. A més, cal fer la validació tenint en compte la delimitació de les xarxes fluvials en masses d'aigua d'acord amb la DMA. Aquesta Directiva defineix la massa d'aigua superficial com a "una part diferenciada i significativa d'aigua superficial,

com un llac, un embassament, un corrent, riu o canal, part d'un corrent riu o canal, unes aigües de transició o un tram d'aigua costanera". L'estudi realitzat per la implantació de la nova DMA, ha establert per la xarxa fluvial de les CIC un nombre inicial de 247 masses d'aigua (ACA, 2005, veure web ACA, doc. IMPRESS). Per arribar a aquesta conclusió, s'han seleccionant els trams fluvials per delimitar les masses d'aigua d'acord amb els següents criteris:

- més de 10 km² de superfície de conca i aportació igual o superior a 3,15 hm³/any
- més de 10 km² de superfície de conca i aportació inferior a 3,15 hm³/any i que presenten zones protegides per normativa ambiental, zones d'abastament urbà superior a 10 m³/dia o 50 habitants, o zones d'especial interès o significació.
- Menys de 10 km² de superfície de conca però que s'han seleccionat com a trams de referència pel seu molt bon estat ecològic.

Arribats en aquest punt ens trobem amb la necessitat d'establir les condicions de referència. La nova DMA estableix que una vegada definides les masses d'aigua d'una Demarcació Hidrogràfica, aquestes s'han de referenciar amb d'altres que tinguin les mateixes característiques hidromorfològiques, químiques i biològiques, que no hagin estat alterades o si ho estan, que sigui mínimament i/o que les condicions siguin molt properes a les seves condicions naturals. La dificultat de trobar les zones (masses) de referència que no hagin sofert alteracions antròpiques, fa molt difícil tenir les condicions de referència apropiades per totes les tipologies, d'acord amb les 10 regions ecològiques definides prèviament. Per aquest motiu la pròpia Directiva indica unes alternatives que permeten establir aquestes condicions, ja

sigui basant-se en les dades històriques de la zona estudiada, en l'opinió dels experts o mitjançant models predictius.

Dins la Demarcació Hidrogràfica de les CIC, com ha resultat dels seu estudi de tipificació dels sistemes fluvials, s'ha considerat que de les 247 masses d'aigua definides, 42 són de referència aplicant els següents criteris:

- El grau d'alteració de la conca per els usos del sòl i el grau d'intervenció humana.
- El nivell de modificació antròpica del quimisme de l'aigua.
- El grau d'alteració de la hidromorfologia, com la variació dels cabals en relació amb els seu règim hídric natural.
- L'observació "in situ" del bon hàbitat fluvial i de l'estat del bosc de ribera.

Per algunes masses d'aigua no ha estat possible trobar zones de referència. Per aquestes, d'acord amb la DMA, s'ha considerat com a criteri de referència la millor qualitat possible.

1.5. Objectius del present treball de recerca.

Aquest estudi iniciat fa uns anys, parteix de la necessitat d'establir i desenvolupar unes eines acurades per l'ús dels macroinvertebrats com a indicadors de la qualitat i de l'estat ecològic dels sistemes fluvials catalans. Donat l'actual marc de competències de l'ACA, l'àmbit d'estudi es limita a la Demarcació Hidrogràfica de les Conques Internes Catalanes (CIC); encara que sense oblidar les subconques catalanes de la conca de l'Ebre a l'hora de generar els criteris bàsics i la difusió de la informació en que fonamentar altres treballs posteriors. Per exemple,

han estat inclosos en aquest estudi els dos primers objectius, ja assolits i publicats, d'aquesta Tesi, que són:

1. Una guia pràctica dels macroinvertebrats dels rius catalans, que inclou claus fotogràfiques a nivell de família pel seu ús ràpid en el càlcul d'índexs biòtics (Puig, Benito et al, 1999).
2. El desenvolupament del BMWPC (Benito i Puig, 1999)

A més, es plantegen com a objectius especials d'aquesta tesi:

3. Fer una base de dades per generar les fitxes de totes les estacions de la xarxa de control que té l'ACA a les CIC, que sigui fàcilment actualitzable.
4. Revisar i actualitzar l'índex BMWPC.
5. Estudiar la variabilitat interanual dels principals descriptors fisicoquímics i biològics de les CIC, analitzada a nivell de conques individuals.
6. Comprovar la incidència d'una sequera perllongada en la valoració de la qualitat ecològica de les CIC mitjançant els índexs del sistema BMWPC.

2.- Metodologia emprada.

Per a realitzar aquest estudi s'han seleccionat 110 estacions de mostreig situades a les Conques Internes Catalanes (CIC) (Apèndix 1), la seva localització geogràfica detallada es troba a la base de dades geogràfica inclosa en els annexes. D'aquestes, 97 estan incloses dins la xarxa de punts de control de la qualitat de l'ACA. Les 13 estacions restants són punts en capçaleres o afluents que s'han inclòs amb l'objectiu de tenir dades que pertanyin a trams amb menys pressió antròpica o per les seves característiques especials són punts de referència. En cada tram s'han mesurat tota una sèrie de paràmetres que es consideren importants per la distribució dels macroinvertebrats o per la correcta identificació i caracterització de les estacions/punts de mostreig, d'acord amb els criteris de la DMA (tipologia B) i els protocols de l'EPA (Barbour et al., 1998). S'ha treballat amb un total de 24 paràmetres incloent-hi els propis macroinvertebrats (Taula 2.1.). L'estudi inclou el període comprès entre els anys hidrològics 1994 i 2001.

Taula 2.1. Relació de paràmetres considerats en el present estudi, amb indicació de l'origen de les dades obtingudes.

Categoria	Paràmetre	Observacions
Identificació del punt	Nom del riu	Cartogràfica
	Municipi	Cartogràfica
	Codi estació mostreig	Xarxa control ACA
	Coordenades UTM	(X i Y)
	Fotografia	Camp
	Distància del naixement	Cartogràfica
Generals de subconca de drenatge associada	Altitud	Cartogràfica /GPS
	Geologia	Tipologia dominant
	Ús del sòl	Cartogràfica
Hidromorfològiques	Àrea subconca	Cartogràfica
	Ordre del riu (grau)	Cartogràfica
	Temporalitat del tram	Camp
	Fondària mitjana	Camp
	Amplada mullada	Camp

	Composició substrat	Camp
Físiques i químiques	Temperatura aigua	Camp
	pH	Camp i laboratori
	Conductivitat	Camp i laboratori
	Oxigen dissolt	Camp i laboratori
	% saturació oxigen	Camp i laboratori
	Fosfats	Laboratori
	Nitrats	Laboratori
	Nitrits	Laboratori
	Amoni	Laboratori
Biològiques	Macroinvertebrats	Camp i laboratori

En les següents seccions s'ha inclòs la informació detallada dels mètodes emprats, el material utilitzat i un petit comentari per justificar la tria d'aquest grup de paràmetres concrets.

2.1. Identificació del punt/estació de mostreig.

Identificació del punt de mostreig.

Per tal de fer una identificació completa del punt, s'ha emprat el codi establert dins la xarxa de seguiment i control de l'ACA. S'han inclòs els nous punts triats per l'estudi dels macroinvertebrats en l'esmentada xarxa. Al mateix temps, s'ha indicat el nom de cada curs d'aigua i el terme municipal on és el punt de mostreig. Els punts s'han agrupat per conques o subconques grans, segons els casos (veure Apèndix 1). També s'ha fet una fotografia del tram, tan per completar la seva identificació com per la seva millor caracterització, a nivell de conservació especialment.

Localització geogràfica.

Les coordenades X i Y UTM prenen importància per tal de localitzar acuradament els punts de mostreig i poder accedir cada cop amb exactitud al mateix lloc. En el nostre cas hem utilitzat l'equip GPS 12,

marca GARMIN (Software 4.58) per trobar les coordenades de cada punt.

Distància a l'origen.

La distància a l'origen ha estat calculada a partir de la xarxa hidrogràfica a escala 1:50.000 de l'Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC) mitjançant mòduls de càlcul del sistema d'informació geogràfica, Arc/View (ESRI, 1996). Aquest paràmetre permet diferenciar els punts, especialment les capçaleres de la resta. A més, si es combina amb d'altres com l'àrea de la subconca pot ser utilitzat com a descriptor hidromorfològic (Hughes et al., 1988). Per les comunitats de macroinvertebrats, ens permet d'una banda distingir les capçaleres, on les comunitats de les quals tenen essencialment els processos de la natura, en front de les de trams aigües avall que reflecteixen millor la història del sistema (Margalef, 1983). També és una eina imprescindible per comparar i interpretar les distàncies de pertorbació en sistemes fluvials (Ward i Stanford, 1983).

Altitud (m).

S'ha calculat l'Altitud partir de la cartografia a escala 1:50.000 de l'ICC. Independentment de ser un descriptor de la localització del punt de mostreig, és una variable que condiona tan la temperatura de l'aigua com la de l'aire en el punt d'estudi i té un rol molt important en la distribució de les comunitats de macroinvertebrats aquàtics, així com en la dispersió aèria d'alguns dels seus grups (Ward, 1992).

2.2. Característiques de la subconca de drenatge.

Àrea de la subconca drenada.

Aquest paràmetre, mesurat en km², ha estat calculat a partir de la cartografia a escala 1:50.000 de l'Institut Cartogràfic de Catalunya

mitjançant mòduls de càlcul del sistema d'informació geogràfica, Arc/View (ESRI, 1996).

És una variable que ens aporta informació sobre la magnitud del sistema aquàtic estudiat, tot i que dependrà de les aportacions específiques reals. Pot ser un descriptor hidromorfològic si es combina amb altres paràmetres con la distància al naixement, l'ordre fluvial, etc. (Hughes i Omernik, 1984).

Les superfícies mesurades de les subconques associades als nostres punts de mostreig són petites si les comparem amb els sistemes fluvials europeus. Els valors que trobem en les CIC van dels 10 - 30 km² de les capçaleres als 3.000- 5.000 km² quan considerem els trams baixos dels rius relativament grans, com per exemple el Ter o el Llobregat.

Geologia

La geologia superficial de la conca té un paper significatiu en la composició química natural de les aigües drenades que condiona la dinàmica i estructura del sistema fluvial i de les comunitats que viuen en ell. A partir de la cartografia geològica a escala 1:250.000 de l'ICC, mitjançant mòduls de càlcul del sistema d'informació geogràfica, Arc/View (ESRI (1996)), s'ha estimat quin era el tipus geològic predominant i s'ha estimat el seu percentatge relatiu per la superfície de la subconca de drenatge associada a cada punt de mostreig. Com que les CIC són molt heterogènies, s'han considerat com tipus predominants:

- Carbonatats (C)
- Carbonatats-evaporítics (CE)
- Evaporítics (E)

- Silícics (S)
- Altres (V)

Usos del sòl

L'ús del sòl és una paràmetre molt important, ja que qualsevol ús del terreny afecta directament o indirectament els sistemes fluvials i les seves comunitats. Cal recordar que pot incrementar l'erosió, canviar la qualitat de les aigües, incidir en les precipitacions i per tant en el règim hídric del riu, etc. Per això, s'ha estimat per cada punt de mostreig el percentatge dels quatre tipus d'ús que hem considerat, a partir de la cartografia d'usos del sòl del Servei Cartogràfic de la Generalitat de Catalunya. Els tipus són:

- Zones urbanes (U)
- Conreus (C)
- Bosc (B)
- Altres (V)

2.3. Paràmetres hidromorfològics.

Ordre del riu.

L'ordre del riu és una variable que depèn del grau de jerarquitació/complexitat de la xarxa de drenatge. Existeixen diferents mètodes pel càlcul i establiment de l'ordre del riu, però s'ha escollit el mètode de Strhaler (1977) per ser el més utilitzat. L'ordre del riu s'ha calculat a partir de la Xarxa Hidrogràfica a escala 1:250.000 de l'ICC. Els valors varien entre 1 en els punts de capçalera i 5 en els trams baixos del Ter, encara que a les CIC predominen els rius d'ordre 3. En general, l'ordre fluvial permet establir gradients de composició i/o substitució de les comunitats de macroinvertebrats (Vannote et al.,

1980), a més de permetre diferenciar comunitats dins una mateixa regió ecològica (Hughes, 1984).

Fondària.

La mesura s'ha fet amb l'ajut d'una cinta mètrica estesa al llarg de tota l'amplada d'una secció mullada, de manera que quedi ben tibant. A continuació amb un regle graduat es mesura, en cm, la fondària a intervals regulars i al final es fa la mitjana.

La fondària també és un factor molt important pels macroinvertebrats que viuen als llits dels rius, ja que incideix en la velocitat del corrent, l'estructura de les comunitats de productors primaris, la quantitat de matèria orgànica dipositada al fons i en molts altres factors importants pels macroinvertebrats (Vogel, 1981; Williams i Feltmate, 1992). Els rius de les conques internes es caracteritzen, en general, per la seva poca fondària; únicament en les zones en que hi ha petites repeses o alguns tolls aquesta pot ser gran (de 2 a 6 m).

Amplada mullada (m).

L'amplada de la zona mullada s'ha mesurat amb una cinta mètrica, en m, prenent una secció que representés les condicions dominants del tram. Els llits dels rius de la xarxa hidrogràfica de les CIC es caracteritzen per ser estrets en les zones de capçalera i amples en els trams mitjans i baixos, on la zona mullada, zona del llit per on transcorre l'aigua, és proporcionalment molt petita pels cabals ordinaris. Aquest paràmetre ens indica l'amplitud de l'hàbitat disponible pels macroinvertebrats.

Composició del substrat.

Per valorar la composició del substrat, s'ha estimat en percentatge la seva presència a l'àrea de mostreig dels macroinvertebrats (vegeu l'apartat 2.5). En principi, seguint el criteri de Bovee (1986), es diferenciaven 6 tipus de substrat en funció de la seva mida (roca mare, blocs, còdols, graves, sorres i llims). L'intercalibratge fet posteriorment ha fet recomanable la següent agrupació dels substrats per estimar els seus percentatges:

- Roca mare
- Blocs + Còdols
- Graves
- Sorres + Llims

Que el tipus de substrat i la heterogeneïtat present en un tram de rius són determinants per la composició de la fauna de macroinvertebrats que hi viu, és palesa en els molts exemples d'adaptacions morfològiques existents i en els nombrosos treballs relacionats amb la selecció del substrat per part dels macroinvertebrats (Ward, 1992; Williams i Feltmate, 1992; Merrit i Cummins, 1996; Puig et al. 1999; Goethals et al., 2004)

Temporalitat del tram.

Aquest descriptor s'ha inclòs per la seva importància a l'hora de poder interpretar els resultats dels canvis observats en la composició de les comunitats de macroinvertebrats al llarg de la sequera apareguda durant el temps de realització d'aquest estudi. El caràcter temporal o permanent assignat prové de les observacions fetes en aquest treball.

2.4. Paràmetres físics i químics.

En les estacions de la xarxa de l'ACA, d'acord amb la programació establerta, s'ha fet un seguiment mensual dels diferents paràmetres físics i químics de l'aigua. Les mostres han estat agafades per tècnics de l'ACA i analitzades en el seu Laboratori d'Anàlisi. Els resultats obtinguts formen part de les Bases de Dades (BBDD) històriques de l'ACA accessibles a internet (<http://mediambient.gencat.net/aca/ca//medi/>). Per les altres estacions, la periodicitat de mostreig ha estat estacional o puntual, només coincident amb el moment de mostreig del macroinvertebrats, en molts casos sense incloure tots els paràmetres físics i químics. Alguns d'aquests s'han mesurat directament al camp ("in situ") per nosaltres i després al laboratori per estandarditzar les dades (Taula 2.1.). Les anàlisis fetes al laboratori han seguit sempre protocols internacionals estandarditzats (Taula 2.2). Quan s'han fet servir ambdós mètodes, s'han triat els resultats obtinguts al laboratori sempre que no divergissin clarament dels obtinguts al camp.

Taula 2.2. Relació de paràmetres físics i químics analitzats, amb indicació de les unitats i els mètodes emprats.

Paràmetre	unitats	Mètode
Temperatura aigua	°C	YSI-mod 51 A
Conductivitat a 20° C	µS/cm	YSI-mod 51 A UNE-EN 27888:1994
pH	u. pH	YSI-mod 51 A Standard Methods*
Oxigen dissolt	mg/L O ₂	YSI-mod 51 A UNE-EN 25814:1994
Saturació d'oxigen	%	YSI-mod 51 A UNE-EN 25814:1994
Nitrats	mg/L NO ₃ ⁻	UNE-EN ISO 13395:1997
Nitrits	mg/L NO ₂ ⁻	UNE-EN ISO 13395:1997
Amoni	mg/L NH ₄ ⁺	UNE-EN ISO 11732:1999
Fosfats	mg/L P ₂ O ₅	UNE-EN 1189:1997

Temperatura.

La temperatura de l'aigua s'ha mesurat directament al camp per termometria i amb sonda tèrmica. En les estacions de mostreig la temperatura de l'aigua és un dels paràmetres que més fluctua al llarg de l'any en tots els rius de les CIC. Aquesta variació ve determinada per l'Altitud, la turbulència i velocitat del corrent, la profunditat i l'exposició del riu al sol, entre d'altres. Tanmateix, cal tenir en compte la variació que hi ha durant el dia, és a dir, l'amplitud tèrmica, que fa que la temperatura mesurada a primeres hores del matí o a mitja tarda sigui molt diferent. En els rius amb un fort cabal aquestes fluctuacions són menors.

Aquesta variable és molt important pels sistemes aquàtics ja que incideix en la productivitat del sistema, i també perquè la temperatura és un paràmetre que intervé en la cinètica de totes les reaccions bioquímiques i, per tant, en el metabolisme dels organismes. En relació amb els macroinvertebrats, els seus valors màxims i mínims condicionen la distribució de molts tàxons, així com la durada del seu cicle vital (Hynes, 1970; Ward, 1992).

pH.

En les aigües dolces, el pH és un bon indicador d'un conjunt de propietats que es donen en el si de l'aigua. El valor del pH pot variar en l'espai i el temps, bé per causes naturals lligades al substrat o a l'activitat fotosintètica, bé per activitats d'origen antròpic com els abocaments. Els valors del pH dels nostres rius són relativament elevats, ja que les aigües de les CIC són majoritàriament bicarbonatades. El pH s'ha mesurat per electrometria en el camp.

Pels macroinvertebrats aquest paràmetre és important, especialment, en els seus extrems, o sia en pHs molt àcids (<5.5) o molt bàsics (>9) (Ward, 1992).

Conductivitat.

La conductivitat és una mesura global que expressa d'una manera senzilla el grau de mineralització de l'aigua: La presència de sals dissoltes a l'aigua fa que s'incrementi la seva conductivitat. El contingut en sals d'un sistema aquàtic és veu incrementat de manera natural a mesura que l'aigua renta i/o dissol components del terreny pel que transcorre; per tant, és un paràmetre molt lligat a la geologia de la conca que drena i a l'àrea drenada. Així podem veure com la conductivitat es va incrementant a mesura que el riu s'acosta al mar, i com en les zones on predominen les evaporites l'augment és encara més manifest. L'increment en sals també pot ser degut a vessaments d'aigües d'origen urbà o industrial.

Aquest paràmetre s'ha mesurat per conductivimetria a 20° C, al laboratori. Com a mesura general de la mineralització és un paràmetre associat amb la tolerància dels organismes davant d'aquest procés i es pot utilitzar com a descriptor del gradient longitudinal que existeix als rius (Prat et al., 1982; Margalef, 1983).

Oxigen dissolt.

L'oxigen és un gas present a l'aire que es dissol a l'aigua en funció de la temperatura (més solubilitat a temperatura més baixa) i de la pressió atmosfèrica (a més pressió més solubilitat; menys pressió a més Altitud). La difusió de l'oxigen dissolt és afavorida per la turbulència de l'aigua. El contingut d'oxigen en l'aigua és molt important perquè

permet al sistema mineralitzar la matèria orgànica que hi entra o es forma en ell, assegurant la capacitat d'autodepuració del ecosistema. Aquest paràmetre s'ha mesurat amb elèctrode selectiu al camp i al laboratori.

La major part dels macroinvertebrats aquàtics respiren directament l'oxigen dissolt a l'aigua, per la qual cosa, la reducció del contingut d'oxigen dissolt és limitant per la supervivència de molts organismes aquàtics. De fet, la tolerància/intolerància de molts tàxons davant la contaminació orgànica no és més que una mesura de la seva resistència a la reducció de l'oxigen dissolt disponible per la respiració quan aquest és emprat per l'oxidació de l'excés de matèria orgànica present en l'ecosistema aquàtic (Hellawell, 1986)

Saturació d'Oxigen

El percentatge de saturació d'oxigen de les aigües és una altra manera de quantificar el seu contingut d'oxigen. Aquesta determinació ens permet saber el grau de saturació de l'aigua en relació amb el màxim que pot tenir per les condicions de pressió i temperatura que hi ha en un moment concret. Realment, ens permet obviar els canvis associats amb el cicle tèrmic anual de cada riu. Aquest paràmetre s'ha mesurat amb el mateix elèctrode que l'oxigen dissolt en el camp.

Fosfats.

En el cicle biogeoquímic del fòsfor, la fracció inorgànica dissolta com a orto-fosfats és la que es recicla amb més facilitat, ja que és la fracció emprada majoritàriament pels productors primaris que l'absorbeixen directament de l'aigua. El fòsfor forma amb facilitat minerals molt insolubles com l'apatita, fenomen que es dona de forma natural en

aigües calcàries amb valors de pH superiors a 7,4 (Margalef, 1983). Aquest autor estableix que en les aigües dolces per un pH de 7 i amb concentracions de Ca de 40 mg/L, els fosfats solubles queden limitats a aproximadament 0,3 μ M. Per aquest motiu, cal tenir en compte que el fòsfor és un element poc mòbil i escàs en la natura, però molt important per la vida en les aigües dolces, on generalment és l'element limitant pel funcionament de l'ecosistema. L'activitat humana ha pertorbat profundament el seu cicle natural i fa que l'aportació antròpica de fòsfor als sistemes aquàtics sigui molt elevada i generalment doni lloc a problemes d'eutrofització. Aquest paràmetre s'ha mesurat al laboratori mitjançant el mètode analític indicat a la Taula 2.2. El límit inferior de detecció d'aquest mètode és de 0,02 mg/L.

La seva importància pels macroinvertebrats aquàtics resideix en el seu efecte com a controlador dels productors primaris, que són part fonamental de la base de la xarxa tròfica fluvial.

Nitrats.

El nitrogen és un element que es pot trobar en les aigües dolces en diferents formes, N dissolt, N orgànic, N inorgànic (amoni, nitrats i nitrats). La incorporació natural del nitrogen a l'aigua pot ser per fixació del nitrogen molecular per part dels bacteris i cianobacteris presents en el sistema hídric, o bé per entrades difuses des dels sistemes terrestres adjacents al corrent d'aigua. Actualment, però, l'entrada majoritària és deguda a la contaminació antròpica. La forma més abundant i més estable en les aigües ben oxigenades són els nitrats, procedents de l'oxidació de les altres formes, amoni i nitrats, que entren per contaminació difosa dels camps de conreu adjacents o per vessaments puntuals. El contingut en nitrats de les aigües és molt variable però

generalment està per sota de 50 mg/L, encara que en alguns rius, de manera puntual, pot superar aquesta concentració i, aleshores, l'aigua d'aquests cursos no és adient per l'ús de boca ("R.D.140/2003 de 7 febrero"). Aquest paràmetre s'ha analitzat al laboratori d'acord amb el mètode indicat a la taula 2.2. El límit inferior de detecció del mètode és de 2 mg/L.

Es coneix el seu efecte tòxic per alguns organismes aquàtics, encara que més pels peixos que pels macroinvertebrats (Camargo i Voelts, 1998)

Nitrits.

Els nitrits són una altra de les formes inorgàniques oxidades del nitrogen, però és la forma menys abundant i més inestable dins el sistema aquàtic. Es troba entre la forma més reduïda (NH_4^+) i la més oxidada (NO_3). Els nitrits són ràpidament transformats en altres formes de nitrogen, especialment nitrats. En el medi aquàtic s'acostumen a trobar nivells baixos de nitrits, que no superen 1 mg/L. Nivells superiors indicarien la presència d'un desequilibri en el procés d'oxidació dins del sistema aquàtic. Aquest paràmetre s'ha analitzat al laboratori d'acord amb el mètode indicat a la taula 2.2. El límit inferior de detecció d'aquest mètode és de 0,01 mg/L.

Els nitrits tenen un efecte més gran que els nitrats en els macroinvertebrats aquàtics; hi ha dades del seu efecte negatiu en les poblacions d'alguns tàxons (Hart i Fuller, 1974; Hellawell, 1986). Normalment, costa de diferenciar l'efecte aïllat del nitrits de l'efecte degut a la baixa concentració d'oxigen dissolt necessària per permetre la presència dels nitrits en l'aigua.

Amoni.

És la forma més reduïda del nitrogen i es troba abundantment en aigües contaminades i poc oxigenades; és un subproducte de la descomposició de la matèria orgànica. La concentració d'amoni en l'aigua redueix la vida aquàtica, perquè aquesta forma es troba a l'aigua en equilibri amb la forma no ionitzada, l'amoníac, que és molt tòxic per les poblacions de peixos i de macroinvertebrats (Hellowell, 1986; Ward, 1992; Elliot, 1994; Benito i Puig, 1999). Aquest equilibri depèn d'altres variables, en concret de la temperatura i del pH de l'aigua; a pH i temperatura elevades l'equilibri es desplaça a la formació d'amoníac. En el medi aquàtic l'amoni és oxidat a la forma nitrats de manera natural. El contingut d'amoni en els nostres rius és variable en funció del usos del sòl circumdant, normalment amb continguts elevats en les zones més densament poblades. Aquest paràmetre s'ha analitzat al laboratori d'acord amb el mètode indicat a la taula 2.2. El límit inferior de detecció d'aquest mètode és de 0,025 mg/L.

2.5.- Macroinvertebrats.

Per definir l'estació on fer el mostreig dels macroinvertebrats, dins la xarxa de punts de control de la qualitat de l'ACA, s'ha considerat com a zona d'estudi un tram d'uns 100 m de llarg associat al punt on es prenen les mostres pel seguiment de la qualitat química de les aigües. Dins aquest tram, s'establia la zona més apropiada per fer el mostreig dels macroinvertebrats que fos representativa del punt de mostreig. En cada punt, la zona de mostreig consistia en un rectangle format per l'amplada del riu (amplada de la zona mullada) i una longitud aproximada de unes deu vegades l'amplada. Va ser en aquest rectangle on s'agafaren els macroinvertebrats, però no a l'atzar, sinó tot seguint

una línia diagonal o una Z, segons els casos, que creuaria tot el riu, mostrejant sempre d'avall a amunt, contra corrent. A més, per assegurar la representativitat de la mostra s'inclouien tots els mesohàbitats presents dins el recorregut imaginari de la línia de mostreig. Els mesohàbitats eren identificats prèviament d'acord amb els criteris establerts per Armitage i Pardo (1995). S'han mostrejat els macroinvertebrats a la primavera i la tardor de cada any, des del 1994 fins el 2001.

Per la captura dels organismes bentònics s'ha utilitzat un aparell de mostreig tipus "surber" (AFNOR T 90-350) de 0,1 m² de superfície de mostreig (Fig. 2.1). Un cop comprovat que l'aparell de mostreig estava ben net, es recollien, a continuació, tots els macroinvertebrats bentònics presents dins l'àrea de mostreig de cada surber al llarg de la línia de mostreig preestablerta, amb la fi de tenir representats tots els mesohàbitats presents en cada estació. El procediment detallat que s'ha fet servir consisteix en fer voltar i rentar els diferents tipus de substrat presents en el surber, incloent-hi el sediment més fi que es remou amb la mà, amb la finalitat de desallotjar els macroinvertebrats presents, els quals són arrossegats pel mateix corrent i introduïts en el còp posterior de (500 µm de llum de malla) del surber, on resten retinguts. En alguns casos és precís retirar els organismes adherits al substrat mitjançant unes pinces. Finalment, també es remouen els organismes que habiten sobre o entre la vegetació submergida. Aquest procediment es repeteix tantes vegades com mesohàbitats es trobin a l'estació (Armitage & Pardo, 1995), aproximadament entre 5 i 10 vegades en funció de l'amplada del riu. És important vigilar que el surber no s'ompli de fullaraca, pedres o sorres perquè dificulten el mostreig.

Posteriorment, el contingut de la xarxa del cóp es transfereix a una safata, preferentment de color blanc, on s'aboca i es renta la xarxa amb l'aigua del mateix riu, i amb l'ajut d'unes pinces es desprenen tots els organismes que restin agafats a ella. Un cop tenim tota la captura a la safata, procurarem extreure les pedres, pals, fulles i altres coses innecessàries, procurant que no s'escapi cap organisme. Observarem els macroinvertebrats recollits dins la safata i farem una primera llista dels organismes que podem identificar a cop d'ull fins al nivell taxonòmic utilitzat per l'aplicació dels índexs biòtics posteriors. Cal procurar apuntar-ho tot a la llibreta de camp, tenint cura sobretot dels organismes petits que són molt més fàcils de veure vius, en moviment, que després al laboratori quan estan morts. La mostra de macroinvertebrats de la safata s'introdueix en un flascó de plàstic, convenientment retolat amb les dades del punt de mostreig i la data, i es fixa, "in situ", amb formol al 4% per la seva posterior neteja i identificació al laboratori de l'ACA. Si es considera convenient, els organismes més grans i/o "especials" es poden guardar a part, en un pot amb alcohol de 70º, per tal de facilitar l'observació al laboratori. Al laboratori s'ha utilitzat un microscopi estereoscòpic binocular (NIKON, model SMZ-2T).

Al mateix temps, s'anoten a la llibreta de camp totes les observacions que poden ser d'interès pel càlcul de l'índex, com la presència d'organismes que llisquen per la superfície de l'aigua per exemple, i altres observacions que puguin afectar el càlcul dels índexs o la interpretació dels resultats.



Figura 2.1. Material emprat pel mostreig dels macroinvertebrats fluvials i mesures a fetes in situ de paràmetres físics i químics.

2.6. Control de qualitat dels resultats analítics i de la identificació dels macroinvertebrats.

Els resultats de les anàlisis fetes al Laboratori de l'ACA estan sotmesos a controls de qualitat interns i externs d'acord amb les normes UNE-EN-ISO- 9001.

Totes les mostres de macroinvertebrats han estat revisades per la Dra. Maria Àngels Puig (CEAB-CSIC) per tal de confirmar les identificacions fetes al Laboratori de l'ACA.

2.7. Paràmetres complementaris procedents d'altres entitats.

Han estat incloses en aquest estudi dades de precipitacions, com són la precipitació total mensual, la precipitació total anual i els dies de pluja per mes, corresponents a les estacions meteorològiques que té el Servei Meteorològic de Catalunya a les CIC (hem utilitzat les dades de 20 estacions), pel període 1994-2002.

També s'han tractat les dades de cabals mitjans anuals procedents de 8 estacions d'aforament de les conques dels rius Muga, Fluvià, Ter, Ridaura, Tordera, Besòs, Llobregat i Francolí, gestionades per l'ACA. Les dades corresponen al període comprès pels anys hidrològics 1989-2003.

2.8. Tractament de les dades obtingudes.

A cada capítol posterior s'indica el període al que pertanyen les dades emprades, donat que en cada capítol els anys inclosos en les anàlisis varien.

Les dades dels paràmetres de subconques i del medi que s'han inclòs en les fitxes de caracterització de les estacions, sempre que no siguin úniques (com l'Altitud o les coordenades UTM per exemple), corresponen a les mitjanes del període dels anys hidrològics 1994-2001.

Als capítols 4 i 6, amb les dades d'absència/presència dels tàxons de macroinvertebrats, identificats a nivell de família, s'han calculat els índexs BMWPC i ASPTC, el nombre de tàxons BMWPC (Benito i Puig, 1999) i el nombre de famílies d'EPT (Efemeròpters, Plecòpters i Tricòpters). Aquest últim índex serveix com a indicador del nombre de

tàxons intolerants a la contaminació presents (Lenat, 1988). A partir dels valors dels índexs s'han aplicat el test no paramètric de similitud dos a dos de Wilcoxon (STATISTICA v.3, 1998) entre anys, per esbrinar si existien diferències significatives o no.

Per tal d'estudiar la variabilitat interanual dels principals descriptors dels ecosistemes aquàtics de les CIC, conca a conca, en el capítol 5 s'han emprat tècniques d'anàlisi factorial (o multivariants), tan per les variables biològiques com per les físiques i químiques del medi. Encara que inicialment s'ha utilitzat l'anàlisi de correspondències (CA) per les variables biològiques, donat que la longitud del gradient obtingut ha estat inferior a 3 s'ha optat finalment per l'ús de l'anàlisi de components principals (PCA), d'acord amb les recomanacions dels autors del programa estadístic, CANOCO v4.2, emprat (ter Braak i Smilauer, 2001). També, s'han calculat correlacions de Pearson entre les distàncies obtingudes en el PCA pels macroinvertebrats i els valors dels paràmetres del medi (STATISTICA v.3, 1998). El PCA és l'anàlisi utilitzada per als paràmetres del medi. Aquests han estat estandarditzats mitjançant la transformació dels seus valors en arcsinus. Finalment, s'han representat gràficament les distàncies de pertorbació (Ward i Stanford, 1983) a partir de les distàncies obtingudes en les anàlisis de PCA pels macroinvertebrats i els paràmetres del medi, i s'han comparat amb les distàncies geogràfiques entre estacions (Puig et al., 1991; Sabater et al., 1995).

Tan en el capítol 4 com en el 6 s'han representat els resultats de les anàlisis factorials mitjançant diagrames d'ordenació, en molts casos tipus biplot, obtinguts gràcies al programa CanoDraw 3.0 (Smilauer, 1992).

3.- Les conques internes de Catalunya: caracterització de les conques i de les estacions de mostreig.

La regió hidrogràfica de les Conques dels Pirineus Orientals (P.O.) està localitzada geogràficament al nord-est de la Península Ibèrica, i s'estén pels 16.490 km² de les províncies de Girona, Barcelona i part de les de Tarragona i Lleida (Fig.3.1.). La regió té una precipitació total anual de 10.730 hm³/any, amb una distribució molt variable tan en el temps com l'espai, típica de les regions mediterrànies; i que es caracteritza per tenir un màxim absolut a la tardor i un màxim relatiu a la primavera, amb uns períodes secs al començament de l'hivern i de l'estiu. Aquesta pluviometria tan variable suposa, en les CIC, uns mínims als voltants de 500 mm a les conques del sud com el Francolí i el Gaià, passant als 900 -1000 mm a la Tordera i uns màxims absoluts a la capçalera del Llobregat amb 1.400 mm. Tot això implica un escorrentiu de 2.886,60 hm³/any, que els nostres rius porten al mar. Els rius més importants estan regulats amb petites repeses i embassaments (Taula 3.1.).

Les estacions de control de les CIC, també conegudes com Conques del Pirineus Orientals, estan distribuïdes pels rius:

- La Muga
- El Fluvià
- El Ter
- La Tordera
- El Besòs
- El Llobregat
- El Foix
- El Gaià

Les conques internes de Catalunya: caracterització de les conques i de les estacions de mostreig.

- El Francolí
- El Riudecanyes

N'hi ha d'altres, molt petites, que no tenim en compte per la seva temporalitat. En l'annex s'ha inclòs una fitxa de cada punt on es descriuen les característiques de l'estació així com el tipus de sòl i el seu ús majoritari.



Figura 3.1. Xarxa Hidrogràfica de les Conques Internes Catalanes

Les conques internes de Catalunya: caracterització de les conques i de les estacions de mostreig.

Taula 3.1. Dades generals de les conques fluvials que integren les Conques Internes Catalanes (REPO-MOPU 1971).

Conca	Superfície (km²)	Cabal mitjà (hm³/ any)	Embassaments hm³
Zona Nord			
Muga	853,78	257,00	61,10
Fluvià	1.123,58	325,00	
Ter	3.330,32	921,00	398
Tordera	894,16	160,00	
Resta	762,86	110,00	
Zona Central			
Besòs	1.038,31	87,00	
Llobregat	4.948,36	722,00	532
Resta	226,15	18,00	
Zona Sud			
Foix	311,98	9,40	3,74
Gaià	423,84	40,60	59,4
Francolí	838,15	108,00	
Riudecanyes	57,39	6,00	5,32
Resta	1683,82	122,60	

3.1. Descripció de les Conques i localització dels punts de mostreig.

La Muga

El riu la Muga es troba situat al nord de la província de Girona. Neix al pla del seu mateix nom a 1.115 m d'altitud (Puig del Montnegre, 1425 m) en la Serra de l'Albera i recull les aigües dels Pirineus axials. Travessa profundes valls de sediments calcaris, bastant tectonificats. A prop de Boadella, en un engorjat epigènic, ha estat embassat (pantà Boadella, 1968) amb una capacitat de 62 hm³. Surt per Pont de Molins a

Les conques internes de Catalunya: caracterització de les conques i de les estacions de mostreig.

l'ampla planícia formada pels materials sedimentaris quaternaris de l'Empordà, on agafa la direcció sud-est per acabar penetrant en la depressió terciària on forma una àmplia maresma (els Aiguamolls de l'Empordà) . Els afluents més importants són:

- per la dreta, el riu Manol amb el seu afluent la riera d'Àlguema i la riera de Figueres.
- Per l'esquerra el riu Arnera que desguassa a l'embassament de Boadella i més avall tenim el Ricardell, la Ribera l'Anyet i el riu Orlina que són afluents del Llobregat de l'Empordà (Fig. 3.2.).

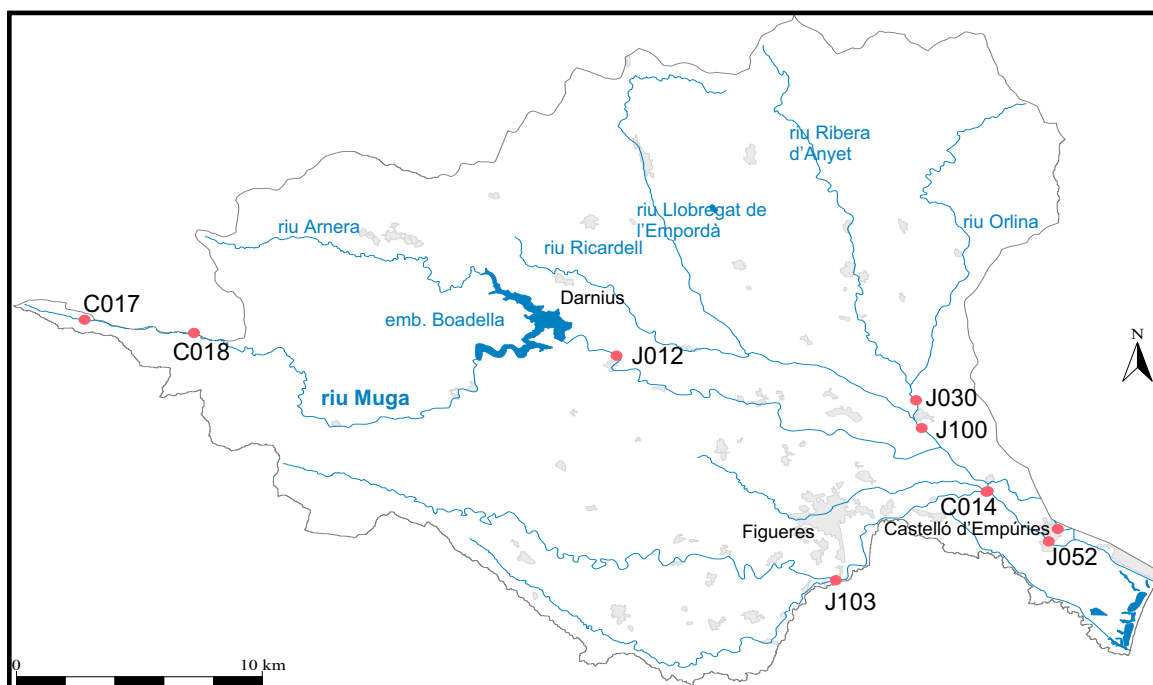


Figura 3.2 . Localització dels punts de seguiment a la conca del riu La Muga.

Les conques internes de Catalunya: caracterització de les conques i de les estacions de mostreig.

El seu cabal mitjà és de 3,77 m³/s prop del mar, a l'estació de Castelló d'Empúries, en el període 1989-2004 (dades ACA). Té un règim hídic bàsicament d'origen pluvial mediterrani i desemboca al golf de Roses, després de recórrer uns 65 km (Taula 3.2).

El clima és de tipus mediterrani sub-humit, amb una pluviometria mitjana de 780 mm. Els màxims de precipitació es presenten a la primavera i tardor, de forma irregular i té un mínim molt acusat a l'estiu. Aquesta irregularitat és ben palesa tant pel que fa a les precipitacions com al cabal del riu.

Taula 3.2. Principals dades hidrològiques i geogràfiques del riu La Muga

Llargada	65 km
Altitud del naixement	1.115 m
Naixement	Montnegre
Àrea conca	853,78 km ²
Desembocadura	Aiguamolls de l'Empordà
Cabal mitjà	3,77 m ³ /s
Embassament de Boadella	61,10 hm ³
Territori de la conca	Garrotxa, Alt Empordà
Aportació anual	257 hm ³

El Fluvià

El riu Fluvià es forma al vessant nord de la serra de Cabrera, a la Garrotxa meridional; neix a 1000 m, d'un seguit de torrenteres que baixen des de les serres de la Salut i el Grau, que formen part del Collsacabra, fins arribar a la Plana d'en Bas. Després de drenar la comarca de la Garrotxa discorre per la plana de l'Empordà, on al final ha creat uns grans aiguamolls abans de desembocar el riu Fluvià al mar (Aiguamolls de l'Empordà). El seu decurs total té una longitud 97,2 km.

En la comarca d'Olot, dintre de la Garrotxa, predominen les roques toves com margues i gresos; damunt d'aquestes roques s'han dipositat materials volcànics (basalts). L'ampla planícia, del tram final, està formada per materials sedimentaris quaternaris.

Els afluents són:

- per la dreta, el riu Turonell, el Ser i el rec de l'Espolla.
- per l'esquerra la riera de Ridaura amb la riera de Bianya, el Llierca i la riera de Capellades.

Taula 3.3. Principals dades hidrològiques i geogràfiques del riu Fluvià.

Llargada	97.2 km
Altitud del naixement	1000 m
Naixement	Collsacabra
Àrea conca	1123,58 km ²
Desembocadura	Aiguamolls de l'Empordà,
Cabal mitjà	8,78 m ³ /s (a Garrigàs)
Territori de la conca	Garrotxa, Pla de l'Estany, Alt Empordà
Aportació anual	325 hm ³

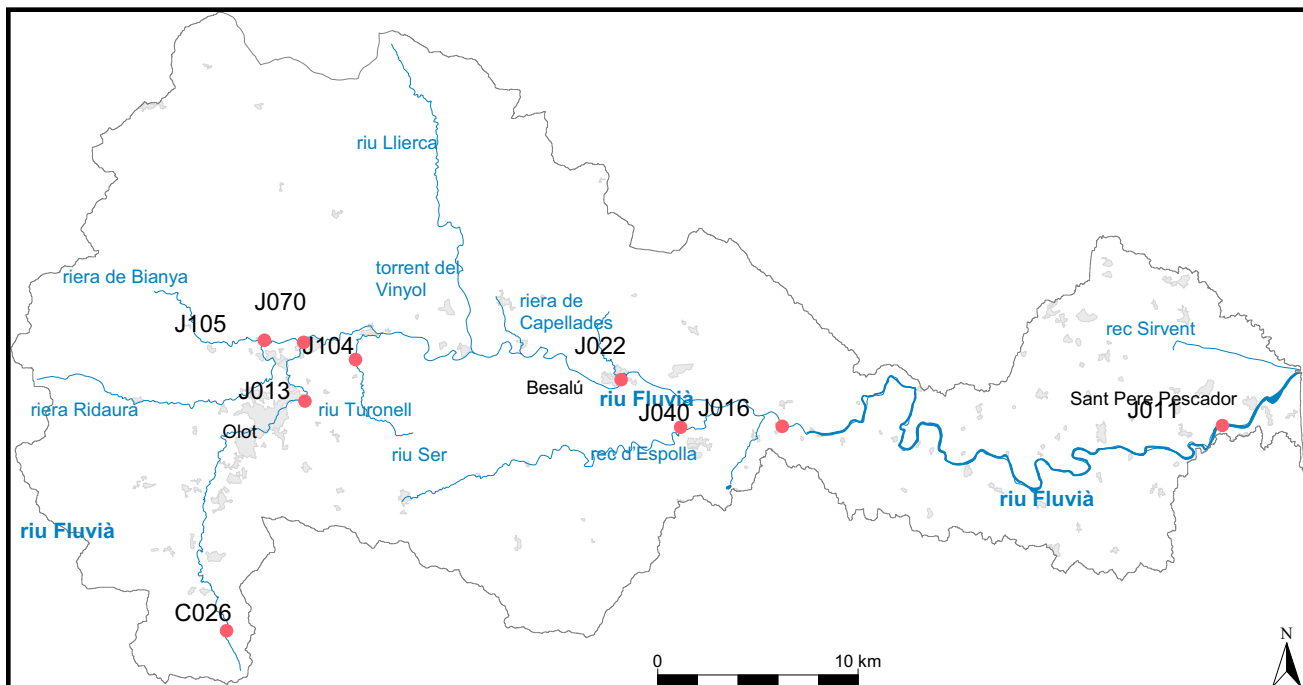


Figura 3.3. Localització dels punts de seguiment a la conca del riu Fluvià.

El clima de la part superior de la conca és de tipus mediterrani sub-humit de muntanya mitjana, i està caracteritzat per unes precipitacions elevades a causa dels vents de llevant que aporten la humitat procedent de la mediterrània. El relleu d'aquesta part de la conca dóna lloc a una pluviometria superior als 1000 mm, molt més elevada a l'esperada per la seva latitud. La resta de la conca té una pluviometria típica de clima mediterrani amb màxims de precipitació que es presenten de forma irregular a la primavera i tardor i amb un mínim molt acusat a l'estiu. L'aportació anual dels cabals és similar al patró de les precipitacions. La pluviometria mitjana de la conca és de 780 mm, mentre el seu cabal mitjà és de 8,78 m³/s a l'estació de Garrigàs, en el període 1989-2004 (dades ACA) (Taula 3.3.).

El Ter

El riu Ter neix a 2.400m sobre el nivell del mar a la vall Glacial de Morenç, a Ulldeter, i després d'un recorregut de 208 km desemboca al mar. El riu Ter, amb una conca de 3010 km² que s'estén per la part nord oriental del Principat, és el riu més important de les CIC.

La conca del riu Ter és troba a cavall de quatre unitats principals geomorfològiques ben diferenciades:

- La capçalera forma part dels Pirineus i Pre-Pirineus
- Després s'endinsa per la Depressió Central
- S'engorja entre la serralada Transversal i la Pre-litoral.
- Desemboca a la plana al·luvial de l'Empordà

La capçalera, als Pirineus axials, està constituïda, en general, per roques granítiques i ígnies, així com per terrenys molt antics d'origen sedimentari. En la zona dels Pre-Pirineus aflora una cobertura sedimentària mesozoica i eocènica, que durant l'orogènia Alpina presentà un comportament de fracturació i no de plegament. Des de les primeres fases d'aquesta orogènia, el riu Ter, com molts altres rius dels Pirineus que davallen de Nord a Sud, erosionà intensament les estructures hercíniques per efecte del descens notable del seu nivell. Cap al centre de la conca, la Depressió Central, comprèn tots els terrenys pertanyents a l'Eocè superior i a l'Oligocè que han sedimentat en condicions fluvials subaèries i lacustres. El substrat de l'actual Plana de Vic la formen els materials rogencs i les marges gris-blavenques d'origen marí. De l'embassament del Pasteral fins a la desembocadura trobem un terreny format per materials al·luvials i coal·luvials del quaternari (Sabater, 1987).

Les conques internes de Catalunya: caracterització de les conques i de les estacions de mostreig.

Els afluents més importants són:

- per la dreta el riu Freser, el Gurri, la riera d'Osor i el riu Onyar.
- per l'esquerra el riu Ges, el Brugent, la Riera de Llemena i el Terri (Fig. 3.4.).

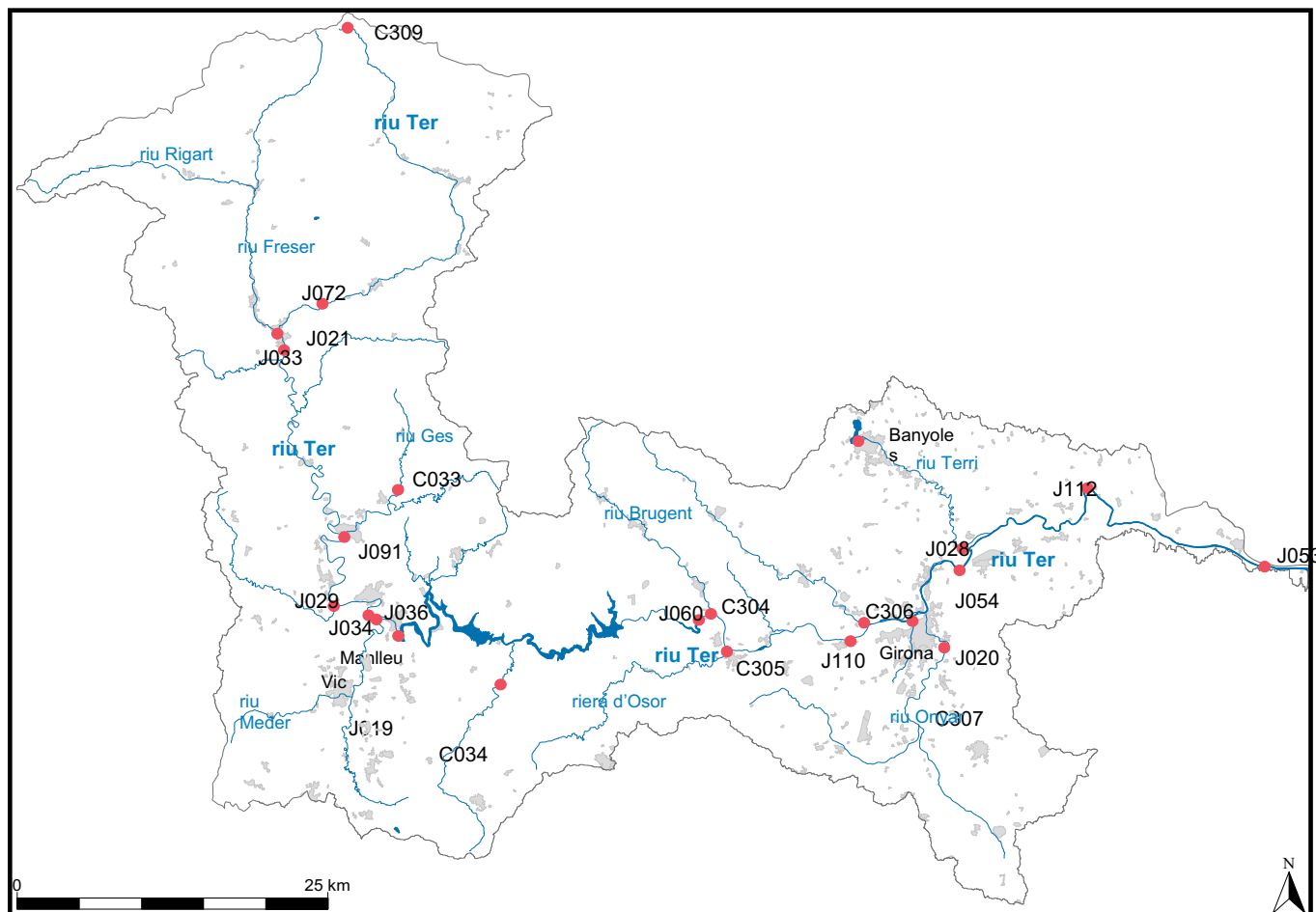


Figura 3.4. Localització dels punts de seguiment a la conca del riu Ter.

El tipus de clima en tota la conca del Ter respon, bàsicament, a les diferències d'altitud i a les vessants que miren al Sud. Generalment, en les capçaleres trobem un clima propi d'alta muntanya i a mesura que anem baixant d'altitud el clima esdevé més temperat i humit, de

Les conques internes de Catalunya: caracterització de les conques i de les estacions de mostreig.

tendència centre-europea, fins arribar més avall, al tram final, on el clima ja és totalment d'influència mediterrània. Precisament, el seu caràcter mediterrani queda reflectit pel seu règim hidrològic, amb avingudes a la tardor com a conseqüència de les intenses pluges d'origen mediterrani. La retenció nival a la capçalera produeix pel gener avingudes per fusió a la primavera i estiatges no massa pronunciats. El cabal mitjà és de 16,74 m³/s (Taula 3.4.) a l'estació d'aforament que té l'ACA a Girona al pont de la Barca, pel període 1989-2004.

Taula 3.4. Principals dades hidrològiques i geogràfiques del riu Ter.

Llargada	208 km
Altitud del naixement	2400 m
Naixement	Ulldeter
Àrea conca	3.330,32 km ²
Desembocadura	Torroella de Montgrí
Embasament de Sau	165,26 hm ³
Embasament de Susqueda	233 hm ³
Cabal mitjà	16,74 m/s
Territori de la conca	Ripollès, Osona, Pla de l'Estany, Gironès, La Selva, Baix Empordà
Aportació anual	921 hm ³

La Tordera

La conca del la Tordera és petita, 894 km², comparada amb les d'altres rius Catalans. Aquest riu neix a la serralada Pre-litoral del Montseny, a 1600 m, i en pocs quilòmetres entra a la depressió Pre-litoral, a Palautordera, esdevinguda fossa tectònica a causa de l'orogenia alpina i recoberta pels al·luvions erosionats de las serralades Pre-litoral i Litoral. Recorre aquesta depressió en direcció SO-NE fins a Fogars de la Selva, on seguint una falla en sentit NO-SE travessa la serralada Litoral i desemboca al mar entre Blanes i Malgrat on forma un delta.

La litologia de la conca es caracteritza per un domini dels materials metamòrfics en el curs alt fins a la depressió Pre-litoral on es substitueix per material neogen i quaternari. La Tordera en el seu tram mitjà i final forma uns potents aquífers en substrats de graves i sorres.

L'hidrologia de la Tordera mostra ben clarament el caràcter mediterrani. El cabal presenta unes fortes oscil·lacions amb els típics màxims de primavera i tardor, amb el mínim estival que marca el clima. Aquesta irregularitat evidencia l'escassa capacitat d'autorregulació del riu, el qual depèn molt directament de la precipitació caiguda. A la Tordera les aportacions d'origen nival i subterrànies tenen poca importància. El cabal mitjà enregistrat va ser de 3,02 m³/s a l'estació d'aforament que té l'ACA a Fogars de Tordera, pel període 1992-2004 (Taula 3.5).

Els afluents més importants són:

- per la dreta, drenen la serralada litoral del Montnegre, la riera de Vallgorguina, la de Buscons i la Reixac.

Les conques internes de Catalunya: caracterització de les conques i de les estacions de mostreig.

- per l'esquerra, recull les aigües que drenen la serralada Pre-litoral del Montseny, amb les rieres de Pertegàs, de Gualba, de Breda, d'Arbúcies, i de Santa Coloma (Fig.3.5).

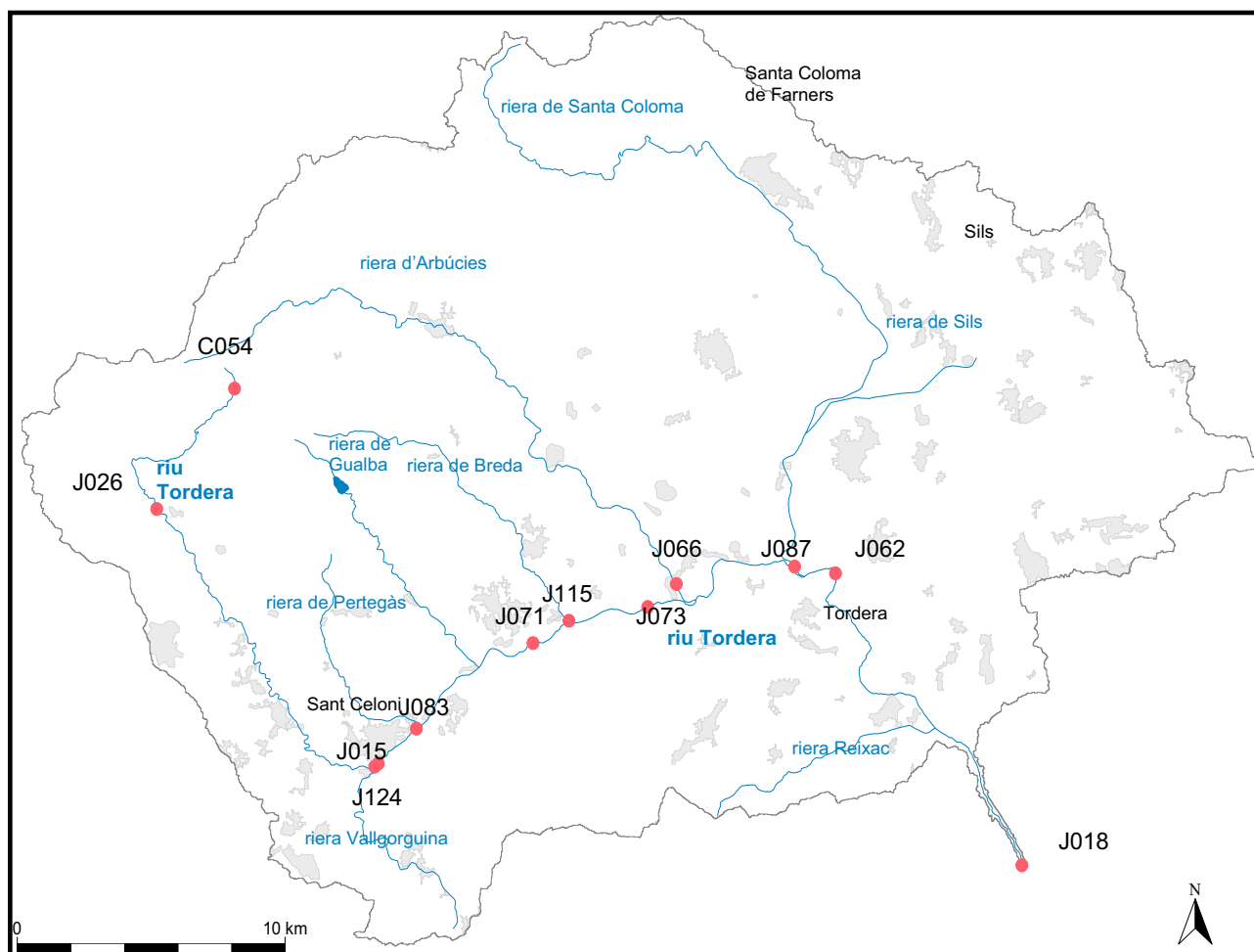


Figura 3.5. Localització dels punts de seguiment a la conca del riu Tordera.

El clima predominant és el mediterrani, però amb una capçalera amb clima de muntanya, degut a la topografia de la serralada Pre-litoral. Això fa que els vents humits mediterranis que arriben provoquin una pluviometria elevada (superior als 1000 mm). La resta de la conca, clarament mediterrània, té unes precipitacions moderades (600 mm).

Les conques internes de Catalunya: caracterització de les conques i de les estacions de mostreig.

Taula 3.5. Principals dades hidrològiques i geogràfiques del riu Tordera.

Llargada	97,2 km
Altitud del naixement	1600 m
Naixement	Montseny
Àrea conca	894 km ²
Desembocadura	Blanes-Malgrat
Cabal mitjà	3,02 m/s
Territori de la conca	La Selva
Aportació anual	160 hm ³

El Besòs

El Besòs és un riu un xic especial, ja que neix de la unió de dos rius: el Congost i el Mogent. El Congost neix a la plana de Vic i per ser el tram més llarg es considera com naixement del Besòs (Strhaler, 1977). El Mogent neix a la serralada Pre-litoral a les falques del Montseny i travessa la depressió Pre-litoral formada per materials detritiques del miocè per unir-se al riu Congost. En el seu camí cap al mar, el riu Congost transcorre per tota la depressió central de la plana de Vic, amb uns terrenys relativament tendres poc deformats, d'origen mesozoic i terciari marí, caracteritzats per calcàries, margues gris-blavenques i guixos. Travessa la serralada Pre-litoral per una falla, tot formant un congost; d'aquí el seu nom, per entrar en la depressió Pre-litoral reblerta de materials detrítics miocènics on s'unirà al Mogent i d'aquesta manera formarà el Besòs. El riu Besòs té un recorregut molt curt, d'aproximadament 18 km, i transcorre per la depressió litoral fins arribar a la plana barcelonina, amb una llera completament canalitzada, on forma un aqüífer típic de la regió amb dos nivells aqüífers separats per una falca de llims.

El règim del riu Besòs és el típic del clima mediterrani amb màxims pluviomètrics a la tardor i més reduïts a la primavera, donant lloc a les fortes avingudes que el caracteritzen. Els estius secs i molt calents indueixen estiatges molt perllongats. El cabal mitjà anual és de 4,45 m³/s (Taula 3.6), en l'estació d'aforament de Santa Coloma de Gramenet, durant els anys 1989 al 2004 (fonts ACA).

Els afluents més importants que recullen les aigües de la serralada Pre-litoral són:

Les conques internes de Catalunya: caracterització de les conques i de les estacions de mostreig.

- per la dreta : el riu Tenes, la riera de Caldes i el riu Ripoll

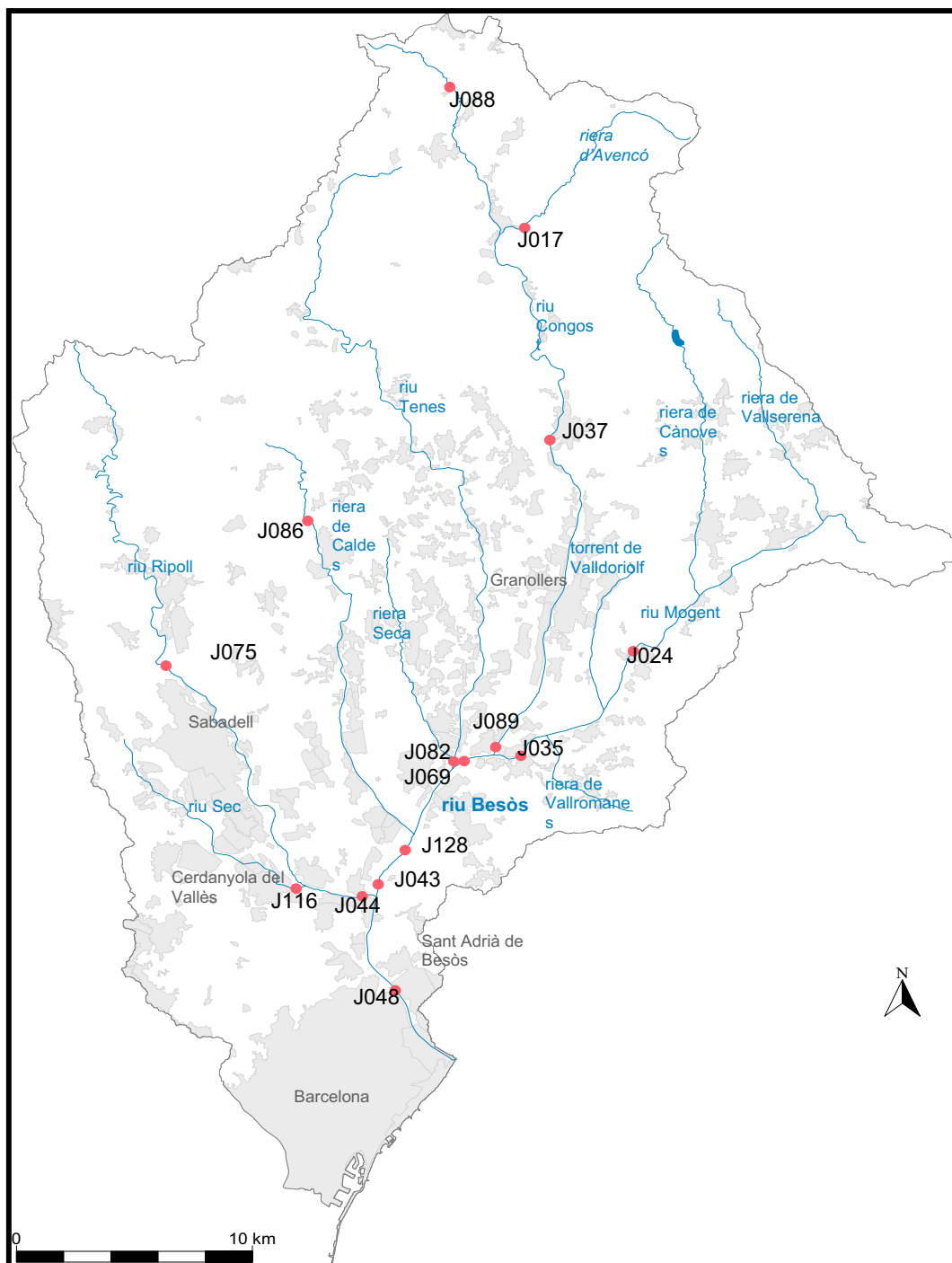


Figura 3.6. Localització dels punts de seguiment a la conca del riu Besòs.

Les conques internes de Catalunya: caracterització de les conques i de les estacions de mostreig.

Taula 3.6. Principals dades hidrològiques i geogràfiques del riu Besòs.

Llargada	18 km
Altitud del naixement	556 m
Naixement	Balenyà
Àrea conca	1.038,31 km ²
Desembocadura	San Adrià del Besòs, Barcelona
Cabal mitjà	4,45 m ³ /s
Territori de la conca	Osona, Vallès Oriental, V. Occidental, Barcelonès
Aportació anual	87 hm ³

El Llobregat

El riu Llobregat neix a la serra Pre-pirinenca del Cadí, sota les calcàries de Castellar de N'Hug a les anomenades fonts del Llobregat (1270 m) i en el seu camí cap al mar travessa la Depressió Central, tot seguint un trajecte quasi rectilini, per terrenys deprimits i en direcció Nord-Sud fins arribar a Manresa. En aquesta depressió circula per sobre de materials de rebliment d'una cubeta terciària, principalment gresos i argiles amb amplies capes de calcàries lacustres barrejades que, lateralment, estan en contacte amb conglomerats. En alguns llocs afloren els guixos i a certa fondària hi ha gruixos importants de sals que són explotades a Cardona i Súria (Cardener), Balsareny i Sallent (Llobregat). Posteriorment es desvia en direcció Oest, per trobar la serralada Pre-litoral la qual travessa per la falla que forma l'estret de Cairat, al peu de Montserrat; per entrar en la depressió Pre-litoral formada per argiles, gresos i conglomerats del terciari superior i quaternari. Uns pocs quilòmetres abans d'arribar al mar travessa la serralada litoral per una falla, per acabar formant un extens i típic delta, amb dos aquífers separats per una falca de llims i argiles.

Els afluents més importants són:

- per la dreta: el Cardener que neix també a la serra del Cadí a les anomenades fonts del Cardener (1160 m) i s'uneix al Llobregat en la depressió Central a l'Altitud de Manresa; l'Anoia que neix d'un seguit de torrenteres i drena la Depressió Central i la serralada Pre-litoral formada per materials granítics o metamòrfics, per unir-se al Llobregat a Martorell en la depressió litoral.

Les conques internes de Catalunya: caracterització de les conques i de les estacions de mostreig.

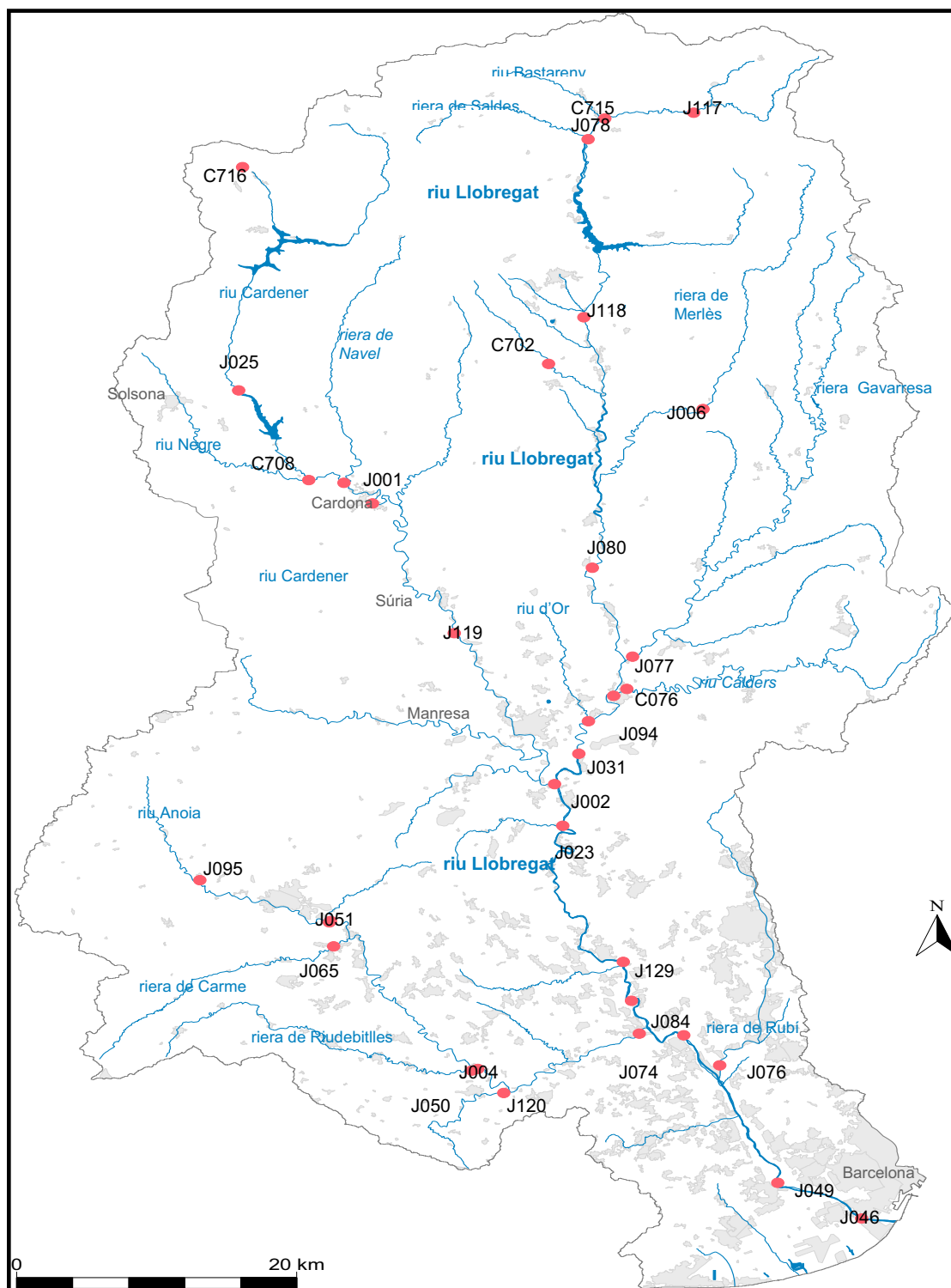


Figura 3.7. Localització dels punts de seguiment a la conca del riu Llobregat.

Les conques internes de Catalunya: caracterització de les conques i de les estacions de mostreig.

- Per l'esquerra: Rieres de Merlès, Gavarresa, i de Rubí (Figura 3.7).

La climatologia de les capçaleres dels rius Llobregat i Cardener es caracteritza per ser la típica del Pre-Pirineu amb influència mediterrània. Les pluges són abundants i oscil·len entre els 600 i els 1000 mm, mentre que les temperatures estan en relació amb l'altitud. Pels trams mitjans de la zona de la depressió Pre-litoral l'amplitud tèrmica augmenta i les pluges oscil·len al voltant dels 600 mm. El cabal mitjà pel període 1989-2004 a l'estació EA-49, de San Juan Despí, és de 17,03 m³/s (dades ACA) (Taula 3.7).

Taula 3.7. Principals dades hidrològiques i geogràfiques del riu Llobregat.

Llargada	157 km
Altitud del naixement	1.270 m
Naixement	Castellar de N'Hug
Àrea conca	4.948,6 km ²
Desembocadura	El Prat del Llobregat
Embassament la Baells	109,43 hm ³
Embaseament la Llosa del Cavall	80,00 hm ³
Cabal mitjà	17,03 m ³ /s
Territori de la conca	Berguedà, Bages, Anoia, Baix Llobregat, Barcelonès
Aportació anual	722 hm ³

EL Foix

El riu Foix, amb una longitud de 48,7 km i una conca petita de 311,98 km², neix a una altitud no massa gran, entre els pics de Montagut i Formigosa d'uns 1000 m (Taula 3.8). El riu Foix drena part de la serralada Pre-litoral i limita amb la conca de l'Anoia pel nord, l'est i el nord-oest, mentre que per l'oest i sud-oest ho fa amb el Gaià.

L'aigua circula superficialment per un sòl ben format i un terreny majoritàriament calcari, amb una falla molt important que travessa la conca transversalment. Cap a la part final, travessa el massís del Garraf pel vessant occidental fins arribar al mar, a Cubelles, on forma uns espais humits de gran interès ecològic. En el seu recorregut destaca l'embassament del Foix (3,74 hm³), construït el 1928, que recull les aigües del riu i el deixa eixut gran part de l'any. La característica principal de la conca és la seva temporalitat que fa que el riu porti aigua tan sols en l'època més favorable (primavera) i quedi eixut la resta de l'any.

Els afluents més importants són per la dreta les rieres de Pontons, de la Bruixa i de Marmellà.

Taula 3.8. Principals dades hidrològiques i geogràfiques del riu Foix.

Llargada	48,7 km
Altitud del naixement	800 m
Naixement	Serra de la Llacuna
Àrea conca	311,98 km ²
Desembocadura	Cubelles
Embassament de Foix	3,74 hm ³
Cabal mitjà	9,4 m/s
Territori de la conca	Anoia, Alt Penedès, Baix Penedès i Garraf
Aportació anual	9,40 hm ³

Les conques internes de Catalunya: caracterització de les conques i de les estacions de mostreig.

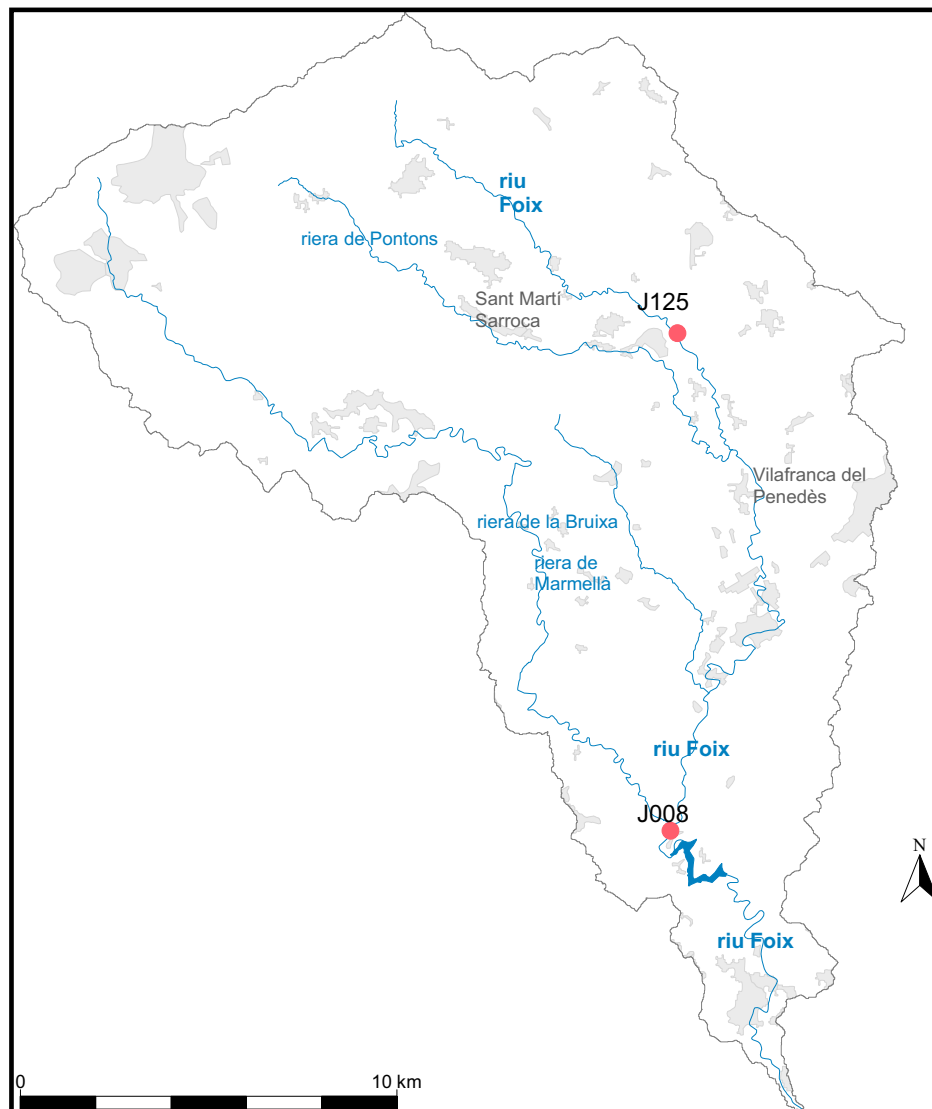


Figura.3.8. Localització dels punts de seguiment a la conca del riu Foix.

El clima de la zona és mediterrani sec, amb precipitacions escasses a l'estiu i més freqüents a la primavera i a la tardor. Les temperatures de l'aigua poden superar els 30° C .

El Gaià

És un riu de la província de Tarragona que neix a Santa Coloma de Queralt, a 750 m d'Altitud (Taula 3.9.), i recull les aigües de les serres de Brufaganya i de Queralt per travessar tota la serralada Pre-litoral, i desemboca a prop d'Altafulla. El riu es troba regulat per l'embassament que porta el seu mateix nom (54,9 Hm³), construït el 1975 (Fig. 3.9). El clima és mediterrani continental, amb precipitacions superiors als 500 mm anuals i màxims de pluges a la tardor i la primavera. L'aportació mitjana anual d'entrada a l'embassament és de 0,32 hm³, tenint en compte el període 1992 al 2004. Aigües avall de l'embassament queda eixut gran part de l'any.

Taula 3.9. Principals dades hidrològiques i geogràfiques del riu Gaià.

Llargada	59 km
Altitud del naixement	750 m
Naixement	Santa Coloma de Queralt
Àrea conca	423,84 km ²
Desembocadura	Altafulla
Cabal mitjà	1,29 m/s
Territori de la conca	Anoia, Conca de Barberà, Alt Camp i Tarragonès
Aportació anual	40,60 hm ³

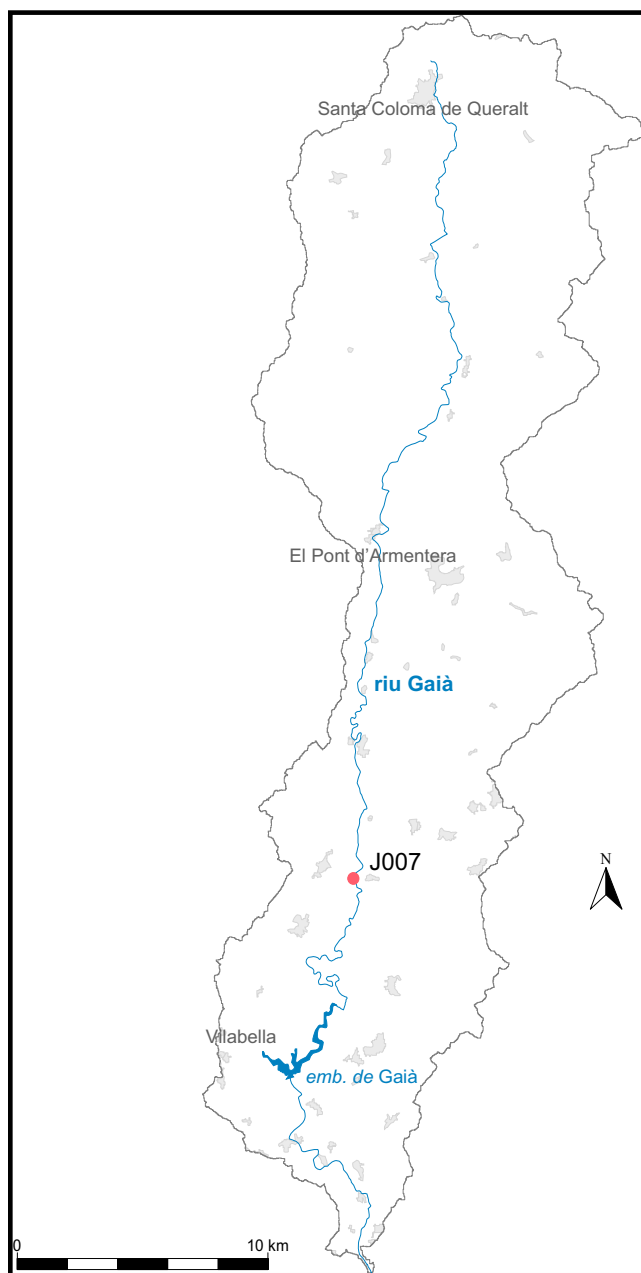


Figura 3.9. Localització dels punts de seguiment a la conca del riu Gaià.

El Francolí

El riu Francolí és un dels principals rius de la província de Tarragona. S'acostuma a dir que neix a les coves del Francolí (l'Espluga del Francolí) on brolla, encara que en aquesta població també s'hi ajunten els rius Sec i Milans que drenen les muntanyes de Prades. En el seu camí cap al mar travessa la perifèria de la Depressió Central Catalana, erosionant i excavant una cubeta en les capes horitzontals de sediments terciaris. El riu Francolí entra a l'Alt Camp on troba des de calcàries i guixos del mesozoic fins argiles i marges del cenozoic, per acabar el seu curs a Tarragona.

El clima és el típic mediterrani continental, amb precipitacions superiors als 500 mm anuals i màxims a la primavera i sobretot a la tardor. El cabal mitjà diari pel període 1989-2004, a l'estació EA-79 de Tarragona, va ser d'1,40 m³/s (Taula 3.10)

Els afluents més importants que rep són :

- per la dreta el riu Brugent i la riera de la Glorieta.
- per l'esquerra la riera Anguera i el torrent d'en Puig (Fig. 3.10)

Taula 3.10. Principals dades hidrològiques i geogràfiques del riu Francolí.

Llargada	60 km
Altitud del naixement	412 m
Naixement	L'Espluga del Francolí
Àrea conca	838,15 km ²
Desembocadura	Tarragona
Cabal mitjà	1,40 m ³ /s
Territori de la conca	Conca de Barberà, Alt Camp i Tarragonès
Cabal	108 hm ³

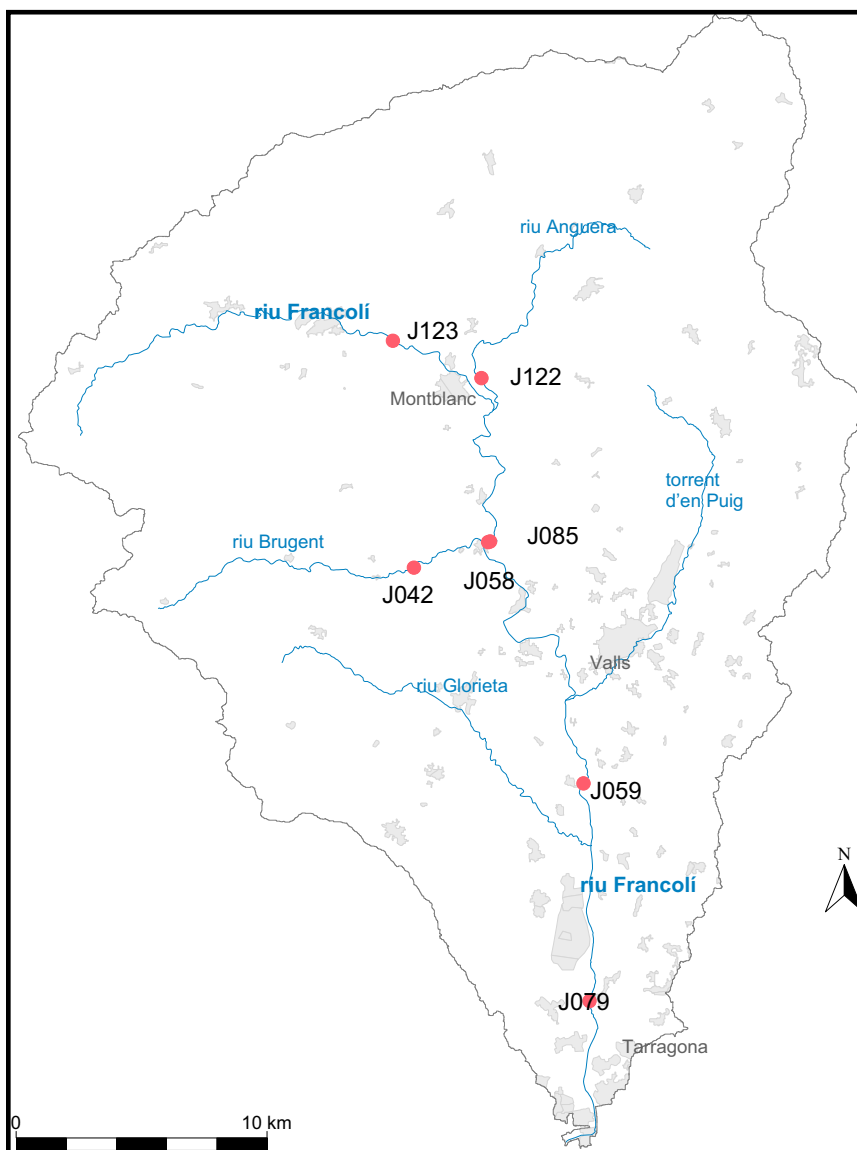


Figura 3.10. Localització dels punts de seguiment a la conca del riu Francolí.

El Riudecanyes

És un riu que neix a la serralada litoral, al massís de Prades, bloc enlairat de materials paleozoics. Travessa la comarca natural del Camp de Tarragona que és una plana, Baix Camp, formada al miocè per dipòsits marins i recoberta de sediments miocènics i quaternaris. Té la seva desembocadura a Cambrils (Fig. 3.11)

A la conca es dona un clima mixt temperat i tropical àrid, amb uns hiverns que són suaus, mentre que els estius són secs amb pluges sobtades i intenses. La precipitació mitjana anual es troba als voltants de 500 mm. Les precipitacions màximes es registren a la tardor, sovint en forma de xàfecs intensos.

Aquesta conca es caracteritza per recollir, a més de les aigües de la seva conca, les aigües del riu Siurana des de l'embassament de Siurana construït el 1949. Ambdós rius són al municipi de Riudecanyes d'on rep nom l'embassament (5,32 hm³), que fou construït entre 1960 i 1974. Les aigües del riu Siurana són transvasades des de l'embassament de Siurana mitjançant un canal, tot travessant les muntanyes de la Garranxa i del Coll de la Teixeta. La seva aportació anual al Mediterrani és de 6 hm³ (Taula 3.11).

Taula 3.11. Principals dades hidrològiques i geogràfiques del riu Riudecanyes.

Llargada	11 km
Altitud del naixement	250 m
Naixement	a l'embassament
Àrea conca	57,39 km ²
Desembocadura	Cambrils
Embassament de Riudecanyes	5,32 hm ³
Cabal mitjà	0,47 m/s
Territori de la conca	Baix Camp
Aportació anual	6 hm ³

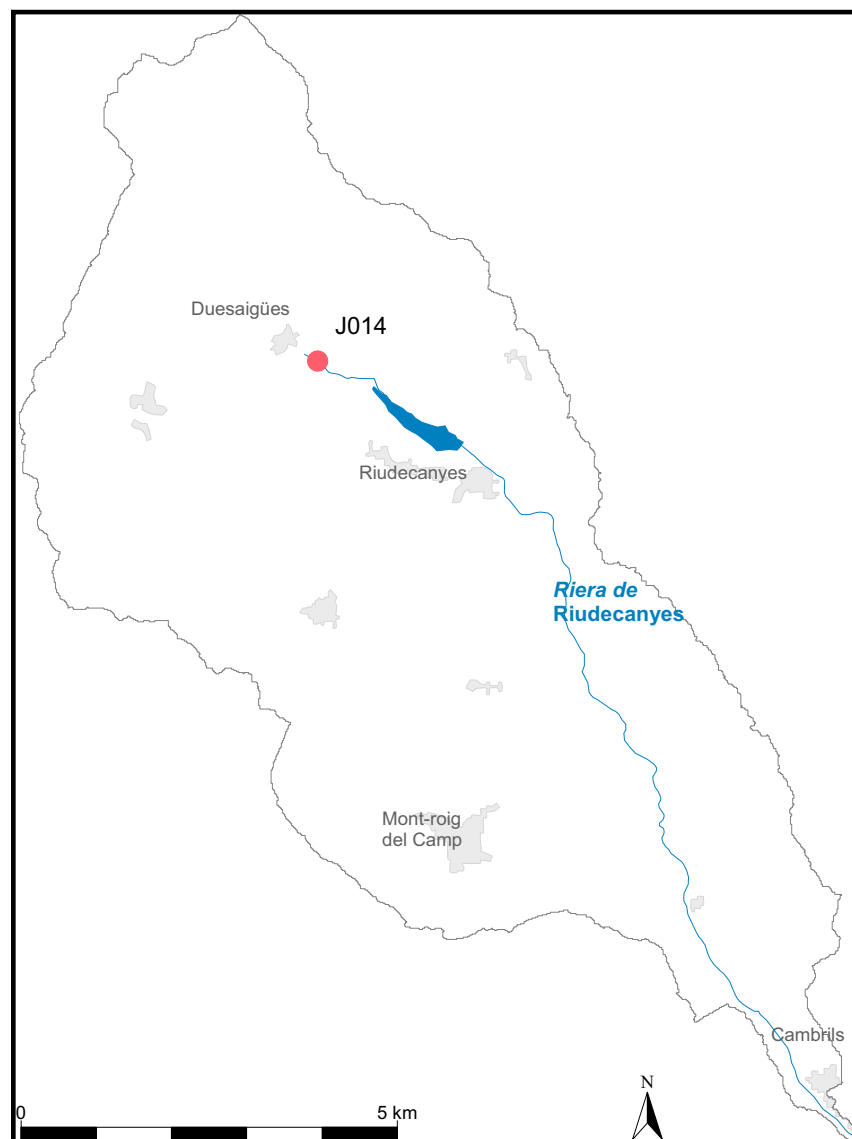


Figura 3.11. Localització del punt de seguiment a la conca del riu Riudecanyes.

3.2. Caracterització química de les aigües de les Conques Internes de Catalunya.

Les aigües del riu de les CIC es caracteritzen per ser majoritàriament bicarbonatades càlciques. La seva composició química resta determinada per les característiques del terreny que drenen i per les aportacions antropogèniques, ja siguin directes (abocaments) o indirectes com la contaminació difusa d'origen agrícola.

La Muga

La conca de la Muga es caracteritza per drenar unes valls de sediments calcaris; això fa que les seves aigües siguin predominantment bicarbonatades-càlciques i es donin fenòmens de precipitació, la qual cosa pot incidir en la producció i disponibilitat de la biomassa del llit del riu. Alguns dels seus afluents travessen zones silíciques, però sense arribar a alterar el quimisme bicarbonatat predominant.

El riu, en el seu camí al mar, es va mineralitzant i rep les aportacions dels seus afluents i dels vessaments que hi ha. Això fa que de les aigües pobres en nutrients de les capçaleres passem a d'altres molt més riques en el tram final prop de la desembocadura, on ja trobem màximes de nitrats de 67,2 mg/L, d'amoni de 29,47 i de fosfats de 15,94, fruit de les aportacions dels afluents Àlguema i Llobregat de la Muga, que travessen zones fonamentalment agrícoles i aporten els nitrats i el fòsfor. La riera de Figueres aporta els clorurs i l'amoni, fonamentalment d'origen antròpic (Fig. 3.12).

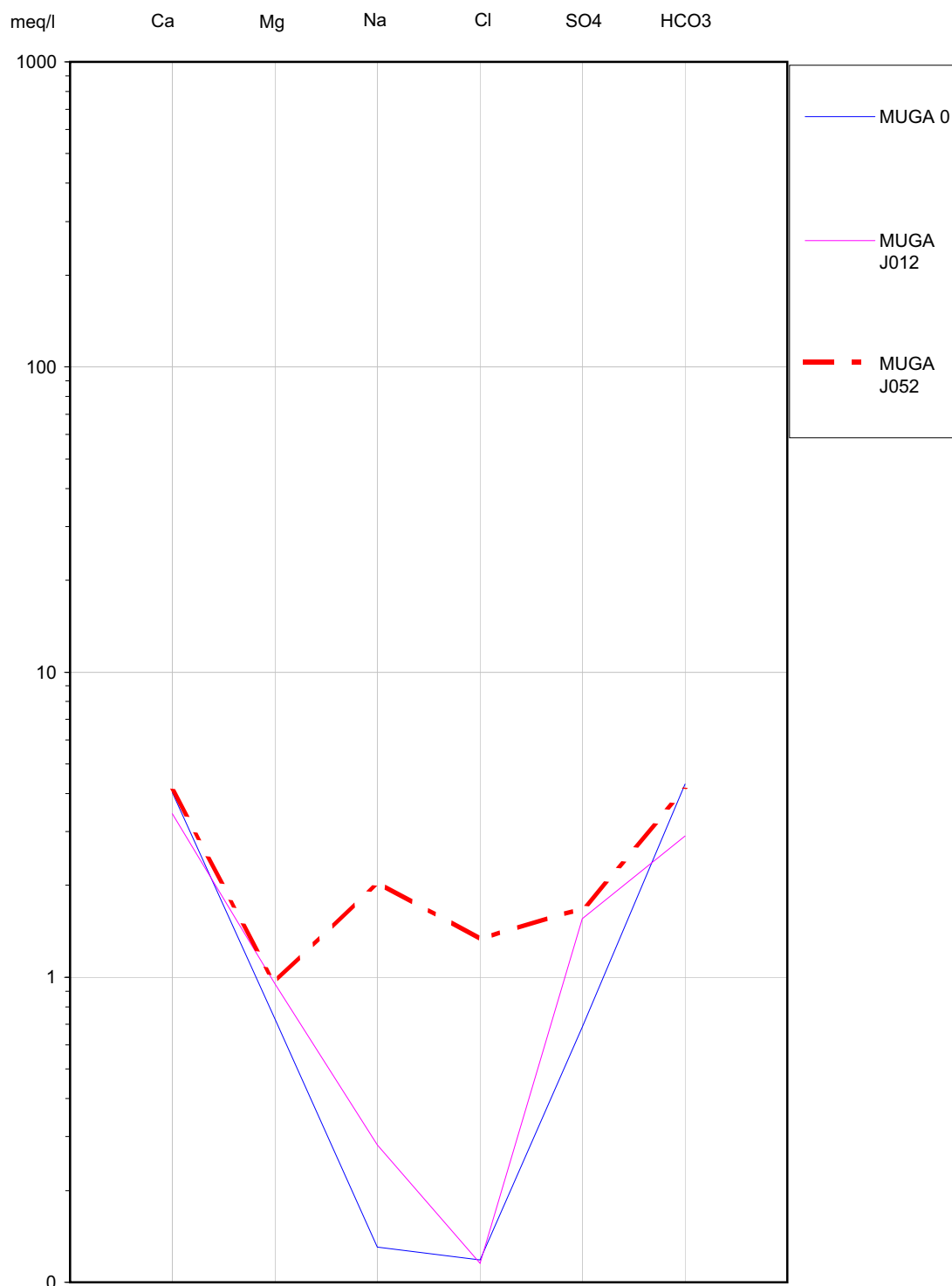


Figura 3.12.. Diagrama de Schoeller-Berkaloff per les estacions Muga0, J012 i J052 de l'eix principal del riu La Muga.RIU LA MUGA (1998-99)

El Fluvià

El Fluvià també recull les aigües que baixen de les torrenteres del Collsacabra, que és de tipus carbonatat, i fa que les aigües siguin de tipus bicarbonatades-càlciques, encara que en alguns trams els sulfats també tinguin valors importants (Fig. 3.13). Les aportacions de nutrients en el tram final del riu són significatives dels tipus d'abocaments que rep, tan urbans com agrícoles.

El Ter

Aquest riu, en tenir una conca gran, permet trobar una gran variació pel que fa als tipus d'aigües que la drenen. La capçalera, on predominen les roques ígnies i granítiques, es caracteritza per tenir unes aigües poc mineralitzades (70 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de conductivitat) de tipus bicarbonatat càlcic i pobres en nutrients. En el seu camí cap al mar va recollint les aportacions dels seus afluents, dintre dels quals generalment predominen els d'aigües bicarbonatades-càlciques, però cada vegada més es van incrementant els clorurs i el sodi com a conseqüència dels vessaments procedents de les poblacions que hi ha a la seva riba, fins arribar al sistema constituït pels seus tres embassaments (Sau, Susqueda, el Pasteral), que actuen com un sistema de depuració reduint el contingut en nutrients i donant lloc a un canvi del quimisme de l'aigua. Les aigües que surten dels embassaments es caracteritzen per ser de tipus bicarbonatat-sòdic-càlcic, situació que no canviarà tot i les aportacions dels afluents restants, tots ells amb aigües fonamentalment de tipus càlcic (Fig. 3.14).

A prop de la seva desembocadura al mar, els nutrients i la mineralització que porten les seves aigües són elevats, com a conseqüència de la gran població i activitats humanes que hi ha a la conca.

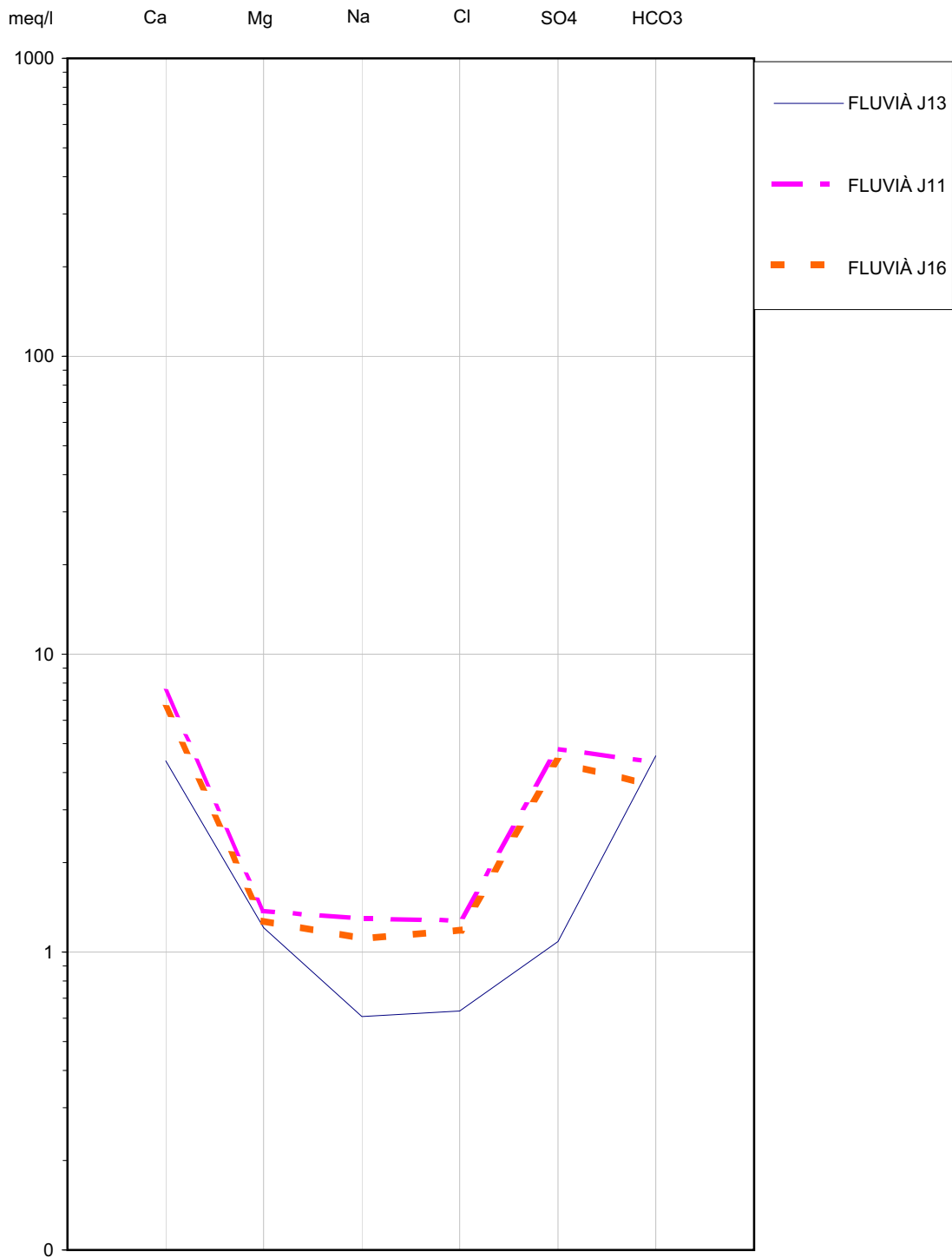


Figura 3.13. Diagrama de Schoeller-Berkaloff per les estacions de mostreig J13, J11 i J16 de l'eix del riu Fluvià. RIU FLUVIÀ (1998-99)

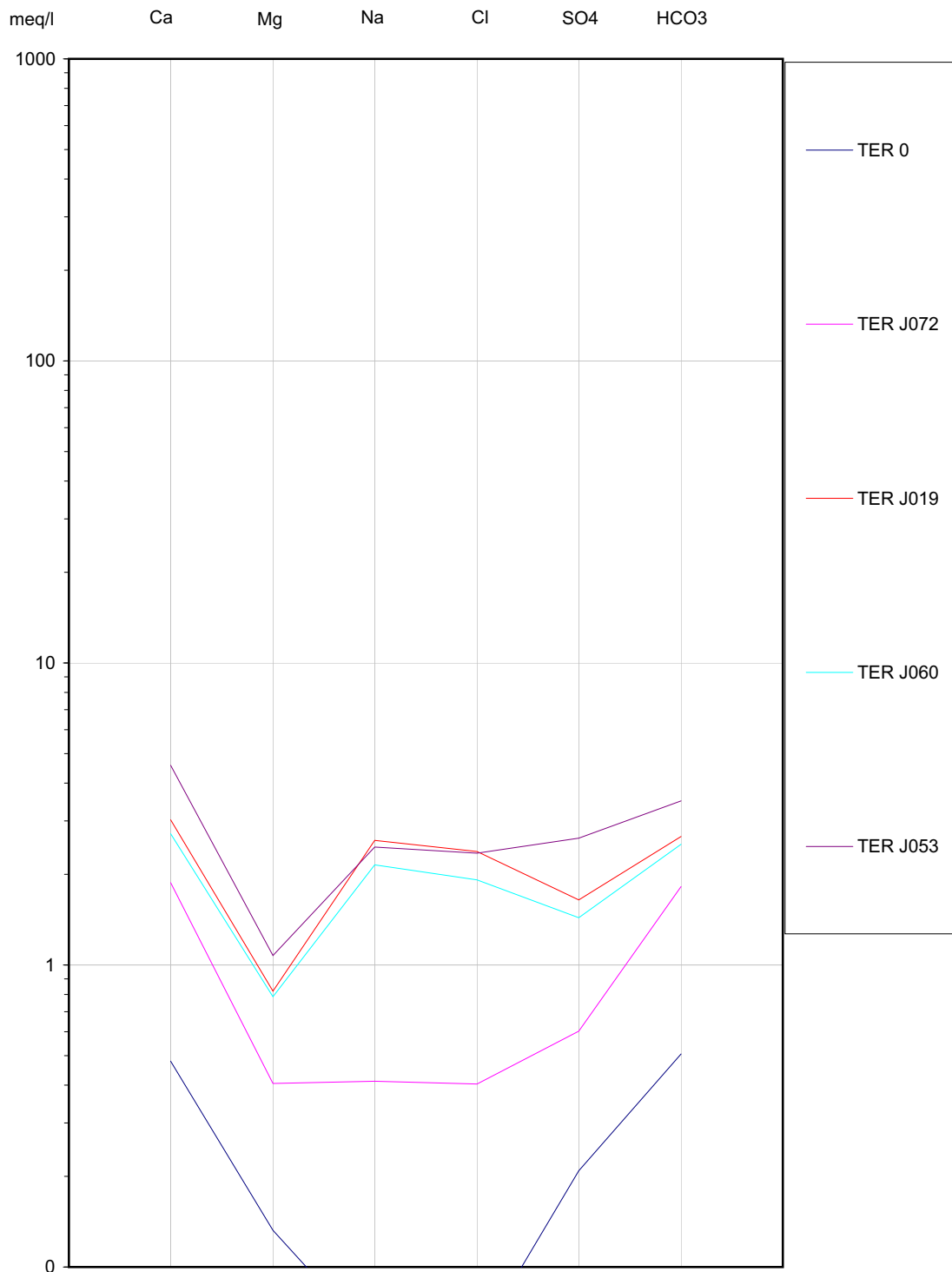


Figura 3.14. Diagrama de Schoeller-Berkaloff per les estacions de mostreig Ter0, J072, J060 i J053 de l'eix principal del riu Ter.RIU TER (1998-99)

La Tordera

Aquest riu neix al Montseny, en dominis de materials metamòrfics; la qual cosa fa que les aigües siguin poc mineralitzades (40-70 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de Conductivitat) i de tipus bicarbonatada càlcica fins a Santa Maria de Palautordera, on comença a rebre les aigües de les EDARs de la zona i fa que l'aigua passi a ser bicarbonatada-clorurada-sòdica-càlcica, com a conseqüència dels vessaments d'origen antròpic. Més avall, rep les aigües de la riera de Breda on a més dels bicarbonats predominen també els sulfats. Al final, després de les aportacions de la riera d'Arbúcies (bicarbonatada-càlcica) i la riera de Santa Coloma (bicarbonatada-sòdica-càlcica), l'aigua que arriba al mar té les característiques de bicarbonatada-sulfatada-sòdica (Fig. 3.15).

El Besòs

El riu Besòs, com ja s'ha dit, neix de la unió dels rius Mogent i Congost. Aquest últim recorre uns terrenys compostos per calcàries i materials del terciari marí que dona lloc a unes aigües de tipus clorurades-sòdiques. El riu Mogent té aigües amb característiques bicarbonatades-clorurades-sòdiques-càlciques. Ambdues subconques juntament amb les aigües que provenen d'afluents com el Ripoll (de tipus clorurat-bicarbonatada-sòdic) i de les diferents EDARS que hi ha en el recorregut del riu Besòs, fan que les aigües al final de la conca siguin de tipologia clorurada-bicarbonatada-sòdica (Fig. 3.16).

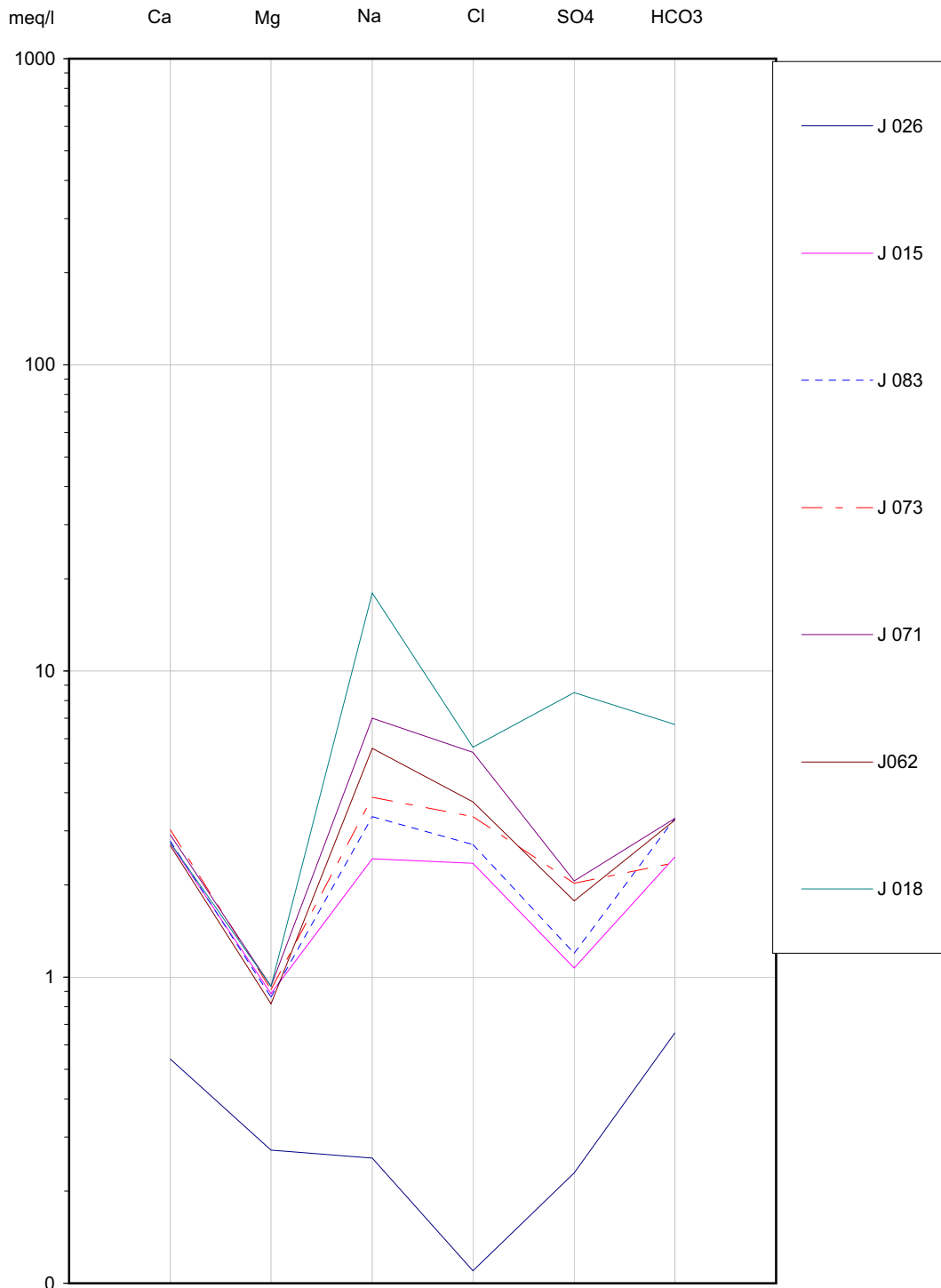


Figura 3.15. Diagrama de Schoeller-Berkaloff per les estacions de mostreig J026, J015, J083, J073, J071, J062 i J018 del riu La Tordera. RIU LA TORDERA (98-99)

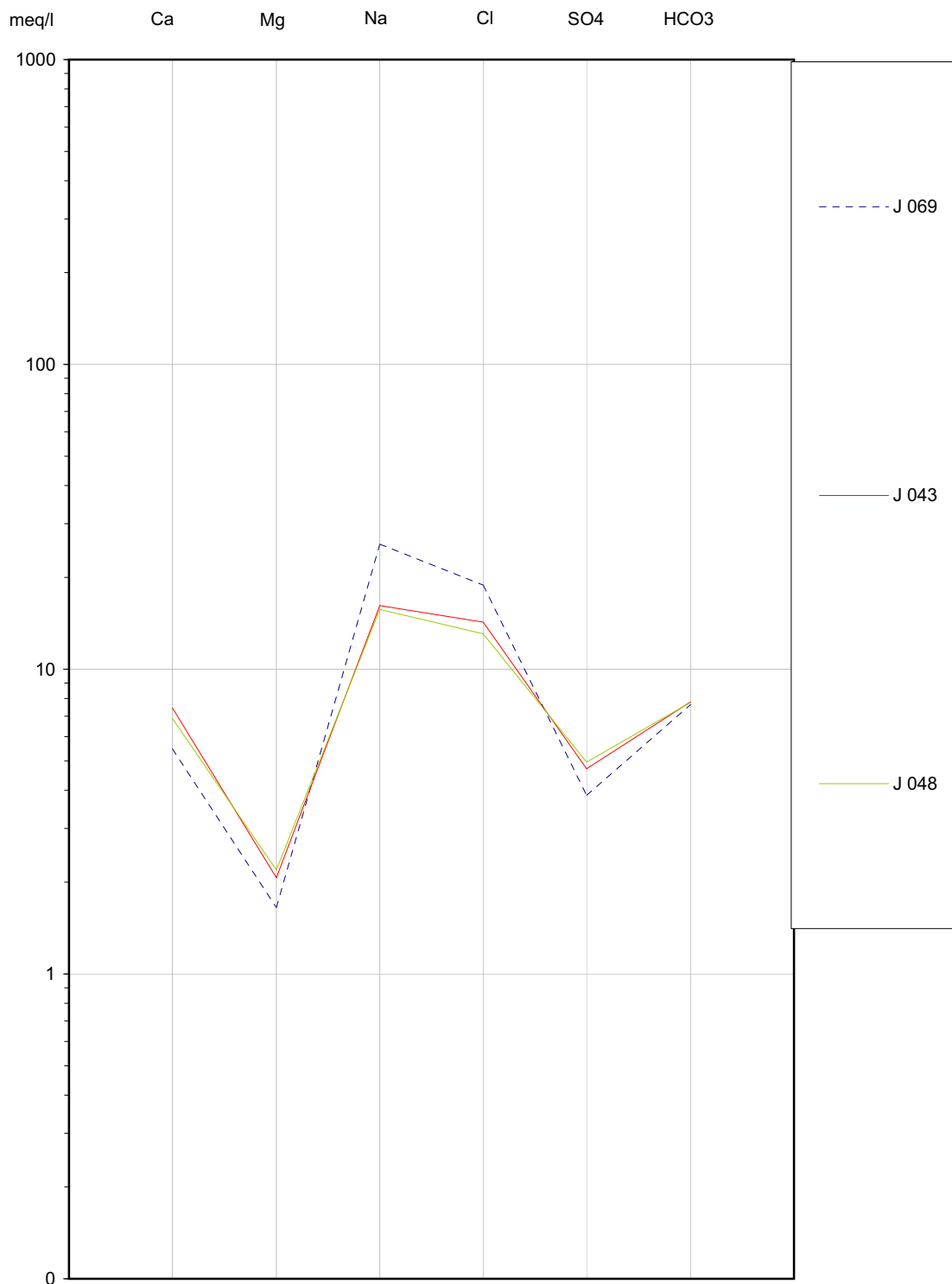


Figura 3.16. Diagrama de Schoeller-Berkaloff per les estacions de mostreig J069, J043 i J048 de la conca del riu Besòs. RIU BESÒS (98-99)

El Llobregat

El Llobregat, al néixer a la serra Pre-pirinenca del Cadí, de litologia calcària, té aigües bicarbonatades-càlciques, característiques que mantenen fins la zona de Balsareny, tot i els aportaments d'alguns afluents de característiques sulfatats-sòdiques. A partir de Balsareny, el riu entra en una zona d'evaporites i canvia el seu quimisme en predominar els sulfats i els clorurs dels afloraments de guixos i sals, aquestes últimes sotmeses a explotació minaire (Fig. 3.17). Els seus afluents contribueixen a aquest canvi, ja que el Cardener que drena terrenys rics en bicarbonats i sulfats càlcics, també s'enriqueix en clorurs sòdics després de passar per la zona de Cardona i rentar-ne el terreny salí (Fig. 3.18). En l'Anoia, amb aigües que drenen una zona rica en guixos hi ha el quimisme corresponent a una tipologia de l'aigua de característiques sulfatada-sòdica (Fig. 3.19). Per tot això, el tram final del Llobregat té aigües de característiques predominantment clorurades-sòdiques, encara que els bicarbonats i el calci també siguin elevats (Fig. 3.17).

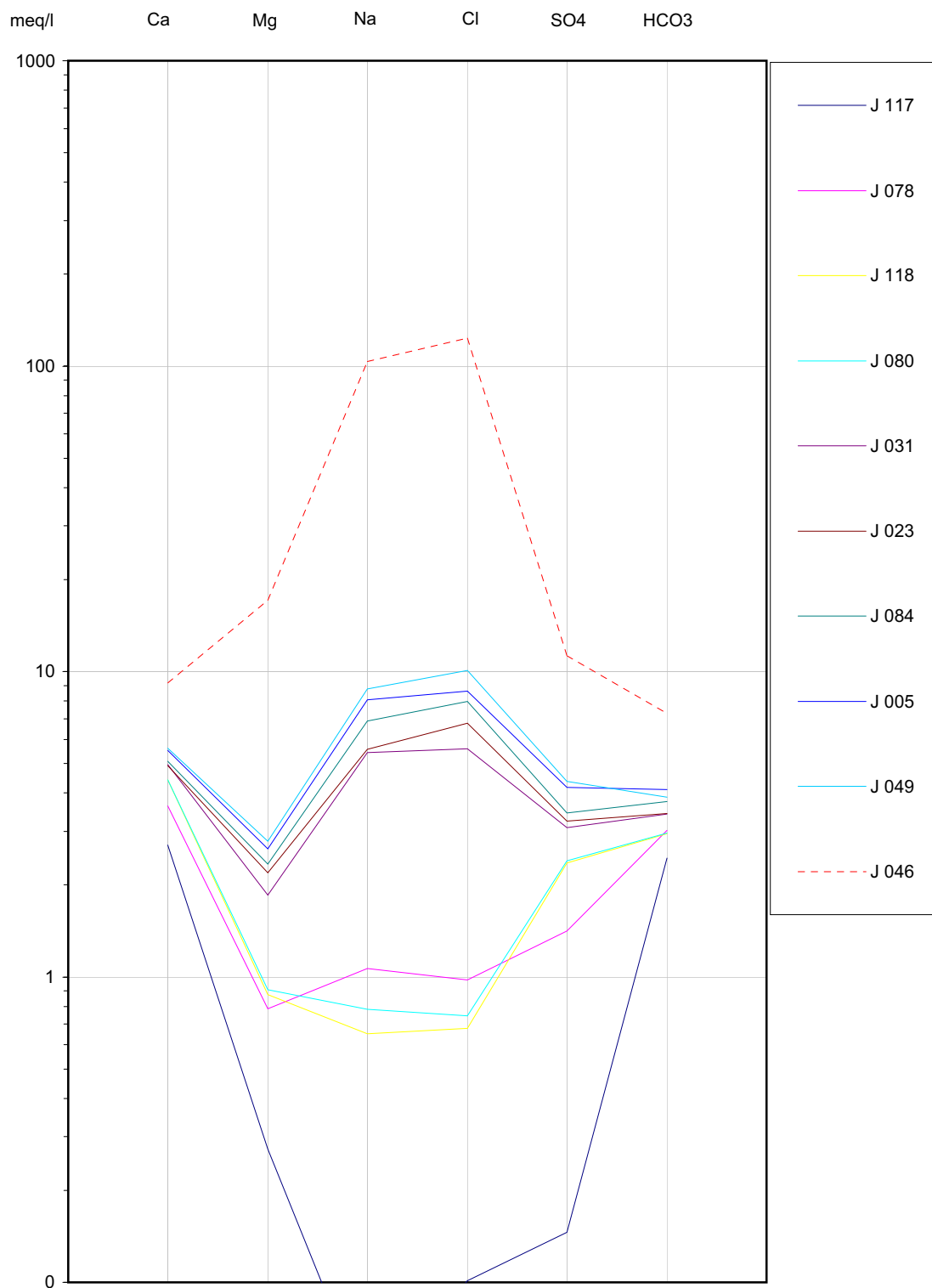


Figura 3.17. Diagrama de Schoeller-Berkaloff per les estacions de mostreig de l'eix principal del Llobregat (J117, J078, J118, J080, J031, J023, J084, J005, J049 i J046). RIU LLOBREGAT (98-99)

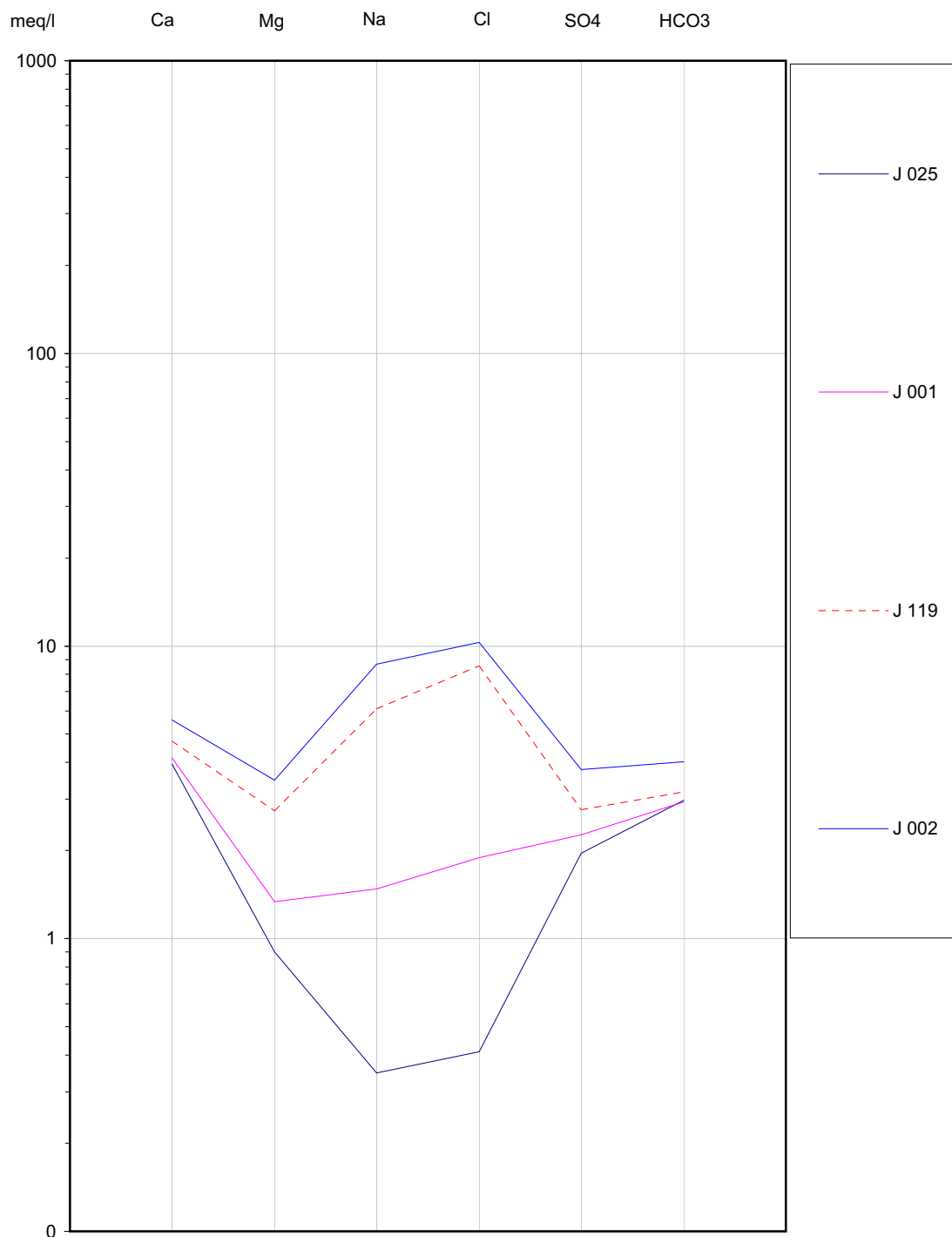


Figura 3.18. Diagrama de Schoeller-Berkaloff per les estacions de mostreig de l'eix del Cardener (J025, J001, J119 i J002). RIU CARDENER (98-99)

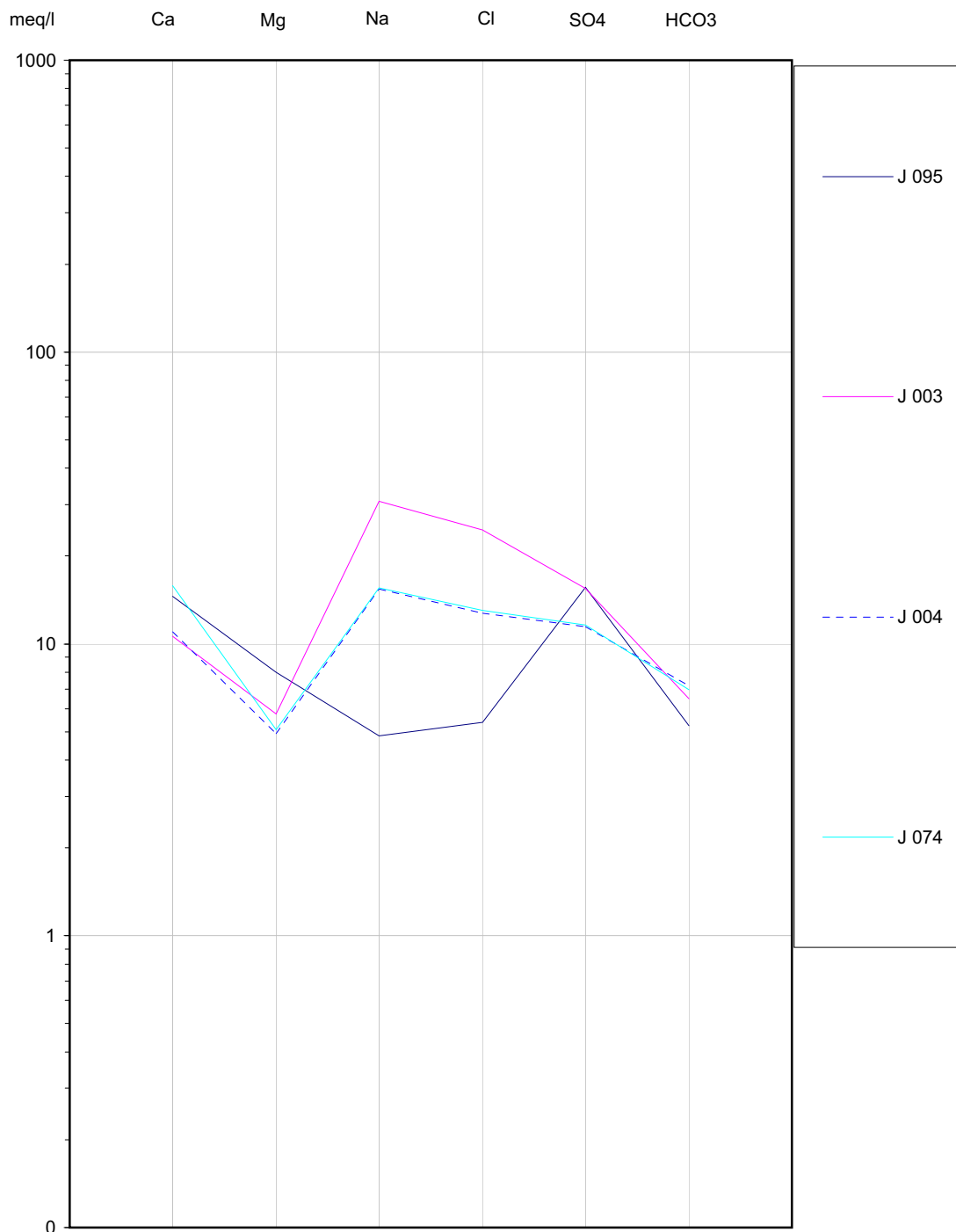


Figura 3.19. Diagrama de Schoeller-Berkaloff per les estacions de mostreig de l'eix del riu Anoia (J095, J003, J004 i J074). RIU ANOIA (98-99)

El Francolí

El Francolí, que travessa la perifèria de la Depressió Central Catalana, té unes aigües de característiques sulfatades-bicarbonatades-càlciques, que, a mesura que s'apropa cap al mar va modificant d'acord amb els substrats que va rentant i les aportacions dels seus afluents, com el Brugent que posseeix un quimisme de tipus bicarbonat-càlcic. Tanmateix, al final del seu recorregut a Tarragona les seves aigües són predominantment bicarbonatades-sulfatades-càlciques (Fig. 3.20).

Conques petites restants del sud

La resta de conques petites (Foix, Gaià i Riudecanyes) tenen quimismes diferents. Al riu Foix predominen les aigües clorurades-sòdiques (Fig. 3.21), mentre que les dels rius Gaià i Riudecanyes són bicarbonatades-sulfatades-sòdiques.

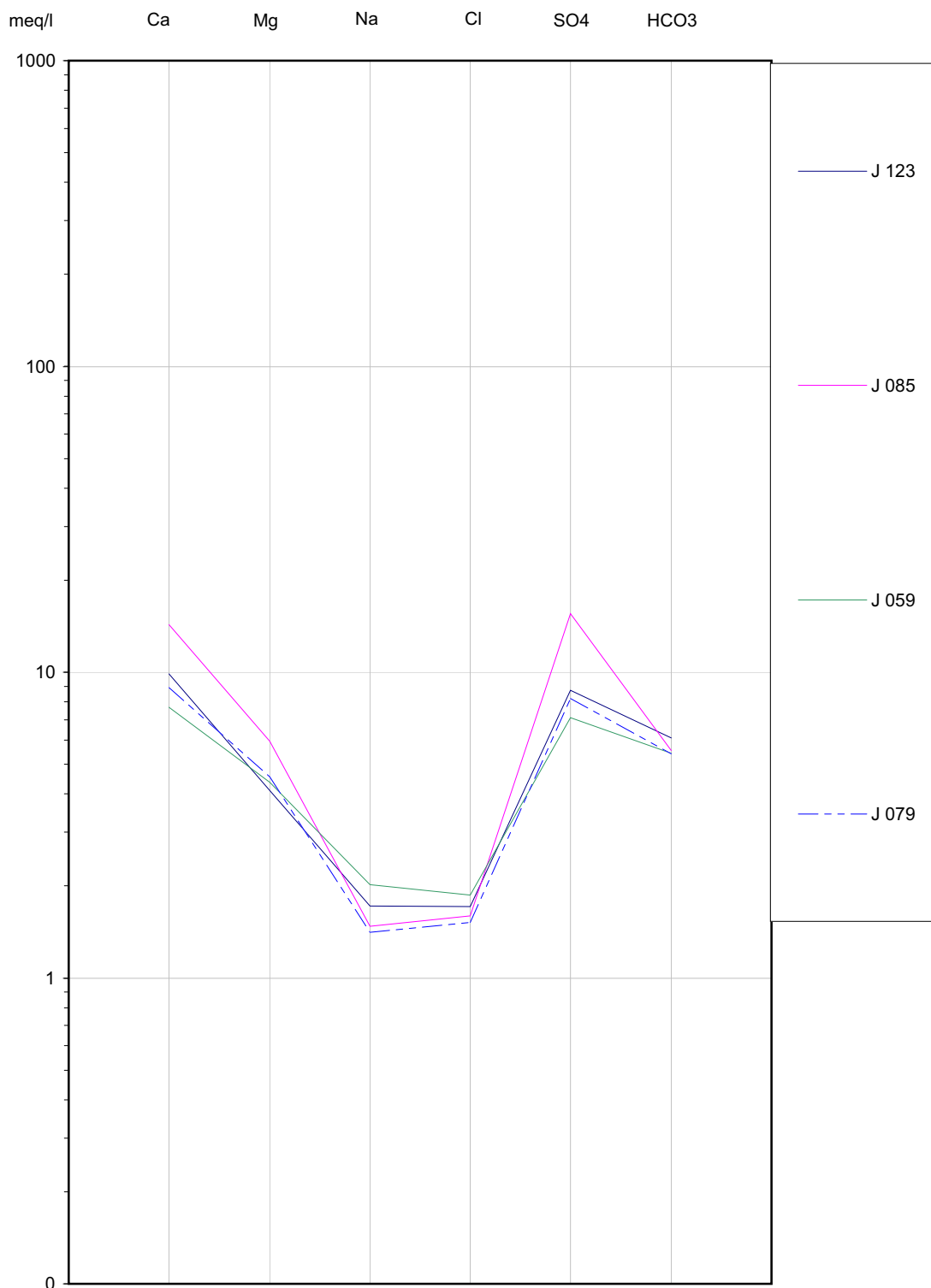


Figura 3.20. Diagrama de Schoeller-Berkaloff per les estacions de mostreig del riu Francolí (J123, J085, J059 i J079). RIU FRANCOLÍ (98-99)

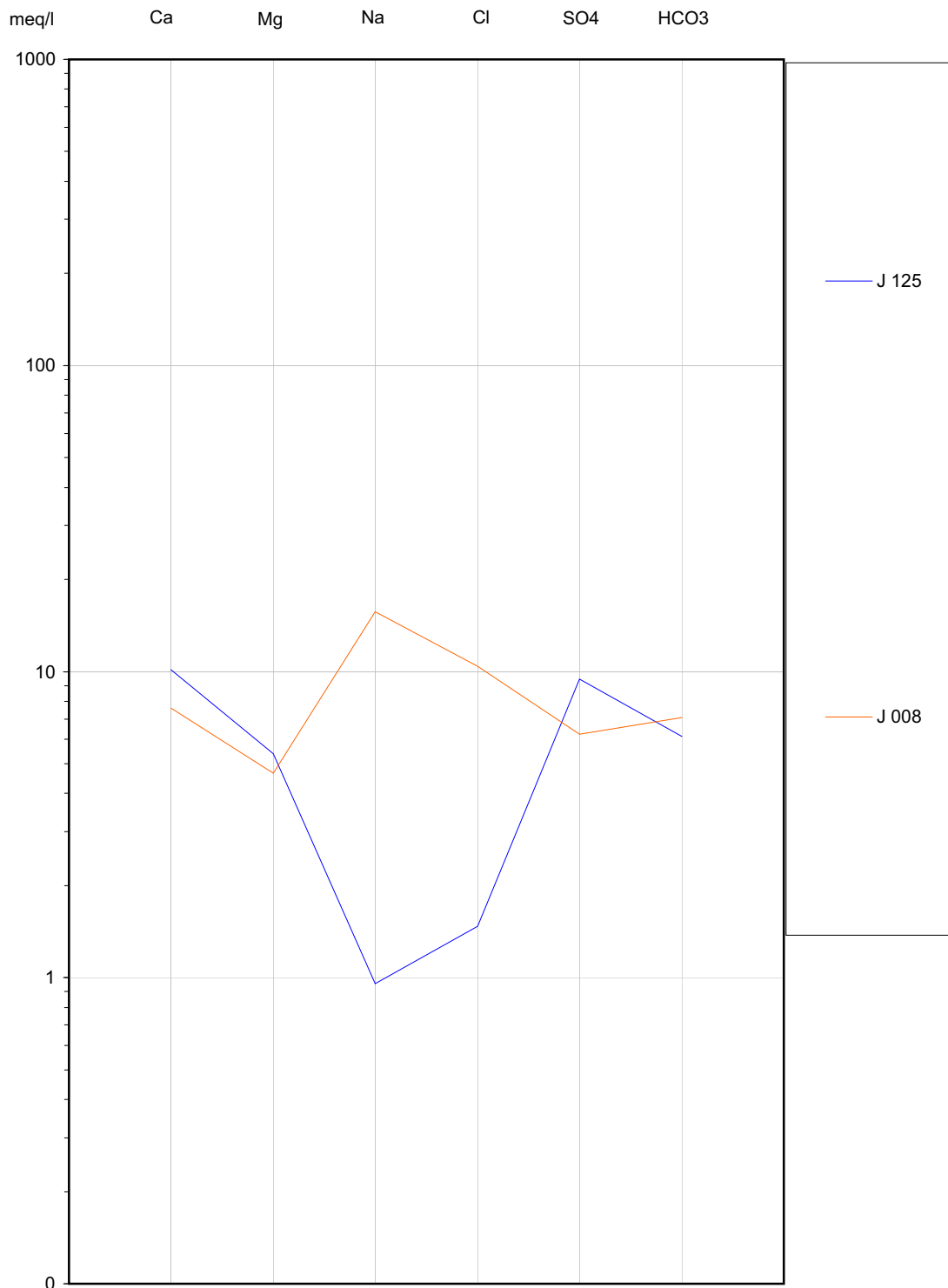


Figura 3.21. Diagrama de Schoeller-Berkaloff per les estacions de mostreig del riu Foix (J125 i J008). RIU FOIX (98-99)

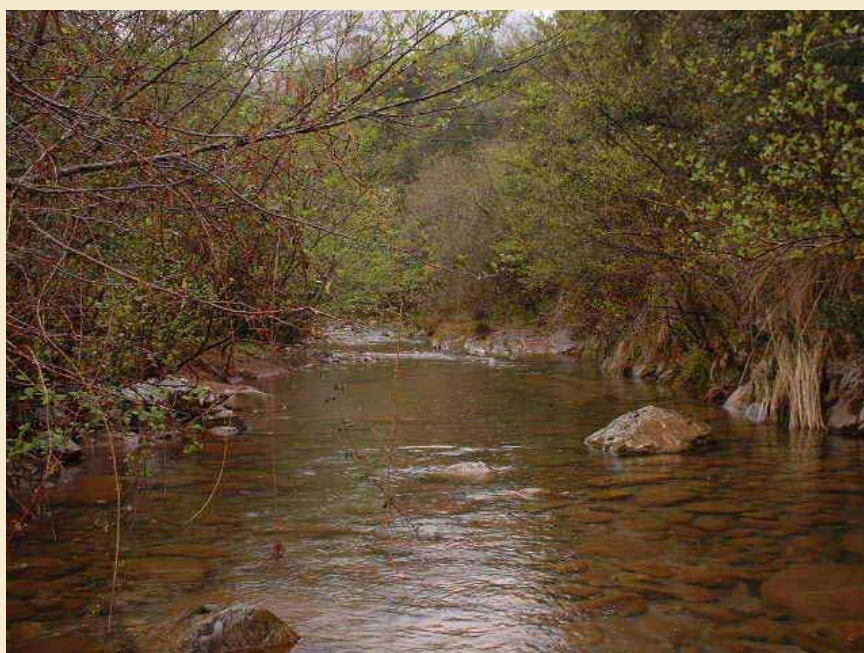
3.3. Bases de dades i fitxes descriptives dels punts de mostreig.

El fet que aquest estudi inclogui un total de 110 punts de mostreig fa recomanable no incloure una descripció detallada de cada punt de mostreig dins del cos principal del text, per la qual cosa s'han desenvolupat una base de dades en ACCESS de Microsoft. Aquesta base de dades (BBDD) inclou tan informació descriptiva (totes les referències toponímiques per la localització de les estacions de mostreig), com les dades corresponents a la caracterització hidromorfològica del canal fluvial, dels paràmetres físics i químics de l'aigua, i dades associades a la subconca de drenatge del punt de mostreig. A partir de la BBDD s'ha realitzat una fitxa per cada estació que inclou una fotografia que il·lustra millor les característiques i condicions de cada estació. La BBDD i totes les fitxes de les 110 estacions es poden consultar a la carpeta /Estacions mostreig que s'ha inclòs al CD-ROM adjunt a aquesta memòria. A continuació, es mostren tres fitxes com a exemple, que corresponen a zones molt diferents.

Riu	Muga	Municipi	Albanyà
Punt de mostreig	C-018 (M0)	Distància l'origen (km)	5
X	471355	Alçada (m, snm)	459
Y	4688254		

Tipus de morfometria

Blocs + Còdols(%)	60	Geologia (%)	67 CE
Graves (%)	20	Ús del Terreny (%)	100 B
Sorres + Llims (%)	20	Superfície Subconca (km2)	14,5
Roca mare(%)	0	Amplada mullada (m)	2
		Fondària (cm)	30
T. aigua (°C)	10,5	Fosfats (mg/L P2O5)	<0,02
Cond 20°C (uS/cm)	372	Nitrats (mg/L NO3)	< 2
pH (u pH)	8,2	Nitrits (mg/l NO2)	<0,01
O dissolt (mg/L)	10,2	Amoni (mg/l NH4)	<0,01
Oxigen (%)	106		



Riu	<input type="text" value="Fluvià"/>	Municipi	<input type="text" value="S. Pere Pescador"/>
Punt de mostreig	<input type="text" value="J011"/>	Distància l'origen (km)	<input type="text" value="82"/>
X	<input type="text" value="505405"/>	Alçada (m, snm)	<input type="text" value="1"/>
Y	<input type="text" value="4669835"/>		

Tipus de morfometria

Blocs + Còdols(%)	<input type="text" value="10"/>	Geologia (%)	<input type="text" value="95 V"/>
Graves (%)	<input type="text" value="70"/>	Ús del Terreny (%)	<input type="text" value="60 B"/>
Sorres + Llims (%)	<input type="text" value="20"/>	Superfície Subconca (km2)	<input type="text" value="968"/>
Roca mare(%)	<input type="text" value="0"/>	Amplada mullada (m)	<input type="text" value="15"/>
		Fondària (cm)	<input type="text" value="20"/>
T. aigua (°C)	<input type="text" value="15,0"/>	Fosfats (mg/L P2O5)	<input type="text" value="0,47"/>
Cond 20°C (uS/cm)	<input type="text" value="745"/>	Nitrats (mg/L NO3)	<input type="text" value="21,90"/>
pH (u pH)	<input type="text" value="7,9"/>	Nitrits (mg/l NO2)	<input type="text" value="0,15"/>
O dissolt (mg/L)	<input type="text" value="2,1"/>	Amoni (mg/l NH4)	<input type="text" value="5,42"/>
Oxigen (%)	<input type="text" value="23"/>		



Riu	Ges	Municipi	Torelló
Punt de mostreig	J091	Distància l'origen (km)	19
X	438661	Alçada (m, snm)	501
Y	4655306		

Tipus de morfometria

Blocs + Còdols(%)	20	Geologia (%)	79 V
Graves (%)	15	Ús del Terreny (%)	90 B
Sorres + Llims (%)	5	Superfície Subconca (km2)	87
Roca mare(%)	60	Amplada mullada (m)	8
		Fondària (cm)	30
T. aigua (°C)	8,5	Fosfats (mg/L P2O5)	29,36
Cond 20°C (uS/cm)	425	Nitrats (mg/L NO3)	134,00
pH (u pH)	8,2	Nitrits (mg/l NO2)	1,55
O dissolt (mg/L)	6,0	Amoni (mg/l NH4)	6,20
Oxigen (%)	65		



4. El Biological Monitoring Working Party Catalonia (BMWPC), desenvolupament i actualització.

A Catalunya l'ús dels indicadors biològics i en concret dels macroinvertebrats com a indicadors de qualitat el va iniciar el professor MARGALEF (1951 i 1955), amb l'aplicació del sistema dels saprobis i de l'índex de diversitat que va desenvolupar. L'aplicació del sistema dels saprobis va incloure, al mateix temps, una primera definició de regions limnològiques a Catalunya. A finals dels setanta del darrer segle, diferents investigadors van començar l'estudi dels organismes bentònics fluvials, però no va ser fins l'any 1980 que és va fer un estudi exhaustiu que va incloure l'adaptació d'un índex biòtic, l'índex TBI (Wodiwis, 1964), als rius Besòs i Llobregat; el que va permetre desenvolupar el BILL (Prat *et al.*, 1984). Aquest índex (BILL) s'ha utilitzat en estudis de diferents conques o en estudis de trams concrets (Prat *et al.* 1996, 2000 i 2001), amb el temps s'ha anat modificant, donant lloc a l'aparició de noves versions. La més recent i significativa es caracteritza per canviar el nivell taxonòmic d'identificació, d'espècie a família, generant el FBILL (Prat *et al.*, 1999).

Altres estudis sobre la qualitat dels rius catalans també han fet ús dels indicadors biològics com a una eina més d'aproximació als ecosistemes fluvials. En aquests treballs s'han emprat tan el BILL com el BMWP' (Alba-Tercedor i Sánchez-Ortega, 1978), especialment en l'estudi dels rius Besòs, Llobregat, Foix i La Tordera (Prat *et al.*, 1984; Muñoz, 1990; Prat *et al.*, 2000 i 2002). Bona part d'aquests estudis s'han caracteritzat per ser treballs principalment amb períodes d'estudi d'un any o amb un màxim de tres, circumscrits moltes vegades a petits trams de riu o

subconques, amb l'excepció dels treballs fets per encàrrec de la Diputació de Barcelona. Aquest han permès fer un seguiment dels rius Besòs i Llobregat a partir de 1994, amb algun salt temporal (Prat et al., 1996 a 2004). Molts d'aquests treballs han coincidit en remarcar, en l'apartat de les conclusions, que l'índex BMWP' no s'adapta bé a les característiques dels rius mediterranis, per la qual cosa calia fer una adaptació que tingues en compte les particularitats pròpies, hidrològiques i geològiques, dels rius catalans (Benito i Figueras, 1996; Munné i Prat, 1997; Muñoz et al., 1998).

Per aquest motiu, la JUNTA DE SANEJAMENT (actualment Agència Catalana de l'Aigua) va començar l'any 1993 l'estudi sistemàtic de la qualitat dels rius mitjançant els macroinvertebrats. Després de fer un estudi amb els diferents índexs que s'apliquen als països del nostre entorn, va adaptar el que va creure més adient, i el va incorporar a la seva xarxa de control de la qualitat dels rius d'una forma sistemàtica l'any 1994.

L'implantació dels indicadors biològics en el control sistemàtic dels sistemes fluvials catalans ens ha aportat una informació acurada, que complementa la que ja s'obtenia amb les anàlisis físiques i químiques. En les primeres campanyes efectuades als rius catalans aplicant els indicadors biològics amb els diferents índexs del nostre entorn, es van veure tot seguit les diferències que hi havia entre les dos grans metodologies de mostreig utilitzades, les basades en un mostreig més o menys aleatori de les zones reòfiles i els que diferenciaven entre hàbitats (mesohàbitats realment) dins d'un tram concret. Aquesta darrera metodologia integra molt millor les alteracions del sistema aquàtic, i per això es va decidir adaptar un dels sistemes d'índexs

multihàbitat per les Conques Internes (el sistema BMWP). També es va comprovar que hi havia una manca de bibliografia, sobretot en guies de claus taxonòmiques publicades, el que va impulsar la preparació d'una guia pràctica i útil dels macroinvertebrats dels rius Catalans (Puig i Benito, 1999).

L'objectiu del treball va ser aconseguir un índex que es pugues aplicar als rius del nostre país. Aquest estudi va permetre fer una adaptació del sistema BMWP (Armitage et al., 1983), sense rebutjar l'adaptació feta per Alba-Tercedor i Sánchez-Ortega (BMWP', 1988). Aquesta darrera adaptació s'anomena actualment IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party). El resultat obtingut ha estat una nova adaptació del sistema; que s'ha anomenat BMWPC (Biological Monitoring Working Party for Catalonia streams), que s'adapta als rius de les Conques Internes Catalanes (CIC) i, a més a més, es pot utilitzar també en aquells rius que es caracteritzin per tenir un règim similar al mediterrani. De fet aquesta adaptació es pot emprar a tota la Península Ibèrica, si partim de les següents consideracions:

- 1) La taula amb els valors ecològics dels tàxons inclou la totalitat de tàxons aquàtics presents, fins ara, a la Península Ibèrica.
- 2) Els límits de les classes de qualitat es poden i s'han de definir per cada regió ecològica.
- 3) L'existència del programa RIVPACS III per la predicció de les comunitats presents a cada punt de mostreig permet estimar, individualment o no, el conjunt de tàxons presents en cada tram i fer estimes de qualitat aplicant l'EQI, relació O/E (veure capítol 1), en les situacions per les quals no hi ha prou punts de referència.

4.1. Valors de qualitat dels tàxons per l'estima dels índexs del sistema BMWPC

En el BMWP original d'Armitage et al (1983) es van incloure un total de 81 tàxons, tots a nivell de família amb l'excepció dels oligoquets, que anaven tots junts a nivell de classe (Taula 1a). En aquest llistat estaven incloses les famílies d'organismes aquàtics presents a la Gran Bretanya d'acord amb la Base de Dades faunística nacional que ja tenien elaborada de feia uns anys. Donat el seu caràcter insular i una heterogeneïtat relativament reduïda dels seus ecosistemes fluvials, hi ha tota una sèrie de famílies que no són presents a la Gran Bretanya (veure per exemple Macan, 1987), la qual cosa fa que no es trobin en el seu llistat. A més, com la seva base de dades faunística està ordenada i numerada alfabèticament dins cada nivell taxonòmic, no han anat incorporat els canvis que impliquen l'elevació de algunes subfamílies al rang de família, ja que això implicava reorganitzar novament tota la base de dades (Armitage, comunicació personal feta a M.A. Puig l'any 1991); aquest és el cas, per exemple, de moltes famílies de dípters.

En la seva aplicació al sud Peninsular (IBMWP), Alba-Tercedor i Jiménez-Millán (1985) i Alba-Tercedor i Sánchez-Ortega (1988) van adaptar la taula original de valors publicada per Hellawell (1978 i 1986) als rius que drenaven la vessant sud de Sierra Nevada (conques dels rius Guadalfeo i Adra), per la qual cosa van haver d'afegir algunes famílies que biogeogràficament no eren presents al Regne Unit i les famílies de dípters que els especialistes anglesos no havien canviat de nivell taxonòmic. En total van incloure 26 tàxons més (Taula 1a).

En el moment de fer l'adaptació per les CIC ens vàrem trobar, també, amb el mateix problema l'absència d'algunes famílies que biogeogràficament estan excloses del sud Peninsular. Davant la problemàtica que cada nou grup d'investigadors anés introduint les famílies presents només en les seves àrees geogràfiques, així com també la necessitat d'incloure totes les famílies presents als Pirineus. Encara que aquestes conques, del Segre i les Nogueres, no pertanyen a les CIC; es va optar, finalment, per incloure totes les famílies d'organismes aquàtics presents en les diferents xarxes fluvials ibèriques, per si calia aplicar a totes les conques catalanes els índexs. La revisió actual que es presenta en aquest treball s'incrementa amb un total de 29 tàxons més (Taula 1a) i s'ha actualitzat. Si s'ha produït una sinonímia (canvi de nom) per algun tàxon, es troba dins la taula el nom actual i l'anterior, aquest darrer entre parèntesi. La família Naucoridae dels heteròpters ha estat novament desdoblada en Naucoridae (s.s.) i la família Aphelocheiridae. A més, part dels crancs americans introduïts pertanyen actualment a la família Cambaridae, i no als Astacidae que inclouen la major part dels crancs europeus autòctons de riu. A l'inrevés, la família de gasteròpodes Bythinellidae queda inclosa dins la família Hydrobiidae; així mateix, la família de mol·luscs bivalves Pisidiidae pertany ara a la família Sphaeriidae. Els altres canvis, en relació amb la llista original publicada del BMWPC (Benito i Puig, 1999), són deguts a que s'ha detectat la presència de 3 noves famílies a Catalunya: els coleòpters de la família Psephenidae a la conca de La Tordera (Ortiz, 2005); els bivalves de la família Dreissenidae que constitueixen una plaga a l'eix principal del riu Ebre i finalment la família Corbiculidae, també bivalves que poden arribar a ser plaga, els quals han aparegut per primer cop a la conca del riu Ter en els mostreigs de la primavera d'aquest any (2005). D'altra banda, no estan incloses 4

famílies que eren presents en el BMWP i el IBMWP; aquests tàxons són tres famílies de coleòpters que viuen en les vores dels rius, però no són realment aquàtiques (Clambidae, Curculionidae i Chrysomelidae), i una família de crustacis (Corophidae) que viu en llacunes costeres i badies marines com les del Delta de l'Ebre (Chinchilla i Comín, 1977). Per evitar exclusions de famílies que puguin ser útils per d'altres àrees geogràfiques, finalment s'ha decidit afegir una petita taula amb les quatre famílies rebutjades (Taula 1b), indicant els valors ecològics de tolerància donats pel BMWP i IBMWP abans IBMWP' (Armitage et al., 1983; Alba-Tercedor i Sánchez-Ortega, 1988).

El Biological Monitoring Working Party Catalonia (BMWPC), desenvolupament i actualització.

Taula 4.1a. Valors assignats als tàxons en tres índexs del grup BMWP (BMWP és l'índex original angles, IBMWP correspon a l'antic BMWP', primera versió espanyola, i BMWPC és l'índex per les Conques Internes Catalanes). En vermell s'indiquen els valors del BMWPC diferents dels de versions precedents.

Ordre	Famílies	Valor Tàxons		
		BMWP	IBMWP	BMWPC
Ephemeroptera	Ameletidae			10
	Baetidae	4	4	5
	Caenidae	7	4	5
	Ephemerellidae	10	7	7
	Ephemeridae	10	10	10
	Heptageniidae	10	10	10
	Leptophlebiidae	10	10	10
	Oligoneuriidae		5	7
	Polymirtacyidae			10
	Potamanthidae	10	10	10
	Prosopistomatidae			8
	Siphonuridae	10	10	10
	Plecoptera	Capniidae	10	10
Chloroperlidae		10	10	10
Leuctridae		10	10	7
Nemouridae		7	7	8
Perlidae		10	10	10
Perlodidae		10	10	7
Taeniopterygidae		10	10	10
Trichoptera	Beraeidae	10	10	10
	Brachycentridae	10	10	10
	Calamoceratidae			9
	Ecnomidae			10
	Glossosomatidae		8	9
	Goeridae	10	10	10
	Helicopsychidae			10
	Hydropsychidae	5	5	5
	Hydroptilidae	6	6	6
	Lepidostomatidae	10	10	10
	Leptoceridae	10	10	10
	Limnephilidae	7	7	7
	Molannidae	10	10	8
	Odontoceridae	10	10	10
	Philopotamidae	8	8	8
	Phryganeidae	10	10	9
Polycentropodidae	7	7	7	
Psychomyiidae	8	8	8	

*El Biological Monitoring Working Party Catalonia (BMWPC),
desenvolupament i actualització.*

Ordre	Famílies	Valor Tàxons		
		BMWP	IBMWP	BMWPC
	Rhyacophilidae	7	7	8
	Sericostomatidae	10	10	10
	Uenoidae			10
Heteroptera	Aphelocheiridae	10	10	8
	Corixidae	5	3	3
	Gerridae	5	3	3
	Hebridae			3
	Hydrometridae		3	3
	Mesoveliidae	5	3	3
	Naucoridae	5	3	5
	Nepidae	5	3	3
	Notonectidae	5	3	3
	Pleidae	5	3	3
	Veliidae		5	5
Odonata	Aeshnidae	8	8	8
	Calopterygidae	8	8	8
	Coenagrionidae	6	6	6
	Cordulegasteridae	8	8	8
	Corduliidae	8	8	9
	Gomphidae	8	8	8
	Lestidae	8	8	8
	Libellulidae	8	8	8
	Platycnemididae	6	6	6
Coleoptera	Dryopidae	5	5	5
	Dytiscidae	5	3	3
	Elmidae	5	5	7
	Gyrinidae	5	3	3
	Haliplidae	5	4	4
	Helophoridae		5	5
	Hydraenidae		5	7
	Hydrochidae		5	5
	Hydrophilidae	5	3	3
	Hygrobiidae	5	3	3
	Noteridae			3
	Psephenidae			3
	Scirtidae (=Helodidae)	5	3	4
Diptera	Anthomyidae		4	4

*El Biological Monitoring Working Party Catalonia (BMWPC),
desenvolupament i actualització.*

Ordre	Famílies	Valor Tàxons		
		BMWP	IBMWP	BMWPC
	Athericidae		10	10
	Blephariceridae		10	10
	Ceratopogonidae		4	4
	Chironomidae	2	2	2
	Culicidae		2	1
	Dixidae		4	4
	Dolichopodidae		4	4
	Empididae		4	4
	Ephydriidae		2	2
	Limoniidae		4	4
	Psychodidae		4	4
	Ptychopteridae			4
	Rhagionidae			4
	Sciomyzidae			4
	Simuliidae	5	5	4
	Stratiomyidae		4	4
	Syrphidae			1
	Tabanidae		4	4
	Thaumaleididae		2	2
	Tipulidae	5	5	4
Megaloptera	Sialidae	4	4	5
Planipennia	Osmylidae			10
	Sysiridae			9
Lepidoptera	Crambidae (=Pyralidae)			7
Isopoda	Asellidae	3	3	3
Amphipoda	Gammaridae	6	6	5
Decapoda	Astacidae	8	8	10
	Atyidae			7
	Cambaridae			3
	Palaemonidae			10
Copepoda				3
Ostracoda			3	3
Cladocera				3
Hydracarina			4	4
Porifera	Spongillidae			8
Cnidaria	Hydridae			5

El Biological Monitoring Working Party Catalonia (BMWPC), desenvolupament i actualització.

Ordre	Famílies	Valor Tàxons		
		BMWP	IBMWP	BMWPC
Turbellaria	Dugesidae		5	5
	Planariidae	5	5	5
Oligochaeta	Enchytraeidae			1
	Haplotaxidae			1
	Lumbricidae			1
	Lumbriculidae			1
	Naididae			3
	Tubificidae			1
Hirudinea	Erpobdellidae	3	3	3
	Glossiphoniidae	3	3	5
	Hirudidae	3	3	3
	Piscicolidae	4	4	4
Gasteropoda	Ancylidae	6	6	6
	Bithyniidae		3	3
	Hydrobiidae	3	3	3
	Lymnaeidae	3	3	3
	Neritidae		6	5
	Physidae	3	3	3
	Planorbidae	3	3	3
	Valvatidae	3	3	3
	Viviparidae	6	6	6
	Bivalvia	Corbiculidae		
Dreissenidae				3
Margaritiferidae				7
Sphaeriidae		3	3	5
Unionidae		6	6	5
Famílies incloses al BMWPC				

Taula 4.1b. Relació de famílies no considerades al BMWPC, amb indicació del valor donat pels índexs BMWP i IBMWP.

Ordre	Famílies	Valor Tàxons	
		BMWP	IBMWP
Coleoptera	Chrysomelidae	5	4
	Clambidae	5	5
	Curculionidae	5	4
Amphipoda	Corophidae	6	6

Els valors ecològics de tolerància, en un rang de 10 pels intolerants a 1 pels més tolerants, s'han atorgat gràcies a l'anàlisi exhaustiva dels 110 punts de mostreig de la xarxa de control de l'ACA (Benito i Puig, 1999). Per les famílies absents a les CIC s'han analitzat les dades provinents de diferents projectes realitzats pel grup de Ecologia Fluvial del CEAB-CSIC. Finalment, s'ha inclòs la informació facilitada pels especialistes que han col·laborat en la realització de la guia il·lustrada dels macroinvertebrats dels rius catalans (Puig i Benito, 1999), per tal de poder atorgar el valor ecològic de tolerància a famílies molt rares amb distribucions molt reduïdes.

L'aplicació al llarg de 10 anys (1995-2004) del BMWPC ha fet palesa la dificultat per identificar a nivell de família els oligoquets, per la qual cosa es recomana a nivell pràctic separar només la família Naididae de la resta dels oligoquets, que es consideraran conjuntament donat que tots tenen atorgat el mateix valor d'1 dins la taula emprada (Taula 4.1a).

4.2. Paràmetres descriptors de les comunitats de macroinvertebrats i dels índexs del sistema BMWPC.

Els paràmetres que descriuen i/o caracteritzen les condicions dels trams fluvials es van triar inicialment en funció del seu paper com a

descriptors de les comunitats de macroinvertebrats que hi viuen (Benito i Puig, 1999). Per la majoria d'ells és ben coneguda la importància en l'estructuració de les comunitats bentòniques (Wright et al., 1988; Benito et al., 1996; Barbour et al., 1999; Goethals et al., 2004). Aquests paràmetres són:

- Altitud
- Superfície de la conca de drenatge
- Temporalitat
- Conductivitat a 25° (màxima anual)
- Amplada inundada (mínima anual)
- Cabal (mínim anual)
- Temperatura (mínima anual)
- Oxigen dissolt (valor mínim anual)
- % Saturació d'oxigen dissolt (mínima anual)
- Composició del substrat de la llera
- Recobriment per flora submergida del substrat
- pH (mínim anual)
- Amoni dissolt
- Temperatura de l'aire (màxima anual)

Posteriorment, el fet d'introduir estacions de referència en les que el seguiment físic i químic era només puntual, així com la impossibilitat de mesurar amb periodicitat mensual les variables hidromorfològiques i atmosfèriques, ha fet que s'excloués la temperatura de l'aire i que per la majoria dels paràmetres físics, químics i hidromorfològics es treballi amb les dades corresponents al mostreig del macroinvertebrats, no amb valors màxims o mínims anuals.

Actualment es treballa amb 23 paràmetres (Taula 4.2), tan geogràfics com geològics, d'ús del sòl, hidromorfològics, físics i químics. Aquests descriptors inclouen bona part dels paràmetres inclosos dins la DMA com a variables per definir les eco-regions i/o per fer el seguiment de la qualitat ecològica dels ecosistemes fluvials (Taula 4.2).

Si es compara el conjunt de paràmetres emprats per diferents autors que han treballat en la descripció o adaptació de les diferents versions de l'índex BMWP i del mètode predictiu RIVPACS, veiem que el nombre i els tipus de descriptors utilitzats són bastant diferents (Taula 4.2), ja que depenen de l'objectiu real que perseguia cada treball. Tot seguit es descriuen alguns exemples.

Armitage et al. (1983) pretenien relacionar els valors dels índexs BMWP i ASPT de punts sense contaminar (268 punts de 41 rius) amb les característiques de cada tram, per la qual cosa varen seleccionar paràmetres d'estructura de la llera, paràmetres químics i l'altitud; aquest darrer descriptor defineix els límits de distribució de molts grups aquàtics i pot condicionar el valor dels índexs.

En l'estudi del comportament del IBMWP en relació amb la contaminació a la conca del riu Genil; Zamora-Muñoz i Alba-Tercedor (1996) fan servir fonamentalment paràmetres físics i químics que es consideren descriptors del grau de contaminació/alteració fluvial (nutrients, cations, conductivitat i temperatura), així com tres variables que poden ser limitants per la distribució dels macroinvertebrats aquàtics.

Taula 4.2. Relació de paràmetres emprats per diferents autors en la descripció i/o predicció dels índexs del sistema BMWP. Amb negreta estan assenyalats els descriptors que es troben inclosos dins la DMA com variables per la tipificació de les regions ecològiques, segons l'opció B. Amb cursiva s'indiquen els paràmetres per avaluar l'estat ecològic dels rius segons la mateixa DMA.

PARAMETRES	BMWP ¹	IBMWP ²	BMWP ^{THAI}	BMWPC ⁴	RIVPACS GALICIA ⁵	RIVPACSI ^{III} ⁶
Latitud				X		X
Longitud				X		X
Altitud (m)	X	X	X	X		X
Distància naixement (km)				X	X	X
Àrea conca (km²)				X		
Ús agrícola (%)				X		
Bosc %				X		
Urbà+varis%				X		
Terrenys carbonatats %				X		
Substrats gruixuts %				X		
Graves %				X		
Substrats fins %				X		
Composició mitjana substrat (phi) *	X		X	X	X	X
Macròfits recobriment màxim %	X					
Amplada inundada(m)	X		X	X		X
Profunditat mitjana(cm)	X		X	X		X
Pendent	X	X	X			X
Cabal	X	X				X
Velocitat aigua **	X		X			
Temperatura aigua		X	X	X		
pH	X		X	X		
Conductivitat		X	X	X		
Oxigen dissolt	X		X	X		
DBO ₅			X			
Nitrats			X	X		
N Total	X				X	
Nitrits		X		X		
Amoni		X		X		

El Biological Monitoring Working Party Catalonia (BMWPC), desenvolupament i actualització.

Fosfats (SRP)	X	X	X	X		
Clorurs	X	X			X	
Alcalinitat	X				X	X
Dia mostreig (estiu)	X					
Cations majoritaris dissolts		X				
Temperatura mitjana aire						X
Amplitud tèrmica aire						X

¹ Armitage et al., 1983; ² Zamora-Muñoz i Alba-Tercedor, 1996; ^{THAI} Mustow, 2002;

⁴ Benito i Puig, 1999, i present memoria; ⁵ Armitage et al., 1990; ⁶ Wright, 2000;

* estima de phi segons Cummins, 1962;

** diferents mesures de la velocitat considerades.

El desenvolupament del sistema BMWP per una conca fonamentalment agrícola a Tailàndia (Mustow, 2002) inclou com a descriptors dels valors de tolerància dels tàxons i dels índexs (BMWP i ASPT) paràmetres associats amb l'entrada difosa de nutrients (fosfats i nitrats) i amb certa carrega de matèria orgànica, juntament amb paràmetres descriptors de l'estructura hidromorfològica de la llera i, com sempre l'Altitud pel seu caràcter limitant de la distribució biogeogràfica de molts grups de macroinvertebrats.

Pel que fa a les variables necessàries per predir les comunitats i els índexs del sistema BMWP, les variables a fer servir dependran de la zona biogeogràfica, de l'extensió de les conques d'estudi i de la seva heterogeneïtat. Per exemple, per l'aplicació del RIVPACS III a tota la Gran Bretanya, Wright (2000) recomana fer servir 12 variables (Taula 4.2), que permeten assignar amb un 51,6% de precisió els 614 punts de referència dintre dels seus grups ecològics (eco-regions *sensu lato*), segons la classificació nacional anglesa, amb la predicció de la seva composició faunística. Per contrapartida, en l'aplicació del RIVPACS I a

dos subconques del riu Miño (Galícia) amb un gradient de contaminació manifest, per predir les comunitats i els valors del BMWP només calen 5 paràmetres (Armitage et al., 1990), tres descriptors de contaminació (Clorurs, Alcalinitat i N total), que defineix els gradients dels eixos principals dels rius i la composició mitjana del substrat (ϕ); aquest darrer paràmetre defineix el tipus i l'heterogeneïtat del substrat de la llera del riu (Cummins, 1962). Que només calguin 5 paràmetres es deu, de fet, a que les diferències entre estacions segueixen un gradient altitudinal longitudinal que corre més o menys paral·lel al gradient de contaminació.

En el nostre cas, s'han fet servir 23 variables, de les quals 12 (remarcades en blau a la Taula 4.2) permeten predir els valors dels índexs del sistema BMWPC. Les altres 11 variables determinen les distribucions dels tàxons quan es treballa per conques, tal i com es veurà en el proper capítol.

4.3. ¿Quines relacions existeixen entre els valors dels índexs del sistema BMWPC i les variables ambientals pel conjunt de punts de la xarxa de control de les CIC?

Com que les mesures de composició del diferent tipus de substrat es van fer durant la campanya de primavera 1997 i la de 2001, tenint en compte que les dades del 1997 van servir per establir l'índex BMWPC (Benito i Puig, 1999) i que les dades del 2001 es van ampliar amb més punts de seguiment per la qualitat ecològica, els resultats que s'analitzaran a continuació parteixen de les dades corresponents a la primavera de 2001 per totes les CIC.

El primer que cal fer és comprovar el grau d'independència de les diferents variables considerades (23 paràmetres). Per a això s'han calculat les correlacions dos a dos de tots els paràmetres ambientals (Taula 4.3). S'han trobat 2 parelles de variables dependents: àrea de la conca i distància del naixement, amb un coeficient de correlació de 0,902; i els percentatges d'ús agrícola i d'ús forestal (%BOSC). En aquests casos, s'ha triat pel seu ús posterior la distància del naixement i un dels percentatges d'ús del sòl, en funció de la seva resposta davant les anàlisis complementàries que s'han fet després. A més, phi es dependent dels percentatges de substrat groller i de substrats fins; en aquest cas s'ha escollit el més significatiu en cada cas. També es dona una correlació alta entre l'amplada i la distància del naixement, relació lògica en rius petits com són els de les CIC, així com entre nitrats i amoni, encara que no es poden considerar dependents per complet.

Taula 4.3. Valor del coeficient de correlació de Pearson estimat entre les diferents variables ambiental considerades (en negreta $p < 0.001$, en cursiva $p < 0.01$ i en lletra normal $p < 0.05$).

	YUTM	XUTM	ALTI	AREA	DIST	AGRIC	BOSC	ZUVA	CATOT
XUTM	0,5143	1							
ALTI	0,4115		1						
AREA			-0,3278	1					
DIST			-0,3737	0,902	1				
AGRIC	-0,2004		-0,332			1			
BOSC			0,2266			-0,9285	1		
ZUVA			0,225				-0,3638	1	
CATOT	-0,2383	-0,4184				0,2808	0,3171		1
SGROS			0,4064			-0,3795	0,3253		
GRAVA									
SFINS	-0,2942		-0,3228			0,3105	0,2717		

*El Biological Monitoring Working Party Catalonia (BMWPC),
desenvolupament i actualització.*

AMPLA				0,5625	0,6699				
FOND				0,1961	0,2376			0,2643	
TEMP	-0,2317		-0,5331			0,2689	-0,2325		
PH		-0,2305	0,4451		-0,1975				0,3257
COND	-0,4619	-0,2507	-0,3222	0,2767		0,3922	-0,425		0,3867
OXDIS	0,2942		0,4002			-0,214	0,203		
NITRAT						0,4727	0,3778		
NITRIT	-0,2742		-0,304			0,2591	0,2946		0,2188
AMONI	-0,2395		-0,2746			0,2	0,2902	0,2802	
FOSF			-0,2515			0,3387	0,3434		
PHI	-0,2587		-0,4017			0,3869	0,3332		

	SGROS	GRAVA	SFINS	AMPLA	FOND	TEMP	PH	COND	OXDIS
GRAVA	-0,4465	1							
SFINS	-0,5948	-0,2835	1						
AMPLA			-0,2009	1					
FOND				0,2255	1				
TEMP			0,1996			1			
PH			-0,2349			-0,2512	1		
COND	-0,3192		0,1983			0,3066		1	
OXDIS	0,273	-0,2043				-0,4498		0,5289	1
NITRAT	-0,2395				-0,265			0,2605	
NITRIT	-0,2587					0,3495		0,4975	0,4608
AMONI		0,2251				0,3922		0,5048	0,5076
FOSF	-0,2937	0,301				0,3494		0,3772	0,5079
PHI	-0,8853		0,8957				-0,2229	0,2833	-0,2133

Taula 4.3. Continuació.

	NITRAT	NITRIT	AMONI	FOSF
NITRAT	1			
NITRIT	0,2716	1		
AMONI		0,6476	1	
FOSF	0,2194	0,501	0,4272	1
PHI		0,2427		0,2001

(YUTM = Latitud geogràfica; XUTM = Longitud geogràfica; ALTI= Altitud s.n.m; AREA = Àrea de la conca de drenatge; DIST = Distància al naixement; AGRIC = % superfície sòl ús agrícola; BOSC = % superfície forestal; ZUVA = % superfícies sòl ús urbà i altres; CATOT = % sols carbonatats de qualsevol tipologia; SGROS = % substrats grollers; GRAVA = % grava; SFINS = % substrats fins; AMPLA = Amplada inundada; FOND = Fondària mitjana; TEMP = Temperatura; pH = valor del pH; COND = Conductivitat; OXDIS = Oxigen dissolt; SATOD = % de saturació d'oxigen dissolt; NITRAT = Concentració de nitrats; NITRIT = Concentració de nitrits; AMONI = Concentració d'amoni; FOSF = Concentració de fosfats; PHI = Valor mitjà de la mida del substrat)

A continuació, s'han calculat les correlacions existents entre els paràmetres ambientals i el valor del BMWPC, el nombre de tàxons i el valors d'ASPT (Taula 4.4). El primer que es pot observar és que els tres índexs no es comporten exactament igual, encara que els paràmetres amb correlacions més altes ($p < 0,001$) siguin els mateixos pels tres. Del conjunt de paràmetres, l'altitud i la latitud constitueixen dos gradients biogeogràfics clars i clàssics; un nord-sud que, en part, separaria conques i subconques (Puig, 1984) i que per les CIC és al mateix temps un gradient d'aridesa (Munné et al., 2003); i l'altre és el gradient altitudinal que és també un gradient de condicions climàtiques i representa, a més, el gradient longitudinal natural dins cada conca (Prat et al., 1984; Puig, 1984; Puig et al., 1987). Ambdós paràmetres estan correlacionats positivament, o sia, que els valors més alts de tots tres índexs es troben a les capçaleres de les conques que neixen als Pirineus (Puig, 1984; Puig i Ubero-Pascal, 2003). Un segon grup de paràmetres són descriptors de contaminació, ja sigui per la reducció en la seva

concentració com és l'oxigen dissolt, tal com indica la seva correlació positiva amb tots tres índexs i negativa amb els altres paràmetres d'aquest grup (Taula 4.3), o per nivells importants que s'incrementen perquè són contaminants o productes dels processos associats. Aquest és el cas dels fosfats, els nitrits i l'amoni juntament amb la conductivitat, encara que aquest darrer paràmetre té també caràcter de descriptor del gradient longitudinal dels eixos principals dels rius (Puig et al., 1987; Sabater et al., 1991). És important fixar-se, especialment, en la correlació que presenta el valor de BMWPC amb l'ús del sòl (% ús forestal), tal i com ja s'ha indicat per altres estimacions de la qualitat (Hughes i Omernick, 1983; Barbour et al., 1999; Allan, 2004). En aquest punt cal remarcar l'absència de correlació dels índexs amb la longitud geogràfica i, especialment, amb l'amplada i la fondària mitjana del tram. També és important el fet que el nombre de tàxons no estigui correlacionat amb la distància al naixement, o sia, la riquesa de tàxons no té perquè ser màxima a les capçaleres (Ward i Stanford, 1983).

Taula 4.4. Valors del coeficient de correlació de Pearson estimat entre els índexs del sistema BMWPC i les variables ambientals considerades (en negreta $p < 0.001$, en cursiva $p < 0.01$ i en lletra normal $p < 0.05$). Les equivalències de les abreviacions es poden veure a la taula 4.3.

	BMWPC	TAXONS	ASPT
YUTM	0,5251	0,5029	0,3539
XUTM			
ALTI	0,523	0,409	0,4939
AREA	-0,2441		-0,327
DIST	-0,2356		-0,324
AGRIC	-0,4472	-0,3993	-0,3829
BOSC	0,4615	0,4404	0,4113
ZUVA			
CATOT	-0,2032		
SGROS	0,307	0,2595	0,3219
GRAVA			-0,2099
SFINS	-0,2345		
PHI	-0,294	-0,2378	-0,267
AMPLA			
FOND			
TEMP	-0,3791	-0,326	-0,3758
PH	0,2539	0,2427	0,1984
COND	-0,5623	-0,5256	-0,5655
OXDIS	0,5896	0,5522	0,5611
NITRAT	-0,265	-0,2202	
NITRIT	-0,5069	-0,4855	-0,4953
AMONI	-0,4621	-0,4866	-0,502
FOSF	-0,4872	-0,4791	-0,4374

Veiem ara quina és la relació que existeix entre els tres índex del sistema BMWPC per tal d'esbrinar per què el seu comportament és un xic diferent. El més directe i senzill és estimar la seva relació mitjançant una regressió simple, on el nombre de tàxons serà la variable independent i el valor del BMWPC o el valor d'ASPT les variables dependents, mentre que l'ASPT serà la variable independent quan s'estudia la seva relació amb el valor del BMWPC, que serà la variable dependent. Com podem veure a la figura 4.1, existeix una clara

dependència del BMWPC del nombre de tàxons com fora d'esperar (Marchant i Hehir, 2002), ja que si augmenta el nombre de tàxons augmenta el valor del BMWPC. La relació entre ambdós índexs és lineal, amb un coeficient de regressió molt alt ($R^2=92,68\%$, $p<0,001$). En canvi, la relació existent entre el nombre de tàxons i l'ASPT és més baixa, a més de no ser lineal; com és pot observar la regressió que s'ajusta a la distribució dels dos índexs és de tipus polinòmic (Fig. 4.2), amb un coeficient de regressió encara alt ($R^2=74,75\%$, $p<0,001$). De fet, pensem que el nombre de famílies amb valor màxim (10) és limitat, de manera que quan ja han aparegut totes aquestes famílies l'augment del nombre tàxons presents no fa res més que reduir el valor mitjà de la comunitat present (ASPT).

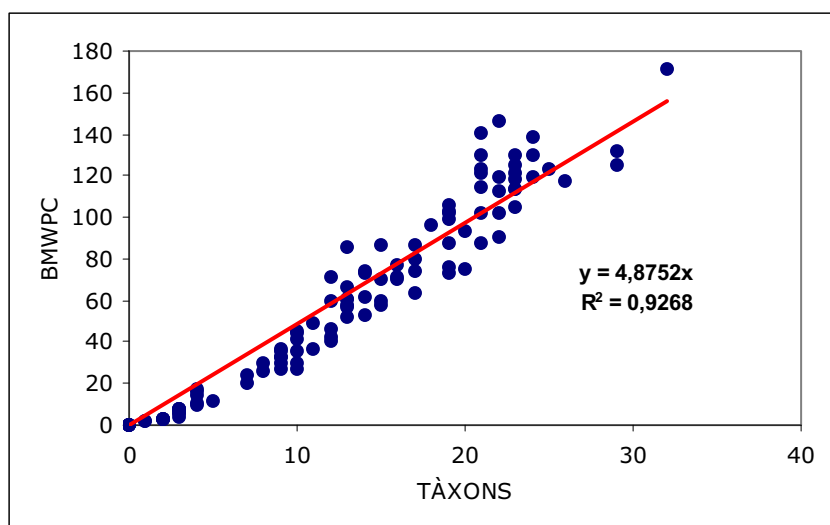


Figura 4.1. Relació existent entre el nombre de tàxons i el valor de l'índex BMWPC; s'inclou la recta de regressió amb la seva fórmula i el valor de la R^2 .

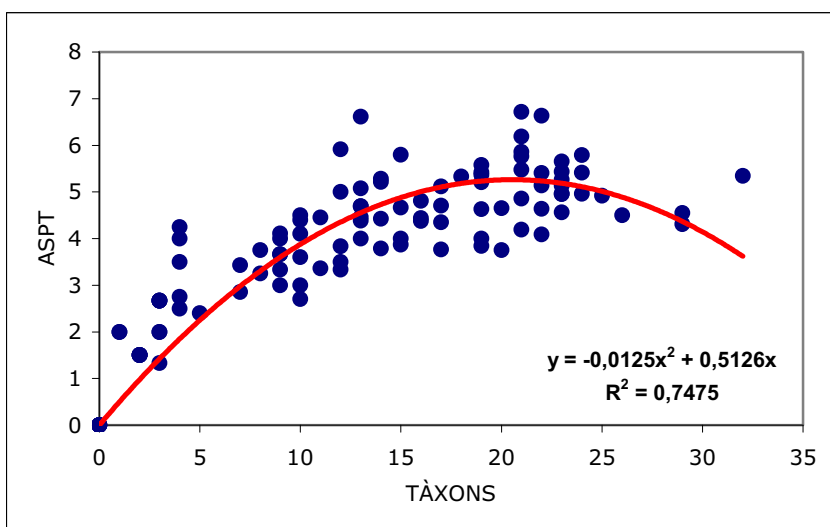


Figura 4.2. Relació existent entre el nombre de tàxons i el valor de l'índex ASPT; s'inclou la recta de regressió amb la seva fórmula i el valor de la R^2 .

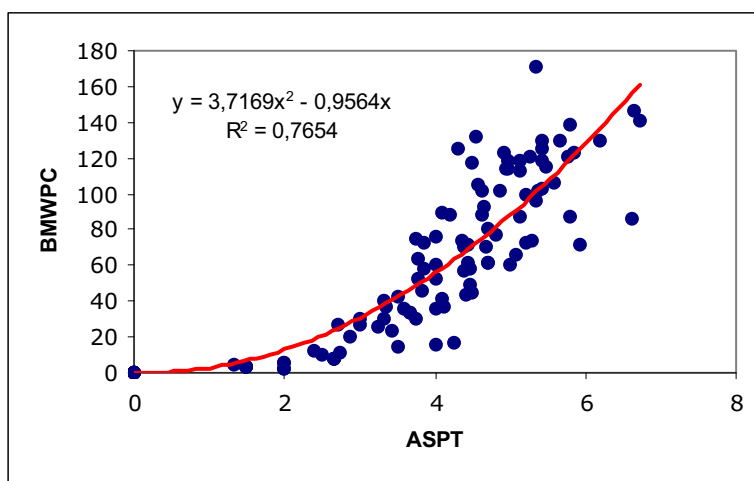


Figura 4.3. Relació existent entre els valors del índex ASPT i BMWPC; s'inclou la recta de regressió amb la seva fórmula i el valor de la R^2 .

El valor del coeficient de correlació de Pearson estimat ($R=0,8407$) és un xic més baix que l'estimat per la xarxa fluvial del País Basc ($R=0,8897$) (Rico et al., 1992). Finalment, en comprovar la relació que existeix entre els valors de l'ASPT i del BMWPC podem veure que la relació no és lineal sino polinòmica (Fig. 4.3); a més, el coeficient de regressió també té un valor similar ($R^2=76,54\%$, $p<0,001$), com en el cas previ. La interpretació de la relació que presenten ambdós índexs, resideix en que un valor molt baix d'ASPT es dona en punts amb un nombre molt reduït de tàxons que generen un valor molt baix del BMWPC. Un increment relatiu més gran d'aquest índex en relació amb el valor d'ASPT el trobem a partir de valors de 3 d'aquest últim, el que correspon amb trams de riu amb més de 8 tàxons presents.

4.4. Predicció dels valors dels índexs del sistema BMWPC pel conjunt de punts de la xarxa de control de les CIC.

El sistema més directe consisteix en estimar les regressions múltiples que permeten predir els valors dels índexs a partir dels paràmetres ambientals. Per fer aquests càlculs s'ha emprat el programa Statistica (Statsoft, 1999). En la taula 4.5 es mostren els resultats obtinguts per tots tres índexs, fent servir només variables amb $p < 0,05$. S'han considerat dos opcions per cada índex; la primera amb el valor d'intersecció dels eixos proposat pel model del programa estadístic, la segona forçant la intersecció en l'origen que és la situació real que es produeix. Si no hi ha tàxons els valors de BMWPC i ASPT són 0, en l'últim cas per conveni, mentre que si el valor d'ASPT és 0 el de BMWPC també ho és.

El valor de BMWPC es pot predir a partir de cinc descriptors, que són la latitud, altitud, el % d'ús forestal a la conca de drenatge associada, la concentració d'oxigen dissolt i la concentració de nitrits. Els quatre primers descriptors tenen coeficients positius, o sia, per les CIC, com més al nord, a més altitud, amb major recobriment forestal de la conca i més alta sigui la concentració d'oxigen dissolt; el valor possible del BMWPC serà més gran (Fig. 4.4).

Taula 4.5. Valors i coeficients associats a les regressions múltiples estimades, on BMWPC, ASPT i TÀXONS (nombre de tàxons) són les variables dependents i els paràmetres ambiental les variables independents (Intercpt = constant de la regressió; R^2 = coeficient de correlació múltiple al quadrat). Les equivalències de les abreviatures es troben en la taula 4.3.

BMWPC

		t	p
Intercpt	-1583,54223	-3,81364819	0,00024339
YUTM	0,00033806	3,75381922	0,0002999
ALTI	0,03206493	2,44433111	0,01635654
BOSC	0,69568553	3,95233559	0,00014881
OXDIS	3,97642151	4,12580601	0,0000792
NITRIT	-13,9156982	-2,12555863	0,03613386
	$R^2 = 61,95\%$		

TÀXONS

		t	p
Intercpt	-337,864342	-4,36107175	0,00003254
YUTM	0,00007287	4,33144093	0,00003643
BOSC	0,12887672	3,75106017	0,00030123
OXDIS	0,72887209	3,84602547	0,00021598
AMONI	-0,17818667	-2,04442468	0,0436496
	$R^2 = 53,72\%$		

ASPT

		t	p
Intercpt	1,20717306	2,0157494	0,0466212
ALTI	0,00161788	3,2695744	0,00149601
BOSC	0,02113097	3,02536797	0,00318674
OXDIS	0,13498644	3,42492776	0,00090619
AMONI	-0,04232975	-2,41260951	0,01773805
	$R^2 = 49,9\%$		

A l'inrevés, els nitrats tenen un coeficient negatiu, que indica que si augmenta la seva concentració baixa el BMWPC (Fig. 4.4). La regressió múltiple obtinguda expressa el 61,95% de la variança que presenta el BMWPC.

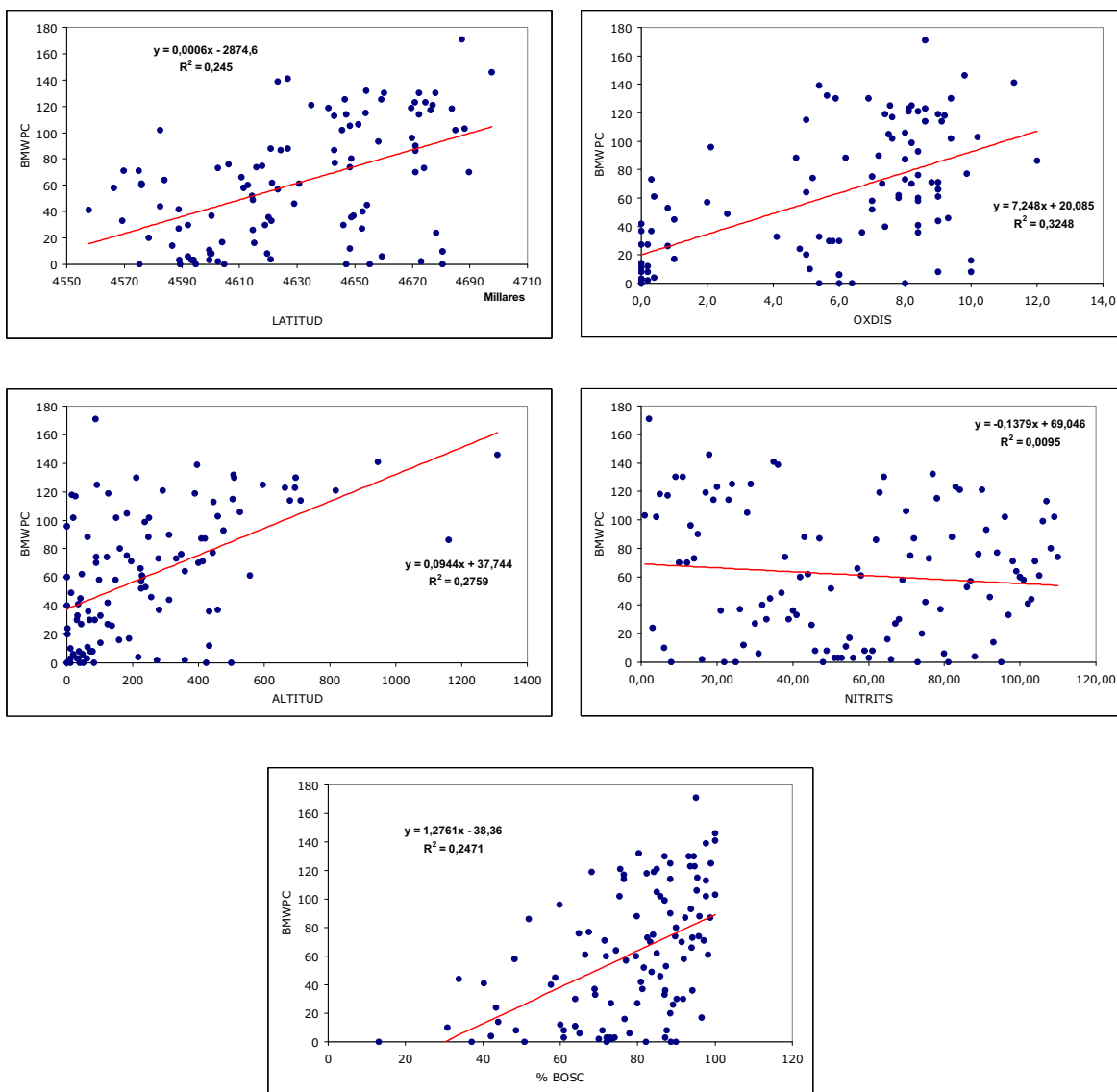


Figura 4.4. Representació gràfica de les regressions simples existents entre l'índex BMWPC i els paràmetres ambientals inclosos en la regressió múltiple estimada. S'inclou la fórmula de la regressió i el valor de la R^2 .

El nombre de tàxons és pot predir a partir de quatre paràmetres. Aquests descriptors són la latitud, el percentatge d'ús forestal del sòl, la concentració d'oxigen dissolt i la concentració d'amoni (Taula 4.5). Els tres primers tenen coeficients positius, com en el BMWPC, mentre que l'amoni presenta un coeficient negatiu que implica que el nombre de tàxons minva segons s'incrementa la concentració d'amoni en l'aigua del

riu. Que l'amoni és tòxic per un rang molt ampli d'organismes aquàtics ha estat comprovat en diferents estudis (Hellowell, 1978; Margalef, 1983; Puig et al., 1987; Ward, 1992). El valor predictiu d'aquesta regressió és més baix que pel BMWPC, ja que explica només el 53,72% de la variança.

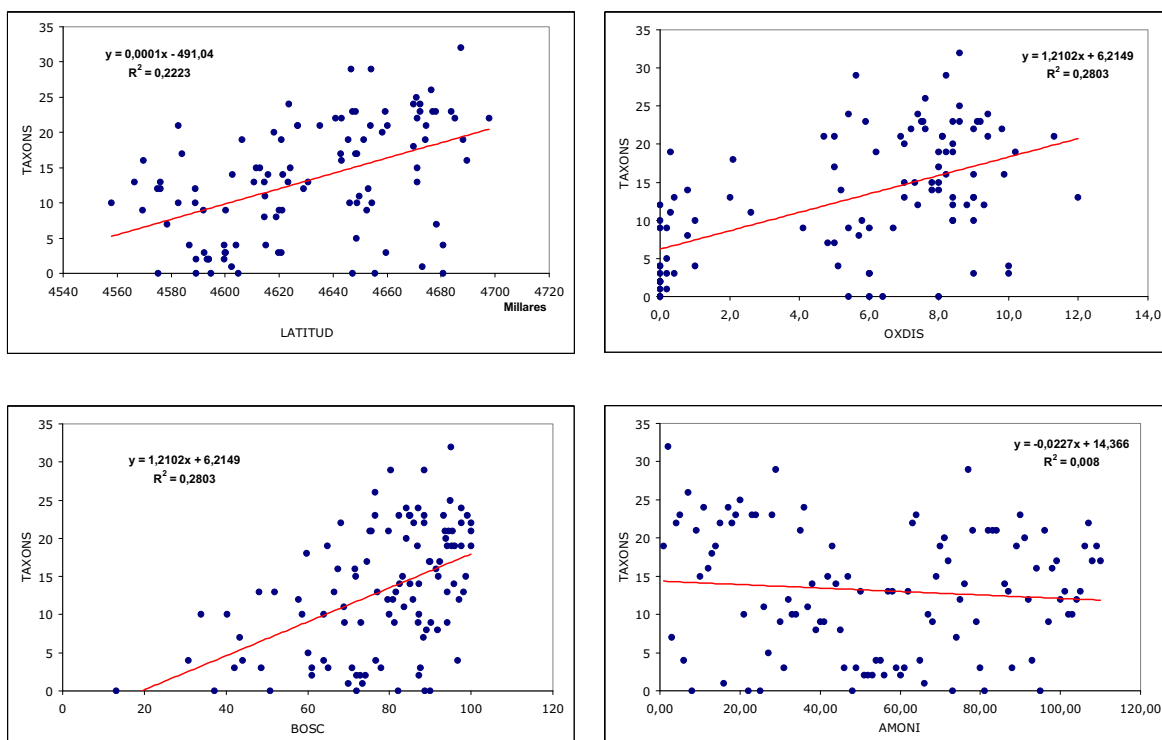


Figura 4.5. Representació gràfica de les regressions simples existents entre el nombre de TÀXONS i els paràmetres ambientals inclosos en la regressió múltiple estimada. S'inclou la fórmula de la regressió i el valor de la R^2 .

El valor de l'índex ASPT pot ser predit mitjançant una regressió múltiple que inclou quatre paràmetres. Aquests descriptors són l'altitud, el percentatge d'ús forestal del sòl, la concentració d'oxigen dissolt i la concentració d'amoni (Fig. 4.6). Els tres primers amb coeficients positius, i l'amoni amb coeficient negatiu, que implica l'efecte negatiu de l'augment de la seva concentració en la mitjana dels valors ecològics

dels tàxons presents, o sigui que quan augmenta l'ameni els tàxons que viuen en aquestes condicions són més tolerants davant la contaminació, tal com era d'esperar. La regressió múltiple obtinguda és la que té un valor predictiu més baix; només encertarà el valor d'ASPT en menys del 50% dels casos, ja que explica el 49,9% de la variança observada (Taula 4.5).

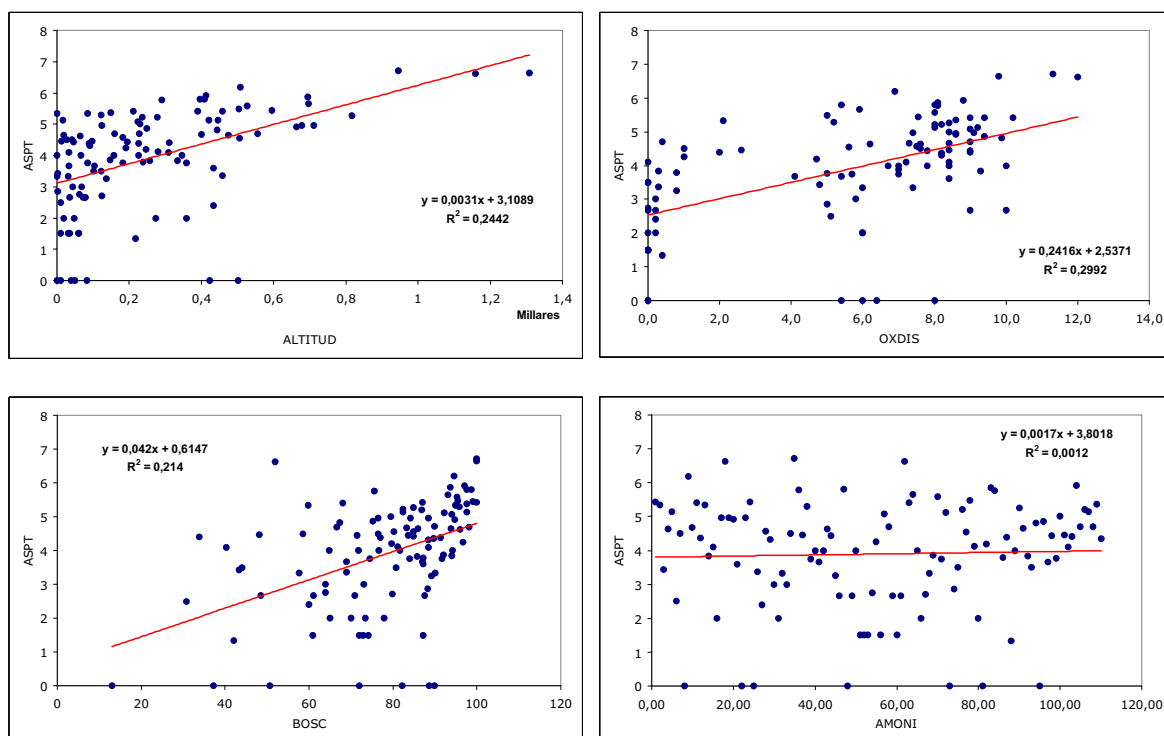


Figura 4.6. Representació gràfica de les regressions simples existents entre el l'índex ASPT i els paràmetres ambientals inclosos en la regressió múltiple estimada. S'inclou la fórmula de la regressió i el valor de la R^2 .

Les dades que hi ha publicades de predicció d'altres versions d'aquest sistema d'índexs corresponen a estudis fets per punts de referència (Armitage et al., 1983; Wrigth, 2000). Només hem trobat un treball que ofereixi dades de la relació dels tres índexs del sistema BMWP (IBMWP) amb les variables del medi en un sistema alterat (Morais et al., 2004),

però per comparar els efectes de l'efluent d'una depuradora en un riu temporal, al llarg d'un cicle hidrològic, per la qual cosa el nombre de casos és molt reduït (12 casos). En aquest estudi, el nombre de tàxons i el valor de l'IBMWP no presenten relacions significatives amb cap dels paràmetres considerats (principalment nutrients i variables físiques i químiques), mentre que el valor d'ASPT es pot predir fent servir una regressió que inclou com a descriptors la concentració d'oxigen dissolt, al igual que en el nostre cas, i el cabal, aquest últim amb coeficient negatiu. Cal recordar que l'augment de cabal té el seu origen en el cabal que aporta l'efluent de la depuradora i la seva qualitat química és inferior a la del medi receptor, o sia que degrada el medi (Morais et al., 2004).

4.5. Predicció dels valors dels índexs del sistema BMWPC pel conjunt de punts sense contaminació inclosos a la xarxa de control de les CIC.

Per tal de poder comparar els resultats obtinguts en aquest treball amb els resultats dels treballs originals del BMWP (Armitage et al, 1983), s'ha fet una segona aproximació emprant només els 37 punts que pertanyen a la Classe I de qualitat segons el BMWPC (Benito i Puig, 1999). L'anàlisi ha estat realitzada amb les dades corresponents a la primavera del 2001. Com en l'apartat precedent, en aquest cas s'han triat les dades d'aquest any pel fet que alguns dels punts de referència han estat incorporats amb posterioritat al 1997.

Per aquest grup d'estacions les correlacions obtingudes entre els índexs han estat més baixes; de fet, només el BMWPC i el nombre de taxons es troben clarament correlacionats ($r=0,72$, $p<0,001$), mentre que l'ASPT presenta una correlació amb el nombre de tàxons i el valor del BMWPC molt baixa ($r=0,38$ i $r=0,36$, respectivament, amb $0,025>p<0,05$). No

obstant, sí mantenen el mateix tipus de relació de dependència que en les anàlisis fetes per tots els punts de la xarxa de control (Figs. 4.1 a 4.3), tal i com pot observar-se en les figures 4.7, 4.8 i 4.9.

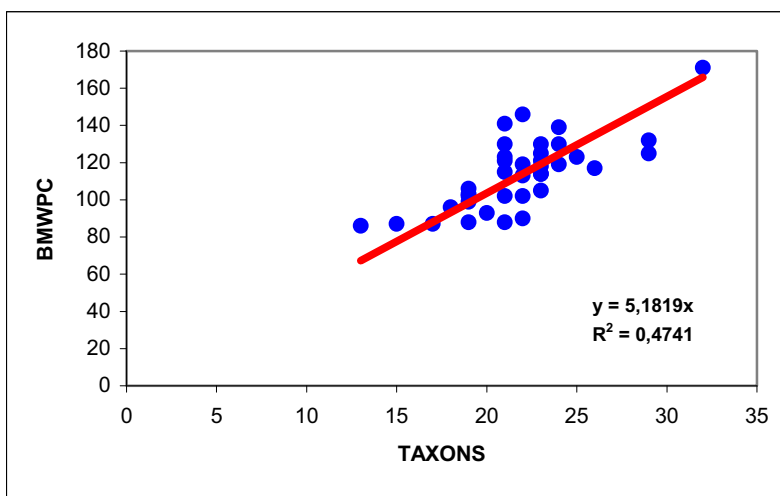


Figura 4.7. Relació existent entre el nombre de tàxons i el valor de l'índex BMWPC pels punts de la Classe I. S'inclou la recta de regressió amb la seva fórmula i el valor de la R^2 .

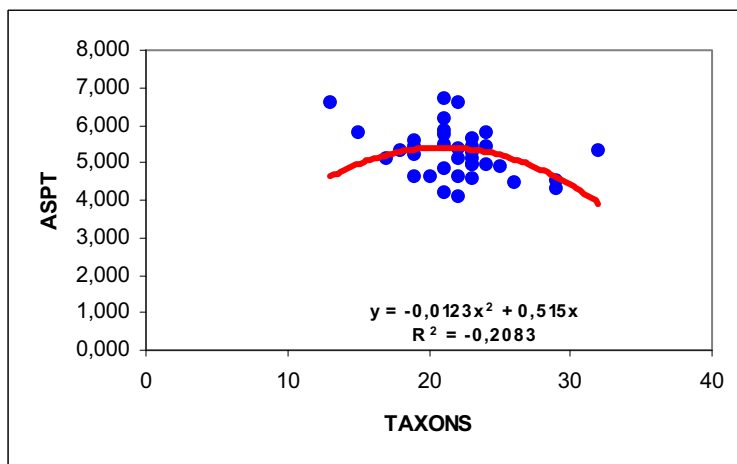


Figura 4.8. Relació existent entre el nombre de tàxons i el valor de l'índex ASPT pels punts de la Classe I. S'inclou la recta de regressió amb la seva fórmula i el valor de la R^2 .

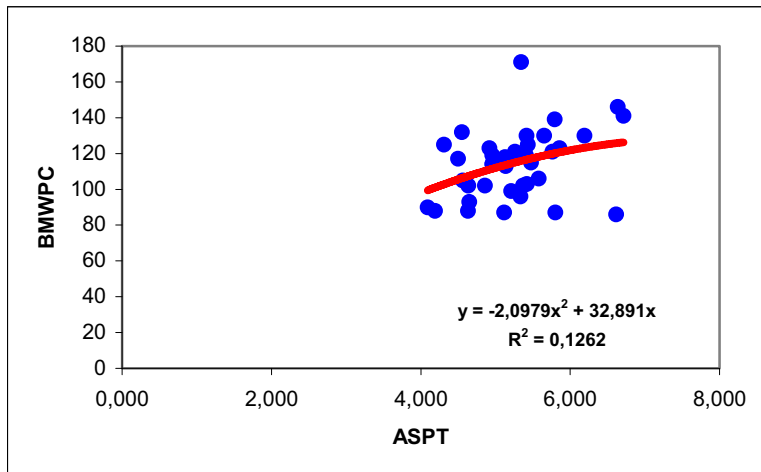


Figura 4.9. Relació existent entre els valors dels índexs ASPT i BMWPC pels punts de la Classe I. S'inclou la recta de regressió amb la seva fórmula i el valor de la R^2 .

El valor del coeficient de regressió obtingut per la relació del BMWPC amb el nombre de tàxons ($R^2=47,41\%$, $p<0,001$), manté la seva relació lineal per un rang de probabilitat alt, encara que només un xic menys del 50% dels casos s'ajusti bé a aquesta regressió. En el cas de la relació entre l'ASPT i el nombre de tàxons, ens trobem en el rang màxim de la corba pel que fa als valors de l'ASPT. En aquesta zona de la corba, valors del nombre de tàxons que poden diferir en 12 unitats donen el mateix valor d'ASPT, pel que és lògic que el coeficient de regressió sigui baix ($R^2=20,83\%$, $p=0,028$). Pel que fa a la regressió obtinguda pel valor del BMWPC en funció del valor d'ASPT, no és pot parlar realment de que existeixi una relació de dependència clara ja que el valor predictiu de la regressió és molt baix ($R^2=12,62\%$) encara que la probabilitat sigui inferior a 0,05.

Si s'analitza la relació que existeix entre els tres índexs i els paràmetres ambientals (Taula 4.6), és evident que només el valor d'ASPT està correlacionat amb més d'un paràmetre. El valor de BMWPC decreix quan augmenten els nitrats, com és de esperar per comunitats integrades

fonamentalment per tàxons intolerants davant la contaminació (Ward, 1992).

Taula 4.6. Valors del coeficient de correlació de Pearson estimat entre els índexs del sistema BMWPC i les variables ambientals considerades, a partir de les dades dels punts de la Classe I del BMWPC (en negreta $p < 0.001$, en negreta i cursiva $p < 0.01$ i en lletra normal $p < 0.05$). Les equivalències de les abreviacions es poden veure a la taula 4.3.

	BMWPC	TAXONS	ASPT
XUTM		0,3574	
ALTI			0,6483
DIST			-0,4030
AGRIC			-0,4000
COND			-0,5291
OXDIS			0,3673
NITRIT	-0,3449		-0,4393

El nombre de tàxons, en canvi, apareix correlacionat amb la longitud geogràfica. Si tenim en compte amb quins punts estem treballant, el que indica aquesta correlació és la importància de les serres silíciques prelitorals, el Montseny especialment, en la riquesa de la comunitat (Puig, 1984; Puig, 1987; Prat et al., 2000). Per la seva part, el valor d'ASPT es troba correlacionat positivament amb l'altitud i amb la concentració d'oxigen dissolt. Que el valor d'ASPT augmenti amb l'altitud té a veure amb l'origen montà de bona part de les famílies amb valor de qualitat més alt (9-10), com són bona part de les famílies dels ordres Plecòptera, Efemeròptera i Trichoptera (Berthelemy, 1966; Puig, 1984; Bonada, 2004). L'ASPT presenta correlacions negatives amb altres quatre paràmetres, la distància al naixement, l'ús agrícola de la conca de drenatge, la conductivitat i la concentració de nitrats. El perquè d'aquesta última correlació és el mateix que ja hem exposat pel valor del BMWPC. L'efecte de l'ús agrícola de la conca de drenatge és clar ja que implica l'entrada de contaminació difosa (Sabater, 1988). Encara

que es tracti de petites concentracions de nutrients, es produeix una certa fertilització del medi aquàtic receptor, que pot implicar l'eliminació d'alguns tàxons intolerants o, si més no, que altres famílies un xic més tolerants puguin aparèixer amb la qual cosa el valor d'ASPT serà inferior. La relació negativa amb la conductivitat, es pot interpretar aquí no només com l'efecte negatiu de l'augment de la pol·lució i la seva relació inversa amb l'altitud, sinó com un paràmetre que separa els punts nets silícics, amb les conductivitats més baixes, de tots els altres (Puig, 1984).

Per tal de predir els valors dels tres índexs en aquest punts no contaminats o poc alterats de la Classe I de qualitat, segons el BMWPC, s'han fet regressions múltiples mitjançant el programa Statistica (StatSoft, 1999). S'han considerat el valor de BMWPC, el nombre de tàxons i el valor d'ASPT com variables dependents i els paràmetres ambientals com a variables independents, a més pels valors de BMWPC i ASPT s'ha inclòs el nombre de tàxons com variable independent (Taula 4.7).

El model per estimar el valor de BMWPC presenta un valor del coeficient de correlació múltiple alt ($R^2=71,83\%$); de fet és superior al que vàrem trobar pel conjunt de tots els punts (Taula 4.5). El que passa és que en aquest cas el model depèn molt del nombre de tàxons i no dels paràmetres ambientals. L'altitud i el nombre de tàxons tenen coeficients positius, i cal recordar que l'augment del nombre de tàxons implica l'augment lineal del valor de BMWPC (Fig. 4.7), el mateix que passa amb l'altitud. Per la seva part, els nitrats presenten el mateix component negatiu que ja mostraven en l'anàlisi de tots els casos d'estudi.

El nombre de tàxons pot ser predit a partir de la importància de l'ús forestal de la conca de drenatge (% BOSC) i de la concentració d'amoni, tal com apareixia en la regressió múltiple per tots els punts de mostreig.

Taula 4.7. Valors i coeficients associats a les regressions múltiples estimades, on BMWPC, ASPT i TÀXONS (nombre de tàxons) són les variables dependents i els paràmetres ambientals les variables independents a partir de les dades dels punts de la Classe I del BMWPC (Intercpt = constant de regressió; R^2 = coeficient de correlació múltiple al quadrat). Les equivalències de les abreviatures es troben en la taula 4.3.

BMWPC

		t	p
Intercpt	16,2962425	1,20063726	0,23898628
ALTITUD	0,0195964	2,9844461	0,00550118
NITRIT	-38,1498798	-1,93006944	0,06279183
TAXONS	4,25913232	7,9897084	0,000000005
	$R^2=71,83\%$		

TAXONS

		t	p
Intercpt	9,33187875	1,7735713	0,08628684
BOSC	0,11177403	2,06479528	0,0476794
TEMP	0,34052321	1,82551857	0,07789318
AMONI	-0,05180583	-2,40220106	0,02269224
	$R^2=25,14\%$		

ASPT

		t	p
Intercpt	6,1763682	11,0401895	0,000000000001
ALTITUD	0,00089267	3,20911183	0,00296095
COND	-0,00064241	-2,40063901	0,02216343
TAXONS	-0,04521047	-2,06122747	0,04723218
	$R^2=53,52\%$		

A més, la temperatura s'incorpora com a descriptor amb coeficient positiu. Aquesta relació té una interpretació difícil, a no ser que prenguem en consideració la teoria de la pertorbació intermèdia (Ward i

Stanford, 1983). Aleshores podem considerar que temperatures un xic més altes que les presents en moltes capçaleres poden afavorir l'augment de la riquesa de tàxons.

Els descriptors que permeten predir el valor d'ASPT són l'altitud, la conductivitat i el nombre de tàxons, els dos últims amb coeficients negatius. Ja hem raonat l'efecte negatiu de l'increment en el nombre de tàxons, a partir del moment en que ja han aparegut tots els tàxons dels valors màxims, que poden viure en una zona geogràfica concreta (Fig. 4.9), o de l'augment de la conductivitat, així com la relació inversa amb l'altitud (Taula 4.6).

Fins ara hem aplicat models predictius basats en regressions múltiples seguint la metodologia estàndard del paquet informàtic Statistica (StatSoft, 1999). Aquest mètode no permet emprar variables que no siguin significatives, amb probabilitats com a màxim inferiors a 0,1. En la major part dels casos s'han triat variables amb probabilitats inferiors a 0,05 per assegurar l'existència real de correlació entre els descriptors i el paràmetre a predir (Ros et al., 1978). Però ara, per tal de comparar amb d'altres treballs (Armitage et al., 1983; Marchant i Hehir, 2002), mostrarem els resultats obtinguts aplicant una regressió múltiple de tipus "stepwise forward selection method" (selecció seqüencial variable a variable). Aquest tipus de regressió inclou totes les variables possibles fins que no es produeix una reducció significativa en l'error dels quadrats mitjans amb l'addició de més variables (StatSoft, 1999). Es poden observar els resultats obtinguts en la Taula 4.8. En conjunt cal recordar que en els casos aquí considerats, les variables ambientals emprades no han estat sempre les mateixes (veure Taula 4.2). Tanmateix, podem trobar un seguit de paràmetres coincidents com són:

l'amplada, l'oxigen dissolt, la distància del naixement, els compostos de nitrogen i la fondària en el cas del valor del BMWP; les coordenades geogràfiques, la fondària, algun tipus de substrat, l'amplada i la distància al naixement, o la seva parella que és l'àrea de la conca (Taula 4.3), en el cas del nombre de tàxons; el pH, l'amplada i un paràmetre associat al substrat (% Grava i phi), pel valor d'ASPT. De fet, aquest últim índex és el que té menys paràmetres coincidents. Inicialment sorprèn que l'altitud no aparegui com un dels paràmetres descriptors en l'estudi dels punts de referència anglesos (Armitage et al., 1983), encara que això potser sigui degut a la diferència entre els rangs d'altituds de Catalunya i el Regne Unit, juntament amb el grau d'heterogeneïtat geogràfica, que és molt superior a casa nostra.

Si es compara el valor predictiu de les diferents regressions múltiples, veiem que pel valor d'ASPT les capacitats predictives dels models són pràcticament idèntiques pel sistema BMWPC ($R^2=68,48\%$) i pel sistema BMWP anglès ($R^2=68,8\%$) en la seva aplicació a punts sense contaminació o de referència, mentre que pel valor dels índexs BMWP i BMWPC, el valor és superior pel BMWPC ja sigui aplicat als punts sense contaminació ($R^2=34,91\%$) o al conjunt de punts de la xarxa de control de l'ACA ($R^2=67,41\%$). El valor predictiu pel nombre de tàxons en el cas dels punts nets de les Conques Internes Catalanes és intermedi ($R^2=47,14\%$), en relació amb els altres dos índexs del sistema BMWPC, i molt proper al trobat per l'ASPT si es consideren tots els punts inclosos en aquest estudi ($R^2=60,61\%$).

Finalment, es pot concloure que l'adaptació dels índexs del sistema BMWP feta per a les Conques Internes Catalanes (BMWPC), amb la seva actualització que aquí es desenvolupa, permet la seva aplicació pel

El Biological Monitoring Working Party Catalonia (BMWPC), desenvolupament i actualització.

control i la gestió de la qualitat dels rius que pertanyen a les CIC, així com fer la predicció dels valors esperats dels índexs en aquells punts que no tinguin condicions de referència associades. També és possible la seva aplicació en d'altres àmbits geogràfics ibèrics.

Taula 4.8. Valors i coeficients associats a les regressions múltiples estimades, segons el mètode "stepwise forward selection", on BMWPC, ASPT i TÀXONS (nombre de tàxons) són les variables dependents i els paràmetres ambientals les variables independents (Intercpt = constant de la regressió; R^2 = coeficient de correlació múltiple al quadrat, p = probabilitat). Les equivalències de les abreviatures es troben en la taula 4.3. S'indiquen en negreta i cursiva els paràmetres significatius per $p < 0,1$. (¹ Armitage et al, 1983; ² Marchant i Hehir, 2002; ³ estat de Victoria, Australia; ⁴ estat de New South Wales, Australia).

BMWPC (valor diferents versions)

BMWPC (totes les CIC)		BMWPC (punts Classe I)		BMWPC (punts referència) ¹	
Paràmetres ambientals		Paràmetres ambientals		Paràmetres ambientals	
Paràmetre	Coeficient	Paràmetre	Coeficient	Paràmetre	Coeficient
Intercpt	-2011,359015	Intercpt	-1121,983972	Intercpt	181
OXDIS	3,600201951	NITRIT	-65,79428848	CLORURS*	-55,8
YUTM	0,000418862	BOSC	0,655960769	N total*	37,7
BOSC	0,445610962	YUTM	0,000280219	ALCALINITAT	-0,125
FOSF	-6,838437317	AMONI	-0,163535572	AMPLA*	27,9
DIST	-0,281488231	PH	-14,48534462	VELOCITAT	6,05
NITRIT	-10,66184364			FOND*	-20,9
AMPLA	0,484345575			OXDIS	4,13
PH	13,36129165			ALTI*	-12,5
NITRAT	-0,395877765			DIST*	-20,2
FOND	-0,31337106				
$R^2=67,41\%$ $p < 0,000001$		$R^2=34,91\%$ $p < 0,0271$		$R^2=23,7$	

Taula 4.8. Continuació

TÀXONS

TÀXONS (totes les CIC)		TÀXONS (punts Classe I)		TÀXONS (Punt regulats) ²	
Paràmetres ambientals		Paràmetres ambientals		Paràmetres ambientals	
Paràmetre	Coeficient	Paràmetre	Coeficient	Paràmetre ³	Paràmetre ⁴
Intercpt	-361,879535	Intercpt	-183,5147976	YUTM	YUTM
OXDIS	0,581008505	XUTM	1,13274E-05	XUTM	XUTM
YUTM	7,19942E-05	AMONI	-0,053263043	ALTI*	ALTI

El Biological Monitoring Working Party Catalonia (BMWPC),
desenvolupament i actualització.

BOSC	0,104670363	ZUVA	-0,175936476	ALCALINITAT*	AMPLA*
FOSF	-1,343282174	YUTM	4,33698E-05	%OMBRA CANAL	DIST*
AREA	-0,001401723	GRAVA	-0,040253699	phi	PENDENT*
AMONI	-0,162026038	AMPLA	0,094964933	FOND *	FOND *
FOND	-0,051848392			% Còdols	PLUJA
PH	3,738092423			% "Pebble"	
AMPLA	0,074245868				
TEMP	0,279444001				
R ² =60,61% p<0,000001		R ² =47,14% p<0,005			

ASPT

ASPT (totes les CIC)		ASPT (punts Classe I)		ASPTX100 (punts referència) ¹	
Paràmetres ambientals		Paràmetres ambientals		Paràmetres ambientals	
Paràmetre	Coeficient	Paràmetre	Coeficient	Paràmetre	Coeficient
Intercpt	3,014467799	Intercpt	9,589041759	Intercpt	391
COND	-0,000211482	ALTITUD	0,001091989	CLORURS*	-99,1
ALTITUD	0,000787342	COND	-0,000413238	ALCALINITAT	-0,46
OXDIS	0,106503308	NITRIT	-3,027760166	PENDENT*	40,1
DIST	-0,012395196	NITRAT	0,022637838	PH	42,2
NITRIT	-0,362982278	PH	-0,563755025	phi	-2,9
BOSC	0,012478685	DIST	-0,006952848	AMPLA*	37,1
AMONI	-0,026981487	AMPLA	0,019558348	FOND CAT canal	5,81
AMPLA	0,017855541	GRAVA	0,005112822		
FOSF	-0,120122689	FOSF	-0,003343126		
R ² =58,37% p<0,000001		R ² =68,48% p<0,00027		R ² =68,8	

* = transformació logarítmica

5.Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

Els rius mediterranis es caracteritzen per la seva variabilitat hidrològica, que es manifesta dins del cicle anual amb un període d'estiatge que es pot perllongar fins i tot més enllà de l'estiu. A més, suporten l'alternança d'anys secs i anys humits. Els cicles secs corresponen a sequeres perllongades, que solen caracteritzar-se per la reducció de les precipitacions de primavera i tardor, conjuntament o no. Aquesta reducció de precipitacions es tradueix en una minva de cabals que pot fer que l'estiatge anual comenci a la primavera i es perllongui fins que arribin les pluges de tardor, si és que arriben. De fet, les sequeres que duren més d'un any el que produeixen és una reducció de la variabilitat hidrològica anual, ja sigui per que els pics de màxims de cabal siguin petits o no es produeixin, o perquè durin menys temps.

Els estudis dels efectes de les sequeres en la estructura i dinàmica de les comunitats fluvials ha estat analitzats en profunditat en sistemes fluvials temporals, especialment en sistemes temporals que es transformen en intermitents durant el període de sequera, on normalment hi romandran masses d'aigua arrecerada (tolls) durant tot aquest període. Per aquests ecosistemes s'han fet diferents propostes del possible efecte de les sequeres perllongades. Segons alguns autors aquest tipus de sequeres actuen com a pertorbacions graduals amb efecte creixent ("ramp disturbances") i tenen una resposta també gradual per part de les comunitats de macroinvertebrats (Lake 2003; Humphries & Baldwin 2003), mentre que altres creuen que la resposta és esglaonada ("stepped") ja que són els moments de desaparició

d'hàbitats o de connectivitat entre hàbitats els que marquen canvis sobtats en la resposta de les comunitats de macroinvertebrats (Boulton 2003).

No hi ha gaires treballs de recerca que estudiïn la resposta de les comunitats dels macroinvertebrats a períodes de sequera perllongada. En trobem alguns per rius de Anglaterra (Wright et al., 2000; Wood i Armitage, 2004), on estudien l'efecte d'una sequera de 2 anys i mig i quatre, respectivament, en l'estructura i dinàmica de les comunitats. Cal remarcar que Wood i Armitage (2004) consideren el primer any humit després de la sequera com un any de transició diferent del anys posteriors, durant el qual les comunitats canvien la seva composició i estructura. Encara que segons altres autors, la variabilitat pluviomètrica interanual no afecta a les característiques biològiques de les comunitats analitzades pel conjunt de les seves espècies (Bêche et al., 2006), el possible efecte de les sequeres és poc important si el comparem amb el que produeixen les riuades; fenomen que també pateixen aquests mateixos ecosistemes mediterranis (Gasith i Resh, 1999). Cal afegir a les pertorbacions naturals l'efecte de les diferents pressions antròpiques, especialment de la regulació, ja que estudis comparatius de llarga durada semblen recolzar la tesi segons la qual els rius regulats no acaben de estabilitzar les seves comunitats mai, com a mínim en zones temperades on no resten secs (Armitage, 2006), encara que sembla que les pautes poden ser molt diferents si el que es regula és una conca temporal mediterrània (Sheldon i Thoms, 2006).

A casa nostra no són gaire freqüents els estudis comparatius a llarg termini dels ecosistemes fluvials. En el millor dels casos es tenen dades estacionals o mensuals per períodes de 12 a 24 mesos, o seguiments

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

anuals que no han generat de moment treballs de síntesi que incloguin períodes llargs de temps (Prat et al., 1982, 1984, 2000 i 2002; Puig et al., 1987; Sabater et al., 1990 i 1991; Muñoz et al., 1998; Muñoz, 2003; Ortiz et al., 2006). Altres treballs consideren periodicitats de mostreig més intensives, però per períodes curts dintre d'un cicle hidrològic, tot contemplant les diferències interanuals, especialment per rius temporals, al llarg de dos o tres anys (Acuña et al., 2005), o estudien només aspectes concrets com potser la dinàmica de nutrients, per exemple (Canals, 2006).

Taula 5.1. Evolució de les mitjanes anuals dels cabals (m³/s) des de l'any hidrològic 1989-90 a l'any hidrològic 2003-04 a les diferents conques estudiades (s'indica la mitjana per tot el període al final de la taula).

Any hidrològic	Any mostreig	CONQUES FLUVIALS							
		Muga	Fluvià	Ter	Tordera	Besòs	Llobregat	Francolí	Gaià
1989-90		3,00	4,85	6,91		3,11	6,32	0,41	0,11
1990-91		1,95	7,79	15,14		6,73	14,34	0,95	0,32
1991-92		3,80	21,57	34,88		6,33	27,02	1,40	0,26
1992-93		6,76	16,25	30,23	3,96	3,76	21,88	0,84	0,23
1993-94		4,02	4,64	8,58	1,44	3,17	8,96	0,79	0,12
1994-95	1995	2,99	7,18	13,74	3,87	6,12	21,48	2,41	
1995-96	1996	8,09	13,92	28,18	4,49	5,36	33,86	2,25	0,34
1996-97	1997	4,66	11,34	32,00	6,23	9,28	41,94	4,40	0,92
1997-98	1998	0,12	3,52	10,26	1,83	3,04	13,11	0,86	0,26
1998-99	1999	0,15	3,38	5,85	1,28	2,81	4,95	0,29	0,19
1999-00	2000	3,09	5,32	5,72	0,44	1,52	9,19	0,38	0,13
2000-01	2001	3,30	6,90	5,77	1,72	1,80	6,30	0,38	0,1
2001-02	2002	5,03	7,66	7,25	3,49	3,00	6,54	0,87	0,18
2002-03		1,13	7,97	13,80	3,26	4,60	15,82	1,47	0,28
2003-04		8,45	9,39	32,82	4,17	6,14	23,66	3,31	1,06
mitjana		3,77	8,78	16,74	3,02	4,45	17,03	1,40	0,32

Dins del present capítol es pretén conèixer l'evolució de les comunitats de macroinvertebrats bentònics de les Conques Internes Catalanes

(CIC) en el període comprès entre 1995 i 2001. Durant aquest període les CIC van patir una sequera hidrològica de duració variable segons un gradient d'aridesa nord - sud (Taula 5.1 i figures 6.3 i 6.4 del proper capítol), apaivagat o no per la regulació de la conca en alguns casos, i que compren 2 anys al riu La Muga, 4 anys a La Tordera, 5 anys als rius Fluvià, Besòs, Llobregat i Francolí, així com 6 anys al Ter i el Gaià. De fet en aquest últim riu el que s'ha produït és un any plujós, any hidrològic 1996-97, al mig de 13 secs. Amb tot això els objectius que es pretén assolir són:

- conèixer la persistència de les comunitats de macroinvertebrats, considerada com el manteniment de la composició de tàxons de la comunitat any rera any (Scarsbrook, 2002), davant d'una sequera perllongada;
- analitzar la resposta de les comunitats en contraposició amb els canvis físics i químics del medi;
- estudiar la resposta en detall, entre estacions de mostreig, i globalment a nivell de conques mitjançant l'anàlisi de les distàncies de pertorbació, segons el criteri de Sabater et al. (1991), i la seva relació amb les variacions dels cabals i precipitacions anuals.

Per tal d'assolir els objectius descrits al paràgraf precedent, s'han estudiat els canvis produïts a nivell de paràmetres físics, químics i biològics en 110 estacions de mostreig, 97 de la xarxa general de control de l'ACA i 13 afegides per fer només el seguiment de les comunitats de macroinvertebrats mitjançant índexs biòtics (Apèndix 1). Com que hi ha un nombre diferent de casos, estacions de mostreig, segons s'hagi estudiat els canvis del medi o de les comunitats, l'anàlisi de les pautes i variacions s'ha realitzat independentment Així es pot

esbrinar el nivell d'incidència dels efectes de la variació climàtica anual en aquests dos compartiments dels ecosistemes aquàtics. També s'ha considerat més correcte estudiar primer l'evolució temporal de les diferents conques fluvial catalanes, amb l'excepció de les conques petites del sud (Foix, Gaià, Francolí i Riudecanyes) que han estat analitzades conjuntament. Per afavorir aquesta aproximació a l'evolució temporal de les pautes/canvis i donat que l'any d'inici del mostreig no ha estat el mateix a totes les estacions, s'ha considerat necessari incloure el factor temps com una variable més a tenir en compte. S'ha tractat el temps com a una variable numèrica on s'ha assignat el valor 1 a l'any 1995, el 2 a 1996 i així fins al valor 8 que correspon a l'any 2002. A més, aquesta variable permet veure amb facilitat processos seqüencials associats amb l'existència de patrons temporals interanuals deguts als efectes de la sequera perllongada que han petit les diferents conques fluvials.

5.1. Evolució de les conques en funció dels paràmetres químics i fisicoquímics del medi.

Per poder comparar els resultats del medi amb el que s'obtingui de l'estudi de l'evolució dels taxons, s'han analitzat les dades corresponents als mateixos mesos de mostreig per ambdós compartiments del sistema fluvial. Les variables emprades han estat els següents paràmetres: conductivitat, fosfats, nitrats, amoni, oxigen dissolt, pH, temperatura i l'any de mostreig, comprés des de 1995 (valor 1) fins a 2002 (valor 8). Hi ha l'excepció del riu La Muga, on no ha estat possible incloure les dades de l'amoni, per mancar els resultats de l'anàlisi en molt casos, fet que reduïa excessivament el nombre de casos que es podien estudiar. D'altra banda per La Tordera ha estat possible incloure les dades

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

corresponents a les concentracions de nitrats (Taula 5.2). Amb els conjunt de casos i per les variables esmentades s'ha fet una anàlisi factorial de components principals (PCA a partir d'ara) per cada conca de drenatge, amb l'excepció de les conques internes de Tarragona (Foix, Gaià i Francolí) que s'han analitzat conjuntament per tal de donar més consistència al tractament estadístic fet.

Taula 5.2. Relació de casos i variables físiques i químiques emprades en les anàlisis de PCA per cada conca o conques fluvials considerades (* = Francolí, Foix i Gaià plegades).

Conques	Nº estacions	Nº casos	Nº variables	Comentaris
MUGA	6	41	7	Sense amoni
FLUVIÀ	8	51	8	
TER	15	114	8	
TORDERA	9	66	9	Amb nitrats
BESÒS	15	98	8	
LLOBREGAT	29	203	8	
PETITES SUD*	11	82	8	

Taula 5.3. Valors del percentatge de la variància explicada i valors propis (entre parèntesis) per cadascun dels tres primer eixos del PCA fet amb les variables físiques i químiques per cada conca d'estudi, amb indicació de la variància total acumulada pel conjunt d'eixos i el valor de l'inèrcia total (entre parèntesis).

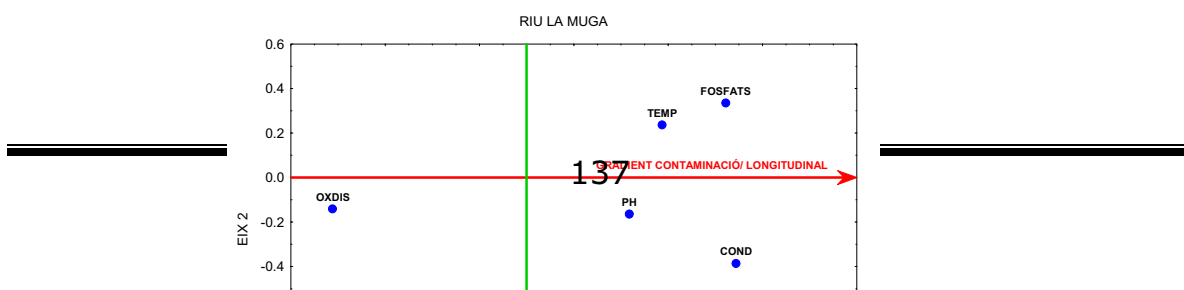
Conques	Eix I (%) (valor propi)	Eix II (%) (valor propi)	Eix III (%) (valor propi)	% var. acumulada (inèrcia total)
MUGA	39.22 (2.745)	19.88 (1.392)	14.59 (1.021)	73.71 (5.15)
FLUVIÀ	29.89 (2.39)	19.67 (1.57)	15.54 (1.24)	65.12 (5.20)
TER	30.66 (2.45)	21.32 (1.70)	13.35 (1.068)	65.34 (5.23)
TORDERA	34.39 (3.09)	17.99 (1.619)	13.60 (1.22)	65.99 (5.93)
BESÒS	35.15 (2.81)	18.97 (1.517)	14.91 (1.192)	69.03 (5.52)
LLOBREGAT	40.53 (3.24)	14.58 (1.167)	10.83 (0.97)	65.94 (5.377)
PETITES SUD*	30.53 (2.44)	22.87 (1.83)	18.63 (1.49)	72.03 (5.76)

En el seu conjunt, els resultats dels set PCA ens mostren que la variància de les mostres (casos) queda explicada en una proporció molt

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

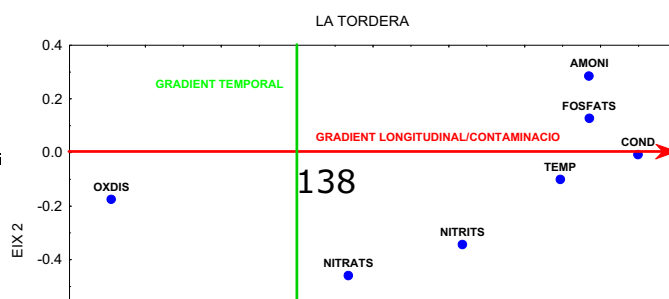
alta pels tres primers eixos de l'anàlisi (Taula 5.3), que comprenen des del 65% de variància acumulada (Fluvià, Ter, La Tordera i Llobregat) fins gairebé el 74% a la conca de La Muga. En totes les anàlisis, el primer eix expressa el gradient corresponent al binomi increment de la contaminació/descens en altitud que pel curs principal de cada conca fa palès el gradient longitudinal del riu. Aquest gradient el trobem associat sempre a l'augment de la conductivitat i de la concentració de fosfats (Fig. 6.1-6.3), així com amb l'amoní en les conques del Ter, La Tordera, Besòs, Llobregat i conques petites del sud (Tarragona). També apareix associat amb l'augment de la temperatura en aquelles conques que tenen el naixement en zones de muntanya (La Muga, Ter, La Tordera i el Llobregat). En l'extrem oposat del primer eix es troba sempre la concentració d'oxigen dissolt que es va reduint segons augmenta la contaminació i la temperatura. Aquest últim paràmetre s'incrementa segons l'altitud minva i es redueix des de les capçaleres de les muntanyes a les planes litorals.

Els segon eix correspon a un eix temporal en les conques de La Muga, La Tordera, Llobregat i petites del sud, tal i com es pot veure a les figures 5.1 a 5.3, ja que apareix associat en un dels seus extrems amb la variable any. En canvi, en les tres conques restants el tercer eix és l'eix temporal de l'anàlisi. L'eix temporal es troba associat en el mateix sentit amb un gradient d'augment de la concentració de nitrats en les conques dels rius La Muga i Ter que es pot interpretar com que s'ha produït una major activitat agrícola/ramadera al llarg del període estudiat, o com a mínim han augmentat les carregues contaminants als sistemes fluvials.



Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

Figura 5.1. Representació gràfica de les coordenades dels paràmetres emprats en el PCA fet per les conques dels rius La Muga, Fluvià i Ter.



Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

Figura 5.2. Representació gràfica de les coordenades dels paràmetres emprats en el PCA fet per les conques dels rius La Tordera, Besòs i Llobregat.

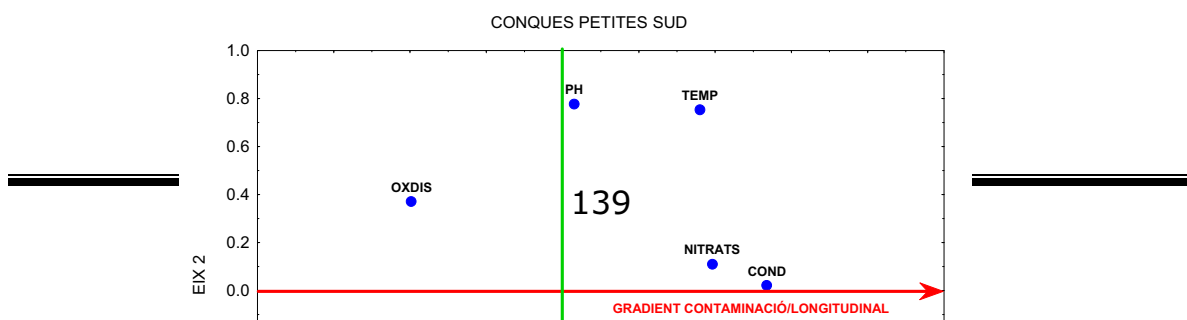


Figura 5.3. Representació gràfica de les coordenades dels paràmetres emprats en els dos primers eixos obtinguts en el PCA fet per les conques internes petites del sud (Tarragona).

Aquestes conques on la variable any queda relegada al tercer eix, el segon eix es troba associat a paràmetres diferents en cadascuna. Al Fluvià trobem la temperatura associada a l'extrem positiu de l'eix, mentre que a l'extrem negatiu són els nitrats els que expliquen l'eix. De fet, aquest segon eix està separant el tram baix del Fluvià (punts de mostreig de Sant Pere Pescador i Esponellà) i el tram temporal del Ridaura a Olot, on les aigües poden assolir temperatures molt altes, de dos punts amb concentracions elevades de nitrats però amb temperatures més moderades com són el Fluvià a Olot i la riera de Turonell com a conseqüència d'un bosc de ribera ben desenvolupat.

En el cas del riu Ter, el segon eix es troba associat a l'extrem negatiu amb l'amoni i al positiu amb nitrats, pH i oxigen dissolt. O sia, que contraposa la forma més reduïda del nitrogen amb la més oxidada. Aquest eix discrimina realment dos punts amb concentracions altes d'amoni (el Ter al Pasteral, per l'aportació del Gurri i el Terri) del riu Sorreig per la major part dels anys estudiat i del Gurri al mostreig del

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

2001. En tots els casos aquests darrers rius tenen concentracions elevades de nitrats.

Al tercer cas, riu Besòs, el segon eix és un eix fonamentalment positiu arrossegat en el seu extrem pels valors màxims de pH enregistrats en tres dels casos analitzats (riu Ripoll a Castellar del Vallès els anys 1997 i 2000, riu Tenes a Mollet l'any 1997).

Tot seguit cal entendre què indica l'eix teòricament temporal associat a la variable any de mostreig; especialment, si existeix un veritable gradient temporal i en quines parts de la conca s'observa.

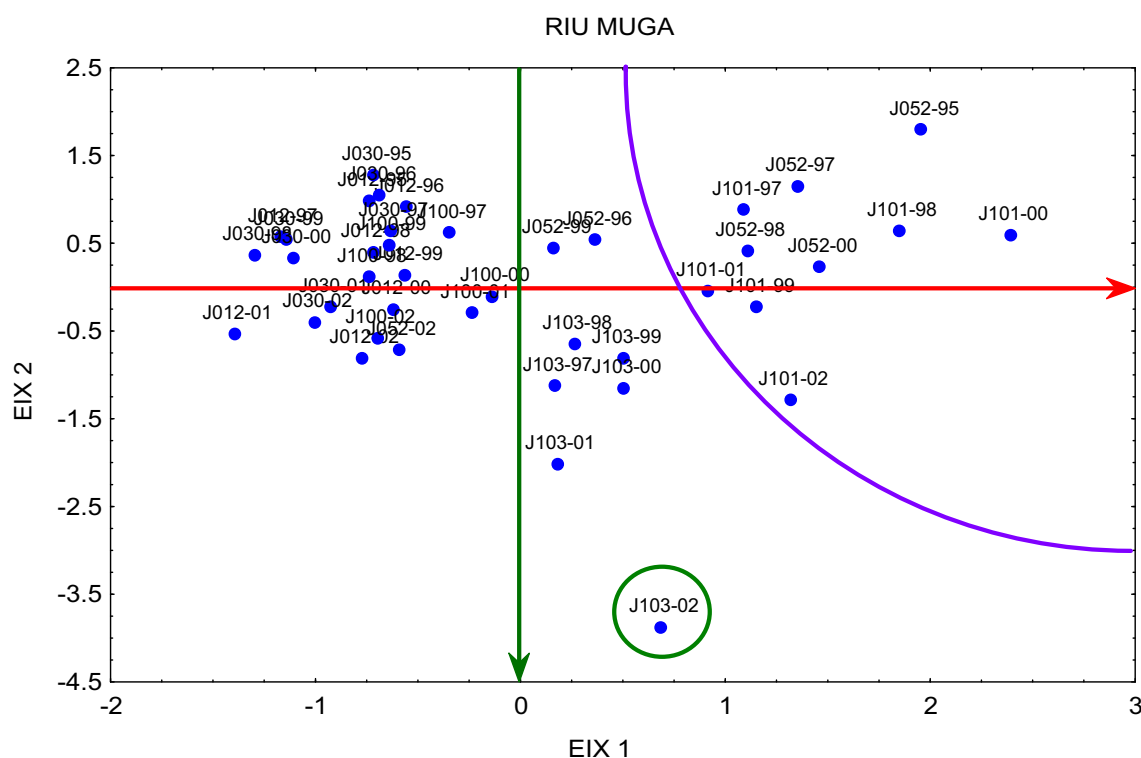


Figura 5.4. Representació gràfica de les coordenades obtingudes pels dos primers eixos dels casos emprats al PCA de la conca de La Muga.

A la conca de la Muga no trobem un gradient temporal clar (Fig. 5.4), sí bé és veritat que la part negativa de l'eix 2 està associada principalment a les dos últimes campanyes de mostreig (anys 2001 i 2002), el fet és que els valors més negatius són deguts al punt J103 (riera d'Àlguema)

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

en aquestes mateixes campanyes, durant les quals presentava valors molt alts de nitrats coincidint amb els valors superiors de la variable numèrica any. Les campanyes de 1998 i 1997 que corresponen amb els dos anys més secs no apareixen diferenciades amb claredat.

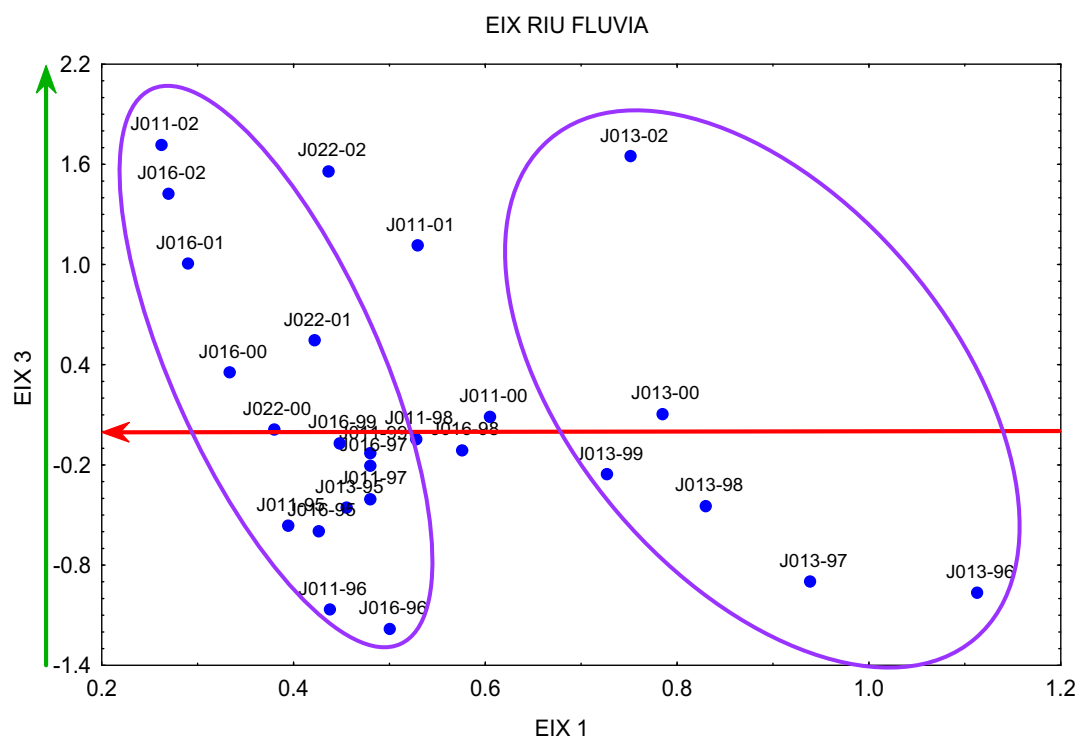


Figura 5.5. Representació gràfica de les coordenades obtingudes pel primer i tercer eix dels casos emprats al PCA corresponents a l'eix principal del riu Fluvià.

Al Fluvià, per esbrinar els canvis associats amb el gradient temporal s'han representat gràficament només els punts de l'eix principal del riu (Fig. 5.5), com es pot observar queda palesa l'existència d'un gradient temporal al llarg de tot el riu, des de Olot (J013) fins a la desembocadura a Sant Pere Pescador (J011). El segon eix separa clarament els anys 2000-2002, que es troben a la part positiva, dels precedents. Els mostreigs corresponents als dos anys secs (1998 i 1999) apareixen amb coordenades properes al 0,0 per aquest eix, de fet són els mostreigs més similars/properes entre ells per aquest tercer eix. En

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

aquest punt, ens cal remarcar que el gradient temporal es troba associat amb la millora de la qualitat de l'aigua gràcies a la reducció creixent de les concentracions d'amoni des de 1995 fins a 2002.

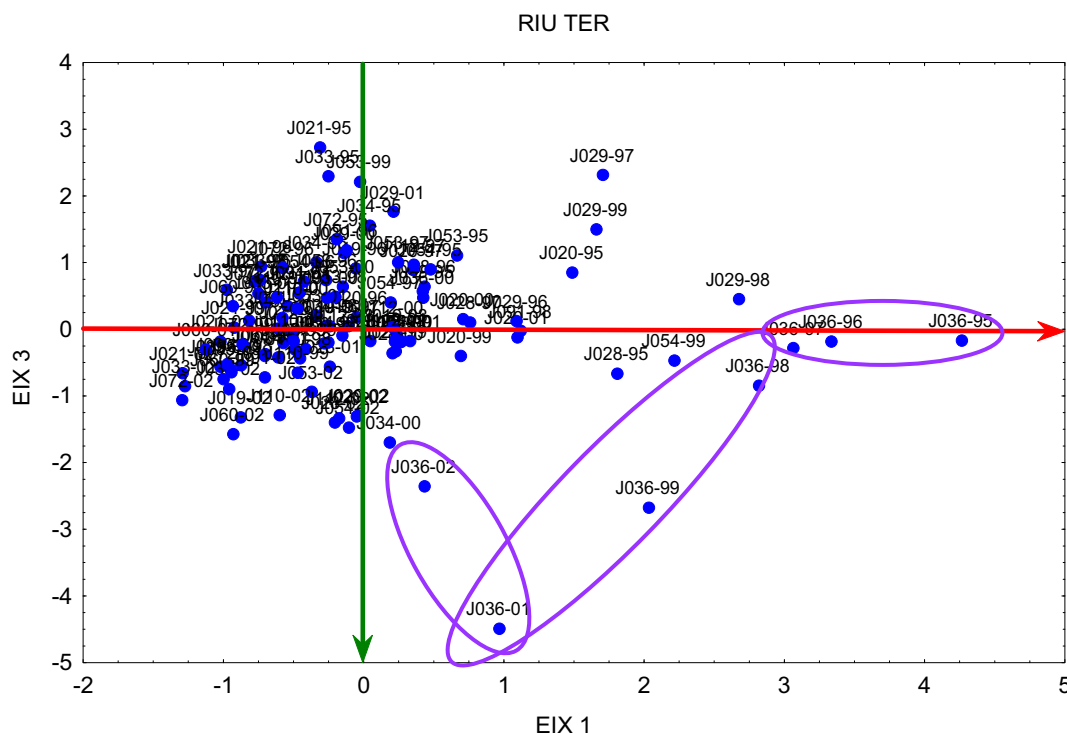


Figura 5.6. Representació gràfica de les coordenades obtingudes pel primer i tercer eix dels casos emprats al PCA, de la conca del riu Ter.

Per la conca del riu Ter (Fig. 5.6) l'eix associat a la variable any, tendeix a separar els anys amb cabals més baixos (1999-2002) dels més abundosos (Taula 5.1) per les estacions de mostreig analitzades en millors condicions. El que si mostra amb més claredat és la recuperació del riu Gurri (per l'entrada en funcionament de la depuradora biològica) que inicialment presentava concentracions molt elevades d'amoni (anys associats a l'extrem positiu del primer eix), i gradualment aquestes carregues s'han pogut anar oxidant i donant lloc a l'augment de la concentració de nitrats, ja que, en incrementar-se els cabals, l'any 2002, s'ha reduït també l'amoni.

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

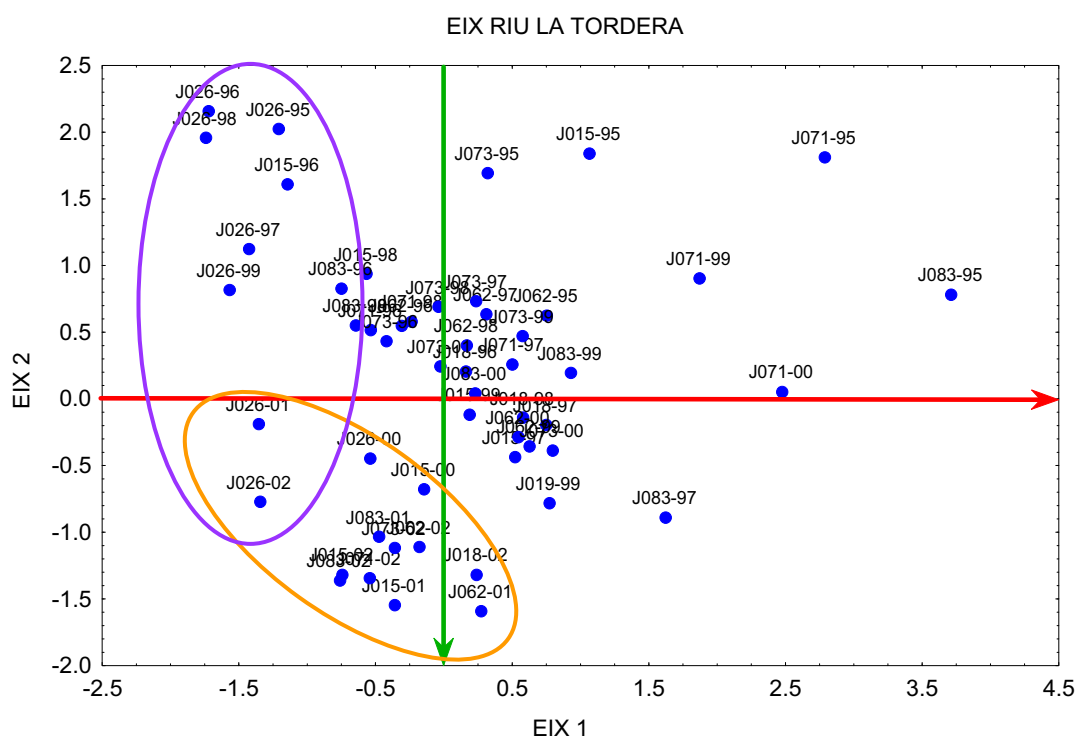


Figura 5.7. Representació gràfica de les coordenades obtingudes pel primer i segon eix dels casos corresponents a l'eix principal del riu emprats al PCA de la conca del riu La Tordera.

A la Tordera, (Fig. 5.7) els canvis més importants observats a la conca corresponen a l'eix principal del riu on la posada en marxa del tractament biològic a la depuradora de Sant Celoni ha permès que bona part dels punts del tram principal del riu que rep les seves aigües hagin millorat desplaçant-se, des de la seva posició inicial a l'extrem positiu del primer eix (J083 i J071) fins al 0,0 o a la part negativa de l'eix en els dos darrers anys de mostreig. Per altra part, podem observar un cert gradient temporal al punt més alt mostrejat a l'eix de La Tordera (J026, La Llavina). Encara que l'inici del període sec (1998) no coincideix amb un distanciament dels casos, no és fins el tercer any de sequera (2000) que es pot veure la resposta del paràmetres del medi mesurats.

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

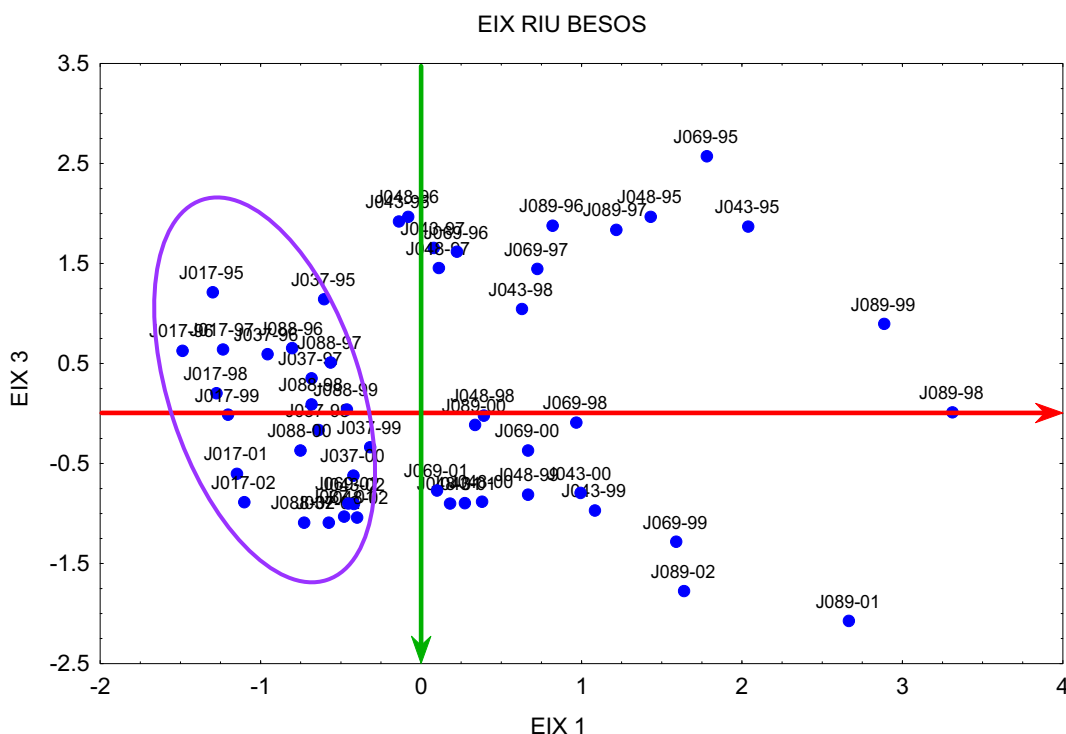


Figura 5.8. Representació gràfica de les coordenades obtingudes pel primer i tercer eix dels casos corresponents a l'eix principal del riu emprats al PCA de la conca del riu Besòs.

Al riu Besòs (Fig. 5.8) es pot observar un cert gradient temporal, tan en punts més nets (J017, J088 i J037) corresponents a la part alta de la conca del Congost, com en trams més contaminats (J089 i J069). En tots els casos els punts es comencen a distanciar en relació amb el tercer eix a partir del primer any de sequera (1998), que per l'estació J089 es troba associat també amb l'augment de la pol·lució (concentracions més elevades de fosfats i amoni) com es pot veure per trobar-se a l'extrem positiu del primer eix. Bona part dels casos corresponents als mostreigs dels anys següents del període sec (1999-2002) els trobem associats amb el semieix negatiu del tercer eix. En conjunt, la sequera representa pels punts que suporten carregues més altes de contaminants un augment d'aquestes càrregues (disminució de la dilució), mentre que en els punts menys contaminats (semieix negatiu

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

del primer eix) la sequera implica un augment de la concentració d'oxigen dissolt (semieix negatiu del tercer eix, veure Fig. 5.2) com a conseqüència d'un cert augment de la producció primària del riu (increment del grau d'eutròfia) i també una disminució de cabal.

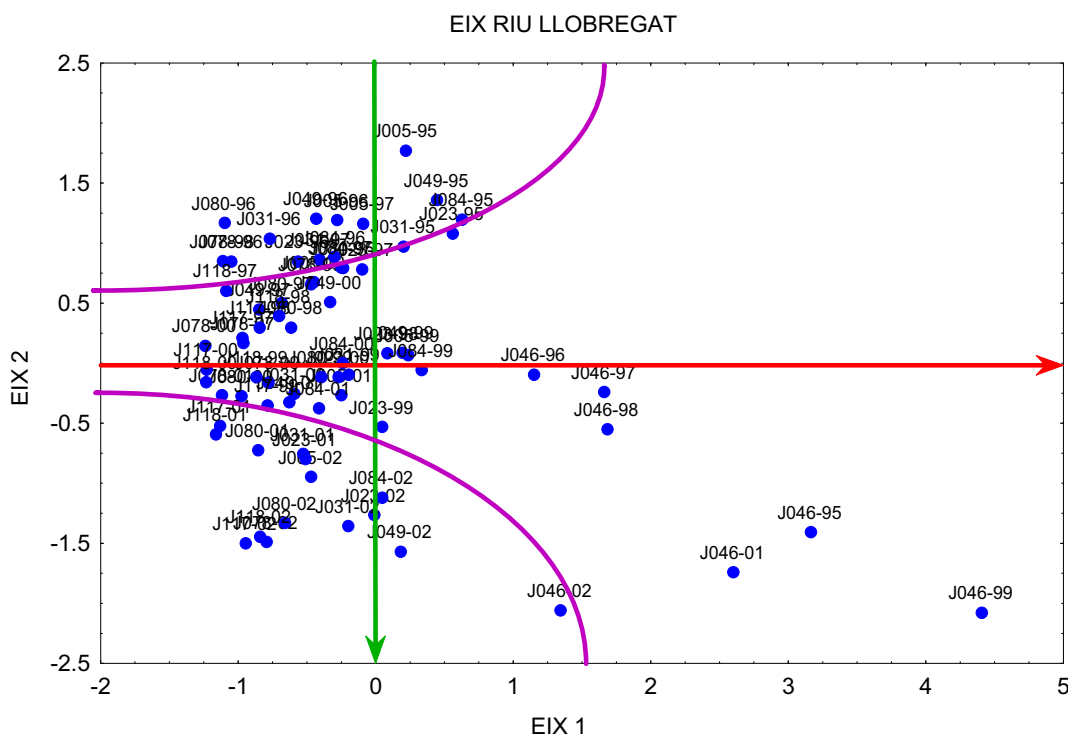


Figura 5.9. Representació gràfica de les coordenades obtingudes pel primer i segon eix dels casos corresponents a l'eix principal del riu emprats al PCA de la conca del riu Llobregat.

A la conca del Llobregat, les pautes que s'observen per les estacions de l'eix del Llobregat són representatives de les que s'han trobat a tota la conca i permeten una millor visualització gràfica (Fig. 5.9). Per aquest riu s'observa la separació clara dels mostreigs corresponents als tres primers anys més humits (cabals superiors) associats amb l'extrem positiu de l'eix 2 dels dos últims anys secs, 2001 i 2002 que corresponen als cicles hidrològics de 2000-2001 i 2001-2002 (Taula 5.1), associats amb l'extrem negatiu d'aquest mateix eix. Aquest

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

gradient temporal no implica altres canvis que una relativa baixada dels valors del pH. En canvi pel tram inferior del Llobregat (J046, al Prat) el mostreig primaveral fet l'any més sec (1999) mostra una clara segregació del cas per tots dos eixos, que implica en relació amb el primer eix un augment considerable de la conductivitat i la concentració d'amoni en les aigües d'aquest punt, com a conseqüència de rebre la càrrega del col·lector de salmorres i les aigües residuals de la zona baixa del Llobregat.

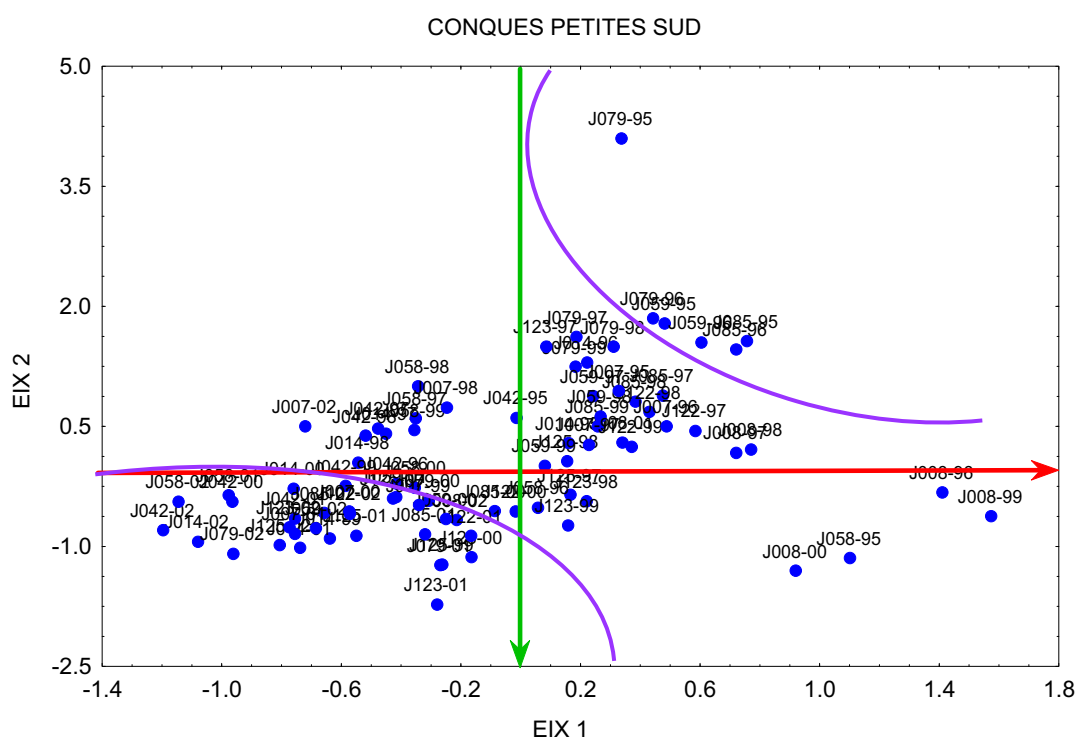


Figura 5.10. Representació gràfica de les coordenades obtingudes pel primer i segon eix dels casos emprats al PCA fet per les conques petites del Sud (rius Foix, Gaià i Francolí).

Al Tarragonès, que compren el conjunt de les conques internes del sud de Catalunya, l'eix temporal separa els mostreigs del primer any (1995) dels corresponents als tres darrers anys (2000-2002), separació que també s'observa al primer eix (Fig. 5.10). L'existència d'un gradient real pel conjunt dels anys mostrejats depèn dels diferents punts de

mostreig. El que si s'evidencia és el fet de que s'ha produït una millora de les condicions del medi a tots els punts estudiats, inclòs el més contaminat (J008, riu Foix a Castellet de Foix), per l'EDAR. El que també queda clar és que l'únic any plujós (1997) enmig de tants anys secs no ha induït cap canvi evident en l'anàlisi estadística d'ordenació feta.

5.2. Les comunitats de macroinvertebrats.

L'estudi de la variabilitat/persistència de les comunitats de macroinvertebrats en relació amb la sequera s'ha fet analitzant els 110 punts de la xarxa de control al llarg del període estudiat que compren des de 1995 fins al 2001. Per realitzar aquest estudi s'han utilitzat els resultats dels mostrejos efectuats en les campanyes de primavera de cadascun dels anys, encara què, hi ha punts en que no hi ha dades de tota la sèrie, ja que es va començar a mostrejar més tard (veure fitxer en l'annex del CD-ROM) i que corresponen a la xarxa de control de l'ACA (apèndix 1) de les capçaleres.

A la taula 1 (CD), es poden trobar el nombre de estacions de mostreig, casos analitzats i variables (tàxons) emprats per cada conca de mostreig, amb l'excepció dels punts de mostreig de les conques dels rius Foix, Gaià i Francolí (conques petites del sud) que s'han analitzat conjuntament per tal de tenir un nombre de casos suficient que permetés utilitzar el màxim nombre de tàxons (variables) necessaris (taula 5.4).

Sempre que ha estat possible només s'han exclòs de l'anàlisi factorial (PCA) els tàxons que s'han capturat una sola vegada en una estació, excepte per la conca del riu La Muga on s'ha hagut d'excloure algun

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

tàxon més ja que hi havia un nombre molt petit de casos . Per aquesta conca s'han exclòs 3 tàxons que han aparegut 2 vegades però sense cap relació aparent amb el nostre objectiu en aquest estudi, que és veure l'efecte de les sequeres en l'estructura de les comunitats de macroinvertebrats fluvials. La relació de tàxons emprats, així com els codis abreuiats utilitzats per les gràfiques d'aquest capítol es troben al fitxer corresponent del CD-ROM , els codis abreujats es troben també a l'apèndix 2. Amb el conjunt dels punts de mostreig i amb les dades obtingudes de presència/absència en les variables indicades s'ha fet un estudi estadístic d'anàlisi factorial de components principals (PCA) per cada conca de drenatge, amb l'excepció de les conques petites de Tarragona (Francolí, Gaia, Foix) que per les seves dimensions s'han analitzat juntes (Taula 5.4).

Taula 5.4. Relació de casos i variables biològiques (taxons) emprades en les anàlisis de PCA per cada conca o conques fluvials considerades (* = Francolí, Foix i Gaià plegades).

Conques	Nº estacions	Nº casos	Nº variables
MUGA	7	42	42
FLUVIÀ	9	52	51
TER	22	125	57
TORDERA	12	75	65
BESÒS	13	86	54
LLOBREGAT	34	207	74
PETITES SUD*	11	69	51

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

Taula 5.5. Valors del percentatge de la variància explicada i valors propis (entre parèntesis) per cadascun dels tres primer eixos del PCA, obtinguts de l'estudi de les variables biològiques per cada conca, amb indicació de la variància total acumulada pel conjunt d'eixos i el valor d'inèrcia total (entre parèntesis).

Conques	Eix I (%) (valor propi)	Eix II (%) (valor propi)	Eix III (%) (valor propi)	% var. acumulada (inèrcia total)
MUGA	20.07 (8.44)	11.57 (4.86)	8.77 (3.68)	40.42 (16.97)
FLUVIÀ	16.32 (8.32)	9.64 (4.91)	7.21 (3.68)	33.18 (16.92)
TER	15.64 (8.91)	11.51 (6.56)	6.42 (3.66)	39.44 (19.14)
TORDERA	17.20 (11.18)	8.21 (5.34)	6.13 (3.98)	31.55 (20.50)
BESÒS	17.80 (9.61)	9.44 (5.04)	7.15 (3.86)	34.39 (18.51)
LLOBREGAT	11.17 (8.27)	5.82 (4.31)	4.76 (3.52)	21.76 (16.10)
PETITES SUD*	12.25 (6.24)	9.28 (4.73)	7.08 (3.61)	28.61 (14.58)

Els resultats dels set PCA ens mostren que la variància de les mostres (casos) queda explicada en una proporció moderada pels tres primers eixos de l'anàlisi (Taula 5.5), que comprenen entre un 30% i un xic més del 40% per la majoria de les conques. Les conques amb més variabilitat en l'evolució de les comunitats han estat les del riu Llobregat i les conques petites del sud (conques internes de Tarragona), amb valors de variància acumula pels tres primers eixos del 21.76% i el 28.61% respectivament.

Cercant el paral·lelisme amb la secció precedent a l'hora d'interpretar els resultats de les anàlisis de PCA fetes amb les famílies de macroinvertebrats, podem veure que també apareix el gradient longitudinal/altitudinal associat al primer eix per la major part de les conques (Fig. 5.14 i 5.18 per exemple) amb l'excepció de la Muga i el Ter, on aquest gradient es troba associat al segon eix (Fig. 5.12 i 5.16).

O sia, que l'augment gradual de la temperatura i la mineralització/eutrofització d'acord, més o menys, amb la localització altitudinal de les estacions de mostreig queda reflectit en canvis en la composició de les comunitats de macroinvertebrats seguint un cert gradient capçalera-desembocadura a les diferents conques estudiades. Aquest fet queda palès si analitzem amb detall quines són les comunitats que defineixen les capçaleres a partir dels anàlisis de PCA, per la qual cosa, s'ha triat d'ordenar les famílies segons el substrat majoritari on habiten (Puig et al., 1999; Tachet et al., 2000). El perquè s'agrupen les famílies en funció del seu substrat majoritari es fonamenta en esbrinar l'efecte seqüencial de la davallada en la concentració d'oxigen dissolt, que afectarà primer als organismes que habiten les zones amb substrat petit, i finalment a les zones lotiques amb més ràpids i amb un substrat més gruixut que sempre es mantenen millor oxigenades. Aquesta davallada pot tenir el seu origen en la alteració del seu regim hidric, ja sigui per causes naturals o bé antropogèniques. Això dona lloc a fenòmens de contaminació deguda a la temporalitat natural o forçada com a conseqüència de l'ús de l'aigua en els diferents trams dels sistemes fluvials. El que s'observa, en les dades que tenim, és la reducció del nombre de tàxons típics d'aigües fredes (estenoterms), al mateix temps que augmenta el rang tèrmic (amplitud tèrmica) de les famílies presents en les localitats de capçalera mostrejades en funció de l'altitud (Taula 5.5); les més altes són les del Ter, seguides per la Tordera, etc., així com també d'un cert gradient nord-sud.

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

Taula 5.6. Composició de les comunitats de macroinvertebrats de les capçaleres de les conques fluvials estudiades, ordenades segons la presència de taxons estenotèrmics (la seqüència de colors que correspon al gradient estenotèrmics>euritèrmics és la següent blau>verd>ocre>negre; en gris s'indiquen les famílies d'aigües calmes).

Conques	Tipus de substrat			
	Blocs+còdols	còdols	graves	vegetació
Ter i la Tordera	Blephariceridae Uenoidae Perlidae	Glossosomatidae	Chloroperlidae Taeniopterygidae	Nemouridae ²
Fluvià	Rhyacophilidae Athericidae Perlodidae	Heptageniidae Psychomyidae	Leptophlebiidae Ephemeridae Nemouridae	
La Muga	Rhyacophilidae	Glossosomatidae Heptageniidae	Gammaridae Tabanidae	
Llobregat	Rhyacophilidae Polycentropodidae	Heptageniidae Ephemerellidae Baetidae	Leptophlebiidae Elmidae Leuctridae	
Besòs	Polycentropodidae Ancyliidae Hydropsychidae	Ephemerellidae Baetidae Heptageniidae ¹ Glossosomatidae ¹	Leptophlebiidae Limnephilidae Elmidae	Nemouridae ³
Petites Sud	Polycentropodidae	Heptageniidae	Perlodidae ⁴ Dytiscidae Haliplidae	Leptoceridae ⁵

1 característics de la Riera de Caldes

2 espècies que viuen en moltes

3 espècies que viuen en moltes i enterrades a les sorres i graves

4 només espècies del gènere *Isoperla* que viuen part del seu cicle dins de les graves.

5 espècies que viuen damunt dels macròfits.

De fet, les comunitats caracteritzades fonamentalment per tàxons estenotèrmics, en la major part dels habitats, les trobem només al Ter i la Tordera (Pirineus i Montseny) , on fins i tot les famílies que viuen dins les graves pertanyen a aquest grup. Cal considerar que els tàxons més estenotèrmics són, al mateix temps, també els més sensibles a la reducció de la concentració d'oxigen dissolt a les aigües del seu habitat. Aquesta situació explica perquè fonamentalment només trobem famílies amb ampli rang tèrmic (euritèrmics=en negre) com colonitzadores de les graves de les capçaleres a la resta de les conques estudiades, amb alguna excepció puntual (Nemouridae i Perlodidae), ja que aquest medi

és el primer en patir les davallades de la concentració d'oxigen amb la minva dels cabals i/o l'augment de les temperatures, situacions que es produeixen freqüentment a les capçaleres de les CIC, especialment en períodes de sequera com el que inclou aquest estudi. Els petits cabals circulants són habituals en les capçaleres de les conques petites del sud com queda palès amb la presència de taxons d'aigües arrecerades (Dytiscidae i Haliplidae).

L'extrem oposat d'aquests eixos longitudinals/altitudinals, que correspon als trams baixos de les conques, es troba definit per tàxons propis de trams més mineralitzats/eutrofitzats com són alguns mol·luscs (Physidae, Lymnaeidae i Hydrobiidae), quironòmids, cucs (Tubificidae) i sangoneres (Erpobdellidae), a més d'organismes d'aigües arrecerades com els ostracodes (Fig. 5.13, 5.17 i 5.19). Veiem que la pauta general de les CIC mostren uns trams baixos poblats per tàxons tolerants a la contaminació i la reducció dels cabals.

Per tal de veure si es manifesta alguna pauta temporal a partir dels resultats dels PCA obtinguts i si aquesta es troba associada amb els períodes de sequera ocorreguts a cada conca, analitzarem els resultats obtinguts individualment per a cada conca.

A la conca de la Muga trobem la variable any associada al quart eix del PCA (Fig. 5.11), el qual explica un 7,18% de la variància i té una inèrcia de 3,015. Si considerem els quatre primers eixos de l'anàlisi veiem que conjuntament expliquen gairebé el 50% de la variància presentada per les comunitats capturades de macroinvertebrats al llarg del període d'estudi, el que representa una fracció considerable. Aquest quart eix presenta en el seu extrem negatiu tres tàxons (Hydropsychidae,

Limoniidae i Psychodidae) que es troben associats normalment amb substrats gruixuts, fonamentalment còdols en els que viuen, així com a un cert nivell de cabal. L'extrem positiu del quart eix es troba associat a un nombre més gran de tàxons que inclou grups propis tan de substrats de graves i sorres (Elmidae, Caenidae, Leptophlebiidae i Asellidae) com de substrats gruixuts (Simuliidae i Philopotamidae) o mixtes (Limnephilidae i Empididae). Les famílies més pròpies de les capçaleres semblen independents de la variable any (Fig.5.11, Tabanidae, Heptagenidae, Gammaridae, Rhyacophilidae, Glossomatidae) tal i com es pot deduir de la distribució dels casos corresponents a l'estació de mostreig de la Muga a Albanyà (M0) (Fig. 5.12). Analitzant la distribució de tots els casos en funció del quart eix, es pot veure que la major part del casos corresponents als anys previs a la sequera (1995, 1996 i 1997) apareixen associats a la part negativa d'aquest eix, mentre que els anys posteriors (2000 i 2001) estan associats a la part positiva i els anys de sequera (1998 i 1999) presenten situacions variables més o menys intermèdies amb relació als altres dos grups (vegis com exemple els casos de l'estació J012 les famílies Perlodidae, Limnephilidae, Rhyacophilidae, Leuctridae, Simulidae, Baetidae, a la figura 5.12). En conjunt sembla que els dos anys posteriors a la sequera tindrien comunitats heterogènies encara que amb menys tàxons característics de més corrent (cabals més alts), sense recuperar encara les comunitats del període previ a la sequera.

A la conca del riu Fluvià la variable any es troba associada a l'extrem negatiu del tercer eix (Fig. 5.13) juntament amb un grup de tàxons bastant tolerant a l'eutrofització i a cabals minsos (Erpobdellidae, Glossiphoniidae, Asellidae, Ostracodes, Empididae, Naididae i Lymnaeidae). De fet, l'extrem negatiu d'aquest eix queda associat

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

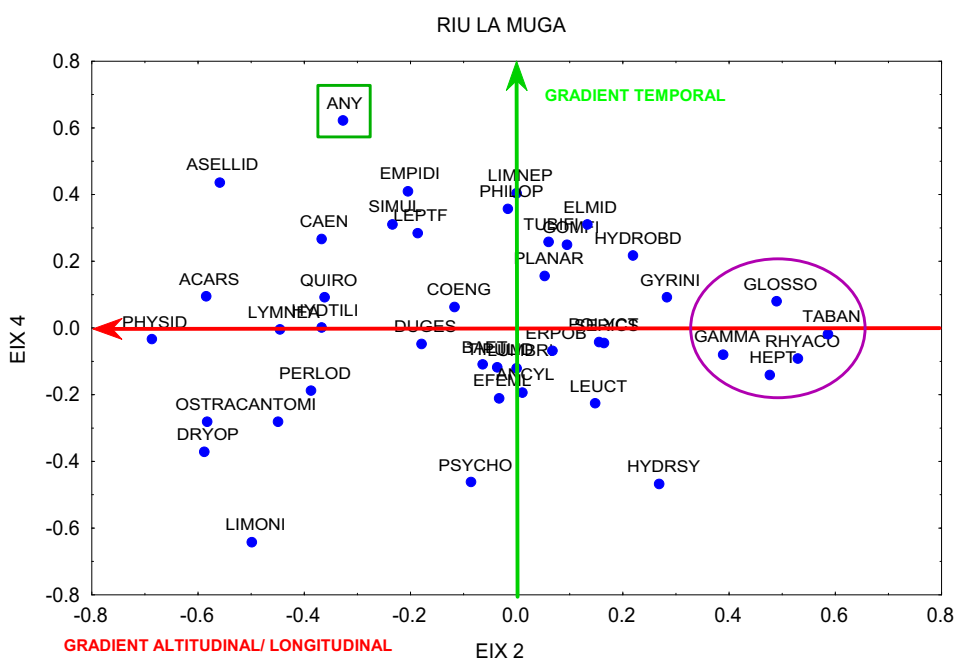


Figura 5.11. Representació gràfica de les coordenades dels tàxons emprats en el PCA fet per la conca del riu la Muga.

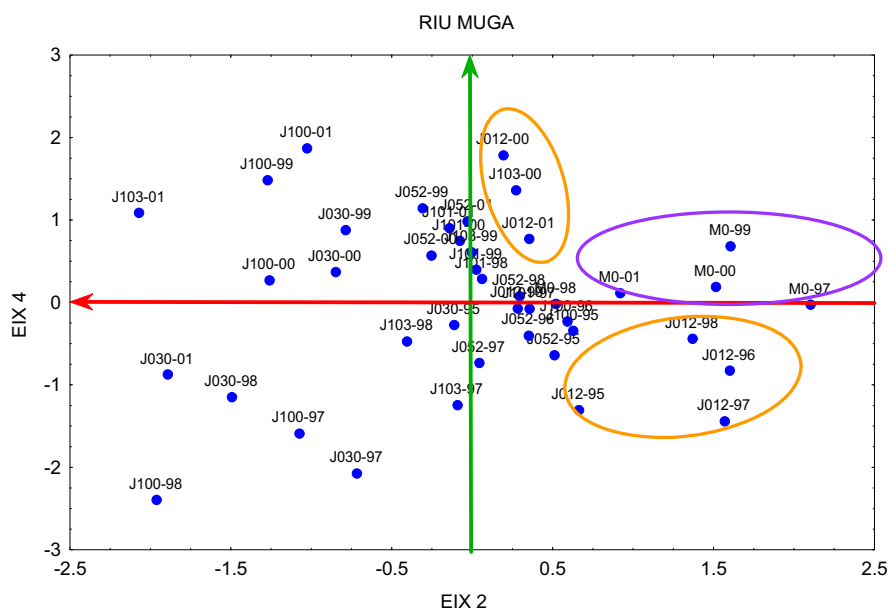


Figura 5.12. Representació gràfica de les coordenades obtingudes per el segon i quart eix dels casos emprats al PCA de la conca de La Muga.

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

fonamentalment a les dades de dos estacions de mostreig (J070- R^a Biana a Sant Joan de les Fonts i J105 R^a Ridaura a Olot) corresponents a la campanya de 2001, l'últim any del que s'han analitzat les dades de les comunitats, o sia que les seves dades arrosseguen bastant aquest eix en el seu extrem negatiu (Fig.5.14).

L'extrem positiu d'aquest tercer eix queda definit per un parell de famílies que viuen dins de graves i sorres gruixudes ben oxigenades (Atyidae i Leuctridae), habitat present a algunes capçaleres.

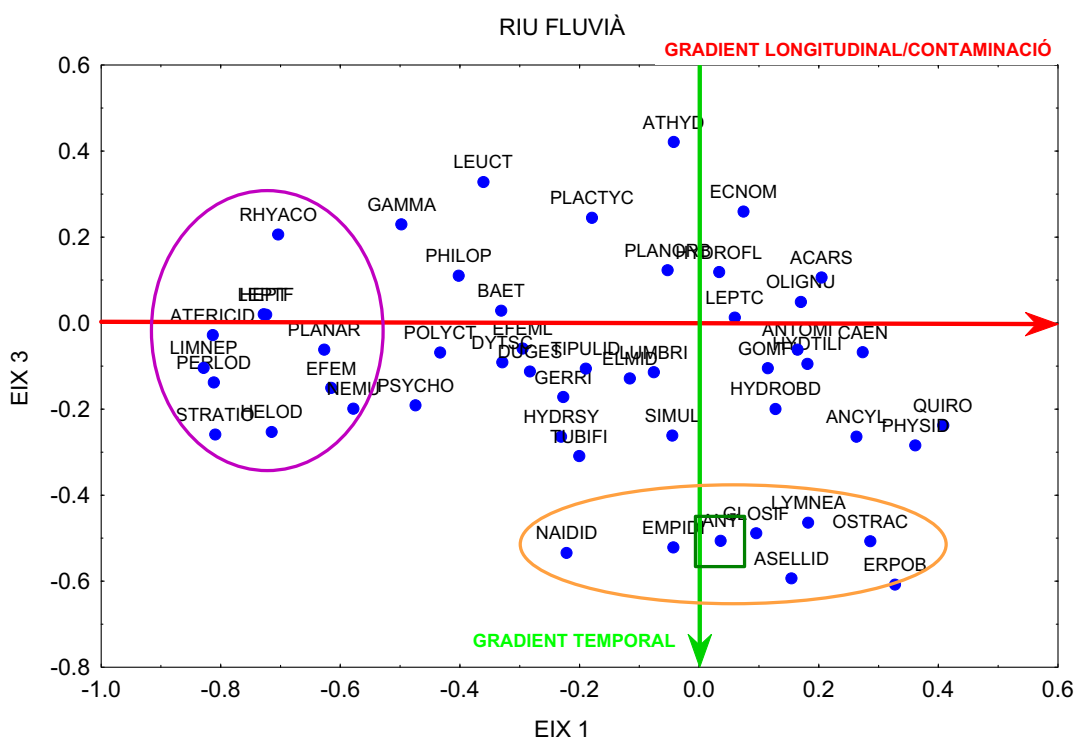


Figura 5.13. Representació gràfica de les coordenades dels tàxons emprats en el PCA fet per la conca del riu Fluvià.

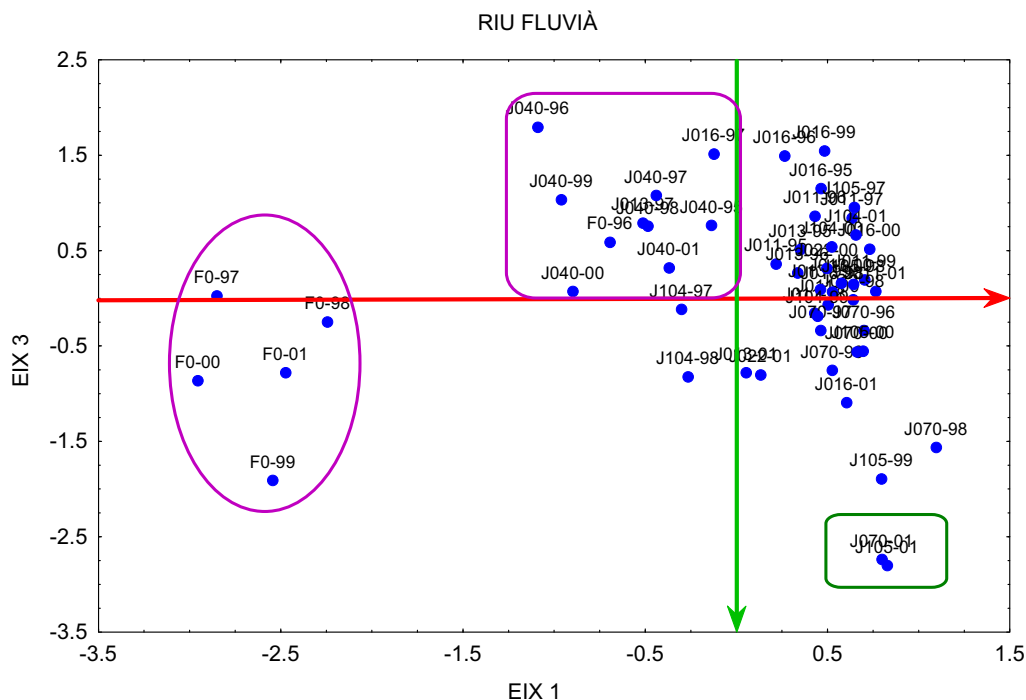


Figura 5.14. Representació gràfica de les coordenades obtingudes pel primer i tercer eix dels casos emprats al PCA de la conca del riu Fluvià.

Si analitzem la distribució dels casos segons l’any de mostreig no veiem pautes globals clares (Fig. 5.14). Per exemple, dins dels mostreigs fets al riu Sert (J040, a Serinyà) l’any 1999, que va ser el més eixut, n’hi ha un que es troba més a prop de la mostra de 1996 que correspon a l’any amb cabals més alts que de la de 2001, segon any amb recuperació de cabals. En canvi, sí que trobem una seqüència relacionada amb la pauta hidrològica en els casos de l’estació de capçalera del riu Fluvià (F0, Els Hostalets d’en Bas), ja que tenim una sèrie descendent de les coordenades en relació amb l’eix 3, que va de l’any amb més cabal a l’any més sec, seguida d’una altra ascendent, que es correspon amb els

mostreigs dels anys on es va incrementant el cabal. La seqüència sencera és:

1996>1997>1998>1999<2000<2001 (Fig. 5.14).

En el riu Ter, el PCA fet amb els tàxons de macroinvertebrats ens mostra la variable any associada amb l'extrem positiu del primer eix (Fig. 5.15). Aquest eix mostra un gradient de grups que viuen en zones de corrent, des dels propis d'aigües fredes i molt oxigenades (Perlidae, Uenoidae, Nemouridae, perlodidae, Chloroperlidae, Glossosomatidae, Tabanidae, Blepharicerdae, Fig. 5.15), passant per grups que suporten un xic més de temperatura (grup encerclat amb ocre), fins els més tolerants a les variacions de temperatura, oxigen dissolt i cabals (Ancyliidae, Acars, Hydropsychidae, Baetidae, Elmidae, Simuliidae, Leuctridae (Fig. 5.15). Si comparem els tàxons de cada un dels grups amb els de les capçaleres de la taula 5. 6, queda clar aquest gradient d'estenotermes a euriterms. De fet, aquest eix ens mostra com a les capçaleres i conques petites de diferent tipus i altitud van apareixent famílies pròpies d'altituds més baixes (veure Fig. 5.15, Ter0 a Setcases, J106 Riera Major a Sant Sadurní d'Osormort i J109 R^a d'Osor a Amer). La resta de tàxons, especialment els que viuen en zones de graves i sorres presenta un gradient de més intolerants, com els Capniidae, a més tolerants a la reducció d'oxigen dissolt i a l'augment de matèria orgànica en aquests habitats (Caenidae i Chironomidae).

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

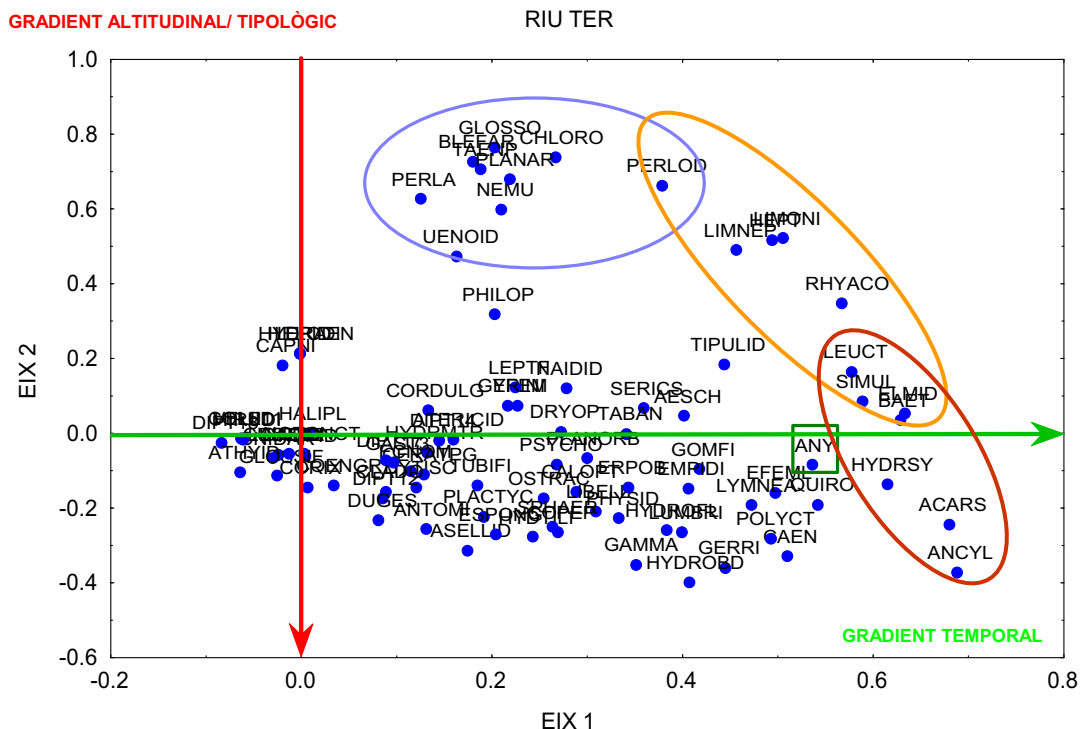


Figura 5.15. Representació gràfica de les coordenades dels tàxons emprats en el PCA fet per la conca del riu Ter, segons els dos primers eixos.

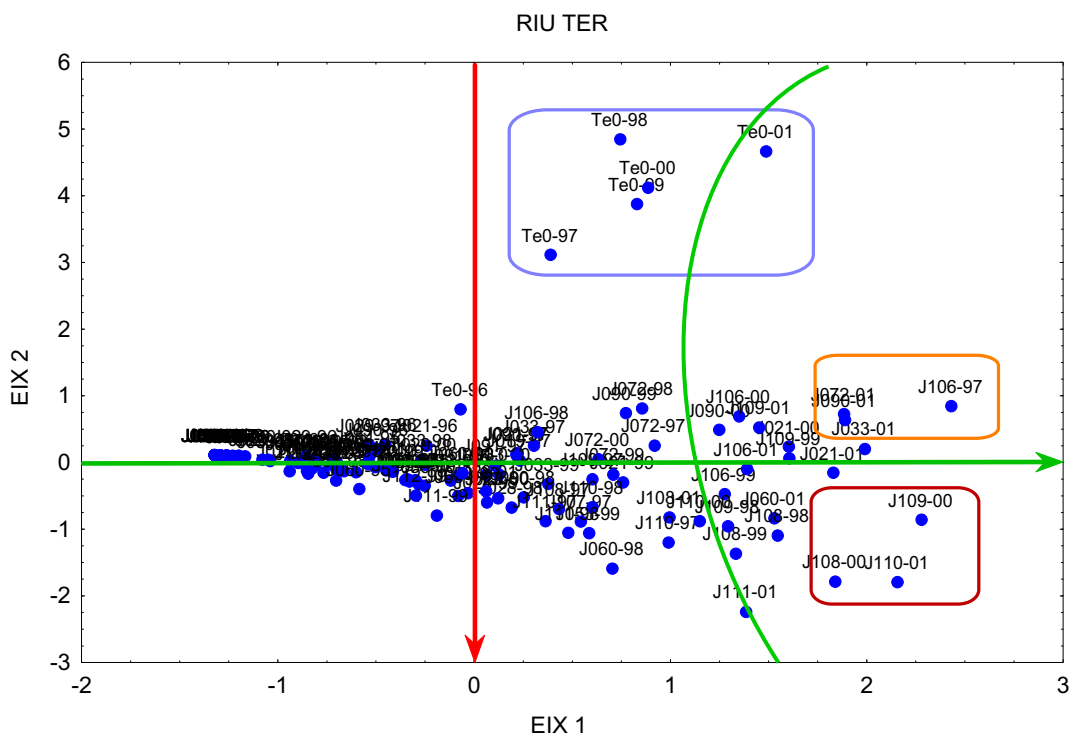


Figura 5.16. Representació gràfica de les coordenades obtingudes per els dos primers eixos dels casos emprats al PCA de la conca del riu Ter.

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

Si analitzem la distribució dels casos conjuntament, el que trobem és la tendència a que segons s'allarga la sequera (Taula 5.1) els casos corresponents s'apropen més a l'extrem positiu del primer eix, de manera que trobem les dades dels mostreigs del 2000 i 2001 fonamentalment en aquesta posició (Fig. 5.16, casos separats per una línia verda). O sigui que en aquesta conca si s'observa l'efecte de la sequera perllongada en la composició de les comunitats de macroinvertebrats, especialment en les capçaleres i les conques petites dels afluent de muntanya (Pirineus, Montseny i Guilleries).

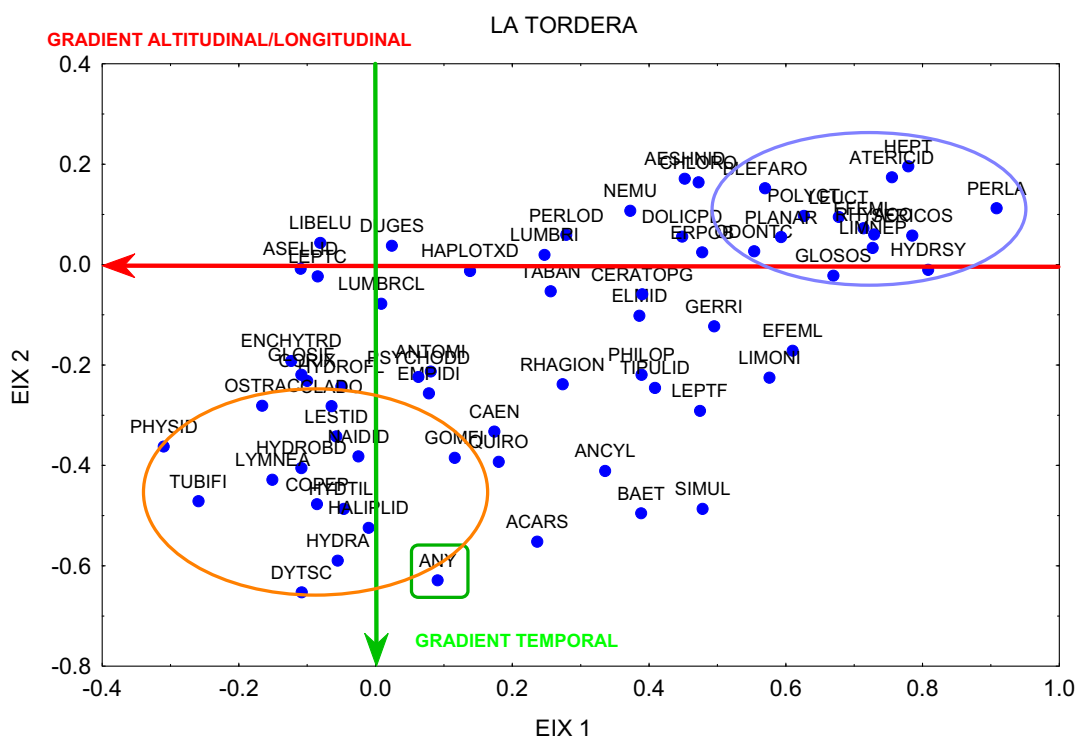


Figura 5.17. Representació gràfica de les coordenades obtingudes per els dos primers eixos dels tàxons emprats en el PCA fet per la conca del riu La Tordera.

Per la conca de la Tordera l'eix associat a la variable temporal (any) ha estat el segon eix del PCA, eix que mostra un gradient en part augment a la tolerància tèrmica i en part increment de la matèria orgànica, des

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

del seu extrem positiu al negatiu (Fig. 5.17). Així trobem associats a l'extrem negatiu tot un seguit de tàxons propis d'aigües fredes i ben oxigenades (Heptageniidae, Athericidae, Blephariceridae, Chloroperlidae, Perlidae i Aeshnidae). L'extrem oposat està definit per tàxons més tolerants a temperatures altes (Baetidae, Hydoptilidae i àcars aquàtics), matèria orgànica en suspensió o dipositada a la llera (Simuliidae, Hydridae i Tubificidae), així com propis de zones més arrecerades (Dytiscidae i Haliplidae) (Fig.5.17).

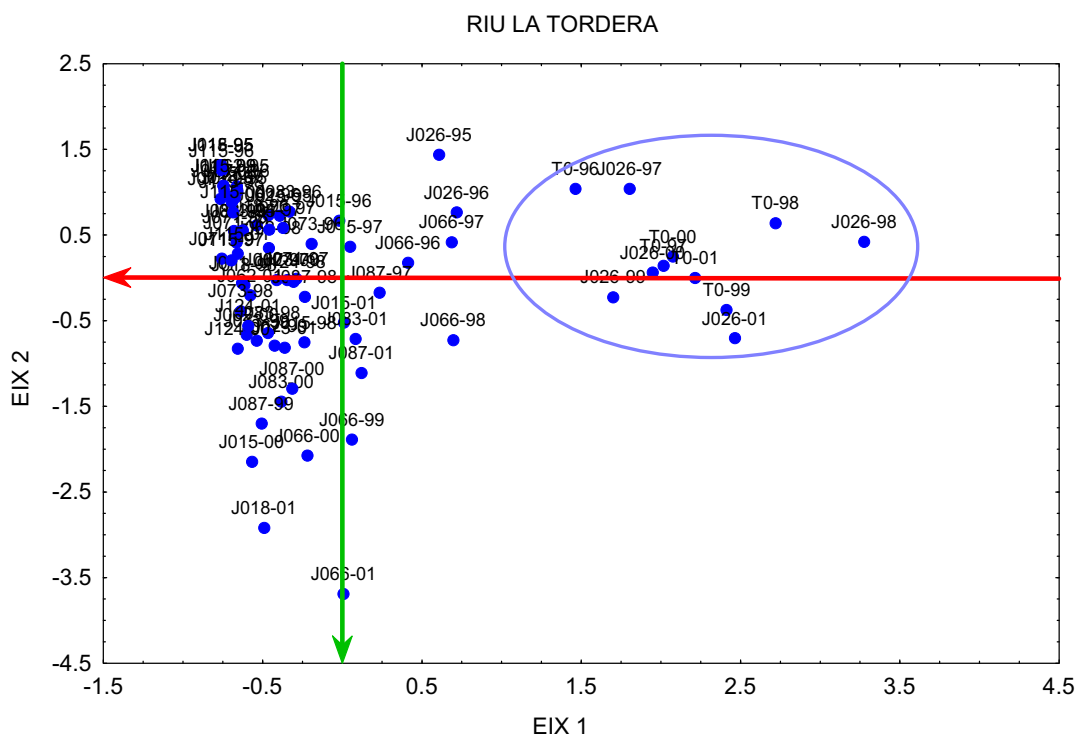


Figura 5.18. Representació gràfica de les coordenades obtingudes pels dos primers eixos dels casos emprats al PCA de la conca del riu la Tordera.

Quan s'analitzen conjuntament tots els casos, tenint en compte que els mostreigs fets corresponen a 3 anys humits (1995-1997) seguits de quatre secs (1998-2001), s'observa que els anys de sequera es troben a la part negativa de l'eix amb l'excepció del primer any sec (1998) per

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

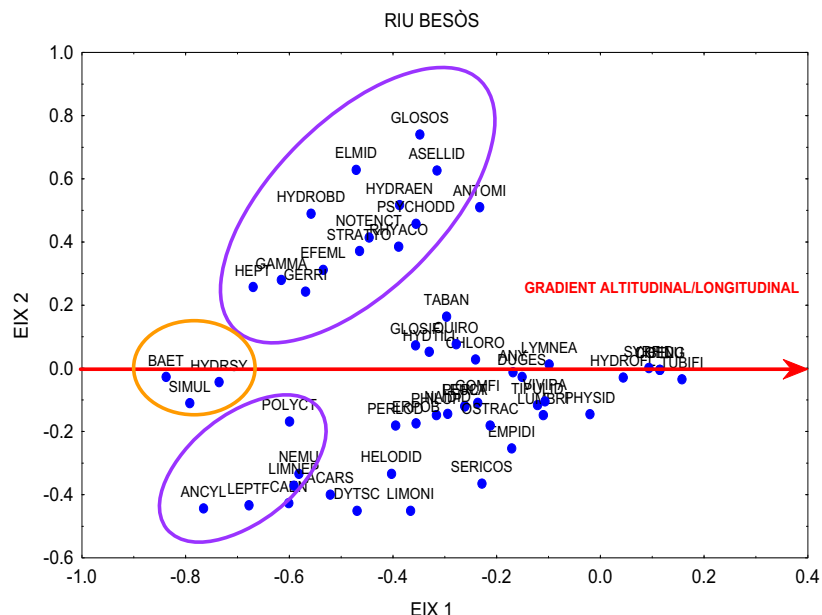


Figura 5.19. Representació gràfica de les coordenades obtingudes pels dos primers eixos dels tàxons emprats al PCA fet per la conca del Besòs.

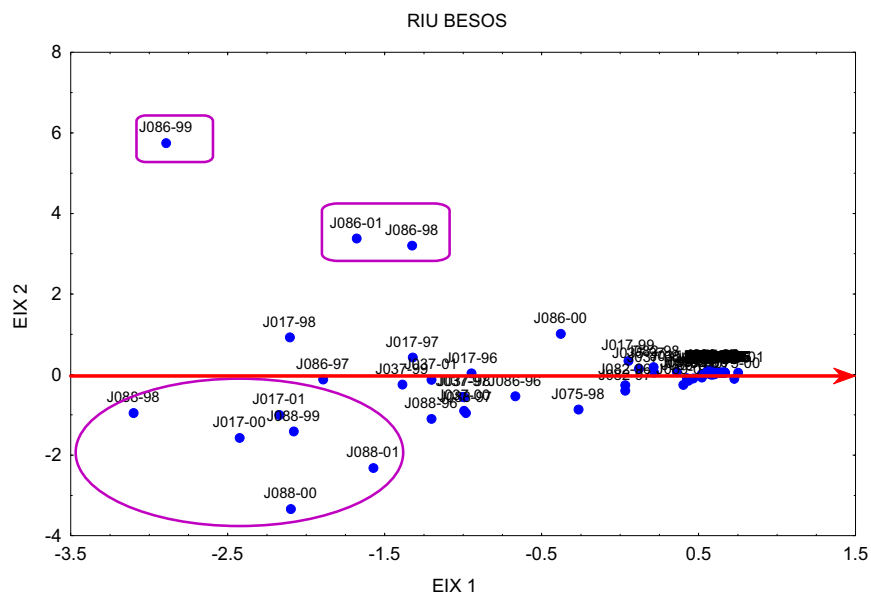


Figura 5.20. Representació gràfica de les coordenades obtingudes pels dos primers eixos dels casos emprats al PCA de la conca del Besòs.

les dos estacions del tram superior del riu principal (T0 la Tordera aigües amunt del càmping Les Illes i J026 a la LLavina). En aquestes estacions la variació de les comunitats durant el període de sequera és molt més petita que per estacions amb una pressió antròpica més forta com seria el cas de la Tordera just aigües amunt de Sant Celoni (J015), la Tordera a Malgrat (J018) o la part baixa de la Riera d'Arbúcies (J066), on trobem els mostreigs repartits per tot l'eix gairebé (Fig. 5.18).

En el cas de la conca del riu Besòs amb una seqüència de tres anys humits seguits de quatre anys secs al igual que a la Tordera, no s'ha trobat l'existència de cap mena de gradient que relacionés la variable temporal (any) amb la distribució dels tàxons estudiats al llarg del període d'estudi (Figs. 5.19 i 5.20). Analitzant en més detall els resultats del PCA només trobem la variable any un xic més relacionada amb l'extrem negatiu del quart eix, amb una coordenada de -0,35, i en aquest cas està associada només amb dos mostreigs del punt més alt mostrejat al riu Congost (J088 a Balenyà, anys 2000 i 2001), que es diferencien dels altres del mateix punt per la desaparició de la família Philopotamidae la qual amb una coordenada de 0,78 arrossega l'extrem positiu d'aquest quart eix. Aquesta família es troba present a totes les capçaleres de la conca durant la major part del període estudiat.

A la conca del riu Llobregat, en canvi, la variable any es troba associada al primer i al segon eix del PCA, tal i com es pot observar a la figura 5.21, on la trobem al segon quadrant de la gràfica (+I/-II) i envoltada de tàxons com els mol·luscs Ancyliidae i Lymnaeidae, els de la família Naididae i els tricòpters de la família Hydroptilidae. Aquests tàxons són propis de corrents moderades, però suporten també cabals petits i una certa càrrega orgànica. De fet el segon eix separa els tàxons intolerants

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

a la contaminació (semieix positiu), com són Heptageniidae, Pelidae, Perlodidae o Leuctridae, dels més tolerants (semieix negatiu), com són Physidae, Glossiphoniidae, Hydridae, ostracodes, etc (Fig. 5.21). El primer eix, a part d'un eix altitudinal, és també un eix de corrent que mostra un gradient des del seu extrem positiu on trobem els tàxons més reòfils (Heptageniidae, Baetidae, Hydropsychidae, etc.) fins els tàxons més propis d'aigües arrecerades (Culicidae, Ephydriidae, Dolichopodidae, Coenagrionidae, Valvatidae i Physidae) (Fig. 5.21).

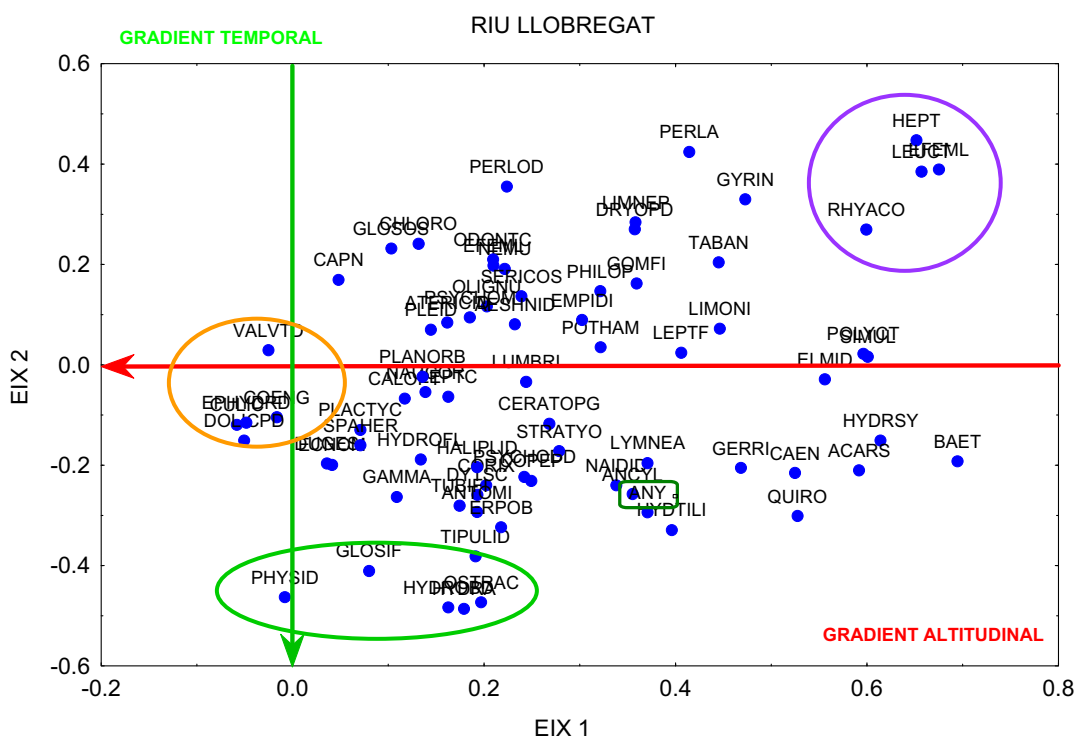


Figura 5.21. Representació gràfica de les coordenades obtingudes pels dos primers eixos dels tàxons emprats al PCA fet per la conca del Llobregat.

Amb la intenció de facilitar la interpretació de la distribució dels casos d'acord amb els resultats obtinguts a partir del PCA s'ha decidit mostrar gràficament només les coordenades que corresponen a la conca principal del riu, excloent les conques del Cardener i l'Anoia (Fig. 5.22).

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

El que veiem són dos respostes clarament diferenciades, ja que l'extrem negatiu del segon eix separa el mostreig de 2001 pel conjunt de les estacions de la part mitjana del riu Llobregat, des de Olvan i Balsareny (J118 i J080) fins Abrera aigües amunt de l'entrada del riu Anoia (J084). Aquestes estacions van patir, amb diferent grau, els forts aiguats de l'estiu de 2000, de manera que el que tenim és una nova estructura de les comunitats de macroinvertebrats després de les riuades que fa que es segreguin dels mostreigs anteriors fets per a aquests punts, els quals

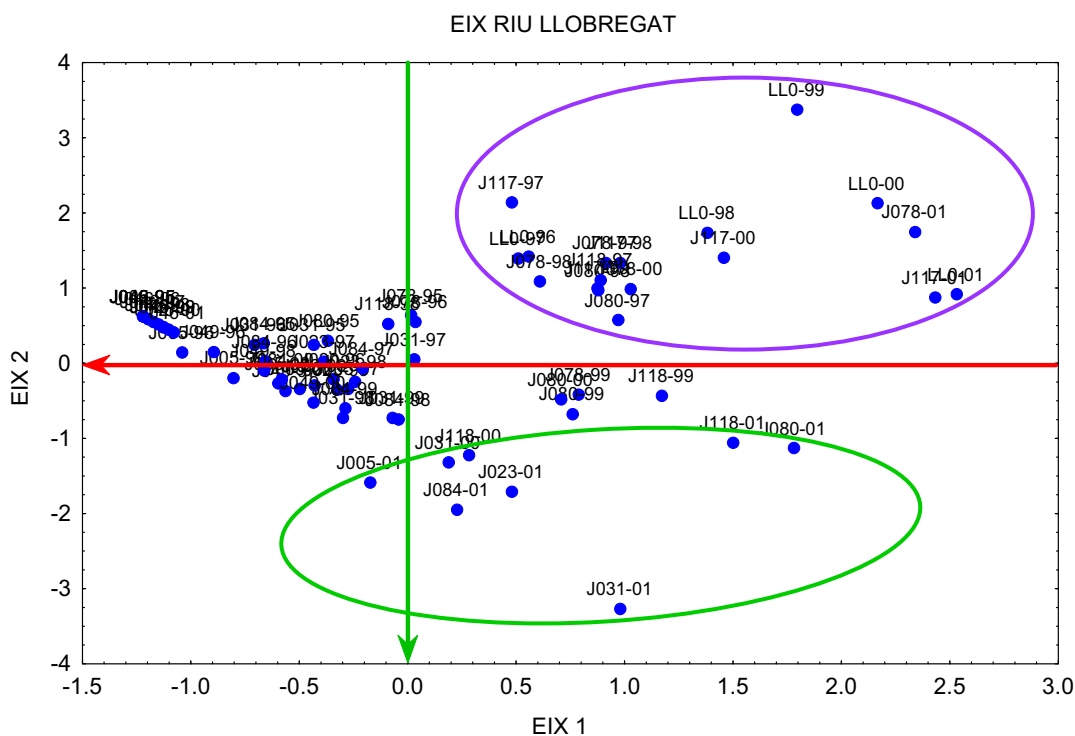


Figura 5.22. Representació gràfica de les coordenades obtingudes pels dos primers eixos dels casos emprats al PCA que corresponen a la conca principal del riu Llobregat (eix del Llobregat i les seves capçaleres).

es troben a la part negativa del primer eix i sense altre diferenciació clara en funció de la variable any (Fig. 5.22). Els punts de la capçalera del Llobregat que no es van veure afectats per les riuades van continuar sota l'efecte de la sequera (LL0, J117 i J78), mostren la tendència a

situar-se cada vegada més en l'extrem positiu del primer eix, així com més propers del centre del segon eix (coordenada 0), el que indica l'aparició de grups més tolerants dins d'aquestes comunitats com resposta a la sequera (Fig. 5.21 i 5.22).

En conjunt, per la conca principal del riu Llobregat la sequera perllonga produeix un gradient en l'organització de les comunitats de macroinvertebrats de les seves capçaleres, especialment als punts LL0 (Fonts de Llobregat) i J117 (La Pobla de Lillet). Per la resta de punts de l'eix del riu, ha estat més important l'efecte dels aiguats de l'any 2000 que no pas els anys previs de sequera.

Les conques dels rius Cardener i Anoia han presentat pocs canvis en les seves coordenades en funció de la variable temporal, especialment els punts de mostreig de l'Anoia. Trobem una pauta similar a la presentada per l'estació de mostreig J117, del tram de capçalera del Llobregat, per els mostreigs de la R^a Aiguadora (J045) i el Cardener a Olius (J025).

En les conques petites de Tarragona, arribats en aquest punt, cal que introduïm un parell de consideracions en relació amb l'evolució de les mitjanes anuals dels cabals. La primera és que no tenim suficients dades per la conca del riu Foix, per la qual cosa hem considerat que el seu patró ha estat similar al de la conca de l'Anoia, fet que estaria corroborat per la similitud dels patrons de pluges (veure Taula 5.7) amb una pauta de variació propera al Besòs. La segona és que mentre la conca del riu Francolí mostra una pauta de variació també similar a la del Besòs amb 3 anys humits seguits de 5 anys secs dins del període d'estudi, la conca del Gaià ha tingut un any humit (1997) seguit d'un any proper a la mitjana anual estimada i 4 anys secs (Taula 5.1).

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

Per les conques petites de Tarragona trobem la variable any associada a l'extrem negatiu del segon eix del PCA. Aquest segon eix segrega al semieix positiu els tàxons més propis d'aquests tipus de capçaleres (Perlodidae, Heptageniidae, Dytiscidae, Haliplidae, per exemple) (Taula 5.6), podem remarcar que el primer eix les separa en dos grups que corresponen a les capçaleres del Foix i el Brugent a la part positiva

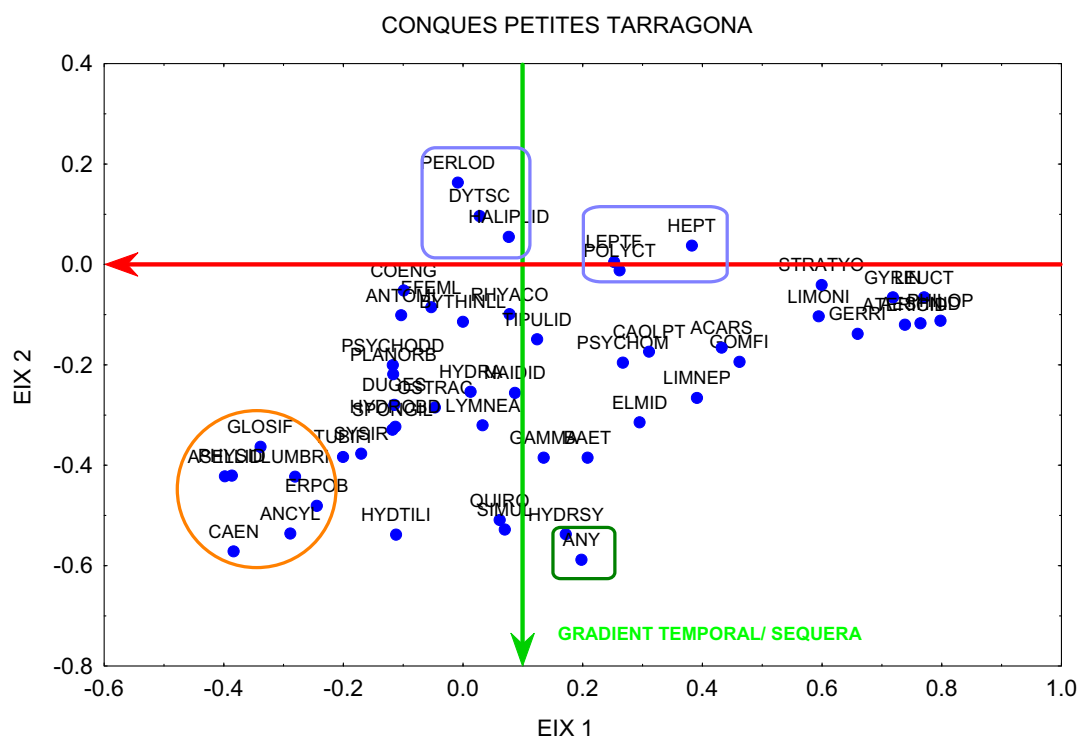


Figura 5.23. Representació gràfica de les coordenades dels tàxons emprats obtingudes pels dos primers eixos del PCA fet per les conques petites del sud (rius Foix, Gaià i Francolí).

(dreta de la figura) i la part alta del Francolí i altres trams del Brugent i el Foix a la part negativa (esquerra de la figura). El semieix negatiu va mostrant la successió de tàxons de poc tolerants a molt tolerants a

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

l'augment de la matèria orgànica i la reducció de l'oxigen dissolt (Fig. 5.23), encara que mantenint una barreja entre tàxons un xic més reòfils (Hydropsychidae, Simuliidae i Ancyliidae) i més lenítics (Caenidae, Chironomidae i Erpobdellidae).

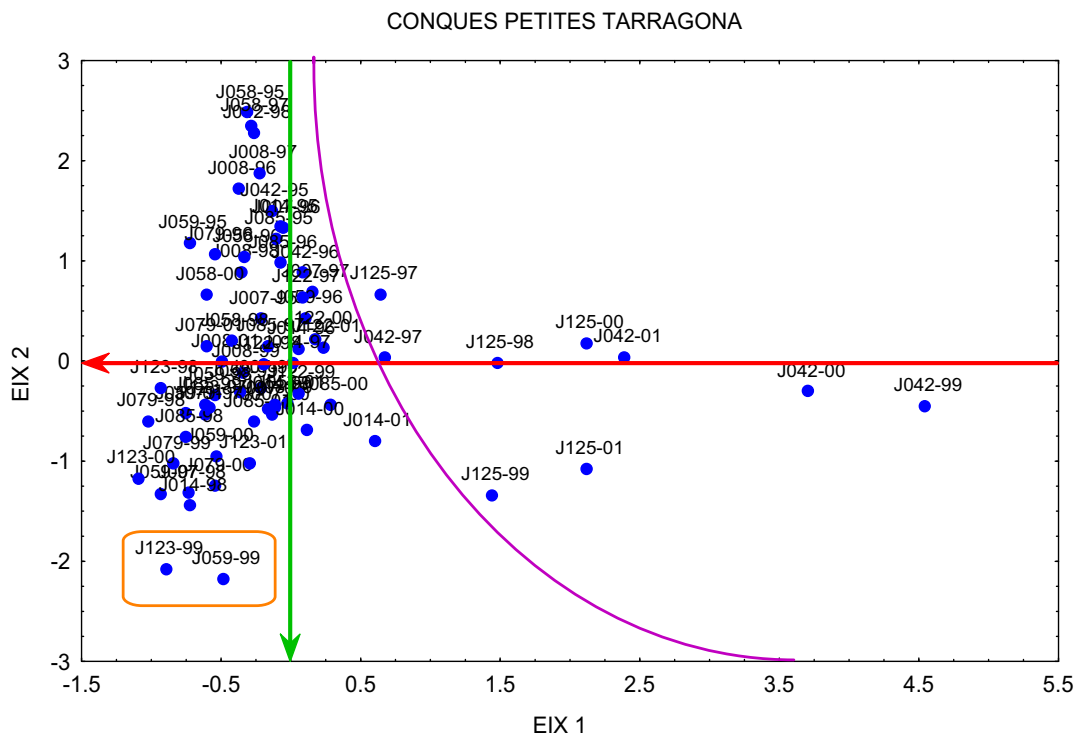


Figura 5.24. Representació gràfica de les coordenades dels casos emprats obtingudes pels dos primers eixos del PCA fet per les conques petites de Tarragona (rius Foix, Gàia i Francolí).

Analitzats tots els casos conjuntament trobem que el semieix negatiu d'aquest segon eix temporal es troba associat als mostreigs dels anys 1999-2001 (Fig. 5.24), que corresponen als més secs en totes les conques dins del període d'estudi. De fet, al seu extrem negatiu trobem associades diferents estacions del Foix i el Francolí (J125, J123 i J059) pertanyents al mostreig de 1999 que va ser l'any amb cabals més minsos en ambdues conques fluvials (Fig. 5.23). Entorn al semieix positiu es situen els mostreigs dels anys anteriors (1995-1998).

L'amplitud de la distribució dels diferents mostreigs per una mateixa estació varia molt, ja que inclou des de menys d'una unitat per l'estació J042 (R. Brugent aigües amunt de La Riba) fins a més de 3 unitats per l'estació J059 (Riu Francolí a La Masó), demostrant que la resposta temporal varia molt segons les condicions de partida de les estacions de mostreig, incloses les estacions de capçalera de les diferents conques tarragonines, estacions J125 (riu Foix), J007 (riu Gaià), J123 (riu Francolí) i J042 (riu Brugent).

5.3. Canvis interanuals en les distàncies de pertorbació a nivell dels eixos principals de les conques.

Amb l'objectiu d'esbrinar si hi han diferències entre anys secs i humits, així com procurar de discernir si hi ha canvi o no i si aquest canvis han estat graduals o no, s'ha decidit analitzar les distàncies relatives que hi ha entre les estacions de mostreig en l'eix principal del riu en cada conca interna catalana. De fet s'han estudiat els eixos del riu La Muga, Fluvià, Ter, La Tordera, Besòs, Francolí, Foix, Llobregat i Anoia. Encara que l'Anoia sigui un afluent del Llobregat, s'ha cregut interessant estudiar els possibles canvis que es produeixen entre les estacions de l'eix en la seva subconca per tal de poder comparar amb les altres conques petites mediterrànies no regulades. El que s'ha comparat són les distàncies geogràfiques, que no varien, amb les distàncies euclidianes (escores) corresponents a l'eix associat amb la variable any (temporal) de l'anàlisi de PCA fet per cada una de les CIC tan amb les variables del medi com amb les comunitats de macroinvertebrats, els resultats dels quals ja hem discutit detalladament en les dos seccions precedents d'aquest capítol.

Per tal de comparar acuradament ambdues tipus de distàncies, s'han estandarditzat mitjançant l'aplicació de les formules proposades per Sabater et al (1991):

$$P_i' = (P_i - P_{\min}) / (P_{\max} - P_{\min}) \quad (1)$$

on

P_i és la distància geogràfica o euclidiana (escore) de cada estació de mostreig.

P_i' la distància estandarditzada.

Les distàncies entre dos estacions de mostreig (j i k) s'estimen mitjançant la formula:

$$dP_{jk}' = P_j' - P_k' = dP_{jk} / (P_{\max} - P_{\min}) \quad (2)$$

on P_j' i P_k' són els valors de les distàncies entre els punts j i k transformades amb la primera equació (Sabater et al, 1991).

Encara que aquestes formules serveixen per qualsevol variable, s'ha decidit emprar la terminologia dS_{aj} i dS_{aj}' on a és el número de l'eix corresponent a l'eix temporal, mentre que S és la inicial del terme anglès "score". Les S_{\min} i S_{\max} d'aquest eix han estat tretes del conjunt de valors obtinguts (escores) per les estacions de l'eix principal de cada conca en cada PCA considerades conjuntament, no separades per períodes de mostreig, amb l'objectiu de remarcar més els canvis entre els diferents anys. Cal considerar que a nivell teòric les distàncies seran més curtes amb cabals més grans i més llargues amb cabals petits (reduïts), segons Sabater et al. (1991 i 1995). O sia, que si no ho estandarditzem per períodes de mostreig farem palesa amb més claredat sí aquesta pauta es compleix realment.

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

Per afavorir amb més claredat la comparació entre els canvis del medi i de les comunitats de macroinvertebrats, s'ha decidit presentar al mateix temps les gràfiques corresponents als dos anàlisis de PCA fets, un damunt de l'altre. També s'indica el codi de les estacions de mostreig i en alguns casos la localitat on es troba per tal de facilitar la interpretació de les gràfiques, sense haver de recórrer a l'apèndix I a cada pas.

En la Muga, l'eix del riu està representat en el PCA del medi per només dues estacions (Fig. 5.25 A), ambdues aigües avall de l'embassament de Boadella, mentre que al PCA fet per les comunitats d'invertebrats s'ha inclòs un punt de la part alta de la conca (M0, La Figa), aigües amunt dels nuclis de població i de l'embassament (Fig. 5.25 B). En aquesta conca la gradació dels cabals del període de mostreig va començar amb un any sec, en relació amb els dos anys precedents (Taula 5.1), tot seguit per un amb crescudes. La sèrie completa seria:

1995<1996>1997>1998≈1999<2000<2001<2002

L'eix que veiem en relació amb l'eix temporal del medi és que l'estació més propera a l'embassament no mostra gaires diferències entre anys, independentment de la magnitud dels seus cabals, la qual cosa mostra que l'embassament atenua els efectes de les variacions del cicle hidrològic pel que fa a les condicions físico-químiques del medi (Fig. 5.25 A). En canvi, trobem els mostreigs agrupats en dos grups per les comunitats de macroinvertebrats (Fig. 5.25 B), de manera que els dos anys més humits tindrien una comunitat més similar a la de capçalera (punt M0) juntament amb el primer any sec que mantindria característiques similars gracies a la pròpia inèrcia de la regulació dels cabals per l'embassament. Els altres anys es troben més a prop de les comunitats del tram final del riu (J052, la Muga a Castelló d'Empúries). Per la seva part, aquest punt de capçalera (M0) mostra una resposta

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

molt marcada al primer any de sequera, que és també en el que hi va haver els cabals més baixos (1998), per després anar-se recuperant. En conjunt, l'any 2001, que va ser el segon any més humit amb mostreigs en totes les comunitats de macroinvertebrats, és el que ha presentat les menors distàncies relatives entre els tres punts mostrejats, però no s'observa una pauta clara que associï aparentment tipus de cicles hidrològics i distàncies euclidianes del medi o de les comunitats.

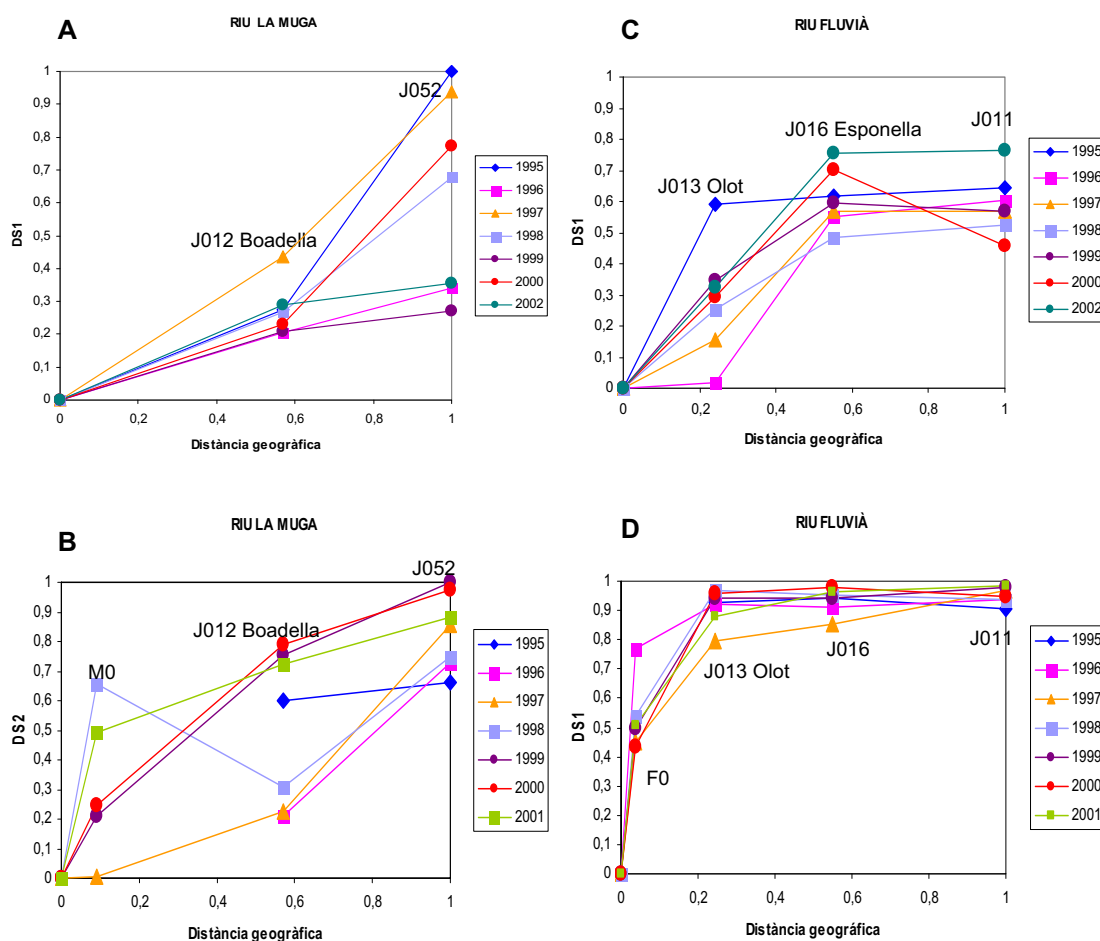


Figura 5.25. Representació gràfica de les distàncies euclidianes corresponents a l'eix temporal del PCA fet amb les distàncies geogràfiques, a les conques dels rius La Muga i Fluvià. (A i C distàncies del PCA fetes amb les variables del medi; B i D distàncies del PCA fetes amb els tàxons de les comunitats de macroinvertebrats).

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

En la conca del riu Fluvià es van mostrejar tres estacions de l'eix principal per veure l'evolució del medi i quatre per les comunitats (Figs. 5.25 C i D). En aquest darrer cas es va incloure també una estació de capçalera (F0, Els Hostalets d'en Bas). La seqüència de magnituds dels cabals mitjans anuals en aquest riu durant el període d'estudi va ser la següent:

1995<1996>1997>1998>1999<2000<2001<2002

Podem veure que en aquest riu les comunitats dels tres punts comuns estan més properes entre sí (Fig. 5.25 C) que per l'anàlisi del medi (Fig. 5.25 D). Si considerem les quatre estacions veiem que l'any amb cabals més grans (1996) correspon amb les distàncies més petites entre totes les estacions per l'anàlisi de les comunitats, mentre que la resta dels mostreigs presenten pautes similars, encara que les màximes distàncies entre Olot i Esponellà i entre aquesta darrera i Sant Pere Pescador corresponen al segon any humit (1997), no pas a un any sec (Taula 5.1). Per les distàncies obtingudes a partir de l'anàlisi del medi ens trobem amb que les distàncies més grans es troben en l'any amb cabals més alts (1996), especialment entre Olot i Esponellà, mentre que les distàncies més petites corresponen al primer any de mostreig, que va ser un any amb cabals una mica per sota de la mitjana anual (Fig. 5.25 C).

En la conca del riu Ter es va fer el seguiment de 9 punts per les condicions de medi i 10 per les comunitats de macroinvertebrats. Com a les conques precedents aquest punt afegit correspon a una zona ubicada més a prop de la capçalera, en aquest cas a Setcases (T0). Cal remarcar que a la campanya de mostreig de 1999 no es van recollir mostres de macroinvertebrats a tres punts de l'eix (J034, J019 i J110). A més el punt J019 es va deixar de mostrejar a partir d'aquest any i pel punt

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

J110 també manca el mostreig de 1996. L'absència de dades d'aquest punt impedeix en part la interpretació dels canvis de les comunitats reòfiles en millors condicions, com veurem més endavant. La seqüència de cabals mitjans relatius registrada per el riu Ter en la seva part baixa ha estat la següent:

1995<1996<1997>1998>1999>2000≈ 2001<2002

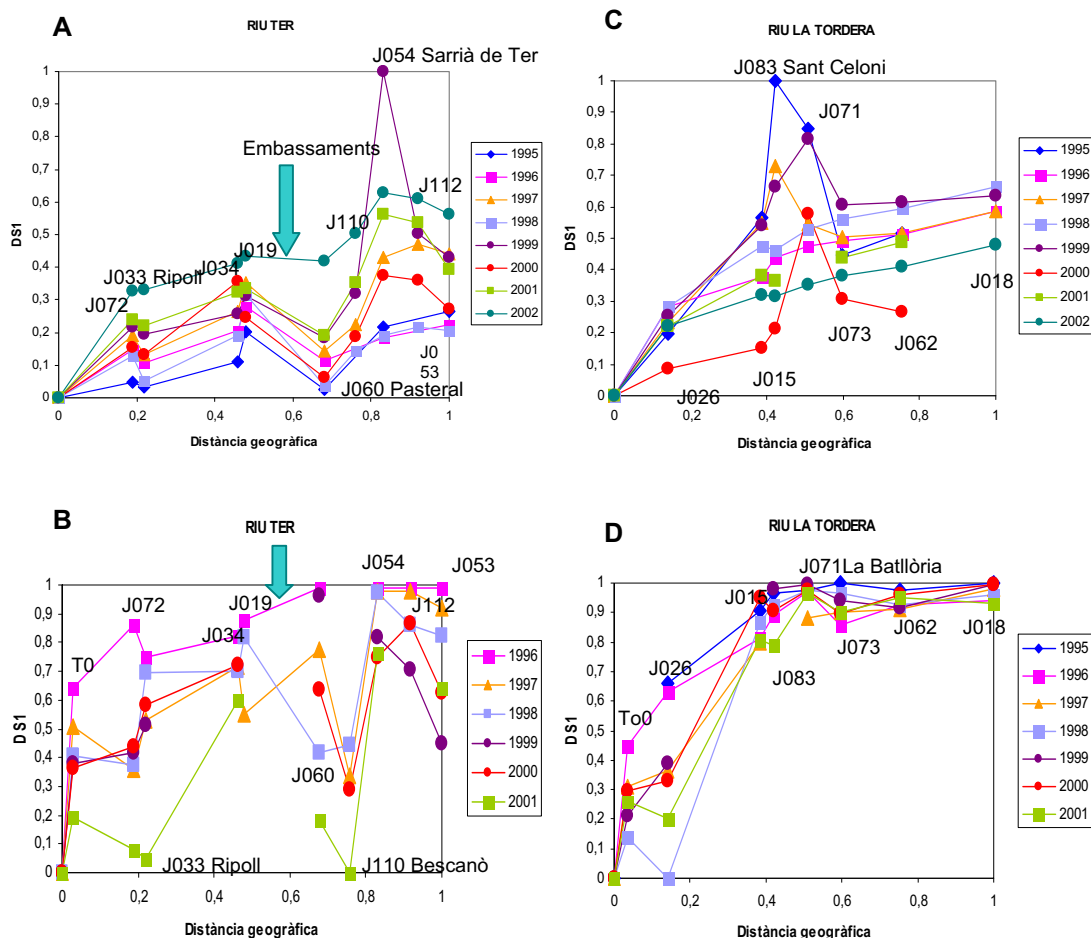


Figura 5.26. Representació gràfica de les distàncies euclidianes corresponents a l'eix temporal dels PCA fetes en funció de les distàncies geogràfiques, a les conques dels rius Ter i La Tordera. (A i C distàncies del PCA fetes amb les variables del medi; B i D distàncies del PCA fetes amb els tàxons de les comunitats de macroinvertebrats).

En aquest riu es va enregistrar l'any 1997 un cabal anual dos cops més gran que la mitjana dels cabals anuals considerats (Taula 5.1), que es

van anar reduint posteriorment fins a un 35 - 34% de la mitjana anual els anys 1999 - 2001.

A l'eix del riu Ter cal remarcar el paper dels tres embassaments (Sau, Susqueda, Pasteral) com a sistema natural de tractament de la qualitat físico-química de l'aigua que els arriba, fet que queda palès quan veiem que gairebé sempre el primer punt després dels embassaments posseeix una distància físico-química del naixement similar o inferior a les que presenten els dos punts més propers a la capçalera (Fig. 5.26 A). S'observa que en el període més eixut (1999-2002) l'estació de Sarrià de Ter ha estat la de pitjor qualitat del medi, especialment en el mostreig de primavera de l'any 1999. Les distàncies més petites per el conjunt de l'eix les trobem en tres dels quatre anys amb més cabal (1995, 1996 i 1998).

Si mirem d'esbrinar quin és el paper dels embassaments en la recuperació de les comunitats de macroinvertebrats (Fig. 5.26 B), ens trobem que la màxima recuperació no es troba exactament a l'estació de mostreig que hi ha aigües avall dels embassaments (J060) si no a la següent (J110, Bescanó), on apart de la millora de la qualitat físico-química de les aigües també es conserva l'estructura morfològica de la llera del riu; conjuntament ambdós fets permeten la presència de comunitats de macroinvertebrats similars a les de la part alta de la conca i més complexes que les del punt de mostreig més alt (T0), que sembla no trobar-se prou amunt com per ser un punt de referència poc afectat per les activitats humanes. Les distàncies més curtes entre el conjunt dels punts de l'eix pertanyen al mostreig de 1996, que ha estat un dels dos anys amb cabals màxims dins del període d'estudi. En general el punt amb la màxima distància pitjor qualitat, ha estat el tram

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

de Sarrià de Ter (J054), fet que coincideix amb les dades obtingudes per al medi (Fig. 5.26 A).

En la Tordera s'han mostrejat, dins l'eix principal de la conca, 7 punts per la qualitat del medi i 8 punts per les comunitats de macroinvertebrats, on s'ha afegit un punt de capçalera (To 0, Càmping les Illes). Aquest punt i el punt J026 es troben aigües amunt d'on es fa la derivació de la major part del cabal del riu per diferents usos entre Sant Esteve de Palautordera i Sant Celoni, o sigui que són els dos punts de l'eix que mantenen unes pautes de cabals més naturals. En aquest riu la seqüència relativa de cabals mitjans enregistrats ha estat la següent:

1995<1996<1997>1998>1999>2000<2001<2002

Hi ha tres anys inicials per sobre de la mitjana i una reducció progressiva fins arribar al 14,5% del cabal mitjà anual l'any 2000 (Taula 5.1).

Quan observem la gràfica per les distàncies del medi (Fig. 5.26 C), veiem amb claredat que hi ha un increment important de les distàncies físico-químiques entre els punts aigües amunt i aigües avall de la derivació de cabals, punts J026 i J015 respectivament, més notòria els primers 4 anys del període d'estudi. La pertorbació més important, l'increment més important de distància del medi en relació amb l'augment de la distància geogràfica, la trobem aigües avall de la EDAR de Sant Celoni, entre l'entrada de l'efluent d'aquesta i La Batllòria (J083 i J071), encara que després de 2000 desapareix aquesta pertorbació, com a conseqüència de l'entrada en funcionament de la depuradora biològica. De fet la mínima distància entre els punts de mostreig va correspondre a l'últim any de mostreig inclòs en aquest estudi (2002),

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

que va ser un any amb cabals un xic per sobre de la mitjana anual (Fig. 5.26 C), no pas el més humit. Cal recordar el règim hidrològic del riu la Tordera que es caracteritza per l'escorrentiu ràpid.

D'altra banda, queda ben palesa la importància de la derivació de cabals com a pertorbació principal a la major part dels mostreigs de les comunitats de macroinvertebrats (Fig. 5.26 D), acompanyada o seguida per la contaminació entre Sant Celoni i La Batllòria, que en molts casos no permet la seva recuperació posterior, encara que s'ha observat una lleugera recuperació en els dos darrers anys de mostreig (2000 i 2001)(EDAR biològica), fet que també es pot veure l'any de cabals més grans (1997). Les distàncies relatives més curtes entre punts s'han donat en dos dels anys amb cabals per sobre de la mitjana, 1995 i 1996 (Fig. 5.26 D).

Tal i com varem indicar en les seccions precedents, la conca del Besòs ha estat mostrejada durant 3 anys amb cabals superiors a la mitjana i 5 per sota (Taula 5.1), amb la següent seqüència relativa de cabals mitjans anuals:

1995>1996<1997>1998>1999>2000<2001<2002

Durant aquest període s'ha fet el seguiment en 6 punts de mostreig de l'eix principal que inclou 3 al riu Congost seguits de 3 punts més al Besòs pròpiament dit (Fig. 5.27 A).

Amb l'excepció del mostreig de 2000, el màxim augment de distància segons el PCA del medi es produeix en el riu Congost entre J037 (La Garriga) i J089 (Montornès), punt on es dona la pitjor qualitat com a conseqüència de les càrregues antròpiques de l'eix principal de la conca del Besòs. Posteriorment, al riu Besòs van minvant les distàncies fins a valors més propers als obtinguts pel punt J037 (Fig. 5.27 A). Pel conjunt

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

de punts de l'eix les màximes distàncies s'han produït el primer any sec (1998) i les mínimes l'any amb més cabal (1997).

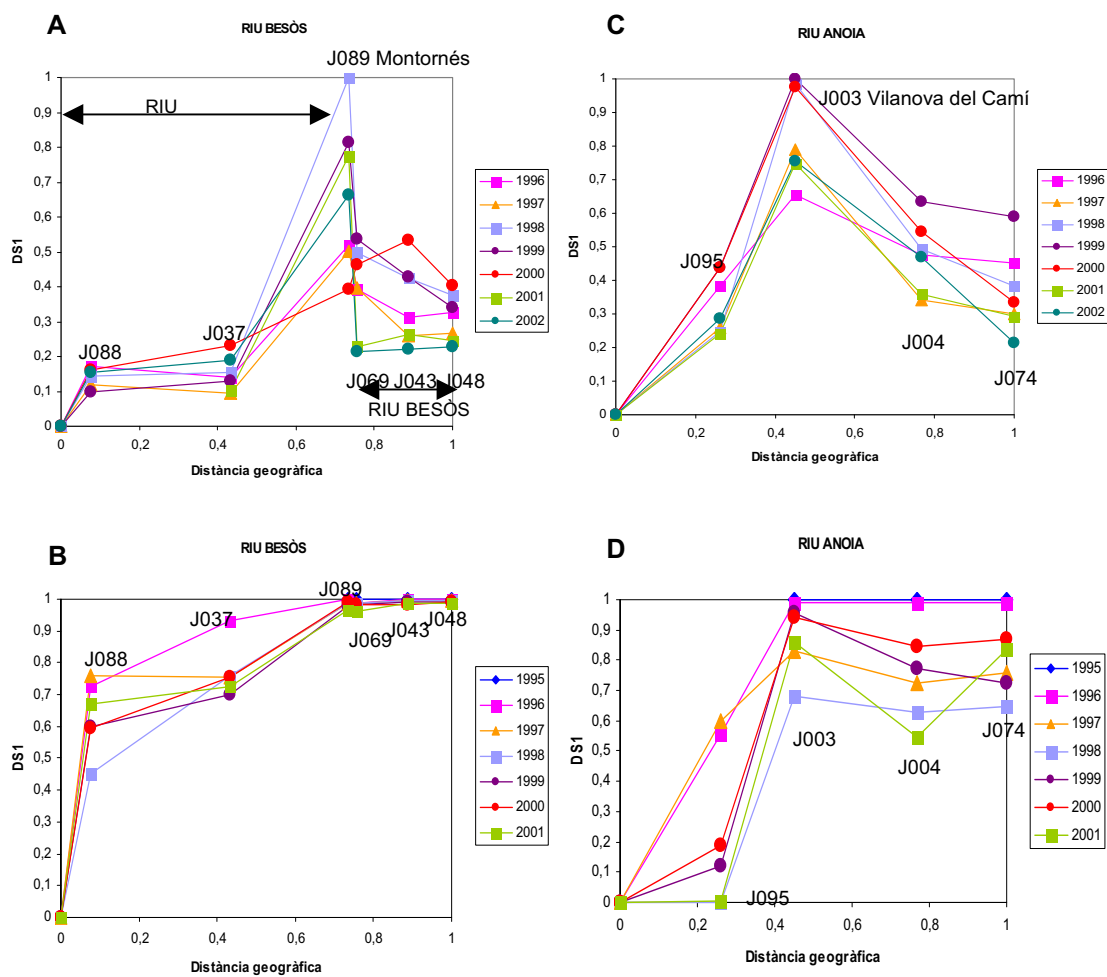


Figura 5.27. Representació gràfica de les distàncies euclidianes corresponents a l'eix temporal dels PCA fetes considerant de les distàncies geogràfiques, a les conques dels rius Besòs i Anoia. (A i C distàncies del PCA fet amb les variables del medi; B i D distàncies del PCA fetes amb els tàxons de les comunitats de macroinvertebrats).

També es pot observar la tendència a que les distàncies siguin més grans els anys secs que els anys amb cabals per sobre de la mitjana (Fig. 5.27 A).

Com que el PCA per les comunitats de macroinvertebrats no ha mostrat un eix temporal clar, s'ha triat aquell eix on la variable any mostra la

seva màxima correlació (Eix1). En conjunt veiem que els tres punts del Besòs no presenten distància entre ells, o sia que les comunitats són gairebé idèntiques en tots els anys (Fig. 5.27 B). Pel Congost, es pot observar que la menor distància entre els dos punts inicials es produeix l'any amb més cabal (1997), que juntament amb el segon any més cabalós (1996) presenten les distàncies més petites per tot l'eix fluvial, mentre que el primer any eixut és el que mostra les majors distàncies (Fig. 5.27 B).

Encara que d'acord amb el gradient nord-sud que estem seguint pertocaria analitzar l'evolució de l'eix del riu Llobregat, estudiarem primer els canvis produïts a l'eix del riu Anoia, que és la subconca gran més meridional de la conca del Llobregat. Com ja hem comentat a l'inici d'aquesta secció, la seva inclusió es deu a l'objectiu de tenir més informació de l'evolució de les conques més petites que no neixen als Pirineus i que poden ser les més afectades per una sequera perllongada, almenys en teoria. La seqüència relativa de cabals mitjans anuals enregistrats ha estat:

1995<1996>1997>1998>1999>2000>2001<2002

On els cabals dels anys 1998-2002 han estat molt per sota de la mitjana per tot el període considerat (1989-2004), constituint un període de sequera perllongada. S'han mostregat 4 punts a l'eix principal de l'Anoia, tan pel medi com per les comunitats de macroinvertebrats (Figs. 5.27 C i D).

La principal diferència global entre les distàncies estimades a partir del PCA del medi i del corresponent als macroinvertebrats resideix en que la menor distància relativa del naixement no correspon sempre al punt de mostreig més proper a aquell pel medi (Fig. 5.27 C), si no que l'estació

més propera a la seva confluència amb el Llobregat pot tenir valors més petits que indicarien la recuperació de la qualitat de les aigües fins a valors millors als de la estació més alta estudiada (J095, Jorba). Mentre que per les comunitats de macroinvertebrats la estació superior (J095) és sempre la que presenta la menor distància relativa de la capçalera de la conca per cada any de mostreig (Fig. 5.27 D), tan pel medi com pels macroinvertebrats, l'estació de mostreig J003 (Vilanova del Camí) mostra una pertorbació (contaminació), molt important del conjunt de variables estudiades, fins al punt que les comunitats de macroinvertebrats no aconsegueixen recuperar-se gaire o res al llarg del resta de l'eix del riu (Fig. 5.27 D).

Si analitzem conjuntament les distàncies relatives pel PCA del medi s'observa que les més petites corresponen a l'any amb cabals més alts (1996), mentre que sembla que els cabals més minsos (2001) no presenten les distàncies relatives més grans entre punts. De fet el que s'observa és una reducció de les distàncies els anys 2001 i 2002 el que es pot interpretar com a una millora de la qualitat físico-química a l'estació J003 (Fig. 5.27 C). Pels macroinvertebrats també trobem que les distàncies entre els punts són més petites els anys amb més cabal mitjà (1996 i 1997), mentre que el més sec presenta les distàncies relatives entre punts més grans (2001) (Fig. 5.27 D).

En l'eix del riu Llobregat s'ha fet el seguiment de 8 punts de mostreig pel medi i 11 punts per les comunitats de macroinvertebrats (Figs. 5.28 A i B). Els punts complementaris pels macroinvertebrats corresponen a 2 trams, un primer a la capçalera (J117 i LL0) i un segon a un punt aigües avall de l'embassament de La Baells, per tal de poder fer el monitoratge de comunitats no regulades en millors condicions "a priori",

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

els 2 primers trams; i sotmeses a l'efecte més directe de la regulació de cabals, l'últim tram. La seqüència relativa de cabals mitjans anuals enregistrats pel riu Llobregat ha estat:

1995<1996<1997>1998>1999<2000>2001≈2002.

On els tres primer anys han presentat cabals superiors a la mitjana de tot el període considerat, fins arribar a gairebé 2,5 vegades la mitjana l'any 1997 (Taula 5.1), seguits de 5 anys més eixuts fins arribar a reduccions properes al 29% (1999) i al 37 % els dos últims anys estudiats. L'augment relatiu del cabal mitjà registrar l'any 2000 es va deure als aiguats d'estiu produïts fonamentalment a la zona del Massís de Montserrat i serres associades, per la qual cosa el seu efecte, si s'hagués produït, hauria de deixar la seva petjada en les dades del mostreig de l'any següent, primavera de 2001.

Si comparem les gràfiques de les distàncies entre estacions per el medi i per les comunitats, el primer que s'observa és la regularitat envers a les condicions dels medis en els diferents anys estudiats (Fig. 5.28 A), on sempre el salt relatiu de les distàncies físico-químiques es troba associat a l'increment de la salinitat, primer per l'entrada del riu Cardener i al tram final per influència del desguàs del col·lector de salmorres i també amb una millora relativa, recuperació de qualitat, associada a l'aportació de cabal per part de l'Anoia que està menys mineralitzat en el tram final (Fig. 5.28 A). Si es tenen en compte totes les distàncies relatives per períodes de mostreig es veu que les més grans es van registrar després dels mesos més secs, que van correspondre a 1999 – primavera de 2000 i per tant es troben reflectides en les dades del mostreig de 2000, mentre que les distàncies relatives més petites corresponen als dos anys amb més cabal (1996 i 1997) i al darrer any eixut del període d'estudi (2002).

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

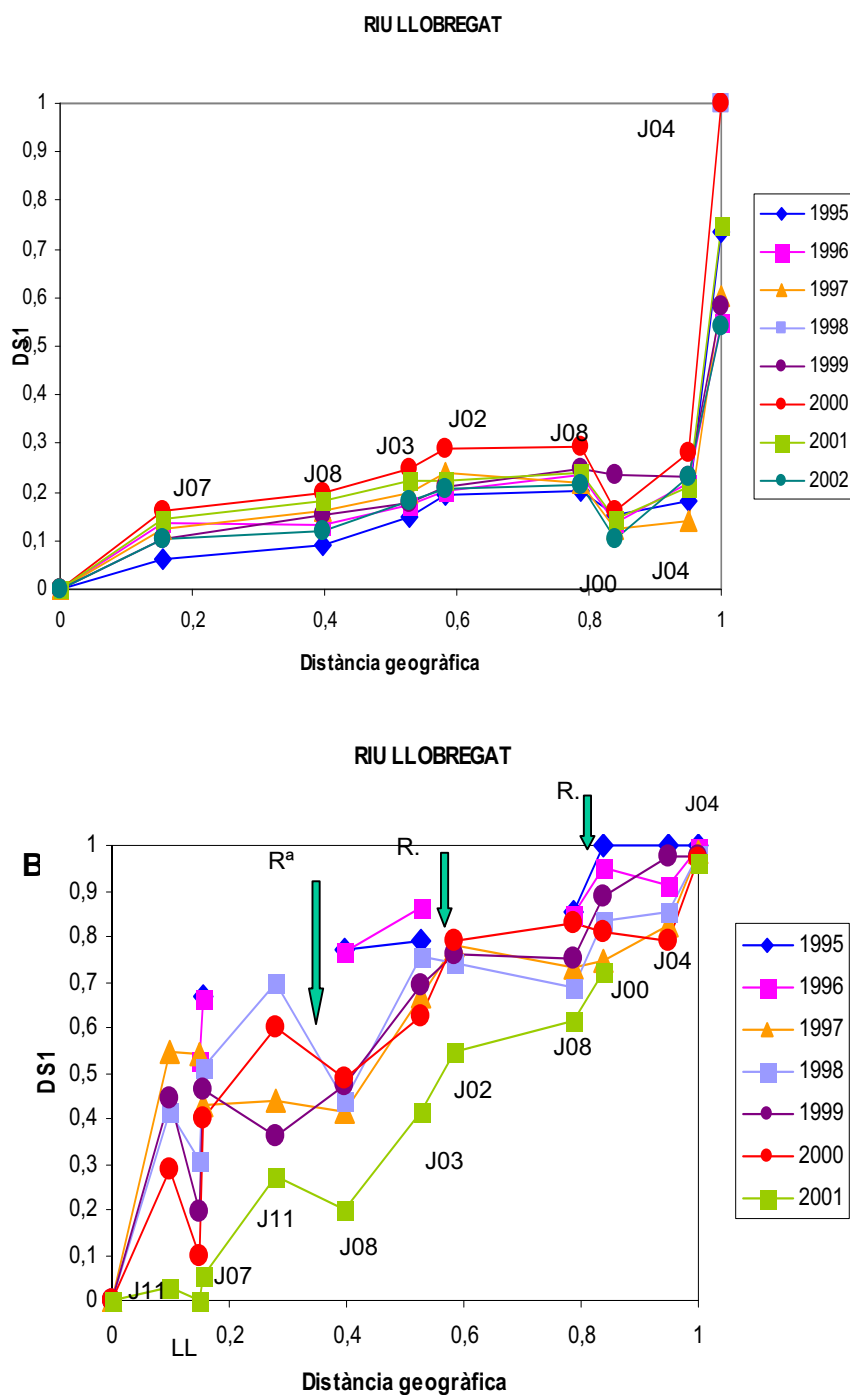


Figura 5.27. Representació gràfica de les distàncies euclidianes corresponents a l'eix temporal dels PCA fetes comparativament amb les distàncies geogràfiques, pels punts de mostreig de l'eix principal del riu Llobregat. (A distàncies del PCA fet amb les variables del medi; B distàncies del PCA fetes amb els tàxons de les comunitats de macroinvertebrats).

Per afavorir la interpretació de les variacions de les distàncies obtingudes a partir de les comunitats de macroinvertebrats, s'han assenyalat les confluències dels afluents sobre el Llobregat que influeixen en elles com mostra la gràfica corresponent (Fig. 5.28 B). Així podem veure que, per la major part dels mostreigs, l'entrada de l'Anoia produeix un augment important de les distàncies entre l'estació aigües amunt (J084) i aigües avall (J005) de la seva confluència amb el Llobregat. La confluència del Cardener tendeix a produir un efecte similar, amb alguna excepció difícilment explicable a no ser la regulació (1998). En canvi, l'entrada de les aigües de la Riera de Merlès produeix un efecte positiu en les comunitats de macroinvertebrats que es tradueix en la reducció de la distància del punt J080 (aigües avall de la confluència) respecte a les estacions de capçalera que es troben aigües amunt de l'embassament de La Baells (J117, LL0 i J078), en relació amb la distància que presenta el tram situat just després de l'embassament (J118). En aquesta conca l'embassament només mostra un efecte positiu, reduint la distància del punt J118 amb relació amb el J078, l'any més eixut estudiat (1999), en la resta dels casos les pressions antròpiques que pateix aquest tram contraresten el possible efecte de l'embassament.

Si considerem totes les distàncies relatives per mostreigs s'observa que les més petites es corresponen amb l'any més cabalós (1997) i les més grans amb els dos més secs (1999 i 2000). Recordem que les pluges de l'estiu de 2000 no van afectar al mostreig d'aquest any que es va fer a la primavera, mentre que el mostreig de 2001 va ser el que mostra les distàncies obtingudes per les comunitats més properes a les geogràfiques (Fig. 5.28 B).

Pel que fa a la conca del riu Foix no es tenen ni dades de cabals ni de pluges pel període d'estudi, i s'ha dubtat si calia analitzar-lo en detall o no. Però, donat que els patrons de cabals de les dos conques petites similars més properes (Anoia i Francolí) s'hi assemblen molt, hem decidit finalment incloure aquest riu. Per interpretar els canvis en les distàncies hem triat la seqüència de cabals enregistrada per la conca de l'Anoia (veure comentaris corresponents en aquesta mateixa secció), per que les pluges dels anys posteriors pels quals sí hi ha registres han estat les que més s'hi assemblen. A l'eix del riu Foix s'ha fet el seguiment de 2 punts de mostreig (Fig. 5.29), ambdós aigües amunt de l'embassament que hi ha a la part baixa de la conca, després del qual el riu resta sec la major part de l'any. Un punt es troba just abans de l'embassament (J008) i l'altre a mitja conca aigües amunt (J125).

Per l'estació J125 veiem una millora seqüencial de la distància relativa a l'origen (capçalera) del medi, des de 1997 fins a 2002 (Fig. 5.29 A), mentre que l'estació J008 no mostra una pauta clara que es pugui associar amb anys humits o secs, o amb la mateixa seqüència temporal que el punt superior. Les distàncies més petites pel medi entre aquests dos punts corresponen als dos primers anys de mostreig.

Si s'analitza el que passa per les distàncies obtingudes a partir del PCA de les comunitats de macroinvertebrats, ens trobem que el punt proper a l'embassament (J008) té unes distàncies relatives sempre molt similars, fet que indica que les seves comunitats de macroinvertebrats no canvien durant la sequera. Mentre que el punt del tram superior ha

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

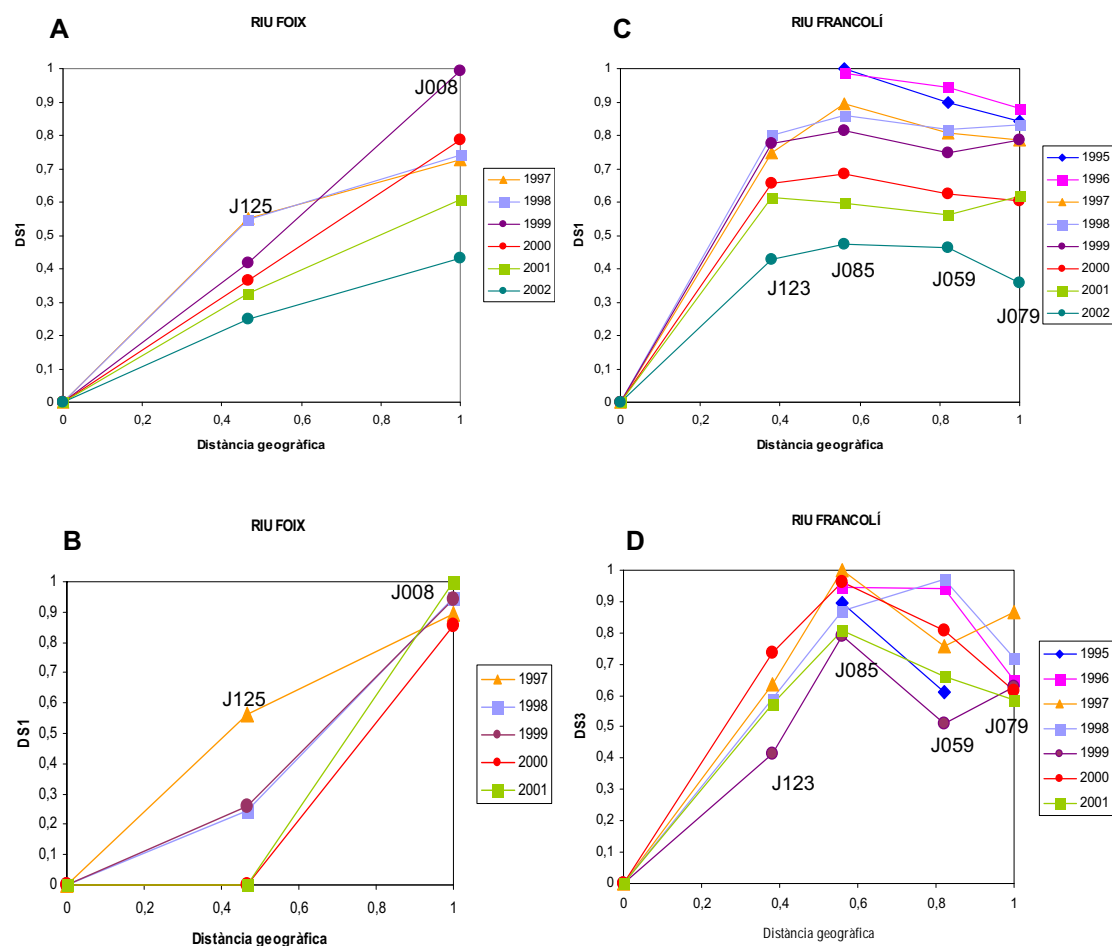


Figura 5.29. Representació gràfica de les distàncies euclidianes corresponents a l'eix temporal dels PCA fetes comparativament amb les distàncies geogràfiques, a les conques dels rius Foix i Francolí. (A i C distàncies del PCA fetes amb les variables del medi; B i D distàncies del PCA fetes amb els tàxons de les comunitats de macroinvertebrats).

mostrat una variabilitat important, de manera que l'any més plujós analitzat (1997) ha estat el que té una distància més petita del punt inferior, el que indicaria les comunitats relativament més similars entre tots dos punts. Aquesta distància s'ha anat incrementant els següents anys segons s'ha perllongant la sequera (Fig. 5.29 B).

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

Per la conca del riu Francolí s'han estudiat 4 punts de mostreig enclavats al seu eix principal (Figs. 5.29 C i D), tan per veure l'evolució del medi com el de les comunitats de macroinvertebrats. La seqüència relativa de cabals enregistrada en aquest riu ha estat:

1995>1996>1997>1998>1999<2000≈2001<2002

On els tres primers anys varen tenir cabals superiors a la mitjana estimada (Taula 5.1), fins arribar a cabals més de 3 cops superiors a aquest valor l'any 1997, seguits de 5 anys de sequera amb un mínim absolut l'any 1999 amb un cabal un 79% inferior a la mitjana estimada per aquest riu.

Com es pot observar, els quatre punts de mostreig es troben molt propers amb distàncies molt petites entre ells, si considerem cada un dels mostreigs del medi independentment (Fig. 5.29 C). El que si ha mostrat tot l'eix fluvial és una millora any rere any de les seves condicions físico-químiques, que fan que cada any es redueixin les seves distàncies relatives (Fig. 5.29 C).

No troben en canvi una pauta similar per les distàncies relatives extrems del PCA fet amb les comunitats de macroinvertebrats (Fig. 5.29 D). El que sí queda palesa és l'existència d'una pertorbació (contaminació) entre els punts J123 i J085, que fa augmentar la seva distància relativa. Posteriorment les comunitats es recuperen, tal i com evidència que els punt posteriors presentin valors que s'apropen als del punt J123 (Fig. 5.29 D). Les distàncies més petites entre els quatre punts corresponen a l'any 2001, mentre que les més grans s'han produït l'any 1999 que ha estat el més eixut.

Quan valorem els resultats obtinguts per totes les conques, veiem que no segueixen les mateixes pautes en funció dels seus períodes de sequera corresponents, al mateix temps que trobem respostes diferenciades del medi i de les comunitats de macroinvertebrats a cada conca i entre conques diferents. Per la qual cosa, a la següent secció tractarem de veure si existeix algun tipus de tendència general.

5.4. Sequera i distàncies màximes dels eixos principals de les CIC.

Volem esbrinar si la variabilitat de respostes observades davant dels canvis que han presentat els cicles hidrològics mostra qualsevol mena de tendència que ens permeti associar les respostes amb els diferents períodes de sequera o distàncies a les CIC. Es pretén comparar les distàncies màximes dels eixos de les conques estudiades amb els cabals mitjans anuals i les pluges anuals mesurades per les estacions del Servei Meteorològic de Catalunya. S'ha decidit fer la comparació amb cabals i pluges perquè els primers s'han mesurat a estacions d'aforament de les parts baixes o finals de cada conca estudiada, mentre que per les pluges s'han tingut en compte aquelles que han estat enregistrades a les capçaleres de les CIC que correspondrien a les aportacions naturals que rebran les conques, mentre que els cabals són indicadors de l'ús i gestió de l'aigua que es fa al conjunt de la conca de drenatge.

Les longituds màximes de cada eix fluvial han estat mesurades per cada període/any de mostreig com a la distància que existeix entre el punt de mostreig més proper a la capçalera i el més proper a la desembocadura per a cada conca fluvial estudiada, a partir del valor de les seves coordenades a l'eix temporal obtingut i a partir dels PCA fets, tan per les

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

variables del medi com les de les comunitats de macroinvertebrats, que són els mateixos que s'han fet servir en la secció precedent. Les longituds màximes obtingudes han estat estandarditzades d'acord amb la fórmula (2 del cap. anterior) proposta per Sabater et al (1991). També s'han estandarditzat els cabals mitjans anuals (Taula 5.1) i les pluges anuals enregistrades (Taula 5.8). D'aquesta manera tenim valors que oscil·len de 0 a 1 per tots els paràmetres que volem comparar. A partir d'aquests paràmetres estandarditzats s'han calculat les variacions interanuals com

$$\text{Var}X_{ji} = P_j' - P_i' \quad (3)$$

on

P_j' és el paràmetre estandarditzat per l'any j .

P_i' el paràmetre estandarditzat per l'any anterior ($i = j-1$).

Ara en canvi tindrem uns valors per comparar que oscil·laran entre -1 i +1.

Taula 5.8. Evolució de les precipitacions anuals (l/m^2) durant el període d'estudi a les capçaleres de les diferents conques fluvials estudiades. S'indica si les pluges corresponen a valors comarcals segons el Servei Meteorològic de Catalunya o a estacions meteorològiques concretes. (a= dades provinents de l'estació d'Agullana que es troba a la part baixa de la conca; b = estació que es troba a la conca del Ter però a la mateixa àrea geogràfica que la capçalera de La Muga).

RIU	Estació metereològica	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Muga	Alt Empordà (a)	937	692	610	689	810	653
Muga	Molló (b)		858	779	884	1282	870
Fluvià	Garrotxa	1629	1005	727	997	885	605
Alt Ter	Ripollès	1401	994	690	926	780	708
Tordera i Besòs	Vallès Oriental	1387	833	758	645	743	624
Alt Llobregat	Berguedà	1216	942	572	973	649	616
Anoia i Foix	Anoia	721	528	393	450	501	433
Francolí	Priorat	741	605	453	518	511	402

Arribat aquest punt, cal fer uns aclariments amb relació amb les dades de pluges emprades. El primer és que, tal com es va fer en la secció precedent, de les seqüències relatives de cabals s'han fet servir les dades corresponents a l'Anoia també per el riu Foix. Així mateix s'han emprat les dades de pluges corresponents a la comarca del Vallès Oriental tan per La Tordera com per al Besòs, donat que els seus valors corresponen fonamentalment a les pluges enregistrades a la Serralada Prelitoral les quals constitueixen les majors aportacions per totes dues conques.

En canvi, per la conca de la Muga s'han fet servir les dades provinents de dos estacions meteorològiques diferents per comparar-les amb les longituds de l'eix fluvial, en funció de si comparem amb el medi o amb les comunitats de macroinvertebrats, donat que les dades de l'Alt Empordà pertanyien només a l'estació d'Agullana que es troba a la part baixa de la conca. Per això s'ha cregut convenient fer-les servir per comparar amb les distàncies mesurades pel medi (les dos estacions considerades per fer les estimes es troben a la part baixa de la conca aigües avall de l'embassament de Boadella), però no així per les longituds màximes calculades per les comunitats (M0 es un punt realment de capçalera). En aquest darrer cas s'han emprat les dades enregistrades a l'estació meteorològica de Molló, enclavada en la mateixa zona muntanyosa dels Pirineus encara que a la vesant del riu Ter. Cal dir que, per fer aquest canvi, s'han tingut en compte els valors de les regressions calculades per la variació de les distàncies màximes de l'eix fluvial en front de la variació de les pluges d'ambdues estacions meteorològiques, amb valors de $r^2 = 0,912$ i $p < 0,001$ per Molló i $r^2 = 0,43$ i $p < 0,01$ per Agullana.

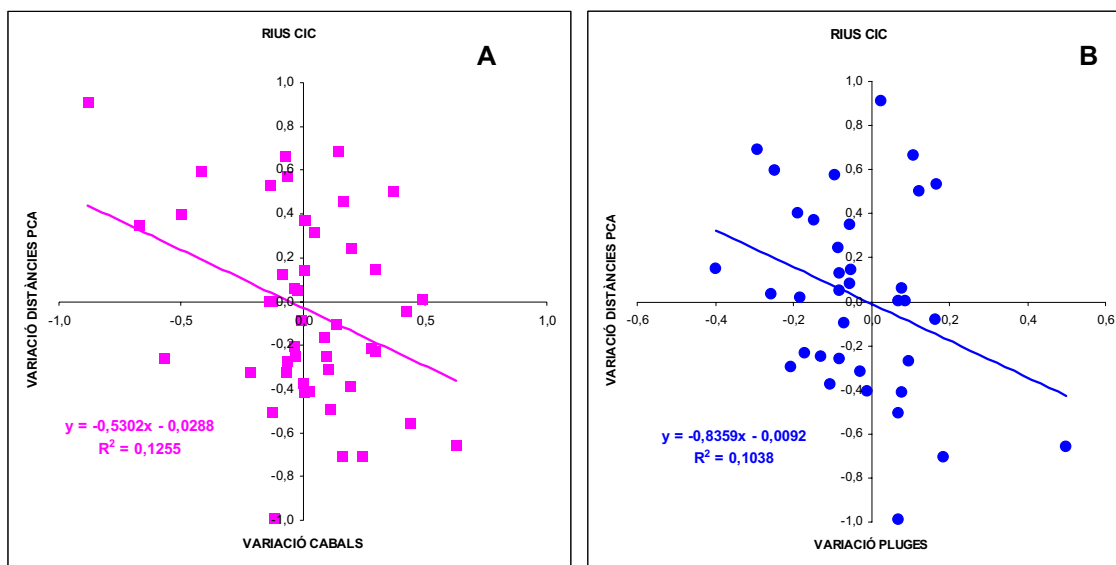


Figura 5.30. Representació gràfica de les variacions interanuals de les longituds màximes dels eixos fluvials estimades pel medi fetes comparativament amb les variacions de cabals (A) i pluges (B) pel conjunt de les CIC.

Quan s'analitzen conjuntament les dades obtingudes pel medi de totes les conques internes catalanes davant e les variacions interanuals dels cabals, es pot observar que existeix una tendència general recolzada per una regressió negativa significativa ($p < 0,05$ i $r = -0,354$) entre les variacions dels cabals i les variacions interanuals de les distàncies màximes dels eixos fluvials (Fig. 5.30 A). O sigui, que quan els cabals augmenten es redueixen les longituds màximes dels eixos i a l'inrevés, quan minven els cabals les distàncies màximes s'incrementen.

En canvi, quan s'estudia la relació entre les variacions de les distàncies màximes dels eixos principals i les variacions interanuals de les pluges (Fig. 5.30 B) es troba la mateixa tendència però sense ser significativa estadísticament ($p = 0,055$ i $r = -0,322$).

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

Com que els resultats de la secció precedent han mostrat que sembla existir respostes interanuals diferents en les distàncies de pertorbació pel medi segons el tipus de rius, siguin regulats o no; Per aquest motiu s'ha decidit buscar l'existència de tendències pel conjunt de dades dels rius regulats (La Muga, Ter i Llobregat) i dels no regulats (Fluvià, La Tordera, Besòs, Anoia, Foix i Francolí) (Fig. 5.31).

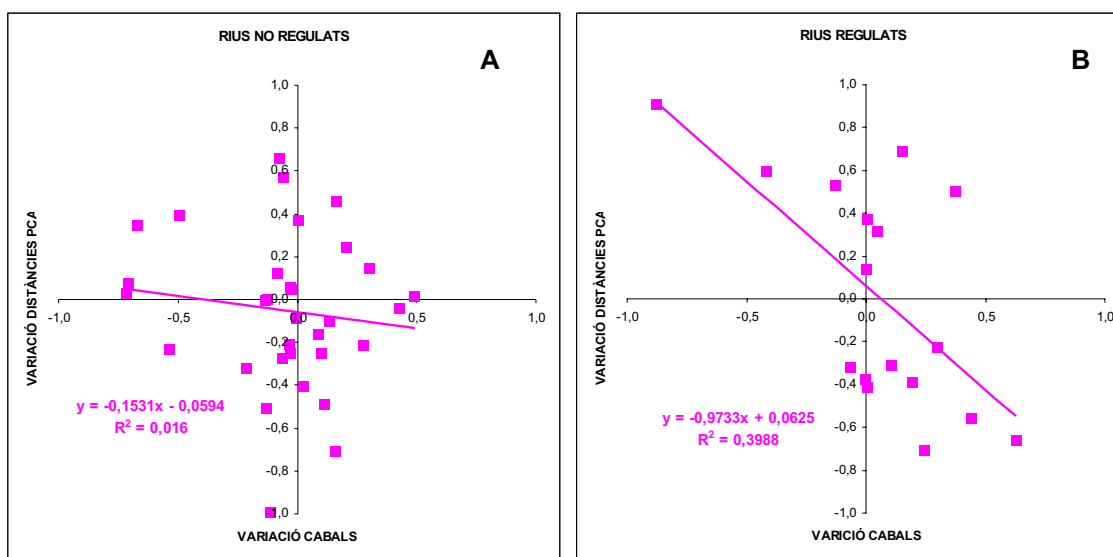


Figura 5.31. Representació gràfica de les variacions interanuals de les longituds màximes dels eixos fluvials fetes comparativament amb variacions de cabals. (A per els rius no regulats i B pel conjunt de rius regulats).

Els resultats mostren que no existeix cap tendència o relació aparent entre les variacions de les pluges anuals i les longituds màximes dels eixos fluvials per cap d'ambdós grups de rius. Tanmateix si que s'observa una relació significativa entre la variació de les longituds màximes dels eixos pel medi i la variació interanual dels cabals en els rius regulats ($p < 0,01$ i $r = -0,6315$). No és així en els no regulats (Fig. 5.31); en aquest cas el valor del coeficient de regressió és més gran (Fig. 5.31 A) que el calculat per totes les conques juntes, el que ens

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

indicaria que són les dades provinents dels rius regulats les que imprimeixen la tendència observada en aquella anàlisi (Fig. 5.30 A).

A l'hora d'estudiar les variacions de les longituds màximes dels eixos del rius, estimades a partir de l'eix temporal que s'ha fet amb les dades de les comunitats de macroinvertebrats, en relació amb les variacions interanuals de pluges i cabals (Fig. 5.32), podem veure que, tenint en compte la dispersió gràfica dels punts (Fig. 5.32 B), no existeix cap mena de relació significativa entre les longituds màximes i les pluges ($p > 0,3$). Aquesta manca de relació es manté també quan s'analitzen per separat els rius regulats i els no regulats.

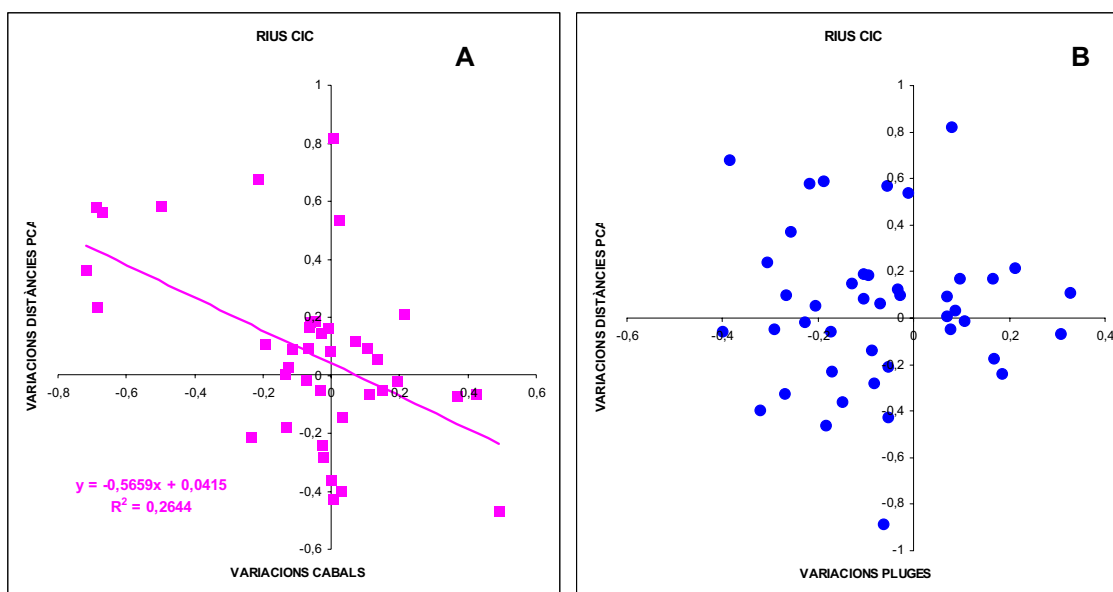


Figura 5.32. Representació gràfica de les variacions interanuals de les longituds màximes dels eixos fluvials estimades per les comunitats de macroinvertebrats fetes comparativament amb les variacions de cabals (A) i pluges (B) per el conjunt de les CIC.

En canvi, si que es pot observar l'existència de la mateixa tendència pel medi entre les variacions de les longituds màximes dels rius i la variació interanual dels cabals (Fig. 5.32. A), amb una regressió significativa que

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

també és negativa ($p < 0,01$ i $r = -0,514$), on la variació dels cabals explica una major part de la variància de les dades de les comunitats de macroinvertebrats en relació amb la que s'explicava amb la regressió obtinguda per al medi (Fig. 5.30 A). O sia, que si s'augmenten els cabals les longituds màximes dels eixos es redueixen, mentre que si disminueixen els cabals les longituds màximes augmentaràn.

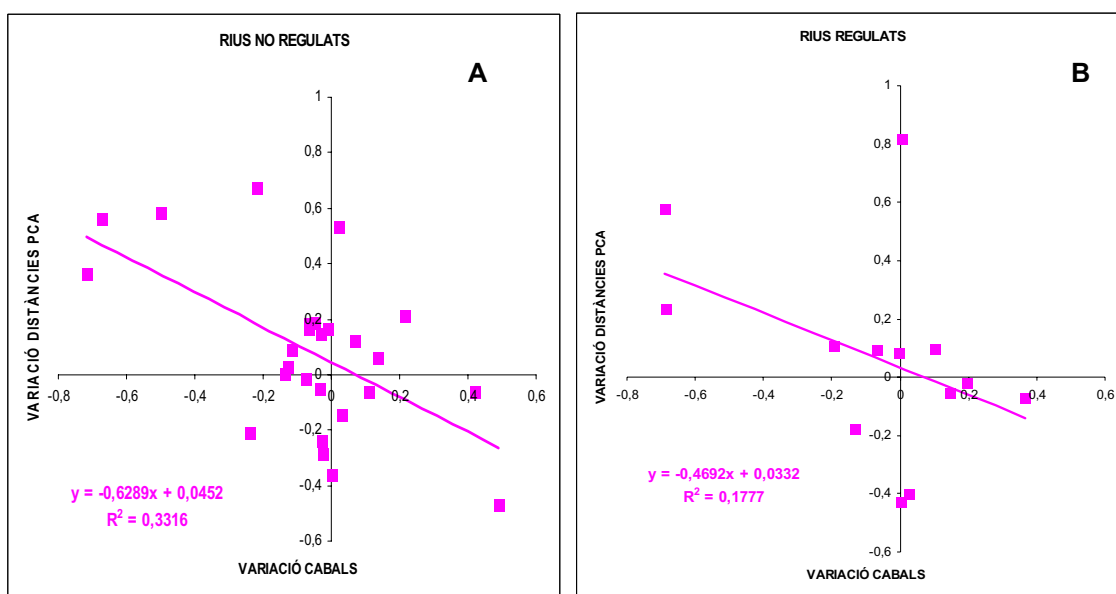


Figura 5.33. Representació gràfica de les variacions interanuals de les longituds màximes dels eixos fluvials per als macroinvertebrats fetes comparativament amb les variacions de cabals. (A per els rius no regulats i B per el conjunt de rius regulats).

La pauta observada pel conjunt de CIC també es manté quan estudiem els rius agrupats com a regulats i no regulats (Fig. 5.33 A i B), encara que la regressió calculada només és significativa pels rius no regulats ($p < 0,01$ i $r = -0,5758$), mentre que pels rius regulats, donat el baix nombre de casos que es tenen, la regressió estimada no ha estat significativa ($p = 0,15$ i $r = -0,422$). Com podem veure, les comunitats es troben més sotmeses a les variacions dels cabals en els rius no regulats, on no hi ha sistemes homeostàtics que puguin apaivagar els efectes de la variació de cabals de la sequera o dels aiguats.

Finalment, si comparem totes les regressions fetes tan per les comunitats de macroinvertebrats com pel medi, es pot veure que són les variacions de cabals les que incideixen realment en la similitud o diferència dels extrems dels eixos fluvials, estimades com les longituds existents entre el punt més alt i el més proper a la desembocadura mostrejats cada any.

Al mateix temps, cal remarcar que les variacions de les longituds s'incrementen proporcionalment amb les reduccions dels cabals, fet que indica que els canvis més importants es donen quan la magnitud de la reducció dels cabals és màxima entre dos anys, no si es tenen reduccions moderades uns quants anys seguits. I, a l'inrevés, un any humit amb cabals mitjans molt alts (cabals alts i riuades conjuntament el mateix any) afavorirà que es redueixin les longituds màximes dels eixos, o sia les composicions del medi i de les comunitats seran més similars relativament.

5.5. Discussió.

Es confirma la importància de la conductivitat com a descriptor fonamental del gradient longitudinal dels nostres rius, ja que reflecteix l'augment de la mineralització aigües avall pròpia dels sistemes fluvials, com també han mostrat altres estudis fets a Catalunya per alguna conca fluvial concreta (Sabater et al., 1989 i 1991; Prat et al., 1982, 1999 i 2000). En funció dels usos del sòl i de les magnituds de les carregues de nutrients que rep l'eix dels rius la mineralització pot ser, a més de l'exponent del rentat dels components minerals de la conca de drenatge, l'indicador de l'eutrofització natural que pateix el sistema en anar associada als fosfats dissolts i l'amoni (totes les CIC tenen un contingut elevat excepte La Muga i el Fluvià, que tenen nivells menors d'amoni).

Aquest augment de l'eutrofització aigües avall es troba en bona part de les conques mediterrànies (Prat et al, 1982, 1986 i 2002; Puig et al., 1987; Zamora-Muñoz i Alba-Tercedor, 1996). L'augment de mineralització i l'eutrofització, així com la reducció de cabals i l'increment de les temperatures aigües avall de les conques, es tradueix en una reducció de la concentració d'oxigen dissolt, el que genera un gradient invers al gradient longitudinal/contaminació a totes les CIC, d'acord amb els resultats d'altres autors per aquests tipus de rius (Puig, 1984; Puig et al., 1987; Sabater et al., 1991 i 1995) i d'altres de zones més humides (Johnson et al., 2007).

Per el que fa a l'existència d'una pauta temporal associada a l'alternança d'anys humits i secs, en les nostres dades només s'observa amb claredat en les conques que han sofert un període de sequera més perllongat (Fluvià, Besòs, Llobregat i Francolí), amb una clara tendència a separar els mostreigs corresponents als dos darrers anys de sequera del inicials humits. En altres casos el gradient temporal es troba associat a un gradient de millora de la qualitat fisicoquímica d'unes zones concretes com a conseqüència de la millora o posta en marxa d'EDARS (riu Gurri a la conca del Ter, La Tordera per exemple) o s'han incrementat per la pressió antròpica (riera d'Àlguema a la conca de La Muga). Els estudis existents, respecte a l'efecte de sequeres perllongades, aporten dades per períodes de sequera més curts (màxim 2 cicles hidrològics) i remarquen la tendència a l'augment de la contaminació/eutrofització amb la reducció de cabals (Lake, 2003).

Respecte al macroinvertebrats, l'existència d'una seqüència longitudinal/altitudinal de les comunitats a totes les CIC constitueix la pauta principal que explica el major percentatge de variabilitat en les

comunitats de macroinvertebrats, ja que la trobem definida al primer eix dels PCA fets; menys en el riu Ter on defineix el segon eix. Aquesta seqüència es realment un gradient on es van substituint els diferents tàxons seguint dues pautes clares, una pels rius permanents i una altre pels rius que tenen la part baixa com a temporals.

A les conques permanents es troba un gradient que va de les comunitats intolerants a tolerants, als augments de la mineralització i l'eutrofització (contaminació) i a la reducció de la concentració d'oxigen dissolt, sense que deixin de ser tàxons fonamentalment reòfils, com fora en el cas dels canvis que poden observar-se al riu Ter, especialment al seu eix principal, (Blephariceridae + Perlidae + Uenoidae + Chloroperlidae > Chloroperlidae + Perlodidae + Heptageniidae + Philopotamidae > Heptageniidae + Rhyacophilidae + Leuctridae > Leuctridae + Simuliidae + Baetidae > Simuliidae + Baetidae + Hydropsychidae + Ephemerellidae > Hydropsychidae + Chironomidae + Caenidae + Hydrobiidae). Aquest tipus de pauta és el més generalitzat als ecosistemes fluvials (Vannote et al., 1980; Ward i Stanford, 1983) i el trobem indistintament tan a rius temperats (Cushing et al., 1995; Wright et al., 2000; Armitage, 2006) com a rius mediterranis (Puig, 1984; Puig et al., 1981, 1987; Prat et al., 1984 i 1999).

La segona pauta és la que mostren les conques amb els tram baixos que es comporten com temporals, on s'observa l'entrada i/o substitució dels tàxons més reòfils per d'altres d'aigües més arrecerades amb gens de corrent o sense, tal i com han observat altres autors per rius mediterranis (Boulton i Lake, 1992a i 1992b; Gasith i Resh, 1999). El gradient més complet el trobem a la Tordera on va des de la capçalera amb grups reòfils com són Athericidae, Sericostomatidae, Perlidae,

Heptageniidae i Hydropsychidae fins els trams baixos amb tàxons més lenítics com són Physidae, Tubificidae, ostracodes, copèpodes o Lestidae. Evidentment, aquests tàxons dels trams temporals inferiors també són més tolerants a l'eutrofització que els de les capçaleres (Prat et al., 1983, 1985 i 2000; Benito i Puig, 1999).

Pel que fa a la sequera, també s'han trobat dos tipus de resposta per part de les comunitats de macroinvertebrats. La primera consisteix en la incorporació, en els trams de riu normalment reòfils, de comunitats de tàxons propis d'aigües molt lentes (ostracodes, Dytiscidae, hidres i cladòcers, per exemple) , o fins i tot sense corrent, com a resposta a la reducció de cabals per la sequera. Aquesta colonització per part de espècies més lenítiques durant els períodes de sequera confirma els resultats dels estudis fets tan per zones mediterrànies (Alba-Tercedor et al., 1992; Acuña et al., 2005) com temperades (Wright et al., 2000; Wood i Armitage, 2004; Armitage, 2006). La segona pauta mostra la incorporació de tàxons més tolerants a la contaminació, que difereixen segons les conques i les zones fluvials, com són els Empididae, Lymnaeidae, Erpobdellidae en trams mitjos i baixos amb aigües lentes de la major part de les CIC, o Limnephilidae, Leuctridae, Limoniidae i Hydropsychidae en trams més reòfils, incloses algunes capçaleres. Aquesta segona pauta fa palès l'efecte afegit de la pressió antròpica que pateixen els nostres rius, que en alguns casos pot incrementar els efectes propis de la sequera magnificant l'empitjorament de la qualitat de les aigües fins superar la tolerància pròpia dels macroinvertebrats que hi viuen a cada tram mostrejat (Lind et al., 2006).

A nivell teòric, hi ha autors que consideren que maximitzar la resiliència és l'adaptació esperada per les comunitats fluvials davant les

pertorbacions (Cropp i Gabric, 2002; Dolédec et al., 2006). El retorn a les condicions inicials va lligat a la magnitud de la pertorbació (Cropp i Gabric, 2002), fet que està d'acord amb "la teoria de la pertorbació i el gradient d'estrès subsidiari" formulada per Odum et al.(1979). En els sistemes fluvials naturals permanents, sense pressió antròpica o quasi, la variabilitat i impredictibilitat natural de les condicions del medi, especialment a nivell de cabals, origina comunitats de macroinvertebrats dinàmiques i robustes que mantenen la seva estructura davant de pertorbacions associades al regim hídric (Armitage, 2006) quan s'estudien amb la perspectiva de períodes de temps més llargs, o sia, són comunitats resistents davant dels canvis de cabals (Scarsbrook, 2002). Cal dir, però que aquests darrers autors no han inclòs pertorbacions extremes, a nivell de magnitud i/o predictibilitat, en els seus estudis. En canvi, la variabilitat dels cabals tindria importants efectes en la composició i estructura de les comunitats de macroinvertebrats de rius intermitents i temporals (Boulton et al., 2000; Muñoz, 2003). Així mateix, els períodes de sequera serien el factor clau en l'estructuració i composició de les comunitats de macroinvertebrats per davant de les riuades (Gasith i Resh, 1999). De tota manera hi ha autors que recolzen l'idea contrària, que les crescudes tindrien més importància que els períodes de sequera com a pertorbacions naturals que incideixen en les comunitats de macroinvertebrats (Suren i Jowett, 2006), però cal dir que els seus estudis no inclouen sequeres perllongades. Els resultats d'aquest estudi donen un paper important tan a les crescudes com a les sequeres, sempre tenint en compte la magnitud relativa del canvi interanual. Podem considerar que els majors canvis en augment o reducció de cabals mitjans anuals són els que indueixen canvis més importants en la composició de les comunitats i en la fisicoquímica del medi on viuen, encara que amb tendències

oposades. De fet les màximes reduccions interanuals de cabals provoquen que les longituds màximes dels eixos fluvials augmentin, el que indica que les comunitats es fan més diferents en la seva composició taxonòmica i les condicions fisicoquímiques del medi també, normalment empitjorant més al tram final del riu. Les riuades, en canvi, homogeneïtzen l'eix fluvial, que presenta les longituds màximes més petites segons augmenta la magnitud de la riuada, ja que millora la qualitat del riu tot diluint-ne les carregues i/o arrossegant els sediments de la llera. Aquesta millora de la qualitat, juntament amb la dispersió de la fauna per arrossegament, permet una millor recolonització i reestructuració de les comunitats amb més tàxons en comú, que les que hi ha durant els períodes de sequera. A més, les comunitats de macroinvertebrats mantenen aquesta pauta per totes les conques internes catalanes, especialment per les no regulades que inclouen la major part dels rius temporals. Aquesta relació inversa entre cabals i comunitats i qualitat de l'aigua sembla trobar-se també quan s'analitzen dades mensuals d'alguna conca mediterrània concreta, com la del riu Ter (Puig et al., 1987 i 1991; Sabater et al., 1989, 1991 i 1995).

Davant de la qüestió de com es comporten les sequeres perllongades, sí com a originadores de pertorbacions graduals amb efecte creixent (Lake, 2003; Humphries i Baldwin, 2003) o esglaonadament (Boulton, 2003), creiem que tot dependrà de la magnitud d'aquesta pertorbació, entesa com a reducció relativa dels cabals mitjans interanuals, de manera que sí el primer any de sequera es correspon amb una reducció extrema de cabals, aleshores tindrem una resposta sobtada a l'inici de la sequera, mentre sí el cabal és normal la resposta serà una resposta gradual.

Variabilitat interanual dels principals descriptors físics, químics i biològics de les Conques Internes Catalanes.

Margalef (1991) creia que: "bona part dels macroinvertebrats tenen cicles vitals esquizofrènics, els quals marquen en part la possibilitat de la persistència de les seves poblacions i comunitats davant de canvis sobtats, como poden ser algunes pertorbacions naturals no coincidents amb els seus cicles de dispersió i permanència; encara que mantenen una espècie de maratón permanent per mantenir les seves poblacions, on la seva persistència és equivalent a una forma de turbulència per el conjunt de la població o comunitat, exposada al canvi continu degut a les fluctuacions de la velocitat de l'aigua. Aquesta dualitat entre canvi i persistència pot ser una bona aproximació a la realitat que permet l'existència de les comunitats de macroinvertebrats fluvials".

6. Incidència d'una sequera perllongada en la valoració de la qualitat ecològica de les Conques Internes Catalanes mitjançant els índexs del sistema BMWPC.

Existeix una gran varietat d'índexs biòtics que es basen per la seva determinació en la comunitat de macroinvertebrats bentònics fluvials. Aquesta comunitat és la base per valorar la qualitat de l'ecosistema aquàtic en el seu conjunt. Els índexs més comuns es basen conceptualment en estimar la persistència de la comunitat, ja que comparen la similitud de la composició de tàxons entre anys o èpoques de l'any; aquest índexs requereixen una menor inversió de temps i diners per la seva estima que d'altres mètodes anteriors. Existeixen mètodes que comparen l'estabilitat de la comunitat, mitjançant l'estudi de la similitud entre anys de les distribucions d'abundàncies relatives dels tàxons que constitueixen cada comunitat. Exemples de tots dos tipus d'índexs es poden trobar en Kerans i Karr (1981), Barbour et al. (1999), Houston et al. (2002) i en el primer capítol d'aquesta memòria. Hi ha índexs que s'estimen incloent només una part de la comunitat, i que fan servir especialment grups de tàxons que són més sensibles i intolerants a determinades pertorbacions. El més freqüentment emprat és l'índex de riquesa d'EPT que estima el nombre de tàxons dels ordres Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera presents en un tram fluvial (Lenat, 1983 i 1988; Eaton i Lenat, 1991). N'hi ha d'altres que inclouen la totalitat de la comunitat de macroinvertebrats (Armitage et al., 1983; Morais et al., 2003). A aquest darrer grup pertanyen els índexs del sistema BMWPC (Furse et al., 1981; Armitage et al., 1983; Wright, 2000)

i la seva versió per les CIC (Benito i Puig, 1999; capítol 4 d'aquesta memòria).

L'aplicació de la DMA (2000/60/EC), requereix l'ús del monitoratge biològic, comunitat de macroinvertebrats inclosa, per l'avaluació de la qualitat ecològica dels rius. L'aplicació de qualsevol índex biològic requereix estudis perllongats que permetin conèixer la seva variabilitat estacional (Furse et al., 1984) i interanual natural. Aquesta última és especialment important en rius mediterranis que poden patir períodes de sequera d'uns quants anys. Per això darrer, poden produir-se canvis en la composició de la comunitat de macroinvertebrats (Wright et al., 2000; Wood i Armitage, 2004) que "a priori" poden generar canvis en els valors dels índexs biològics que s'utilitzin. De fet la DMA (2000/60/EC) per resoldre el problema de la variabilitat temporal a nivell estacional fonamentalment, demana que es triï un període de mostreig que obviï aquesta variabilitat. En sistemes fluvials mediterranis es pot escollir una època de mostreig concreta, normalment la primavera, per garantir que tots els trams fluvials tindran aigua i que totes les zones seran igualment accessibles (Benito i Puig, 1999); així es compleix amb el requeriment de la DMA, encara que sigui només en part pel fet de que la variabilitat entre anys pot ser més gran que entre èpoques del mateix any. Si som realistes, cal admetre la impossibilitat de defugir la variabilitat inherent als rius mediterranis.

6.1. Característiques del període d'estudi.

L'any hidrològic 1996-97 va ser l'últim any humit abans de l'inici d'un període de sequera de diferent durada segons la conca hidrogràfica que

es consideri. Per tal de fer palesa la importància i la durada d'aquesta sequera per conques, hem tingut en compte les dades pluviomètriques anuals enregistrades en les estacions meteorològiques ubicades a les capçaleres de les conques de drenatge (Fig. 6.1). Al mateix temps, s'han analitzat les dades dels cabals mitjans anuals pel període 1996-2001 en les estacions d'aforament de les capçaleres (Fig. 6.2) i per un període més ampli, 1999-2004, en altres estacions d'aforament de cada conca (Fig. 6.3 i 6.4).

Les estacions d'aforament dels trams alts (EA13 riu Fluvià, EA33 riu Ter, EA15 riu La Tordera, EA78 riu Llobregat, EA4 riu Anoia i EA28 riu Francolí) pertanyen, amb l'excepció de l'estació del riu Anoia, a trams no regulats per embassaments. S'han triat aquestes estacions amb l'objectiu de fer palès l'efecte natural en els cabals dels anys de sequera. Si es considera el gradient nord-sud de les conques, es pot veure que la reducció de les pluges anuals en valors absoluts ha estat més important a les conques més humides, que neixen als Pirineus o en el Montseny (capçaleres dels rius Fluvià, Ter, Llobregat i La Tordera), i un xic menys a les conques semiàrides dels rius Anoia i Francolí (Fig. 6.1). En la major part de les conques l'any menys plujós ha estat 1998, dada que coincideix amb que l'any hidrològic 1997-1998 presenti la davallada més important de cabals en la major part de les conques. L'increment de pluges que registren les capçaleres del Fluvià, el Ter i el Llobregat només sembla tenir una pauta equivalent en els cabals de la part alta del riu Ter (Fig. 6.2). En conjunt, tan les pluges com els cabals de les capçaleres s'han reduït fins els voltants del 50% del valor de l'últim any humit (1996 per les pluges, any hidrològic 1996-97 pels

Incidència d'una sequera perllongada en la valoració de la qualitat ecològica de les Conques Internes Catalanes mitjançant els índexs del sistema BMWPC.

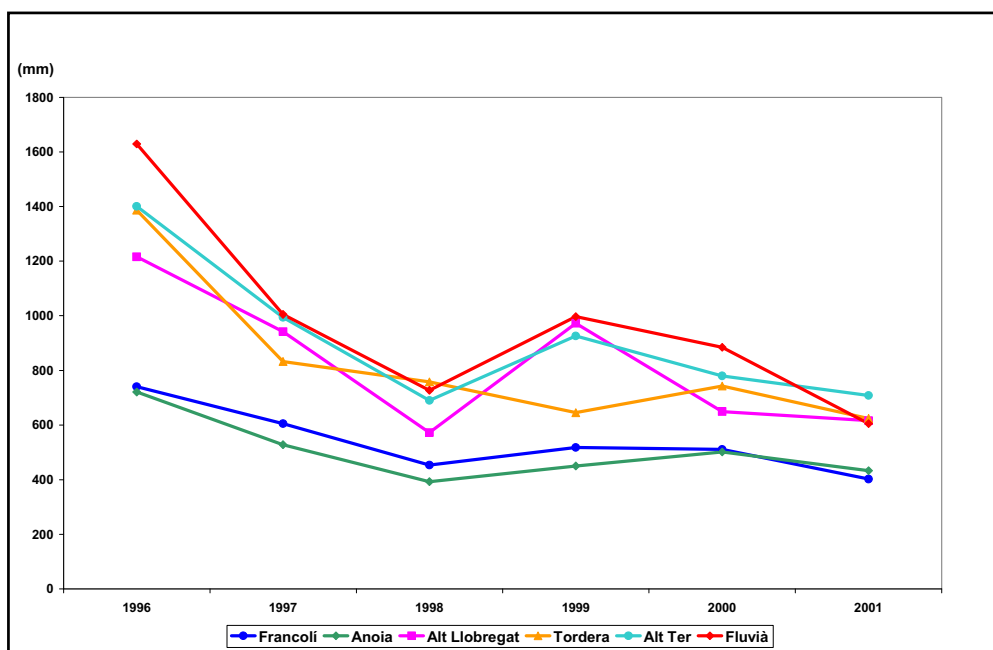


Figura 6.1. Precipitacions anuals enregistrades en les capçaleres de les conques d'estudi durant el període 1996 - 2001.

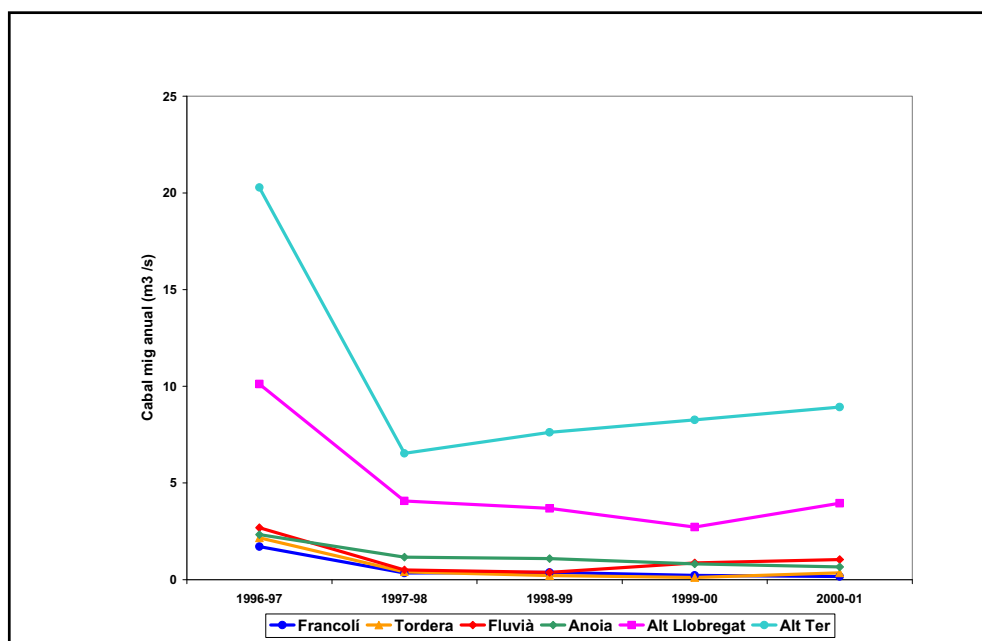


Figura 6.2. Cabals mitjans anuals enregistrats en estacions d'aforament situades en els trams alts de les conques de drenatge.

Incidència d'una sequera perllongada en la valoració de la qualitat ecològica de les Conques Internes Catalanes mitjançant els índexs del sistema BMWPC.

cabals) i tot el període 1997-2001 constitueix un cicle de sequera perllongada.

Si analitzem els cabals mitjans anuals d'un període més ampli, anys hidrològics de 1989-90 a 2003-04 en relació amb els dels anys d'estudi, cal remarcar que, amb l'excepció de les conques de la Muga i el Fluvià, l'any hidrològic 1996-97 va ser l'any amb els cabals mitjans més alts dintre del període humit previ a la sequera que contempla aquest estudi (Fig. 6.3). La sequera es perllonga 2 anys per la conca de La Muga, 4 per La Tordera, 5 per les conques del Fluvià, el Besòs, el Llobregat i el Francolí, i 6 per les conques del Ter i del Gaià (Fig. 6.3 i 6.4). En el cas d'aquesta darrera conca la situació excepcional no fora la sequera sinó l'any hidrològic més plujós, que representa 1996-97.

Incidència d'una sequera perllongada en la valoració de la qualitat ecològica de les Conques Internes Catalanes mitjançant els índexs del sistema BMWPC.

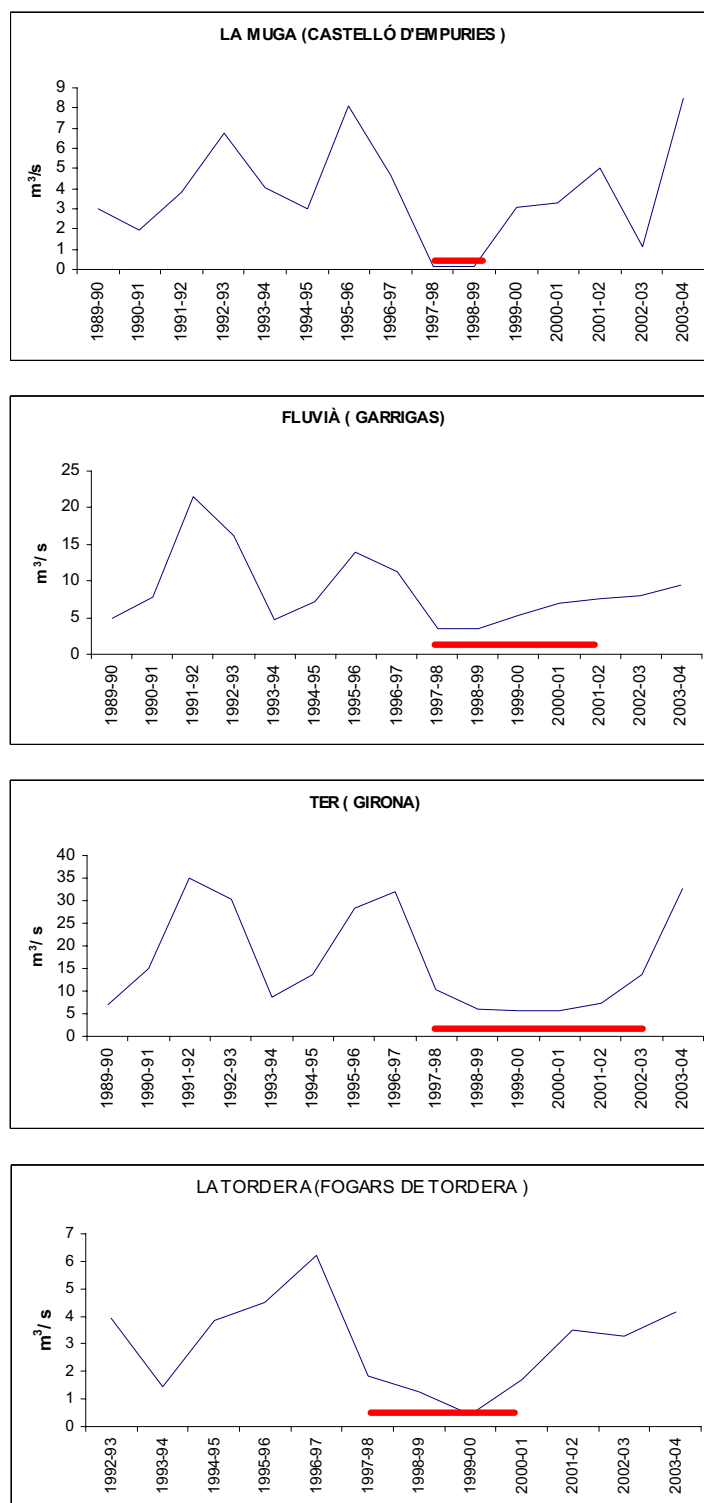


Figura 6.3. Cabals mitjans anuals enregistrats en les conques dels rius La Muga, el Fluvià, el Ter i La Tordera (la ratlla vermella indica la durada del període de sequera associat a aquest estudi).(Dades ACA).

Incidència d'una sequera perllongada en la valoració de la qualitat ecològica de les Conques Internes Catalanes mitjançant els índexs del sistema BMWPC.

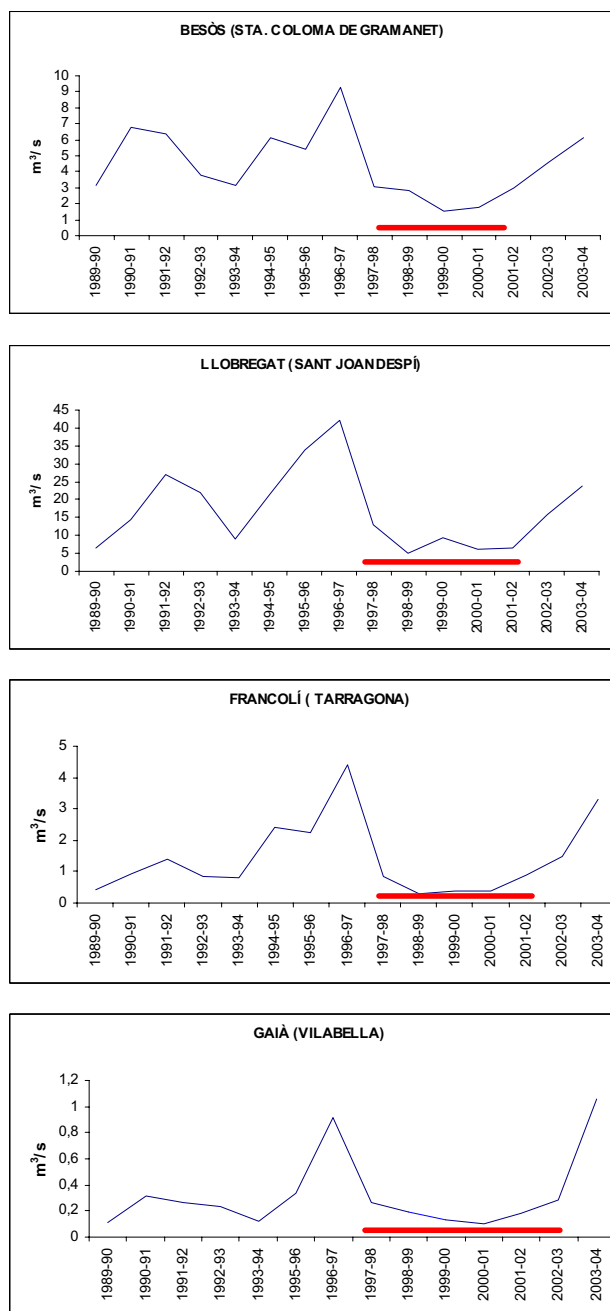


Figura 6.4. Cabals mitjans anuals enregistrats en les conques dels rius Besòs, Llobregat, Francolí i Gaià (la ratlla vermella indica la durada del període de sequera associat a aquest estudi) (Dades ACA).

6.2. Resposta de la diversitat a la sequera perllongada.

Per conèixer la resposta de la diversitat a una sequera perllongada s'han analitzat dues estimes diferents, la riquesa de tàxons d'acord amb el llistat de l'índex BMWPC (veure capítol 4) i el nombre de famílies dels ordres Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera que constitueixen un dels possibles índexs d'EPT (Lenat 1983 i 1988), però només per les estacions que pertanyen a les classes de qualitat I i II segons el BMWPC, ja que aquests ordres d'insectes es consideren sensibles davant la pol·lució, per la qual cosa només estan ben representats en les dos primeres classes de qualitat. S'han considerat els mostrejors de les 114 estacions de les CIC a les primaveres dels anys 1997, 1998, 1999, 2000 i 2001. Per a ambdues estimes, tenint en compte la distribució dels seus valors, s'ha aplicat el test no paramètric de similitud dos a dos de Wilcoxon inclòs al programa Statistica (Statsoft, 1999).

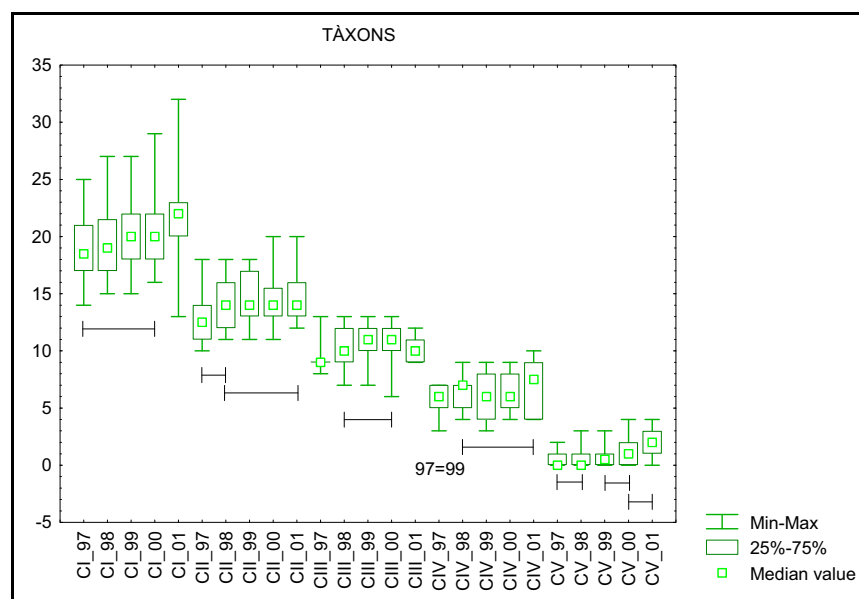


Figura 6.5. Representació de les medianes, el primer i tercer quartils i els valors màxims i mínims per classes de qualitat i anys del nombre de tàxons segons el BMWPC. Les ratlles indiquen que no hi ha diferències significatives segons el test de Wilcoxon per $p < 0,05$.

Incidència d'una sequera perllongada en la valoració de la qualitat ecològica de les Conques Internes Catalanes mitjançant els índexs del sistema BMWPC.

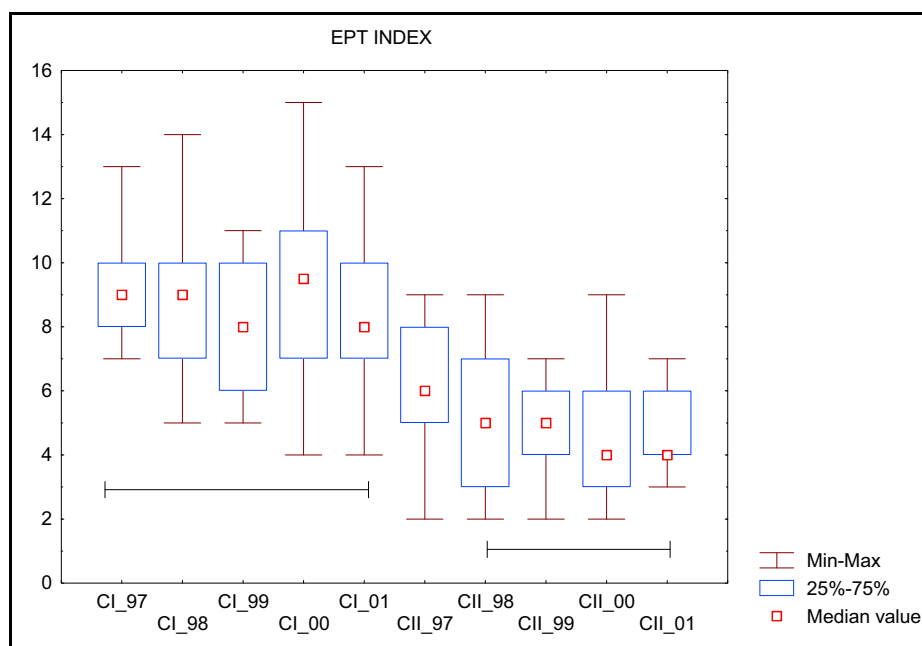


Figura 6.6. Representació de les mediances, el primer i tercer quartils i els valors màxims i mínims de l'índex EPT per les classes de qualitat I i II als anys d'estudi. Les ratlles indiquen que no hi ha diferències significatives segons el test de Wilcoxon per $p < 0,05$.

Si s'observen els valors de les mediances del nombre de tàxons per totes les classes (Fig. 6.5), es veu que hi ha una tendència a que augmenti el valor de les mediances de 1997 a 2001. En tot cas, la mediana de 2001 és sempre més gran que la de 1997 per totes les classes de qualitat. El darrer any humit (1997) és significativament diferent de part dels anys posteriors per totes les classes de qualitat menys la classe I. Dins aquesta classe, tots els anys són similars pels valors del nombre de tàxons amb l'excepció de 2001. Aquest darrer any té una mediana superior als altres anys, juntament amb un rang molt petit pel primer i tercer quartils que es troben molt més propers a la mediana, encara que els valors màxims i mínims siguin més extrems (Fig. 6.5). És a dir, que la major part d'estacions incloses en aquesta classe de qualitat

presenten entre 20 i 23 tàxons l'any 2001 davant dels 17 a 22 dels anys precedents.

¿Quina mena de tàxons tenen avantatge en períodes de sequera perllongada? Pel que fa als tàxons més intolerants avaluats amb l'índex EPT (Fig. 6.6), podem veure que les medianes de la classe I es mantenen dintre del mateix rang, ja que no s'han trobat diferències significatives entre els cinc anys estudiats. En canvi, per la classe II la primavera humida (1997) és significativament diferent de tots els altres anys i a més presenta la mediana més alta i els valors del rang del primer i tercer quartils, també més alts. En conjunt, per la classe II de qualitat s'observa una tendència a minvar el nombre de famílies d'EPT, encara que les diferències no siguin significatives (Fig. 6.6). Si els tàxons més intolerants no canvien en nombre o minven, aleshores són els tàxons més tolerants, especialment els menys reòfils, els que tenen avantatge en períodes de sequera, com són els coleòpters, els odonats i molts dípters (veure taules en CD annex).

6.3. Resposta dels índexs de qualitat davant d'una sequera perllongada.

Dintre d'aquesta secció s'avaluen els canvis interanuals dels valors dels índexs ASPT i BMWPC (Benito i Puig, 1999; capítol 4 d'aquesta memòria). D'acord amb els resultats obtinguts en l'apartat precedent, com que augmenta el nombre de tàxons total però no el dels tàxons intolerants, que són els que posseeixen valors més alts assignats dins del sistema BMWPC (veure capítol 4), el que cal esperar és una davallada dels valors de l'índex ASPT. Realment, aquesta davallada es

Incidència d'una sequera perllongada en la valoració de la qualitat ecològica de les Conques Internes Catalanes mitjançant els índexs del sistema BMWPC.

observable (Fig. 6.7.), amb més o menys claredat, per totes les classes de qualitat, amb l'excepció de la classe V, ja que per aquesta classe amb la pitjor qualitat, on en la major part d'estacions no es troba cap tàxon, el fet que aparegui algun organisme aquàtic sempre implicarà un augment del valor de l'índex ASPT. La gràfica només s'indiquen les similituds interanuals per una mateixa Classe; de fet, en aplicar el test

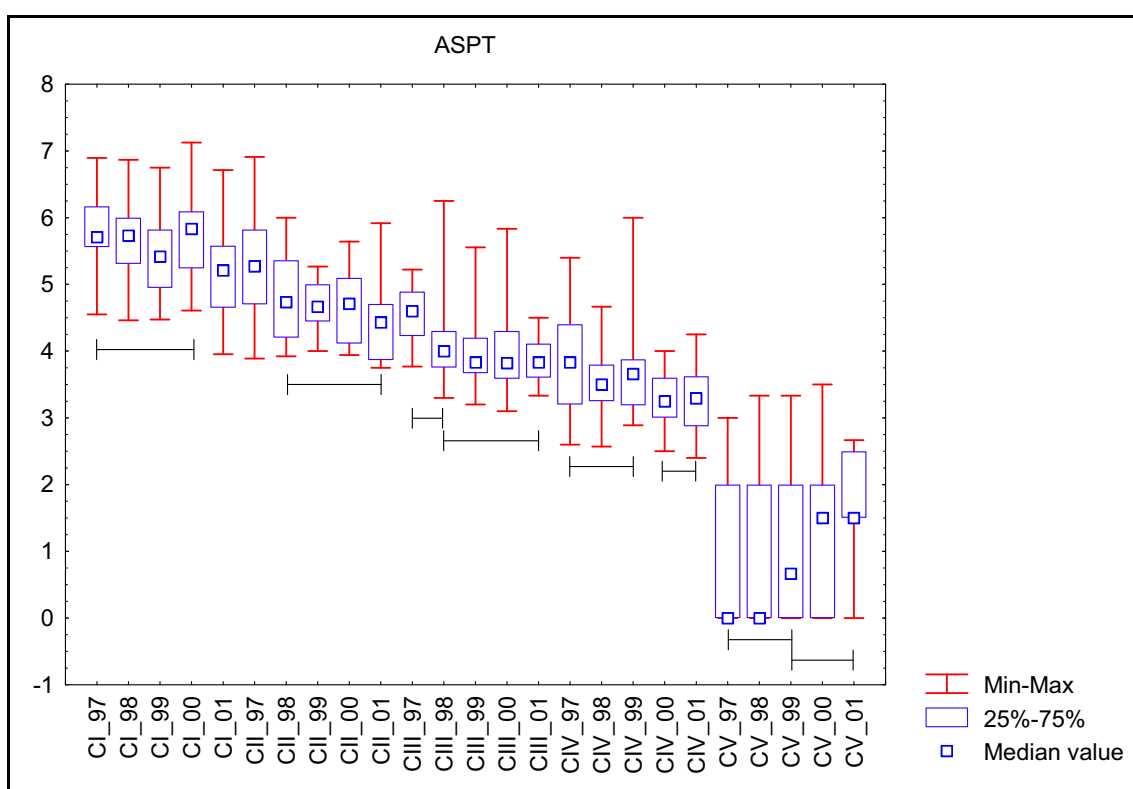


Figura 6.7. Representació de les medianes, el primer i tercer quartils i els valors màxims i mínims de l'índex ASPT per les classes de qualitat i els anys d'estudi. Les ratlles indiquen que no hi ha diferències significatives segons el test de Wilcoxon per $p < 0,05$.

de Wilcoxon entre classes s'ha trobat que l'any 2001 de la classe I es similar a l'any 1997 de la classe II, també l'any humit (1997) de la classe III s'assembla més als últims anys de la classe II que als de la seva pròpia classe. O sigui, que la tendència és que el valor de l'índex

Incidència d'una sequera perllongada en la valoració de la qualitat ecològica de les Conques Internes Catalanes mitjançant els índexs del sistema BMWPC.

ASPT vagi minvant al llarg dels anys de sequera fins a ser similar al de la classe immediatament inferior.

En relació a l'efecte de la sequera perllongada en l'avaluació de la qualitat fluvial mitjançant l'índex BMWPC, ens trobem amb més anys significativament diferents que pels restants índexs analitzats fins al moment. Cal remarcar la tendència a augmentar el valor de l'índex BMWPC des de l'any humit fins l'últim any de sequera estudiat (Fig.6.8).

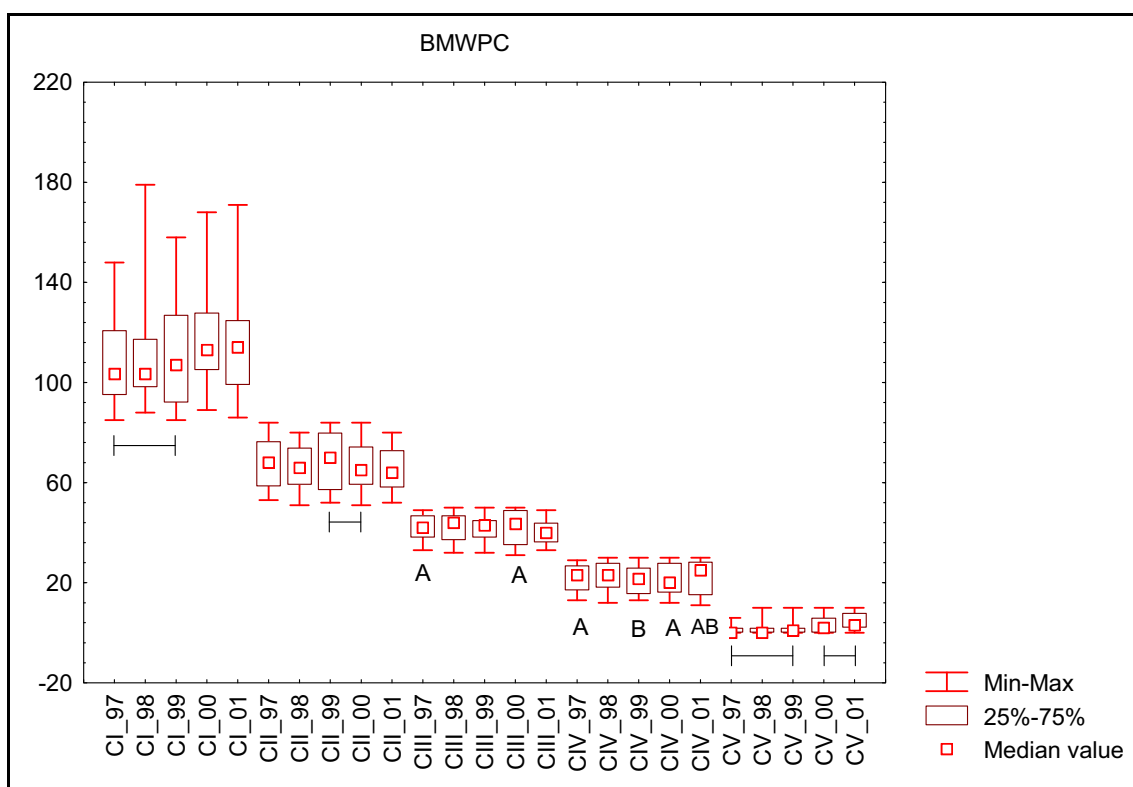


Figura 6.8. Representació de les medians, el primer i tercer quartils i els valors màxims i mínims de l'índex BMWPC per les classes de qualitat i els anys d'estudi. Les ratlles indiquen que no hi ha diferències significatives segons el test de Wilcoxon per $p < 0,05$, així com les lletres indiquen el mateix entre anys no consecutius.

Incidència d'una sequera perllongada en la valoració de la qualitat ecològica de les Conques Internes Catalanes mitjançant els índexs del sistema BMWPC.

Això segueix la pauta observada pel nombre de tàxons, ja que encara que el valor de l'índex ASPT baixi, com que el nombre de tàxons és més gran s'incrementa el valor de l'índex de qualitat BMWPC. També s'observa l'augment any rera any de les medianes i els rangs dels quartils dins la classe V, com mereix amb el nombre de tàxons i el valor de l'índex ASTP (Fig. 6.7). Per concloure correctament la interpretació dels canvis interanuals de l'índex BMWPC, cal tenir en compte que com que les classes de qualitat estan acotades en aquest índex, si es produeix una millora important l'estació puja de classe de qualitat menys en la classe I; al mateix temps, si es redueix la qualitat l'estació baixaria de classe de qualitat. Per tot això, es considera important veure la variació interanual del nombre d'estacions a cada classe de qualitat (Fig.6.9).

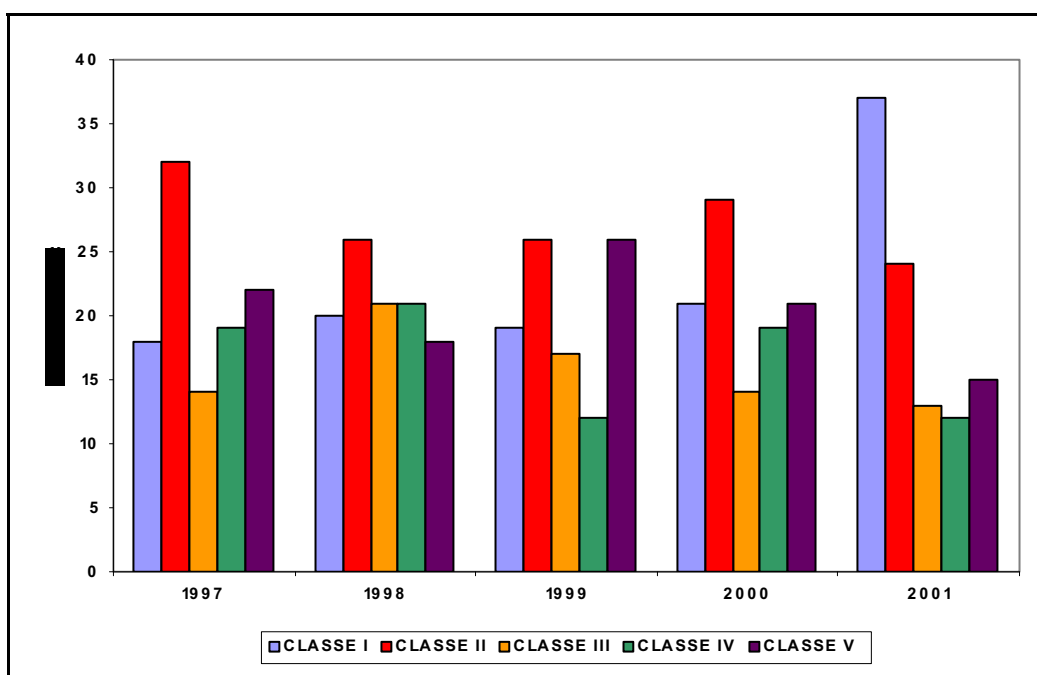


Figura 6.9. Variació del nombre d'estacions que pertanyen a cada classe de qualitat durant el període d'estudi.

Incidència d'una sequera perllongada en la valoració de la qualitat ecològica de les Conques Internes Catalanes mitjançant els índexs del sistema BMWPC.

En observar els canvis en la pertinença de les estacions a les cinc classes de qualitat, podem veure com el nombre de les estacions de la classe I, màxima qualitat, tendeix a incrementar-se fins gairebé duplicar-se l'any 2001 en relació amb 1997. La classe II perd i rep estacions alternativament, encara que sense grans oscil·lacions. És important el fet que la classe V amb la pitjor qualitat tingui el seu màxim el segon any de sequera, per després recuperar-se fins arribar al nombre mínim en l'any 2001. Globalment, els canvis entre classes de qualitat enregistrats ens diuen que encara que inicialment la sequera pot afectar negativament les classes de qualitat moderades o dolentes (classes III a V), una vegada les condicions del medi s'estabilitzen, en cabals especialment, la colonització per nous tàxons menys reòfils permet recuperar i guanyar qualitat a l'ecosistema fluvial. Per tal d'il·lustrar aquesta situació es mostren a continuació els mapes de qualitat fluvial (Figs. 6.10 i 6.11) segons l'índex BMWPC per l'últim any humit (primavera 1997) i el darrer any de sequera estudiat a totes les Conques Internes de Catalunya (primavera 2001).

Incidència d'una sequera perllongada en la valoració de la qualitat ecològica de les Conques Internes Catalanes mitjançant els índexs del sistema BMWPC.

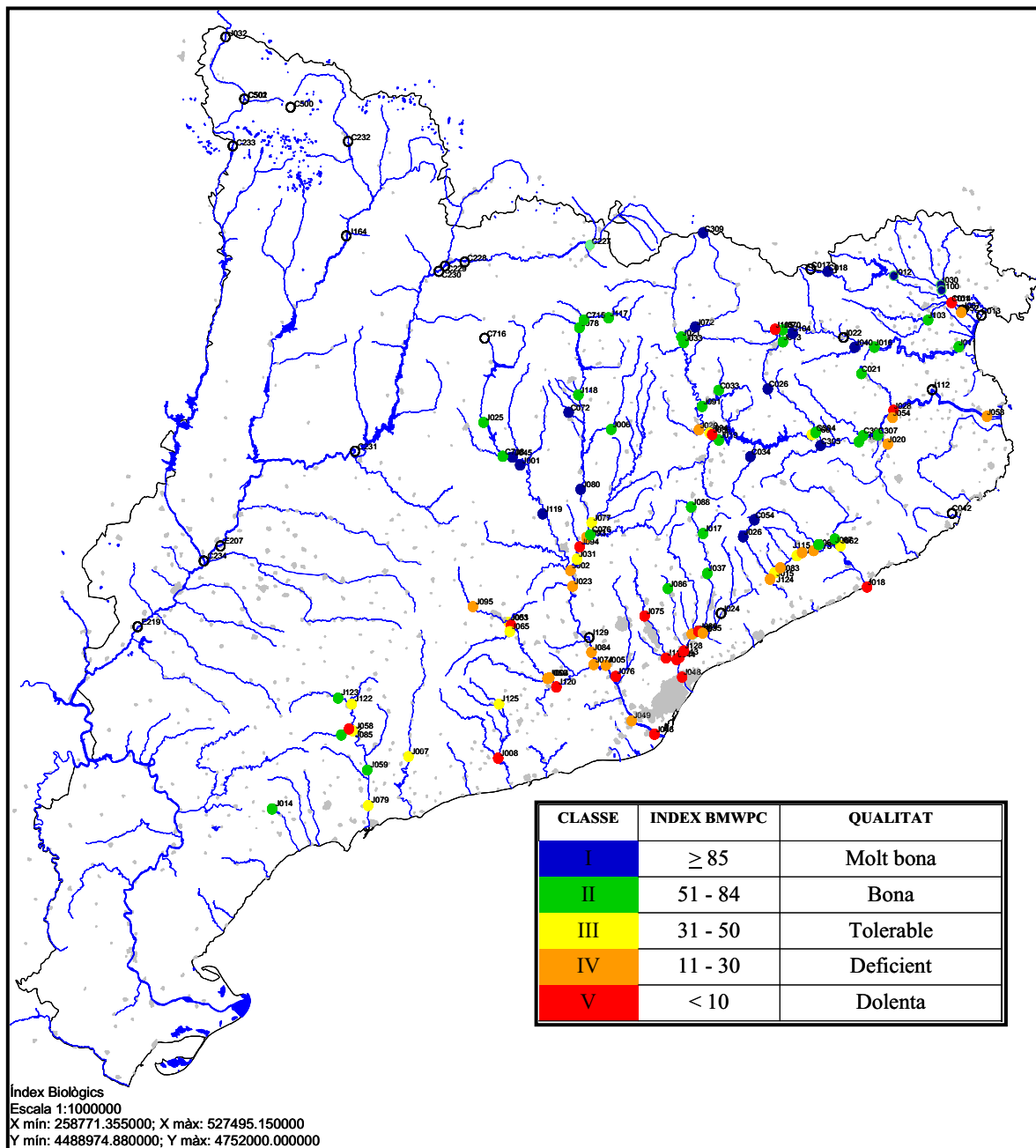


Figura 6.10. Mapa de qualitat dels ecosistemes fluvials mitjançant l'aplicació de l'índex BMWPC al mostreig de primavera de 1997. (Dades ACA).

Incidència d'una sequera perllongada en la valoració de la qualitat ecològica de les Conques Internes Catalanes mitjançant els índexs del sistema BMWPC.

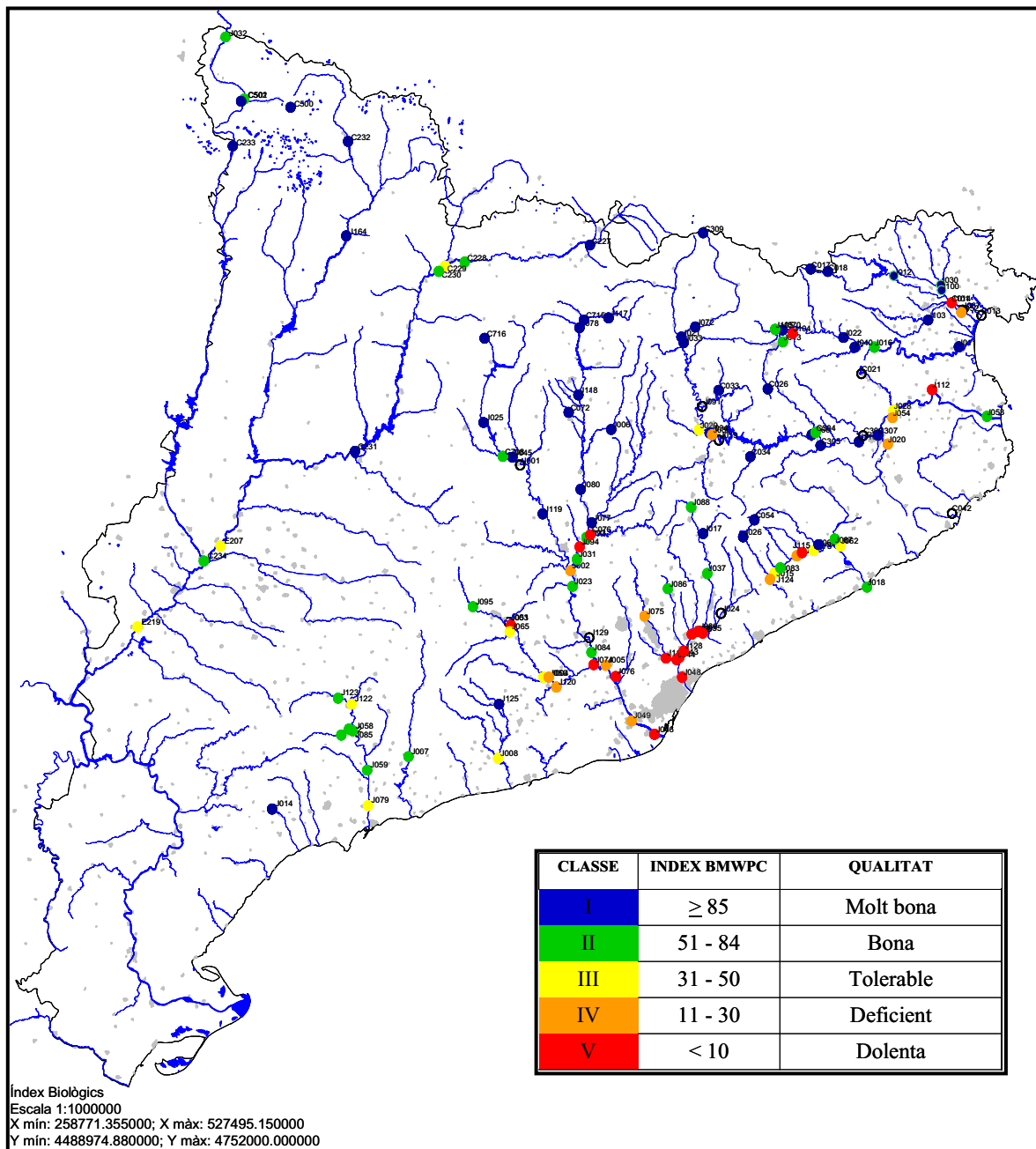


Figura 6.11. Mapa de qualitat dels ecosistemes fluvials mitjançant l'aplicació de l'índex BMWPC al mostreig de primavera de 2001. (Dades ACA).

6.4. Discussió.

Els resultats obtinguts en aquest treball confirmen la tendència observada per altres autors en relació amb la substitució dels tàxons més reòfils, característics dels sistemes lòtics, per d'altres més propis de medis amb aigües calmes durant els períodes de sequera (Alba-Tercedor et al., 1992; Wright et al., 2000; Wood i Armitage, 2004; Acuña et al., 2005). Al mateix temps, s'ha comprovat que no es redueix la riquesa de tàxons a nivell de família (Wright et al., 2000), ni tan sols el nombre de tàxons més intolerants estimats mitjançant l'índex EPT. Aquesta pauta confirmaria que la persistència de la comunitat, considerada com la similitud de la composició del conjunt de tàxons entre anys (Scarsbook, 2002), es més important i freqüent en rius sotmesos a gran variabilitat de cabals (Scarsbook, 2002), pauta d'altra banda esperada en ecosistemes fluvials mediterranis que estan sotmesos a períodes anuals de crescudes i sequera (Puig et al., 1991; Gasith i Resh, 1999), així com en cicles de períodes humits i sequeres perllongades. També s'ha vist que s'acompleix millor aquesta pauta en rius dominats per efemeròpters, com és el cas de les conques incloses en aquest estudi (Alba-Tercedor et al., 1992). D'altra banda, els primers dos anys d'un període humit o de sequera corresponen al temps de colonització per nous tàxons (Wood i Armitage, 2004), fet que els diferenciaria dels anys posteriors com s'ha trobat en el cas de les Conques Internes de Catalunya per bona part dels índexs emprats i pels canvis de qualitat de les estacions estudiades. L'augment del valor de les medianes del BMWPC des de l'inici de la sequera fins al final, pot estar associat en part al fet que l'estiatge anual té una duració més llarga. Per això, la reducció de cabals s'avança temporalment. Aleshores els tàxons propis

Incidència d'una sequera perllongada en la valoració de la qualitat ecològica de les Conques Internes Catalanes mitjançant els índexs del sistema BMWPC.

de les comunitats estivals en aquests rius apareixen abans, de forma que part de la primavera podem trobar al mateix temps gran part dels tàxons de la comunitat hivernal - primaveral i de l'estival tot solapant-se (Gasith i Resh, 1999). Aquesta pauta també s'aprecia a nivell de gèneres i espècies si s'analitza la informació publicada fins ara de les conques dels rius Llobregat, Besòs i Foix (Prat et al, 1999 i 2002).

Si es considera la sequera com a una pertorbació negativa, aleshores l'índex més sensible per detectar els seus efectes, ja que és l'únic que pateix una davallada, seria l'ASPT. Aquesta observació, vers la major sensibilitat de l'índex ASPT davant del nombre de tàxons i d'un índex similar com és l'IBMWP (Alba-Tercedor i Sanchez-Ortega, 1988), també ha estat enregistrada per rius del sud de Portugal (Morais et al., 2004; Pinto et al., 2004).

En general, per les Conques Internes Catalanes podem concloure que una sequera perllongada no implica una pèrdua de qualitat dels ecosistemes fluvials, si la qualitat s'estima amb índexs biòtics com el BMWPC. Aquest fet corrobora la utilitat d'aquest índex per fer el control de la qualitat ecològica dels nostres rius i en altres ecosistemes fluvials amb cabals marcadament variables tan intra- com interanualment.

7.- Conclusions generals

En aquest treball:

- a. S'ha fet una base de dades en Access amb tots els descriptors que hem utilitzat per les estacions de mostreig, el que ens ha permès generar fitxes monitoritzades actualitzades. Les fitxes inclouen material fotogràfic que permet visualitzar els canvis estructurals (vegeu CD annex).

- b. S'ha fet una actualització bibliogràfica del conjunt d'índexs del sistema BMWP, que ha inclòs l'actualització dels taxons a considerar, ja sigui incorporant famílies o bé reduint-les, i que cal reconèixer, i dins dels grups més difícils com els oligoquets. També s'han analitzat quins són els descriptors del medi i de la conca de drenatge associada que ens permeten predir els valors dels tres índexs del sistema BMWP (nombre de taxons, ASPT, BMWPC) tant pel conjunt d'estacions de mostreig com només per a aquelles amb qualitat bona o molt bona, les quals constituïrien, en part, les estacions de referència incloses en aquest estudi.

Com a resultat d'aquest treball i per les condicions d'estudi:

- Conques Internes de Catalunya.
- Períodes de sequera (1995-2002).
- Descriptors físico-químics emprats a Catalunya.
- Aplicació dels macroinvertebrats (BMWPC)

es poden extreure les següents conclusions:

1. Els descriptors que s'han utilitzat durant el període estudiat (1995-2002) són adients per definir l'índex BMWPC i estan d'acord amb la nova Directiva Marc de l'Aigua.
2. S'ha trobat, aplicant les eines estadístiques adients, un eix longitudinal/altitudinal associat amb l'increment de la mineralització en totes les Conques Internes Catalanes.
3. S'ha vist que hi ha una línia longitudinal de contaminació associada als compostos de nitrogen (nitrats o amoni) i no sempre agrupa els anys en funció de si són humits o secs.
4. Les eines estadístiques mostren una discriminació, pel que fa a l'organització altitudinal, de la qualitat de les comunitats de macroinvertebrats, sempre des de les més complexes (de millor qualitat) fins les més degradades que es troben a les zones baixes dels rius.
5. Els macroinvertebrats dels rius regulats mostren l'efecte de millora pel que fa a les comunitats per l'efecte dels embassaments, però no sempre és així pels descriptors físico-químics.
6. L'efecte de la sequera és més important per les comunitats especialment menys alterades (capçaleres).
7. Les reduccions de cabal afecten a les estructures de les comunitats de macroinvertebrats i també a la qualitat físico-química dels rius de les conques internes catalanes.
8. Els índexs emprats BMWPC, ASPT i EPT, mostren un comportament diferent en cas de sequera:
 - a. el nombre de taxons augmenta per l'entrada dels menys reòfils.
 - b. l'ASPT baixa, ja que els taxons que entren tenen valors més baixos.

- c. el BMWPC es manté o millora en funció de quants tàxons sensibles desapareguin i quants menys reòfils entrin.
- d. l'EPT (Efemeròpters, Plecòpters i Tricòpters) aplicat només a les dues primeres classes de qualitat no canvia gaire donat que les espècies més nombroses, les espècies mediterrànies d'efímeres, estan adaptades a les sequeres (canvis de cabal).
- e. la regulació dels rius atenua l'efecte de la sequera en la variació dels macroinvertebrats, però no és així pels descriptors fisico-químics.
- f. els canvis més importants de la comunitat de macroinvertebrats es donen quan la magnitud de la reducció de cabal és màxima entre dos anys i es confirma la substitució de taxons més reòfils per altres més lenítics en condicions de sequera.
- g. l'aplicació de l'índex BMWPC a l'administració catalana ja és un fet, i la possibilitat de predir la comunitat de macroinvertebrats per cada punt de mostreig, amb els resultats d'aquest estudi també es podrà fer en un temps relativament curt.
- h. cal seguir estudiant l'efecte de la sequera sobre les comunitats de macroinvertebrats.

8.-Agraïments.

La present memòria és fruit d'un ampli recull d'informació i de molts anys de treball sobre l'estudi i aplicació dels macroinvertebrats als rius de les Conques Internes Catalanes. Per realitzar aquest treball he pogut comptar amb la inestimable col·laboració d'un grup de companys i amics, que no solament m'han demostrat el seu professionalisme, sinó que també la seva gran humanitat.

En primer lloc vull agrair als Drs. Miquel Salgot i M Àngels Puig, directors d'aquest treball, la confiança que han dipositat en mi, així com la immensa ajuda i paciència que m'han demostrat en tots aquests anys, i així mateix els ànims que m'han donat en tot moment i sobretot ens els moments "depressius"; sense això no m'hagués estat possible acabar.

També vull agrair el seu ajut als meus companys, Mercè Figueras i Àngel Serrano, amb els què vaig començar a recórrer els rius de Catalunya en busca dels "bitxos" per tal de poder-los estudiar i aplicar. Als companys J. Martinez, A. Alberca, J. Franco, C. Setó i P. Vinyes, inspectors de l'antiga Junta de Sanejament, avui ACA, haig d'agrair també la seva inestimable col·laboració ajudant-me i aportant tota la informació sobre el dia a dia del que passava als nostres sistemes fluvials.

De la resta de companys de l'ACA més concretament els de les Àrees d'Inspecció i Control, Planificació i Relacions Institucionals haig de destacar la seva col·laboració i professionalitat. Als companys i amics del Laboratori de l'ACA que han hagut de patir durant molt temps els meus variables estats d'ànim, moltes gràcies.

Agraïments.

A les companyes Montse i Jose del Departament de Productes Naturals (EDAFOLOGIA) amb les quals vaig començar aquest projecte de doctorat i perquè gràcies als seus ànims s'ha pogut finalitzar. També desitjo agrair a la Dra. Glòria Lacort i a l'Isidre Casals, del Laboratori dels Serveis Científico-Tècnics de la Universitat de Barcelona, la seva col·laboració i lliçons en l'aplicació de les tècniques analítiques.

Per últim la meva família ha hagut de patir i sofrir, no solament les meves "absències" sinó també els moments de desesperació i malhumor que sorgeixen en un treball tan llarg i complex: gràcies, Elisa.

9.- Referències bibliogràfiques.

- Agència Catalana de l'Aigua (ACA). Juliol (2002). Regionalització del sistema fluvial a les Conques Internes de Catalunya: Aplicació de la DMA de la Unió Europea (2000/60/CE).
- Agència Catalana de l'Aigua (ACA). Juny (2003). Actuacions i tasques a realitzar i desenvolupar per a la futura implementació de la DMA (2000/60/CE).
- Acuña V., Muñoz I., Giorgi A., Omella M., Sabater F., Sabater S., (2005). Drought and postdrought recovery cycles in an intermittent Mediterranean stream: structural and functional aspects. *Journal of the North American Benthological Society*. 24(4):919-933.
- Alba-Tercedor J., Jiménez-Millán F. (1987). Evaluación de las variaciones estacionales de la calidad de las aguas del Río Guadalfeo, basada en el estudio de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos. *LUCDEME III. ICONA* 48:1-91.
- Alba-Tercedor J., Sánchez-Ortega A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el Hellawell (1978). *Limnética*. 4:51-56.
- Alba-Tercedor J., Gonzalez G., Puig M. A. (1992). Present level of knowledge regarding fluvial macroinvertebrate communities in Spain. *Limnetica*. 8: 231-241.
- Allan J. D. (2004). Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. *Limnetica* 23(3-4). 187-197 .
- AQEM consortium (2002). Manual for the application of the AQEM method. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.

- Argerich A., Puig M. A. (2004). Effect of different flooding intensities on the macroinvertebrate community of the River Matarranya (Ebro basin, Spain). *Limnética*, 23 (3-4): 283-294.
- Armengol J., Muñoz I., Bartran R., Picón A., Sacristan J., Sabater S., Sabater F. (1996). Estudi Limnològic del riu Ter, composició química de l'aigua, variacions en la càrrega de nutrients i qualitat de l'aigua mitjançant indicadors biològics. Junta de Sanejament-Universitat de Barcelona. 90 pp.
- Armitage P. D., Moss D., Wright J. F., Furse M.T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*. 17 (3): 333-347.
- Armitage P. D.(1987). The classification of tailwater sites receiving residual flows from upland reservoirs in Great Britain, using macroinvertebrate data. In: *Regulated streams. Advances in Ecology* 131-144. Plenum Press. New York.
- Armitage P. D., Pardo I., Furse M.T., Wright J. F. (1990). Assessment and prediction of biological quality. A demonstration of a British macroinvertebrate-based method in two Spanish rivers. *Limnetica* 6:1457-156.
- Armitage P. D., Petts G. E. (1992). Biotic score and prediction to assess the effects of water abstractions on river macroinvertebrates for conservation purposes. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 2(1): 1-17.
- Armitage P. D., Pardo I., (1995). Impact assessment of regulation at the reach level using macroinvertebrate information from mesohabitats. *Regulated Rivers* 10: 147-158.

- Armitage P.D. (2006). Long-term faunal changes in a regulated and an unregulated stream: Cow Green thirty years on. *River Research and Applications* 22: 947–966.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B. D., Stribling J. B. (1986). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish (2ed.). (EPA). 841-B-99-002, (internet).
- Barbour M. T., Diamond J. M., Yoder C. O. (1996). Biological assessment strategies: Applications and Limitations. Pàgs: 245-270 in: Grothe D.R., Dickson K. L. and Reed-Judkins D. K. (editors). *Whole effluent toxicity testing: An evaluation of methods and prediction of receiving system impacts*, SETAC Press, Pensacola, Florida.
- Barbour M. T., Gerritsen J., Snyder B. D., Stribling J. B. (1998). Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers: Peryphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. United States Environmental Protection Agency. (EPA). 2nd. Ed., 178 pp.
- Beche, L.A., McElravy, E.P., Resh, V.H. (2006). Long-term seasonal variation in the biological traits of benthic-macroinvertebrates in two Mediterranean-climate streams in California, U.S.A. *Freshwater Biology*. 51: 56-75
- Beisel, J. N. (1998). Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* 398: 73-88.
- Benito G., Figueras M. (1996). Índices analítics biològics y fisicoquímicos de calidad de aguas. Su relación en las aguas del río Muga. *Tecnología del Agua* 150: 22-32.
- Benito G., Puig M. A. (1999). BMWPC un índice biológico para la calidad de las aguas adaptado a las características de los ríos catalanes. *Tecnología del Agua*, 191: 43-56.

- Berger W. H., Parker F. L. (1977). Diversity of planktonic Foraminifera in deep sea sediments. *Science*. 168: 1345-1347.
- Berthélemy C. (1966). Recherches écologiques et biogéographiques sur les Plécoptères et Coléoptères d'eau courante (Hydraena et Elminthidae) des Pyrénées. *Annals Limnology*, 2: 227-458.
- Bonada N., (2003). Ecologia de les comunitats de macroinvertebrates en rius mediterranis a diferents escala i nivells d'organització. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona. 352 pp.
- Bonada N., Zamora-Muñoz C., Rieradevall M., Prat N. (2004). Ecological profiles of caddisfly larvae in Mediterranean streams: implications for bioassessment methods. *Environmental Pollution*. 132: 509-521.
- Bonada N., Zamora-Muñoz C., Rieradevall M., Prat N., (2005). Ecological and historical filters constraining spatial caddisfly distribution in Mediterranean rivers. *Freshwater Biology*. 50: 781-797.
- Boulton, A. J., and P. S. Lake. (1992a, 1992b). 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 A.J. (2000). The subsurface macrofauna. In *Streams and GroundWaters*, Jones JA, Mulholland PJ (eds). Academic Press: San Diego, CA;337–361.
- Boulton, A.J., and Lake P.S. (1992b). The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. III. Temporal changes in faunal composition. *Freshwater Biology* 27:123–138.

Referències bibliogràfiques.

- Boulton, A. J. (2003). Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 48:1173–1185.
- Bovee K. D. (1986). Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology. *Instream Flow Information Paper* 21. U.S.Fish and Wildlife Service, Biological report 86(7) 235 pp.
- Boothroyd I., Stark J. (2000). Use of invertebrates in monitoring. Pàgs: 344-373. In Collier K.J. and Winterbourn M.J. (eds). *New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management*. New Zealand Limnological Society, Christchurch.
- Brizga S., Finlayson B. (2000). *River Management, The Australasian Experience*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester. 301 pp.
- Cairns J., Pratt J. R., (1993). A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In Rosenberg. D. M., Resh V. H. (eds) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman& Hall, New York 10-27.
- Camargo J. A. (1994). The importance of biological monitoring for the ecological risk assessment of freshwater pollution: a case study. *Environment International*. Vol 2(2): 229-238.
- Carter J. L. and Resh V. H. (2001). After site selection and before data analysis: sampling, sorting, and laboratory procedures used in stream benthic macroinvertebrate monitoring programs by USA State Agencies. *American Benthological Society*. 20(4):658-682.
- Chandler J. F. (1970). A biological approach to water quality management. *Water Pollution Control*. 69: 415-422.
- Chessman B., C. (1995). Rapid assessment of river using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific

- sampling, family level identification and biotic index. *Aust. J. Ecol.* 20: 122-129.
- Chessman B.C., Grouns J. E., Kotlash E. A. R. (1997). Objective derivation of macroinvertebrate family sensitivity grade numbers for the SIGNAL biotic index and application to the Hunter River System, New South Wales Marine and Freshwater Research 48:159-172.
 - Chinchilla M., Comín F.A. (1977). Contribució al coneixement dels crustacis del delta de l'Ebre. Els sistemes naturals del Delta de l'Ebre. Treball. Institut Català Història Natural. 8:119-144.
 - Clesceri L. S., Greenberg A. E., Eaton A., D., Franson M. A. H. (eds). American Public Health Association (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th. APHA.
 - Confederación Hidrografica del Duero. (1986). Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la cuenca del Duero ed. DE Jalon D. G., Del Tanago M. G., Monografía 45. ICONA . 243 pp.
 - Collier K. J., Winterbourn M. J. (eds). (2000). New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management. New Zealand Limnological Society, Christchurch. 415 pp.
 - Cropp R, Gabric A (2002). Ecosystem adaptation: Do ecosystems maximize resilience? *Ecology.* 83:2019-2026
 - Cummins K. W., (1962). An Evaluation of Some Techniques for the Collection and Analysis of Benthic Samples with Special Emphasis on Lotic Waters. *American Midland Naturalist*, Vol. 67, No. 2, 477- 504.
 - Cushing, C.E., Cummins K.W. and Minshall, G.W. (1995). River and streams ecosystems. *Ecosystems of the World* 22. Elsevier Ed.

- DeShon J. E., (1995). Development and application of the invertebrate community index (ICI). In davis W.S. & Simon T.P. (eds) Biological assessment and Criteria. Tools for Water Resource Planning and Decision Making. Lewis Publishers. Ann. Arbor, Michigan.
- De Pauw N., Vanhoopen (1983). Method of Biological quality assessment of water course in Belgium. *Hidrobiologia* 100: 153-168.
- De Pauw N., Hawkes H. A. (1993). Biological monitoring of river water quality. In walley W.J.&S.Judd(eds) *Proceedings of the Freshwater Europe symposium on River Water Quality Monitoring and Contyrol* Birmingham 87- 111.
- Degani G., Herbst G. N., Ortal R., BromleyH.J., Levanon D., Netzer Y. (1993). Relationship between current velocity, depth and the invertebrate community in a stable river system. *Hydrobiologia* 263: 163-172.
- Dolédec S., Ngaire P., Scarsbrook M., Riley R. H., Colin R. Townsend (2006). Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25(1):44-60.
- Eaton L.E., Lenat D.R., (1991). Comparison of a rapid bioassessment method with North Carolina's qualitative macroinvertebrate collection method. *Journal of the North American Benthological Society* 10: 335-338.
- Enciclopedia Catalana. Atlas topogràfic de Catalunya 1:50.000. Institut Cartogràfic de Catalunya. DPTOP.
- Fabra A., Barreira A.(2000). La aplicación de la directiva marco del agua en España: Retos y oportunidades. Instituto Internacional de Derecho y Medio Ambiente y Fundación Biodiversidad. Madrid-Barcelona.

- Furse M.T, Wright J. F., Armitage P. D., Moss D. (1981). An appraisal of pond-net samples for biological monitoring of lotic macro-invertebrates. *Water Research* vol. 15, 679- 689.
- Furse M.T, Moss D., Wright J. F., Armitage P. D., (1984). The influence of seasonal and taxonomic factors on ordination and classification of running-water sites in Great Britain and on the prediction of their macroinvertebrete communities. *Freshwater Biol.* 14:257- 280.
- García de Jalón D., González del Tánago M. G., De Viedma M. G., (1981). Importancia de los insectos en los métodos biológicos para el studio de la calidad de las agues: necesidd de su conocimiento taxonómico. *Revista de Entomólogos Ibéricos (T35-36).*143-148pp.
- García de Jalon D., González del Tánago M. G., (1986). Métodos Biológicos para el studio de la calidad de las agues. Aplicación a la cuenca del Duero.ICONA. Monografia 45. 244 pp. Madrid.
- Gasith A., Resh V. H. (1999). Stream in Mediterranean Climate Regions: Abiotic Influences and Botic Responses to Predictable Seasonal Events. *Annual. Review Ecology and Systematic* 30: 51-81.
- Ghetti P. F. (1978). Biological water assessment methods Commission of the european communitie vol. 1, 442 pp.
- Ghetti P. F. (1995). Indice biotico esteso (I.B.E.) metodi di analisi per le acque correnti. *Noticiatio dei metodi analitica.* CNR-IRSA. 31 pp.
- Ghetti P. F. (1997). Manuale di applicazione Indice Biotico esteso (I.B.E.) I macroinvertebrati nel controllo della galità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento. Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente.Trento.

Referències bibliogràfiques.

- Gibson G., R., Barbour M. T.(2000). Technical guidance for streams and small rivers EPA.150 pp. (<http://www.epa.gov>).
- Goethals P., Alba-Tercedor J., Dohert A., Friberg N., Timo Muotka, Puig M. A., (2004). Macrobentos and related stream characteristics. State-of-the-art in data sampling, modelling analysis and application of river habitat modelling. ed. Hary et al. 37-103. Publicación electronica (www.eamn.org).
- Gonzalez G., Millet X., Prat N., Puig M. A. (1984). Patterns of the macroinvertebrate distribution in the Llobregat river Basin (NE-Spain). *Verh. Inter. Verin. Limnology*, 22(4): 2081-2086.
- Gore J. A., Petts G. E. (1989). Alternatives in regulated river management. Ed Library of Congress.
- Hannaford J. M., Barbour M. T., Resh V. H. (1997). Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. *J. N. American Benthological Society*.16(4): 853-860.
- Hart C. W. and Fuller S.L.H. (1974). Pollution ecology of freshwater invertebrates. Academic Press, London. 389 pp.
- Hellowell J. M. (1978). Biological surveillance of rivers, a biological monitoring handbook. Water Research Centre. Medmenham and Stevenage UK. 331 pp.
- Hellowell J. M. (1986). Biological indicator of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Science Publ., Barking. 546 pp.
- Herricks E. E., Cairns Jr. J. (1982). Biological monitoring, part III receiving system methodology based on community structure. *Water Research*, 16: 141-153.
- Hildrew A. G., Paul S. Giller (1994). Patchiness, species interactions and disturbance in the stream Benthos. Ed.Blackwell Science Ld. Oxford. 21-61.

Referències bibliogràfiques.

- Hughes R. M., Omernik J. M. (1981). A proposed approach to determine regional patterns in aquatic ecosystems. In Armantrout N.B. editor: Acquisition and utilization of aquatic habitat inventory information, pags 92-102. Western Division, American Fisheries Society. Portland, Oregon.
- Hughes R. M. (1983). Reference sites. In: Technical support manual: Waterbody surveys and assessments for conducting use attainability analyses, 1-11, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- Hughes R. M (1984). Use of watershed characteristic to select control streams for estimating effects of metal mining waste on extensively disturbed streams. Environmental Management. (In Press).
- Hughes R. M., Larsen D. P., Omernik J. M., (1986). Regional Reference Sites: a Method for Assessing Stream Potentials. Environmental Management, 10 (5): 629-635.
- Hughes, R. M., Larsen D.P. (1988). Ecoregions: an approach to surface water protection. Journal water pollution control.
- Hughes R. M. (1989). Ecoregional Biological Criteria. In Water Quality Standards for 21st Century: 147-151.
- Humphries P. , Baldwin D.S. (2003). Drought and aquatic ecosystems: an introduction. Freshwater Biology, 48, 1142–1146.
- Hynes H. B. N., (1970). The Ecology of Running Waters . University of Toronto Press.
- Illies J. (1978). Limnofauna Europaea. Gustav Fisher Verlag Publisher, Stuttgart. 532 pp.
- Jaccard E. G. (1902). Bull Sec.Vabed. Sci. Natur. Laussane 38.
- Johnson R.K., Furse M.T., Hering D., and Sandin L. (2007). Ecological relationships between stream communities and spatial

- scale: implications for designing catchmentlevel monitoring programmes. *Freshwater Biology* 52: 939-958.
- Karr J.R., Fausch K. D., Yant P.R., Schlosser I.J. (1986). Assessing biological integrity in running waters a method and its rationale. Illinois Natural History Survey, supplement 28 pp.
 - Karr J. R., Chu E. W. (1997). Biological monitoring and assessment; Using multimetric indexes effectively. EPA 235-R97_001. Univ. Washington-Seattle.
 - Kerans B. L., Karr J. (1994). A Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) for Rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications* 4(4): 768-785.
 - Klemm D. J., Lewis P. A., Fulk F., Lazorchak J. M., (1990). Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA/600/4-90/030.
 - Kolkwitz R., Marsson M., (1902). Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wasserser Flora und Fauna. Mitt. Prüfungsanst. Wasserversorg. Abwasserreinigung. 1: 33-72.
 - Kolkwitz R., Marsson M., (1908). Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Deutsh. Bo. Ges.*,22: 505-519.
 - Kolkwitz R., Marsson M., (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Int. Rev.Hydrobiol.* 2: 126-152.
 - Lake, P. S., (2003). Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology* 48:1161-1172.
 - Lenat D. R. (1988). Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *J.N.Am. Benthol. Soc.* 7(3) 222-233.
 - Lenat D. R., Resh V. H., (2001). Taxonomy and stream ecology-The benefits of genus- and species-level identifications. *J.N. American Benthological Society* 20 (2): 287-298.

- Liebmann H., (1962). Handbuch der Frischwasser-und Abwasser.biologie. 2. Auflage, Verlag Oldenburg, München. 588 pp.
- Lind P. R., Robson B. J. and Mitchell B.D. (2006). The influence of reduced flow during a drought on patterns of variation in macroinvertebrate assemblages across a spatial hierarchy in two lowland rivers. *Freshwater Biology* 51: 2282-2295.
- Magurran A. E., (1989). Diversidad ecológica y su medición. Ed. Vedral. 184 pp.
- Marchant R., Hehir G. (2002). The use of AUSRIVAS predictive models to assess the response of lotic macroinvertebrate dams in south-east Australia. *Freshwater Biology* 47: 1033-1050.
- Margalef R. (1951). Regiones limnológicas de Cataluña y ensayo de sistematización de las asociaciones de algas. *Collectanea Botanica*, vol. 3, fasc. 1, nº 2: 43-67.
- Margalef R. (1955). Los organismos indicadores en la Limnología. Min. Agric., Dic.Gral.Montes Caza y Pesca Madrid 300 pp.
- Margalef R. (1972). Homage to Evelyn Hutchinson or why is there an upper limit to diversity. *Trans. Connect, Acad. Arts Sci.* 44: 211-235.
- Margalef R. (1977). *Ecología*, ed. Omega S.A. Barcelona. 951 pp.
- Margalef R. (1983). *Limnología*, ed. Omega S.A. Barcelona. 1010 pp.
- Merritt R., Cummins K.W.,(1996). Trophic relations of macroinvertebrates: In F.R.Hauer&G. A. Lamberti (eds). *Methods in Stream Ecology*. Academic. Press Inc., San Diego. 453-474.
- Metcalfe J. L. (1989). Biological water-quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities – history and present status in Europe. *Envir, Pollut.* 60: 101-139.

- Moog O. (2004). Does the ecoregion approach support the typological demands of the EU " Water Framework Directive". *Hydrobiologia* 516:21-33.
- Ministerio de Obras Públicas (MOP). (1972) Plan Hidrológico del Pirineo Oriental.141pp.
- Morais M., Pinto P., (2004). Assessment of temporary streams : the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. *Hydrobiologia* 516: 229-249.
- Morishita H., Masui M., (1980). Saline environment. Physiological and biochemical adaptation in halophilic microorganisms. *Organ.Comm.Jap. Conference Halophilic organisms. Osaka.* 200pp.
- Moss D., Furse M.T.; Wright J. F., Armitage P. D., (1987). The prediction of the macro-invertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology* 17, 41-52.
- Munné A., Prat N. (1997). Caudal y calidad biológica de las aguas del río Anoia. *Tecnología del Agua* 160: 32-46.
- Munné A., Prat N. (1999). Regionalización de la cuenca del Ebro para el establecimiento de los objetivos del estado ecológico de sus ríos. *Confederación Hidrográfica del Ebro.* 186 pp.
http://www.oph.chebro.es/DOCUMENTACION/EstudiosEcologicos/estudios_ecologicos.htm.
- Murphy P. M. (1978). the temporal variability in biotic indices. *Envir, Pollut.* 17: 227-236.
- Mustow S. E.,(2002). Biological monitoring of rivers in Thailand: use and adaptation of the BMWP score. *Hydrobiologia* 479: 191-229.

- Muñoz I., (1990). Limnologia de la part baixa del riu Ebre i els canals de reg: els factors fisico-químics, el fitoplancton i els macroinvertebrates bentònics. Tesis doctoral. Barcelona. 216 pp.
- Muñoz I, Picon A., Sabater S., Armengol J., (1998). La calidad del agua del río Ter a partir del uso de índices biológicos, *Tecnología del Agua* 175: 60-67.
- Naumann E., (1932). Grundzüge der regionale Limnologie. *Die Biennengewässer*, 11: 176 pp.
- Nijboer R. C., Johnson R. K. (2004). Establishing reference conditions for European streams. *Hydrobiologia* 516: 91-105.
- Norris R.H., Georges A., (1986). Design and analysis for assessment of water quality, pàgs: 555-572. In De Decker P., Williams W.D. eds. *Limnology in Australia*. Dr. W. Junk, Dordrecht.
- Norris R.H., Hart B.T., Finalyson M. i Norris K.R., (1995). Use of biota to assess water quality, an International Conference. *Australian Journal of Ecology*, 20 (1): 1-227.
- Odum, E.P.; Finn, J.T.; Franz, E.H. (1979). Perturbation Theory and the Subsidy-Stress Gradient. *Bioscience* 29 (6): 349-352.
- Ofenböck T., Moog O., Gerritsen J., Barbour M., (2004). A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrate. *Hidrobiologia* 516: 253-270.
- Omernik J.M., (1987). Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers*, 77: 118-125.
- Omernik J.M., (1995). Ecoregions: a framework for managing ecosystems. *The George Wright Forum* 12(1): 35-51.
- Ortiz J., (2005). Response of the benthic macroinvertebrate community to a point source in La Tordera stream (Catalonia, NE Spain). Tesis doctoral. Universitat de Girona. 163 pp.

Referències bibliogràfiques.

- Palau A., Puig M.A. (1992). Distribució espacial i temporal dels plecòpters i efemeròpters en el riu Segre (Lleida). *Bulletí de l'institució catalana d'Historia Natural*,60: 121-127.
- Pantle R., Buck H., (1955). Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Bes. Mitt. Dt. Gewässerkundl. Jb.* 12: 135-143.
- Parsons M., Thoms M., Norris R.,(2001). *Austrivas Physical Assessment Protocol*. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology. University of Canberra. 173 pp.
- Pied F.M. Verdonschot, Rebi C. Nijboer., (2004). Testing the European stream typology of the Water Framework Directive for macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516: 35-54.
- Pinto P., Rosado J., Morais M., Antunes I., (2004). Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. *Hidrobiologia* 516: 193-216.
- Plafkin J.L., Barbour M.T., Porter K.D., Gross S.K., Hughes R.M. (1989). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish*. U.S. Environmental Protection Agency, office of Water Regulations and Standards. Washington D.C. EPA 4440-4-89-001.
- Prat N. (1980). Composició y variació en el terme de dos anys d'una comunitat bentònica dels rius Ter. In. *Actes dels Col·loquis de la societat Catalana de Biologia*. Barcelona.
- Prat N., Puig M. A., (1982). Predicció i control de la qualitat de les aigües dels rius Besòs i Llobregat I. Els factors físics i químics del medi. *Estudis i monografies del Servei del Medi Ambient*, nº 6, 204 pp. Lugar de publicación: Barcelona.
- Prat N., Puig M.A., Gonzalez G., (1983). Predicció i control de la qualitat de les aigües dels rius Besòs i Llobregat, II. El poblament faunístic i la seva relació amb la qualitat de les aigües. *Estudis i*

- monografies del Servei del Medi Ambient, Diputació de Barcelona, nº 9, 164 pp. Barcelona.
- Prat N., Puig M:A., Gonzalez G., Millet X. (1983). Chironomid longitudinal distribution and macroinvertebrate diversity along the river Llobregat (NE- Spain). Mem. Amer. Ent. Soc., 34: 267-278.
 - Prat N., Puig M.A., Gonzalez G., Tort M.I., Estrada M. (1984). The Llobregat: a mediterranean river fed by the Pyrenees. In Whitton (Ed.): The Ecology of European rivers. Blackwell, London: 527-552.
 - Prat N., Gonzalez G., Millet X., Puig M.A.,(1984). Control de la qualitat de les aigües dels rius Catalans mitjançant índexs biotics. Universitat de Barcelona. 56 pp.
 - Prat N., Gonzalez G., Millet X., Puig M.A., (1985). El Foix entre l'eixutesa i la contaminació. Diputació de Barcelona Ed., Estudis i monografies nº 11, 92 pp. Barcelona.
 - Prat N., Munné A., Rieradevall M., Solà C, Bonada N (2000). ECOSTRIMED. Protocol per determinar l'estat ecològic dels rius mediterranis. Estudi de la Qualitat Ecològica dels Rius, 8. Àrea de Medi Ambient de la Diputació de Barcelona.
 - Prat N., Bonada N.(eds). (2002). Resultados del proyecto GUADALMED sobre el Estado Ecológico de los ríos Mediterráneos. Limnetica, 21 (3-4): 1-204.
 - Prat, N., Vila-Escalé M., Solà C., Jubany J., Miralles M., Ordeix M., Ríos B., Andreu R., Bonada N., Casanovas-Berenguer R., Murria C., Puntí T., Rieradevall M..(2002). La Qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix, la Tordera i el Ter. Informe 2002. Diputació de Barcelona. Volum 12. Estudis de la Qualitat Ecològica dels Rius. Dipòsit legal: B-37099-2004. Llibre en format CD interactiu.

- Puig M.A.,(1984). Distribution and ecology of the stoneflies in Catalonia rivers (NE-Spain). *Annals Limnologie*, 20 (1/2):75-80. (SCI)
- Puig M.A. (1984). Distribution and ecology of the Baetidae in Catalonia rivers (NE-Spain). In Landa V. et al. (Eds): Proc. IVth Intern. Confer. Ephemeroptera. Czech. Academy of Sciences Ed., Praga. 127-134.
- Puig M.A., Ferreras-Romero M., Garcia-Rojas A.M., (1986). Ecosistemas de ríos temporales: Ecología de las poblaciones de efemerópteros de la cuenca del río Bembezar (Sierra Morena). *Anales de Biología*, 8: 65-69.
- Puig M.A., Armengol J, Gonzalez G., Peñuelas J., Sabater F., Sabater S. (1987). Chemical and biological changes in the Ter River induced by a series of reservoirs. In Craig J.F. & Kemper J.B. (Eds): *Regulated streams: Advances in Ecology*. Plenum Press, New York: 373-382.
- Puig, M.A., Gonzalez G., Recasens L., (1989). Modelos de distribución de Plecópteros, Efemerópteros, Tricópteros y Simúlidos en el río Ter. *Limnética*, 3: 125-132
- Puig M.A., Sabater F., Malo J., (1990). Benthic and hyporrhic fauna of mayflies and stoneflies in the Ter river Basin (NE-Spain). In: *Mayflies and Stoneflies*, I.C. Campbell ed.: 255-258. Kluwer Academic Publishers, Dordrech.
- Puig M.A., Aboal M., de Sostoa A.,(1992). New approaches to Mediterranean fluvial communities. In J.D. Ros, N. Prat Eds., *Homage to Ramon Margalef or Why there is such pleasure in studying nature*. Publ. Universitat de Barcelona, Barcelona. 13-20.
- Puig M.A.,(1993). Relaciones tróficas de la comunidad de macroinvertebrados en el río Matarraña. *Actas VI Congreso Español de Limnología*. Granada. 355-362 pp.

- Puig, M.A., Benito, G., García-Avilés, J., Ginebreda, A., Ferreras-Romero, M i Soler, G. (1999). Guia il·lustrada dels macroinvertebrats dels rius catalans. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- Puig M.A., (2004). Macrobentos and related stream characteristics. State-of-the-art in data sampling, modelling analysis and applications of river habitat modelling. Harby et al., editores. 37-103 pp.
- Pujante A.M. (1993). Macroinvertebrados y Calidad de Aguas de los Ríos de la Comunidad Valenciana. Universitat de Valencia. Tesis doctoral.
- Pupilli E., Puig M.A., (2003). Effects of a major flood on the mayfly and stonefly populations in a Mediterranean stream (Matarranya Stream, Ebro River Basin, North East of Spain) In: Gaino E. (Ed). Research Update on Ephemeroptera & Plecoptera. 381-389 pp.
- Quinn J.M., Hickey C.W., (1994). Hydraulic parameters and benthic invertebrate distributions in two gravel-bed. New Zealand rivers. *Freshwater Biology*, 32: 489-500.
- Raffaelli D.G., Hildrew A.G., Giller P.S., (1994). Aquatic ecology: scale, pattern and process. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Raven P.J., Holmes N.T.H., Charrier P., Dawson F.H., Naura M., Boon P.J.,(2002). Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: a qualitative compararison of three survey methods. *Aquatic Cons.: Marine and freshwater ecosystems* 12: 405-424.
- Resh V.H. i Jackson J.K., (1993). Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrate. In Rosenberg D.M. & Resh J.V. (Eds.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. 195-233 pp.

- Resh V.H., Norris R.H., Barbour M.T. (1995). Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology* 20:108-121.
- Resh V.H., Myers M.J. i Hannaford M.J. (1996). Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. Pàgs: 647-667. In Hauer F.R. and Lamberti G.A. (eds). *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego.
- Reynoldson, T.B., Bailey R.C., Day K. E., Norris R.H., (1995). Biological guidelines for freshwater sediment based on Benthic Assessment of Sediment (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Aust. J. Ecol.* 20:198-219.
- Reynoldson, T.B., Norris R.H., Resh,V.H. Day K.E.,Rosenberg D.M. (1997). The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates.J.N. *American Benthological Society.* 16(4): 833-852.
- Riba O., de Bolòs O., Panareda J.M., Nuet J., Gosàlbez J. (1979). *Geografia física dels països Catalans*. Ed. Ketres. Barcelona.
- Rico E., Rallo A., Sevillano M.A., Arretxe M.L., (1992). Compararison of several biological indices basd on river macroinvertebrate benthic community fot assessment of running water quality. *Annels Limnologie* 28(2): 147-156.
- Rolauffs P., (2004). Integration of the saprobic system into the Eurpean Union Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 516: 285-298.
- Roldan A., Puig M.A.,(1992). Hifomicetos acuáticos en la cuenca del río Esva (Asturias, N. España). *Bol. Soc. Micológica de Madrid,* 17: 3-11.

Referències bibliogràfiques.

- Rosenberg D.M., Resh V.H. (eds). (1993). Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates. Chapman & Hall, New York. 488 pp.
- Rotschein J., (1982). Nové metody stanovení indexu saprobity. (New methods of saprobic index assessment). Vodní hospodárství B 6:159-162.
- Ruse L.P. (1996). Multivariate techniques relating macroinvertebrate and environmental data from a river catchment. Water Research. Vol. 30 (12): 3017-3024.
- Sabater F. (1987). Estudi integrat del riu Ter i la seva conca: les característiques de l'aigua i els factors que les determinen. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona. 321 pp.
- Sabater F., Armengol J., Sabater S., (1990). Chemical characteristics of a mediterranean river as influenced by land uses in the watershed. Water research 24:143-155.
- Sabater F., Armengol J., Sabater S., (1991). Physico-chemical disturbances associated with spatial and temporal variation in a Mediterranean river. J. N. American Benthological Society., 10 (1): 2-13.
- Sabater F., Guasch H., Marti E., Armengol J., Sabater S., (1995). The Ter: a mediterranean river cas-study in spain. River and stream ecosystem. Ecosystem of the World 22. ed. Elsevier Science. BV. 419-438.
- Scarsbrook M.R., (2002). Persistence and stability of lotic invertebrate communities in New Zealand. Freshwater Biology 47: 417-431.
- Shannon C.E., Weaver W. (1949). The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana, IL.
- Sheldon F., Boulton A. J., and Puckridge J. T., (2002). Conservation value of variable connectivity: aquatic invertebrate

- assemblages of channel and floodplain habitats of a central Australian arid-zone river, Cooper Creek. *Biological Conservation* 103:13–31.
- Sládeček V.(1973). System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebnisse Limnol.* 7: 1-128.
 - Smith, M.J., Kay W.R., Edward D.H.D., Papas P.J., Richardson K.S.J., Simpson J.C., Pinder A.M., Cale D.J. Horwitz P.H.J., Davis J.A., Yung F.H., Norris R.H., Halse S.A. (1999). AusRivAs: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. *Freshwater biology* 41: 269-282.
 - Simon T.P. (Ed.). (2002). *Biological response signatures: indicator patterns using aquatic communities.* CRC Press, Boca Raton. 576 pp.
 - Simpson E.H. (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163, 688.
 - Sokal R.R., (1961). Distance as a measure of taxonomic similarity. *Systematic Zoology*, 10: 71-79.
 - Sørensen T.K. Danke. *Vidensk Selk* 5(4), (1934, 1948).
 - Stark J.D. (1985). A macroinvertebrate community index of water quality for stony streams. *Water & soil miscellaneous publication* 87. National Water and Soil conservation Authority Wellington.
 - Stat Soft Inc., (1999). *Statistica.* Tulsa Oklahoma.
 - Suren A. M. and Jowett I. G., (2006). Effects of floods versus low flows on invertebrates in a New Zealand gravel-bed river. *Freshwater Biology* 51: 2207-2227.
 - Sutcliffe D.W.,(1994). *Water Quality and stress indicators in marine and freshwater systems: linking levels of organisation* ed. Freshwater biological association.
 - Tachet, H., Richoux, Ph., Bournaud, M. i Usseglio-Polatera, Ph. (2000). *Invertébrés d'eaux douce. Systématique, biologie, écologie.* CRN éditions. Paris. 588 pp.

- Ter Braak C.J.F. (1991). CANOCO versió 3.12. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, The Netherlands.
- Tuffery G., Verneaux J. (1968). Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Exploitation codifiée des inventaires de faune du fond. Ministère de l'agriculture, France 23 pp.
- Tuffery G., Davine P.M. (1970). Niveau faunistique le plus élevé et indice de diversité biotique. Diagnose écologique en cours d'eau à salmonidae. CECPI, Croacia, EIFAC.
- Ubero-Pascal N., Pinto P., Malo J., Morais M., Puig M.A. (1999). Influencia de la regulación del caudal sobre la comunidad de efemerópteros en cuatro ríos del sur de Portugal. Suplemento nº 6 ao Boletim da Sociedade Portuguesa de Entomologia: 47-50. (publicado 2003).
- Usseglio-Polatera P., Jean-Nicolas Beisal (2002). Longitudinal Changes in macroinvertebrates assemblages in the Mouse River i anthropogenic effects versus natural change. River Research and applications 18: 197-211.
- Vanote R. L. Minshall G. N., Cummins K., W., (1980). The river continuum concept. Can J. Fish Aquat. Sci. 37: 137-47.
- Verneaux J., Tuffery G., (1967). Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes : indices biotiques. Zoologie, fasc. 3 annales Scientifiques de l'Université de Besançon. 79-90 pp.
- Verneaux J., (1973). Cours d'eau de Franche-Comté. Recherches écologiques sur le réseau Hydrographique du Doubs. C.T.G.R.E.F. 256 pp.
- Ward J. V., Stanford J. A (1983a). The intermediate-disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic

- ecosystems. In: Dynamics of lotic ecosystems 347-356. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan 48106.
- Ward J. V., Stanford J. A (1983b). The serial discontinuity concept of lotic ecosystems In: Dynamics of lotic ecosystems, 29-42 Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan 48106.
 - Ward J. V., (1992). Aquatic insect Ecology. 1 Biology and Habitat. John Willey & Sons Inc.
 - Whittaker R. H. (1977). Evolution of species diversity in land communities. In Evolutionary Biology. Vol. 10 (ed. M. K. Hecht, W. C. Steere, B. Wallace) New York 1-67 pp.
 - Williams D. D., Feltmate B. W. (1992). Aquatic Insects. CAB Intern., Wallingford. 358 pp.
 - Wood R. J., Armitage P. D., (2004). The response of the macroinvertebrate community to low-flow variability and supra-seasonal drought within a groundwater dominated stream. Arch. Hydrobiologie 161, 1: 1-20.
 - Woodiwiss F. S., (1964). The biological system of stream classification used by the Trent River Board. Chemistry and Industry March 14. 443-447 pp.
 - Woodiwiss F. S. (1979). Biological monitoring of surface water quality. Ed. Commission of the European communities. Contract nº. ENV/223/74-EN. 45 pp.
 - Woodward G., John I. Jones, Hildrew A. G. (2002). Community persistence in Broadstone Stream (UK) over three decades. Freshwater Biology 47: 1419-1435.
 - Wright J. F., Armitage P. D., Furse M.T, Moss D., (1988). A new approach to the biological surveillance of river quality using macroinvertebrates. Verh. Internat. Verein. Limnol. 23, 1548-1552.

Referències bibliogràfiques.

- Wright J. F., Furse M.T., Armitage P. D., (1993). RIVPACS a technique for evaluating the biological quality of rivers in the U.K. *Water Research* 3:15-25.
- Wright J. F., Furse M.T., Armitage P. D., (1994). Use of macroinvertebrate communities to detect environmental stress in running waters. *Freshwater Biological Association*: 15-34, 182 pp.
- Wright, J. F., (1995). Development and use of system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters ed. *Australian Journal of Ecology*, 20, 181-197.
- Wriqht I. A. B., Chessman B. C., Fairwather P.G. i Benson L. J., (1995). Measuring the impact of sewage effluent on macroinvertebrate community of an upland stream: The effect of different levels of taxonomic resolution and quantification. *Australian Journal of Ecology*, 20: 142-129.
- Wright J. F., Furse M. T., Moss D., (1998). River classification using invertebrates; RIVPACS applications. *Aquat. Cons. Mar. Freshw. Ecosyst.* 8: 617-631.
- Wright J. F., Sutcliffe D. W. i Furse M. T., (2000). Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. *FBA (Freshwater Biological Assiciation), Ambleside.* 373 pp.
- Wright, J. F., Gunn R. J. M.; Blackburn J .H, Grieve N. J., Winder J. M., Davy-Bowker J., (2000). Macroinvertebrate frequency data for the RIVPACS III sites in Northern Ireland and some comparison with equivalent data for Great Britain. *Aquatic Conservation:Marine and Freshwater Ecosystems.* 10: 371-389.
- Wright, J. F., Gunn R. J. M., Winder J. M., Blackburn J. H., Wiggers R., (2000). The response of chalk stream macroinvertebrates to a prolonged drought: the value of a long-term dataset. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27, 912-915.

Referències bibliogràfiques.

- Zamora-Muñoz C., Alba-Tercedor J., (1996). Bioassessment o organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. J.N. American Benthological Society.15(3): 332-352.
- Zelika M., Marvan P., (1961). Zur präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer.Arch. Hydrobiol. 57: 389-407.

Normes

- AENOR. Norma Europea Calidad del Agua, Métodos de muestreo biológico, Guía para el muestreo manual con red de macroinvertebrados bentónicos (ISO 7828:1985) UNE EN 27828, 12 pp.
- AENOR. (1997). Calidad del Agua. Medio Ambiente.Tomo I. Recopilación de Normas UNE. Ed. AENOR.692 pp.
- AENOR.(1998). Calidad del Agua. Medio Ambiente.Tomo II. Recopilación de Normas UNE. Ed. AENOR.178 pp.
- AFNOR. (1985) Association Francaise de Normalisation. Determination de l'indice biologique global (I.B.G.). T.90-350., 8 pp.
- B.O.E. nº 311. Constitució Espanyola de 29 de desembre 1978.
- B.O.E. nº 157. Real Decreto 849/1986, de 30/4/1984
- B.O.E. nº 243. Llei d'aigües 29/1985, 2 d'agost.
- B.O.E. nº 22. Reial Decret 2646/1985, de 27 de desembre.
- B.O.E. nº 45. Reial Decret 140/2003, de 7 Febrero.
- CSN 75 7221 (1998) Water Quality- Classification of Surface Water Quality. Czech Technical State Standard, Czech Standards Institute Prague 10 pp.

- CSN 75 7221 (1998) Water Quality, Biological Analysis, Detremination of Saprobic Index. Czech Technical State Standard, Czech Standards Institute Prague 174 pp.
- DEV (Deutsches Institut für Nurmung e.V.) (1987). Biologisch-ökologische Gewässergüteuntersuchung (Gruppe M): Allgemeine Hinweise, Planung und Durchführung von Fließgewässeruntersuchungen (M1). In Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-Abwasser und Schlammuntersuchung.VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim: 13 pp.
- DEV (Deutsches Institut für Nurmung e.V.) (1992). Biologisch-ökologische Gewässergüteuntersuchung: Bestimmung des Saprobienindex (M2). In Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-Abwasser und Schlammuntersuchung. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim: 13 pp.
- Diario Oficial de las Comunidsdes Europeas. Directiva 2000/60/CE del parlamento Europeo y del Consejo. (23 oct. 2000).
- Directiva 76/464/CEE, 4 de maig 1976
- ÖNORM M 6232, (1997) Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern. Österreichisches Normungsinstitut. Wien, 84 pp.

Internet

- <http://mediambient.gencat.net/aca/>
- <http://www.aqem.de/>
- <http://www.cedex.es>
- <http://www.eamn.org>
- <http://www.epa.gov>
- <http://www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html>
- <http://www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/download.html>
- <http://www.epa.gov/ecotox/>
- <http://www.eu-star.at/>
- <http://europea.eu.int>
- <http://www.mediambient.gencat.net/aca/ca/inici.jsp>
- <http://www.mma.es>
- [http://www.oph.chebro.es/DOCUMENTACION/EstudiosEcologicos/
estudios_ecologicos.htm](http://www.oph.chebro.es/DOCUMENTACION/EstudiosEcologicos/estudios_ecologicos.htm)
- <http://www.uv.es/ael/cen.htm>

10. Relació de fitxers amb els apèndixs, inclosos al CD-ROM adjunt.

- Bases de dades fisico-químiques.
- Apendix 1. Punts de mostreig.
- Mapes situació dels punts.
- Fitxes dels punts amb les fotos de cada punt.
- Taxons rius CIC.