

Efectes de l'alteració hidrològica en les comunitats de macroinvertebrats i en la dieta de les poblacions de barb de muntanya en la Llémena

Aida Cuello Viñolas
Treball de Final de Grau
Grau en Biologia
Juliol, 2016

Resum

La intermitència hidrològica és una pertorbació comuna en els rius mediterranis els quals s'assequen durant els estius formant basses aïllades entre elles. La construcció de preses pot causar que un riu que anteriorment tenia un cabal permanent esdevingui, en alguns dels seus trams, intermitent. Aquest tipus de pertorbacions causen canvis en les comunitats que viuen associades als ecosistemes aquàtics. Els macroinvertebrats són uns importants indicadors de l'estat d'aquests ecosistemes ja que són molt sensibles a la pertorbació. Les modificacions de les comunitats de macroinvertebrats poden causar canvis en les dietes dels peixos depredadors, els quals es poden veure obligats a alimentar-se de preses menys nutritives. Per tal d'avaluar aquest efecte, s'han estudiat les comunitats de macroinvertebrats i la dieta del barb de muntanya (*Barbus meridionalis*) en dos trams separats per una presa que causa períodes d'intermitència hidrològica aigües avall a la riera Llémena. S'han trobat diferències en biomassa i abundància de les comunitats de macroinvertebrats i diferències en l'abundància dels barbs de muntanya en els dos trams. Però no s'han obtingut diferències en les composicions de la dieta. L'estudi posa en evidència que la presència de la presa té un efecte clar en la comunitat de macroinvertebrats així com en la densitat de barbs de muntanya. Tot i així, la dieta del barb no es veu afectada degut a que s'alimenta en gran part de larves de quironòmids, els quals eren molt abundants en ambdós trams.

Resumen

La intermitencia hidrológica es una perturbación comuna en los ríos mediterráneos los cuales se secan durante los veranos formando charcos aislados entre ellos. La construcción de presas puede causar que un río que anteriormente tenía un caudal permanente cambie, en algunos de sus tramos, a intermitente. Este tipo de perturbaciones causan cambios en las comunidades que viven asociadas a los ecosistemas acuáticos. Los macroinvertebrados son unos importantes indicadores del estado de estos ecosistemas ya que son muy sensibles a la perturbación. Las modificaciones de las comunidades de macroinvertebrados pueden causar cambios en la dieta de los peces depredadores, los cuales se pueden ver obligados a tener que alimentarse de presas menos nutritivas. Para evaluar este efecto, se han estudiado las comunidades de macroinvertebrados y la dieta del barbo de montaña (*Barbus meridionalis*) en dos tramos separados por una presa que causa periodos de intermitencia hidrológica aguas abajo a la riera Llémena. Se han encontrado diferencias en la biomasa y la abundancia de las comunidades de macroinvertebrados y diferencias en la abundancia de los barbos de montaña en los dos tramos. Pero no se han obtenido diferencias en las composiciones de la dieta. El estudio pone en relieve que la presencia de la presa tiene un efecto claro en la comunidad de macroinvertebrados así como en la densidad del barbo de montaña. Aun así, la dieta del barbo no se ve afectada debido a que se alimenta en gran parte de larvas de quironómido, las cuales son muy abundantes en ambos tramos.

Abstract

The hidrological intermittence is a common perturbation in Mediterranean rivers which dry out during summer forming isolated puddles between them. The construction of dams can cause that a river, which previously had a permanent flow, becomes intermittent in some of its sections. This type of perturbations cause changes in the communities which live associated with the aquatic ecosystems. Macroinvertebrates are important indicators of the condition of these ecosystems because they are really sensitive to perturbations. Modifications of macroinvertebrates communities can cause several changes in the predator fish's diet, which can see themselves obligated to feed on less nutritious preys. In order to evaluate this effect, macroinvertebrates communities and the diet of the mountain barb (*Barbus meridionalis*) have been studied in two sections separated by a dam that causes intermittent hydrological periods down the Llémena stream. Several differences have been found in biomass and abundance of the macroinvertebrates communities and in the abundance of the mountain barb in both sections, but differences haven't been found in the composition of its diet. This study demonstrates that the presence of the dam has a clear effect on the macroinvertebrates community as well as to the density of mountain barbs. However, the barb's diet is not affected because it feeds mainly on chironomidae larvae, which were really abundant in both sections.

Índex

Introducció	5
Objectives	8
Materials i mètodes	9
- Àrea d'estudi	9
- Procediments al camp i laboratori	10
- Anàlisis estadístiques	11
Resultats	13
- Caracterització de la comunitat de macroinvertebrats	13
- Dieta de les poblacions de barb de muntanya	16
Discussió	19
- Diferències en les comunitats de macroinvertebrats	19
- Diferències en la dieta en els dos trams	20
Conclusions	21
Bibliografia	22

Introducció

L'alteració de l'hàbitat és una de les principals problemàtiques associades amb la pèrdua de biodiversitat a escala global i aquest tipus de pertorbació és especialment important en els ecosistemes aquàtics (Crivelli, 2006). La construcció de dics, preses i altres estructures, obstrueixen la dispersió i les rutes migratòries alhora que alteren els règims hídrics (Nilsson *et al.*, 2005; Mueller *et al.*, 2011). Aquestes pertorbacions també causen la pèrdua de refugis i de recursos tròfics de la fauna, i homogeneïtzen l'ambient abiòtic (Cortes *et al.*, 1998; Wang *et al.*, 2001). En els sistemes mediterranis, les comunitats biològiques estan adaptades als cicles anuals d'estius secs i pluges abundants durant les temporades d'hivern (Gasith & Resh, 1999). Els canvis en el règim hídric poden causar una pèrdua de la capacitat adaptativa a l'ambient natural així com canvis en l'estructura i funcions de la comunitat, resultant un ambient abiòtic més heterogeni (Cortes *et al.*, 2002). A més, la disminució del cabal redueix la disponibilitat d'hàbitat i de recursos (Lake, 2003), augmenta la sedimentació i provoca canvis en la disponibilitat de nutrients, disminueix la concentració d'oxigen dissolt en l'aigua i s'incrementa la temperatura (Dewson *et al.*, 2007). La magnitud de la reducció del cabal determina els canvis ambientals que es produeixen i els efectes en la biota local (Golladay *et al.*, 2004).

La reducció del cabal té un gran efecte sobre els macroinvertebrats aquàtics, els quals són uns importants indicadors de l'estat de conservació dels ecosistemes fluvials (Almeida *et al.*, 2013). Amb la reducció del cabal, el perifiton que és utilitzat pels invertebrats herbívors, disminueix i es redueix el moviment de detritus. Com a conseqüència l'abundància de filtradors i d'herbívors es veu intensament reduïda i els recol·lectors incrementen la seva abundància en les basses isolades. Amb l'aparició de les basses durant els mesos d'estiu, en els trams mitjans i baixos dels rius, els depredadors augmenten (odonats, hemípters i coleòpters) ja que substitueixen taxons reophilics (Boulton & Lake, 1992; Stanley *et al.*, 2002; Rieradevall *et al.*, 1999; Bonada *et al.*, 2007).

Els períodes d'intermitència del cabal poden afectar de diferents formes les comunitats íctiques (Allan *et al.*, 1993; Matthews & Marsh-Matthews, 2003). Durant la sequera els peixos són confinats als refugis, on hi ha un increment de la densitat (Spranza & Stanley, 2000; Lake, 2003; Magoulick & Kobza, 2003) i, conseqüentment, les interaccions biòtiques com la depredació i la competència s'intensifiquen (Lake, 2003). Els peixos han de desenvolupar estratègies per tal d'adaptar-se a les pertorbacions, cosa que requereix que inverteixin una major quantitat d'energia (Cowx *et al.*, 1984). La reducció de cabal pot tenir grans efectes sobre les comunitats íctiques ja que en aquests períodes es redueix la disponibilitat de preses arribant a causar canvis en les dietes dels peixos capturant-ne d'altres menys nutritives (Lake, 2003). L'estat de les comunitats íctiques depèn de la qualitat i la disponibilitat de les preses en condicions de reducció de cabal, tot i així

les poblacions de macroinvertebrats presenten una recuperació ràpida després de la reducció de cabal (Matthews & Marsh-Matthews, 2003). Alguns estudis previs indiquen que els rius intermitents poden ser considerats refugis de la depredació de vertebrats (Williams, 1996; Meyer *et al.*, 2007) i fins i tot d'invertebrats (Bogan *et al.*, 2013). En relació amb els vertebrats depredadors, les alteracions hidrològiques mostren que els peixos poden afectar els invertebrats bentònics en termes de: percentatge d'ocurrència de la comunitat i en la densitat total (Williams *et al.*, 2003), la densitat de grups específics (Closs, 1994), la biomassa total (Wesner, 2013) i la condició corporal de les preses (Love *et al.*, 2005). Altres estudis suggereixen que els peixos depredadors no tenen cap efecte sobre les comunitats de macroinvertebrats (Ludlam & Magoulick, 2010). Tots aquests estudis s'han realitzat durant l'estació de sequera coincidint amb els mesos més calorosos quan enlloc de flux hi ha basses isolades. Però, la importància de la depredació en els trams intermitent durant els períodes que hi ha cabal continuo continua essent desconegut.

Per tal d'avaluar l'efecte de la intermitència hidrològica a nivell de la comunitat d'invertebrats i de la població del barb de muntanya (*Barbus meridionalis*) (Risso, 1827), s'ha caracteritzat la comunitat d'invertebrats i la dieta del barb de muntanya de dos trams de riu amb diferent grau d'alteració hidrològica causada per la presència d'una resclosa. Els estudis de composició de dieta aporten informació sobre l'alimentació de les espècies estudiades alhora que mostren els potencials competidors per l'aliment i les interaccions entre la presa i el depredador (Ahlbeck *et al.*, 2012). Els estudis de dieta han sigut revisats i discutits per un elevat nombre d'autors però, les opinions divergeixen ja que l'ús d'un mètode o altre depèn dels objectius de l'estudi (Hyslop, 1980). Els tres mètodes més utilitzats es basen en el nombre de preses, els valors de biomassa o volum i la freqüència d'ocurrència de les preses. Per tal de reduir el biaix dels resultats, s'han integrat diferents mètodes, creant els índexs de dieta (Cortés, 1997).



Figura 1. Imatge del barb de muntanya (*Barbus meridionalis*). Font: Atlas y libro rojo de los peces continentales de España (Doadrio, 2001).

En aquest treball s'ha analitzat la dieta del barb de muntanya que forma part de la família Cyprinidae, de l'ordre Cypriniformes i de la classe Actinopterygii (Fig. 1). És una espècie endèmica de les conques fluvials costeres del nord-est de la Península Ibèrica i el sud de França (Crivelli, 2006) (Fig. 2). Es tracta d'una espècie bentònica, les aigües on habita tenen un interval de temperatures de 5-25°C (Riehl & Baensch, 1985), requereix aigües saturades d'oxigen i és molt sensible a la contaminació i a les variacions físiques de l'hàbitat (Lelek, 1980; Vila-Gispert *et al.*, 2000). Poden arribar a mesurar 27 cm els mascles i 25.3 les femelles tot i que la longitud més comuna és de 20 cm (Neophitou, 1987; Froese & Pauly, 2016). La coloració dels adults és marronosa-grogosa, més fosca a la zona dorsal, el cos i les aletes presenten taques negres de diferents mides i de formes irregulars. L'aleta dorsal i l'anal poden presentar extrems enfosquits (Zamora, 2011). El període de reproducció dels barbs és a la primavera, entre el maig i el juny (Sostoa *et al.*, 1990).



Figura 2. Mapa on s'observa en color groc la distribució del *Barb de muntanya*. Imatge extreta de la IUCN.

Es considera que la població està en declivi a causa de la introducció d'espècies invasores, la contaminació de l'aigua i la destrucció de l'hàbitat, és per això que se li atorga la categoria de “pròxim a estar en perill” (*near threatened*, NT) a nivell mundial tot i que pren la categoria de “vulnerable” (VU) a l'Estat espanyol (Sostoa *et al.*, 1990; Doadrio, 2001).

Estudis anteriors sobre la dieta del barb de muntanya realitzats a l'estany de Banyoles (García-Berthou, 1994), a la Tordera (Mas-Martí *et al.*, 2010) i a la Vall d'Hora (Rodríguez-Lozano *et al.*, 2015), mostren que la seva alimentació és principalment bentònica (larves de quironòmids, efemeròpters, detritus i altres invertebrats). La morfologia corporal i bucal que presenta aquesta espècie corrobora aquest fet ja que el gran desenvolupament de les seves barbes fa que actuïn com a òrgan quimiotàctil utilitzat per la detecció i localització ràpida de les preses (Encina & Granado-Lorencio, 1990).

Objectives

The objectives of this study are: (1) To characterize the macroinvertebrates community in the Llémena stream in two hydrologically differenced sections due to the presence of a lock and, (2) To determine if there are differences in the diet of this barbel's population between the two sections.

Material i mètodes

Àrea d'estudi

L'ecosistema fluvial en què s'ha desenvolupat l'estudi en qüestió és la riera de la Llémena (41°59'43'' N, 2°44'19'' E) a una altitud de 90 metres sobre el nivell del mar. La Llémena és un afluent del Ter situat al nord-est de la Península ibèrica. És un curs de riu petit i calcari que té 31.64 km de longitud amb grans canvis en el cabal depenent de les precipitacions. Les pluges estacionals succeeixen durant la tardor i la primavera (700-900 mm any⁻¹, de mitjana anual) i solen causar riades. Durant l'estiu, el cabal dels rius es veu dràsticament reduït. La conca en qüestió, té una àrea de drenatge de 185 m² i és caracteritzada per tenir un clima mediterrani litoral, la presència d'una presa construïda amb la intenció d'aprofitar l'aigua pel reg, causa una reducció del cabal riu avall, esdevenint intermitent. Segons l'Agència Catalana de l'Aigua, el cabal mitjà dels últims 76 anys ha estat de 0.94 m³s⁻¹.

Els experiments han sigut desenvolupats en dues zones: la primera en un tram de riu intermitent localitzat aigües avall d'on està situada la presa de la qual se n'extreu aigua i la segona en un tram amb cabal permanent localitzat aigües amunt de la presa i amb menor alteració hidrològica. Les característiques físiques i químiques en els dos trams són similars (Taula 1). La profunditat del tram permanent –tram 1– era de 29.86 ± 2.16 cm mentre que en l'intermitent –tram 2– és de 25.66 ± 0.92 cm. D'altra banda, l'amplada del tram 1 és major (8.5 ± 0.5 m) que en el tram 2 (6.33 ± 2.02 cm) i el cabal és superior en el tram permanent que en el tram intermitent (62.3 ± 20.31 m³/s i 42.39 ± 42.45 m³/s, respectivament).

Taula 1. Paràmetres físics i químics en el tram 1 –permanent– i en el tram 2 –intermitent– amb la seva corresponent desviació estàndard.

	Tram 1	Tram 2
Temperatura (°C)	12.17 ± 0.51	12.93 ± 0.81
Oxigen (mgL ⁻¹)	11.14 ± 0.67	11.20 ± 0.17
Conductivitat (µS cm ⁻¹)	463.67 ± 2.31	517.00 ± 39.85
pH	8.43 ± 0.28	8.52 ± 0.04
Llum (µE cm ⁻² S ⁻¹)	430.72 ± 199.21	718.67 ± 164.05
Sòlids suspesos (mg L ⁻¹)	1.42 ± 0.78	0.60 ± 0.40

Les comunitats íctiques estan clarament dominades pel barb de muntanya en ambdós trams (+ 95% de les captures). El barb és més abundant en el tram permanent tot i que la densitat és baixa en tots dos trams (6647 ± 494 ind. ha⁻¹ i 2100 ± 840 ind. ha⁻¹, tram permanent i intermitent, respectivament). Hi ha presència de bagra (*Squalius laietanus*) en el punt de mostreig amb un flux

permanent i truita de riu (*Salmo trutta*), barb de l'Ebre (*Luciobarbus graellsii*) i anguila europea (*Anguilla anguilla*) on el flux és intermitent.

Les comunitats vegetals en els dos trams estudiats són les típiques d'un bosc de ribera, dominades per verns (*Alnus glutinosa*), avellaners (*Corylus avellana*), plataners (*Platanus hybrida*) i àlbers (*Populus nigra*). El substrat està constituït per grava, sorra i llims del Cenozoic i pissarres del Paleozoic. L'ús de la terra és principalment per l'activitat agrícola amb una àrea urbana molt propera (Sant Gregori amb 3.500 habitants).

Procediments de camp i laboratori

En primer lloc s'han recollit mostres de les comunitats de macroinvertebrats corresponents als dos trams estudiats mitjançant un surber de mostreig (20*20 cm i una xarxa de llum de malla de 250 µm). Durant el mostreig s'han agafat 5 punts aleatoris de cada tram per tal d'aconseguir una mostra heterogènia i representativa. Les mostres obtingudes han sigut conservades en etanol al 70% per a la posterior identificació en el laboratori. Les mostres dels macroinvertebrats han sigut netejades amb aigua per tal de remoure el material sobrant i s'han identificat mitjançant una lupa binocular (40x). Els individus han sigut identificats fins el menor nivell taxonòmic possible (Tachet *et al.*, 2000). Posteriorment, han sigut classificats segons les estratègies d'alimentació (Functional Feeding Groups, FFG's): depredadors, brostejadors, filtradors, raspadors o bé, la seva alimentació consisteixi en el sediment fi seguint (Tachet *et al.*, 2000). La biomassa dels macroinvertebrats s'ha estimat a partir del pes sec (60°C fins a obtenir el pes constant) amb una balança electrònica (0.1mg).

Els barbs de muntanya han sigut capturats mitjançant pesca elèctrica (2000W DC generador a 200-250V, 2-3 A) 100 m aigües avall de cada tram de mostreig (Tellería, 1986). Els peixos han sigut capturats en diferents mesohàbitats (basses i ràpids) per tal d'obtenir una mostra representativa del barb de muntanya en els dos trams de riu. Els protocols de mostreig han sigut desenvolupats de manera que complien la legislació Catalana (Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya, 2015).

Els individus capturats han sigut anestesiats i se'ls ha mesurat la longitud furcal (*fork lenght*, FL) i el pes total (n = 168 en el tram permanent i n = 68 en l'intermitent). A continuació, s'han realitzat histogrames per tal de poder determinar l'estructura d'edats de la població de la Llémena. Per l'estudi del contingut estomacal del barb s'ha utilitzat una mostra de 30 individus per tram, els quals han sigut sacrificats per sobredosi d'anestèsic (MS-222) tal i com marca la normativa vigent. Els barbs de muntanya analitzats presenten uns valors de longitud furcal (FL) d'entre 40 i 130 mm. Els individus han sigut etiquetats segons la seva procedència i emmagatzemats en el

congelador (-10 °C). En el moment del processament al laboratori, han sigut descongelats i se'ls ha extret el sistema digestiu (el primer terç anterior), el qual ha sigut conservat amb una solució d'etanol al 70%.

Posteriorment, els continguts estomacals han sigut examinats mitjançant una lupa binocular (40x). Les diferents categories alimentàries han sigut identificades al mateix nivell taxonòmic que les mostres de les comunitats de macroinvertebrats. Les preses han sigut contades i pesades mitjançant una balança electrònica (pes sec, 0.1mg). El recompte de preses s'ha estimat a partir del nombre de parts diagnosticades essent el màxim de conservadors possible –recompte de caps i tòraxs pels insectes i carcasses pels crustacis–. Posteriorment, els ítems alimentaris han sigut classificats en diferents categories segons les seves funcions ecològiques. Tots els procediments de camp han sigut desenvolupats d'acord amb les lleis d'ús i cura dels animals europees i espanyoles (llicències específiques atorgades per a la recerca científica a Catalunya).

Anàlisi estadístiques

En primer lloc, amb les dades obtingudes en l'estudi de les comunitats de macroinvertebrats s'ha calculat el percentatge d'ocurrència i la biomassa i, posteriorment, s'han analitzat mitjançant ANOVA's per tal de determinar si les comunitats són significativament diferents entre elles en els dos trams de riu. Mitjançant dos índexs de diversitat –Riquesa (S) i Diversitat de Shannon-Wiener (H')– s'ha calculat la diversitat i la riquesa de l'ecosistema en els dos trams i s'han realitzat ANOVA's per tal d'observar si els paràmetres eren significativament diferents entre ells. El nivell de significació en totes les ANOVA's ha estat de $\alpha=0.05$. Finalment s'han classificat les famílies de macroinvertebrats en grups funcionals alimentaris –depredadors, filtradors, raspadors, brostejadors i recol·lectors de sediment fi– per tal d'observar quina estratègia ecològica predomina a la comunitat, les classificacions pertinents s'han realitzat mitjançant (Tachet *et al.*, 2000). També s'han classificat els macroinvertebrats de la comunitat segons el seu nivell de tolerància a les pertorbacions –quironòmids, EPT i altres grups– per tal d'observar si eren més densos a la comunitat les categories que presenten una ràpida recuperació o bé, aquelles que són poc tolerants (Barbour *et al.*, 1999). L'índex EPT es basa en la premissa en què els rius que tinguin un major nivell de contaminació tindran una menor riquesa perquè moltes espècies no podran tolerar la pertorbació, en conseqüència, tindran una menor taxa de EPT (Kitchin, 2005).

Mitjançant les dades de longitud furcal que s'han obtingut en la quantificació de la comunitat íctica de la Llémena, s'han realitzat histogrames per tal d'estudiar si l'estructura de talles és la mateixa en els dos trams. Les dades s'han analitzat mitjançant una xi-quadrat on el nivell de significació ha estat $\alpha=0.05$.

Les dades procedents de l'estudi de la dieta han sigut analitzades mitjançant el percentatge d'ocurrència i el percentatge del total de massa ingerida per a cadascuna de les categories alimentàries, ometent els estómacs que estaven buits. L'estudi dels dos paràmetres indica com de comuna és la presa en la població i com d'important és energèticament el tipus de presa en la població. A més, s'han utilitzat quatre índex de diversitat diferents per tal de determinar les diferències entre la presència i l'abundància de les diferents categories alimentàries: la riquesa de preses, la diversitat de dieta, l'amplitud de nínxol tròfic i la selectivitat de preses. La diversitat de la dieta ha sigut calculada mitjançant l'índex de Shannon-Weaver (H'), l'amplitud de nínxol tròfic ha sigut calculada gràcies l'índex de Levin (B) i la selecció de preses s'ha realitzat a través de l'índex de selecció de Vanderploeg i Scavia (1979).

$$H' = - \sum_{i=1}^n p_i * \log_2 p_i$$

$$B = \frac{1}{\sum_{i=1}^n p_i^2}$$

On p_i és l'abundància proporcional de les preses i i n són el nombre de preses presents en el tracte intestinal de cada peix (Hurlbert, 1978). La transformació que s'han aplicat en el tractament de les dades ha estat el de Warton & Hui (2011).

$$\log(p) - \log(1-p)$$

Pel que fa a l'Índex de Vanderploeg & Scavia (ϵ) s'ha calculat mitjançant les següents equacions:

$$\epsilon_i = \frac{\alpha_i - (1/n)}{\alpha_i + (1/n)} \quad \text{on: } \alpha_i = \frac{r_i/p_i}{\sum_{i=1}^n (r_i/p_i)}$$

On r_i és l'abundància proporcional de la presa i en la dieta, p_i és l'abundància proporcional de la presa i en l'ambient, n és el nombre de preses incloses en les anàlisis. L' α és l'alfa de Manly-Chesson's (Chesson, 1978). El valor de selecció (ϵ) pren un rang de valors de -1 a 1, on -1 és indicatiu de que evita la captura de la presa i els valors de 1 indiquen selecció. L'índex de selectivitat ha estat transformat mitjançant l'arcsinus ($\arcsin \sqrt{[(\epsilon_i + 1)/2]}$). S'ha assumit la normalitat i l'homogeneïtat de variàncies que han estat comprovades mitjançant els índexs de Levene i Shapiro-Wilk. El nivell de significació ha sigut de $\alpha=0.05$.

Els efectes de les diferències de grandària entre els individus de barb han sigut controlats mitjançant l'anàlisi de la covariància (ANCOVA) que va ser aplicada als índexs de diversitat de dieta (H'), amplitud de nínxol tròfic (B), a la riquesa (S) i l'índex de selecció (ϵ). Tots els anàlisis estadístics s'han realitzat mitjançant l'Rcmdr (Versió 3.1.1).

Resultats

Caracterització de la comunitat de macroinvertebrats

En l'estudi de les comunitats de macroinvertebrats s'han obtingut individus procedents de 33 famílies i 9 ordres diferents d'invertebrats aquàtics. La biomassa total és de $0.102 \pm 0.080 \text{ mg/cm}^2$ en el tram permanent i $0.385 \pm 0.021 \text{ mg/cm}^2$ en el tram intermitent. Els resultats de l'estudi del percentatge de biomassa i percentatge d'ocurrència dels diferents grups estan recollits a la taula 2, on es pot observar que tot i que els efemeròpters siguin els que aporten un major percentatge de biomassa a la comunitat, els que hi són en un major percentatge d'ocurrència són les larves de dípter pels dos trams. Tot i així, els valors per a cada comunitat són diferents, essent major el percentatge d'ocurrència de dípters en el tram 1 que en el tram 2, el qual té un major percentatge d'efemeròpters. Al realitzar ANOVA's per tal de determinar si les comunitats de macroinvertebrats del tram intermitent i el tram permanent eren diferents, s'han obtingut valors no significatius per totes les categories ($p > 0.05$), la qual cosa indica que la composició de la comunitat es similar en els dos trams estudiats.

Taula 2. El percentatge de biomassa i percentatge d'ocurrència de les comunitats de macroinvertebrats de la riera de la Llèmena per a cadascun dels trams estudiats (Tram 1, permanent; Tram 2, intermitent) per les categories de: nimfes d'efemeròpters i plecòpters (efem./plec.) gasteròpodes, larves de coleòpter, tricòpters, insectes nectònics, insectes voladors, oligoquets, larves de dípter i larves d'odonat.

Categories	Tram 1		Tram 2	
	% biomassa	% oc.	% biomassa	% oc.
Nimfes d'efem./plec.	32.14	15.13	23.41	37.44
Gasteròpodes	1.37	0.34	23.74	4.81
Larves de coleòpter	0.09	1.68	1.89	2.69
Tricòpters	23.79	2.86	12.89	2.31
Insectes nectònics	23.01	3.36	14.02	4.72
Insectes voladors	0	0	0	0
Oligoquets	0.10	0.50	1.27	0.38
Larves de dípter	19.49	76.13	9.96	47.35
Nimfes d'odonat	0	0	12.81	0.29

A continuació es mostren els valors de –Riquesa (S) i diversitat de Shannon-Wiener (H')– en els dos trams. Les dades obtingudes mostren valors no significativament diferents pels dos trams ($p > 0.05$) (Fig. 3). Malgrat no siguin significatius, es pot observar en els gràfics que la riquesa és major en el tram permanent que en l'intermitent mentre que la diversitat de Shannon-Wiener és a la inversa, essent els valors superiors pel tram intermitent.

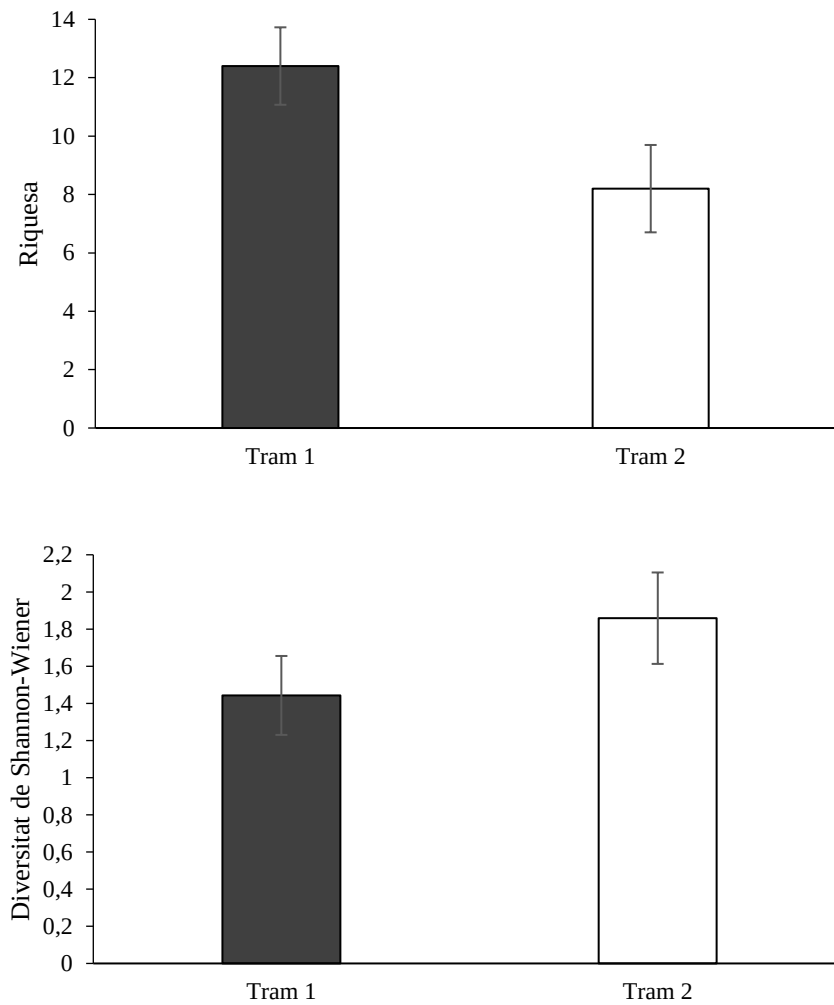


Figura 3. Els valors són mitjanes dels índexs obtinguts en els dos trams de mostreig amb el seu corresponent error estàndard per la Riquesa i la diversitat de Shannon-Wiener.

S'han estudiat les comunitats de macroinvertebrats a partir de classificar-los segons les seves estratègies alimentàries (FFG's) ja siguin depredadors, brostejadors, filtradors, raspadors o bé, la seva alimentació consisteixi en sediment fi. A la figura 4 es pot observar els valors de biomassa de cadascun dels grups alimentaris que s'han estudiat. Tots els grups d'alimentació són més abundants en el tram intermitent mostrant diferències significatives en biomassa total ($p \leq 0.05$), essent els raspadors i els brostejadors els grups predominants.

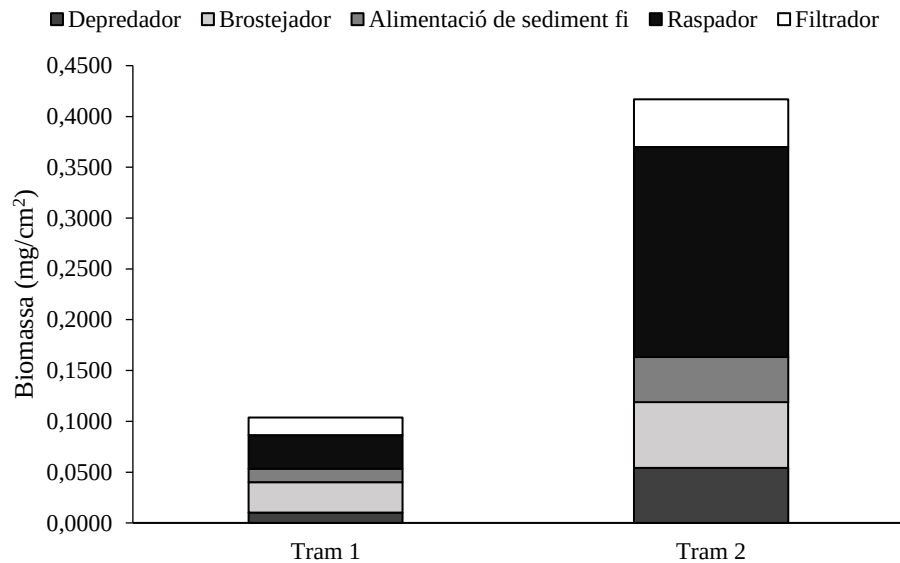


Figura 4. Valors de biomassa total per els diferents grups alimentaris de macroinvertebrats (FFG's) estudiats.

Pel que fa als valors de densitat, a la figura 5 es pot observar que les abundàncies de les famílies d'efemeròpters, tricòpters i plecòpters incrementen en el tram intermitent. Al realitzar els anàlisis estadística corresponents s'han obtingut diferències significatives en les densitats trobades als dos trams ($p \leq 0.05$), essent significativament major la densitat en el tram intermitent que en el tram permanent.

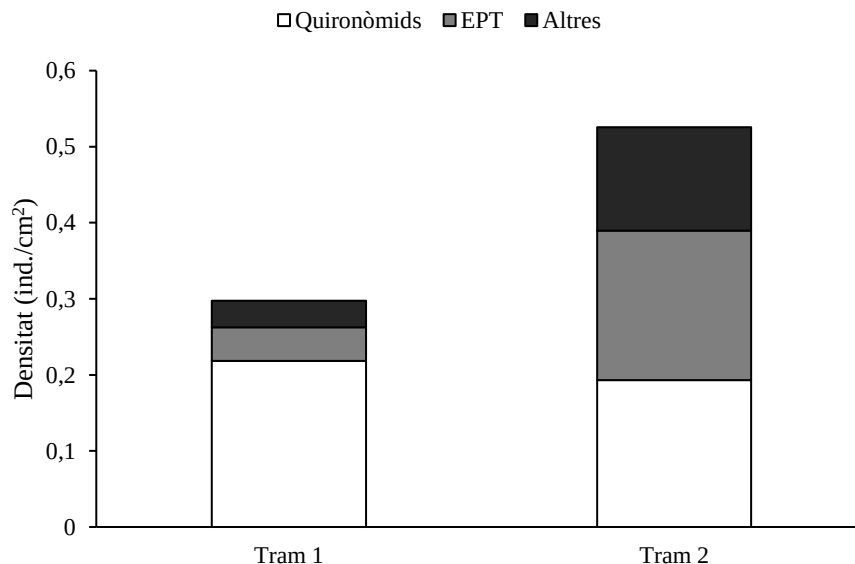


Figura 5. Valors de densitat total per a les categories de quironòmids, ETP (efemeròpters, tricòpters i plecòpters) i altres (grups no inclòs en les categories anteriors).

Dieta de les poblacions de barb de muntanya

S'han realitzat histogrames dels dos trams per tal d'observar si hi ha diferències en quant a l'estructura de talles entre les dues poblacions (Fig. 5). Es va realitzar un test de xi-quadrat per tal d'estudiar si les dues poblacions de barbs de muntanya tenien una distribució de dades iguals. Els resultats obtinguts per l'anàlisi donen valors no significativament diferents ($p > 0.05$), és a dir, les poblacions de barbs dels dos trams tenen una estructura d'edats similar.

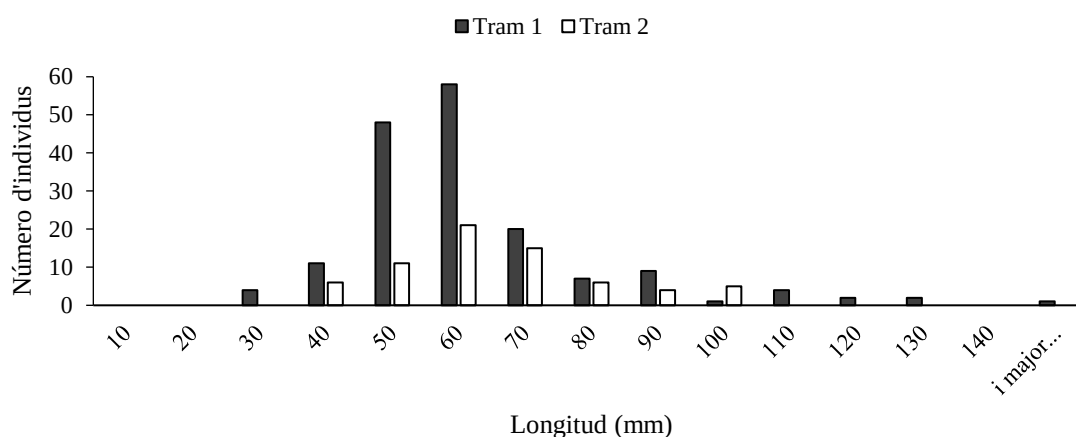


Figura 5. Histograma de talles (mm) dels individus capturats en els dos trams de mostreig.

Pel que fa a la dieta dels barbs de muntanya, s'ha observat que els macroinvertebrats que tenen un major percentatge d'ocurrència i de biomassa són les pupes de dípter en ambdós trams, seguides de les larves de tricòpters, d'efemeròpters i plecòpters (Taula 3). La resta de categories alimentàries —gasteròpodes, coleòpters, insectes nectònics i insectes voladors— hi són presents però amb un percentatge menor.

Taula 3. Composició de la dieta del barb de muntanya en els dos trams de mostreig de la Llèmena. Es mostren els percentatges d'ocurrència (% oc.) i de biomassa (%) de les preses en cadascun dels trams.

Categories alimentàries	Tram 1		Tram 2	
	% biomassa	% oc.	% biomassa	% oc.
Gasteròpodes	0.22	0.03	0.71	0.05
Nimfes d'efem./plec.	2.43	0.68	2.27	0.61
Larves de dípter	88.19	98.63	83.36	98.29
Tricòpters	6.68	0.21	13.233	0.61
Larves de coleòpter	0.45	0.09	0	0
Insectes nectònics	0.5	0.03	0.14	0.17
Insectes voladors	1.51	0.33	0.28	0.28

Les ANCOVA's realitzades amb els índexs estudiats –diversitat de dieta (H'), amplitud de nínxol tròfic (B) i riquesa (S)– no mostren diferències significatives entre els dos trams (Fig. 6).

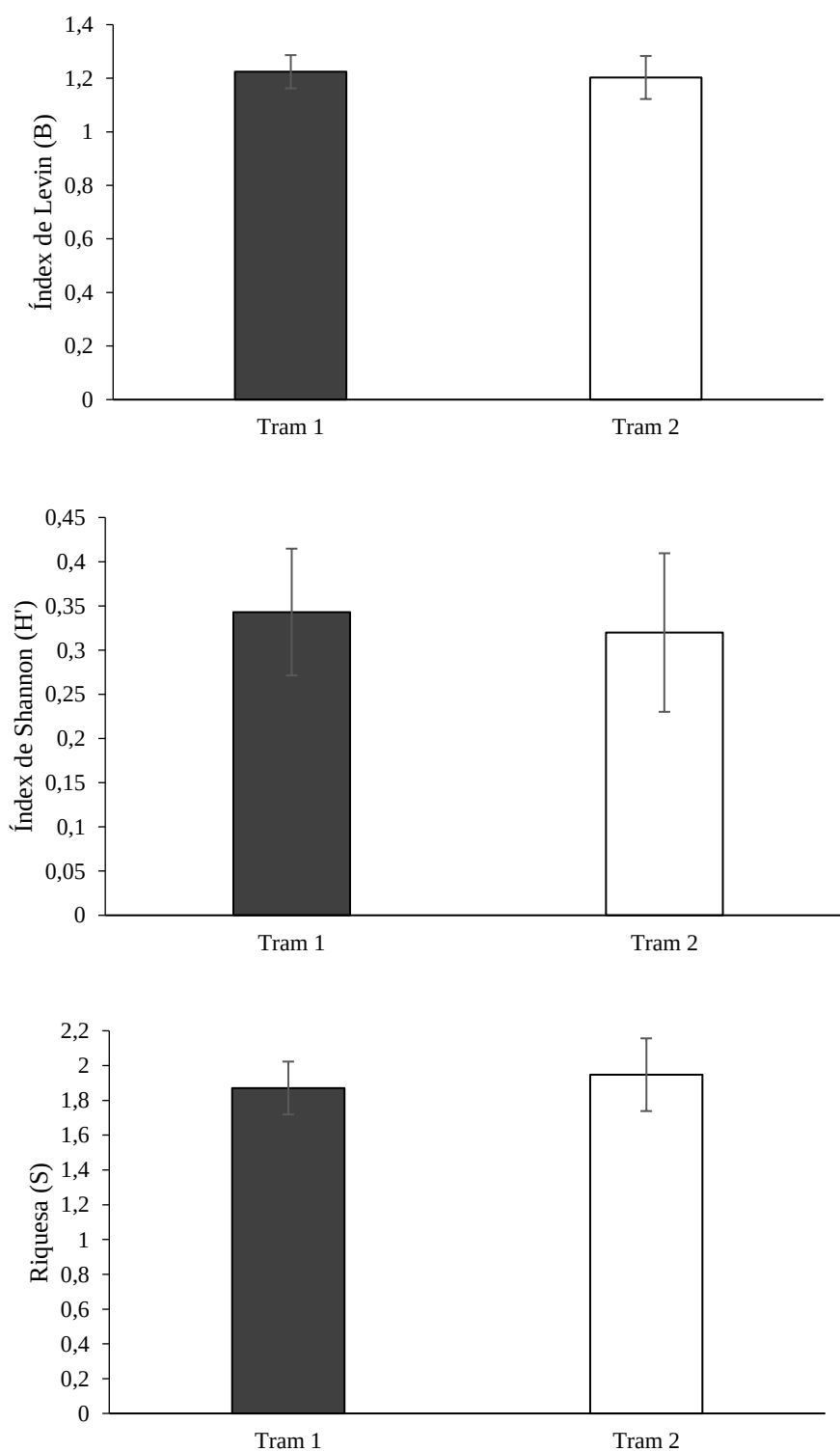


Figura 6. Els valors són mitjanes dels índexs obtinguts en els dos trams de mostreig amb el seu corresponent error estàndard per l'amplitud de nínxol tròfic, calculat com l'índex de Levin (B); la diversitat de dieta, índex calculat a partir de Shannon-Wiener i la riquesa de preses.

L'índex de selecció ($\mathcal{E}$) dóna valors positius per a la categoria alimentària de larves de dípter i valors negatius per la resta de grups (Fig. 7), la qual cosa reflecteix que seleccionen els dípters en la seva dieta independentment del tram. En realitzar l'anàlisi estadístic de l'ANCOVA ha resultat que no hi ha diferències significatives ($p > 0.05$) en els índexs de selecció de cada grup alimentari entre els dos trams estudiats.

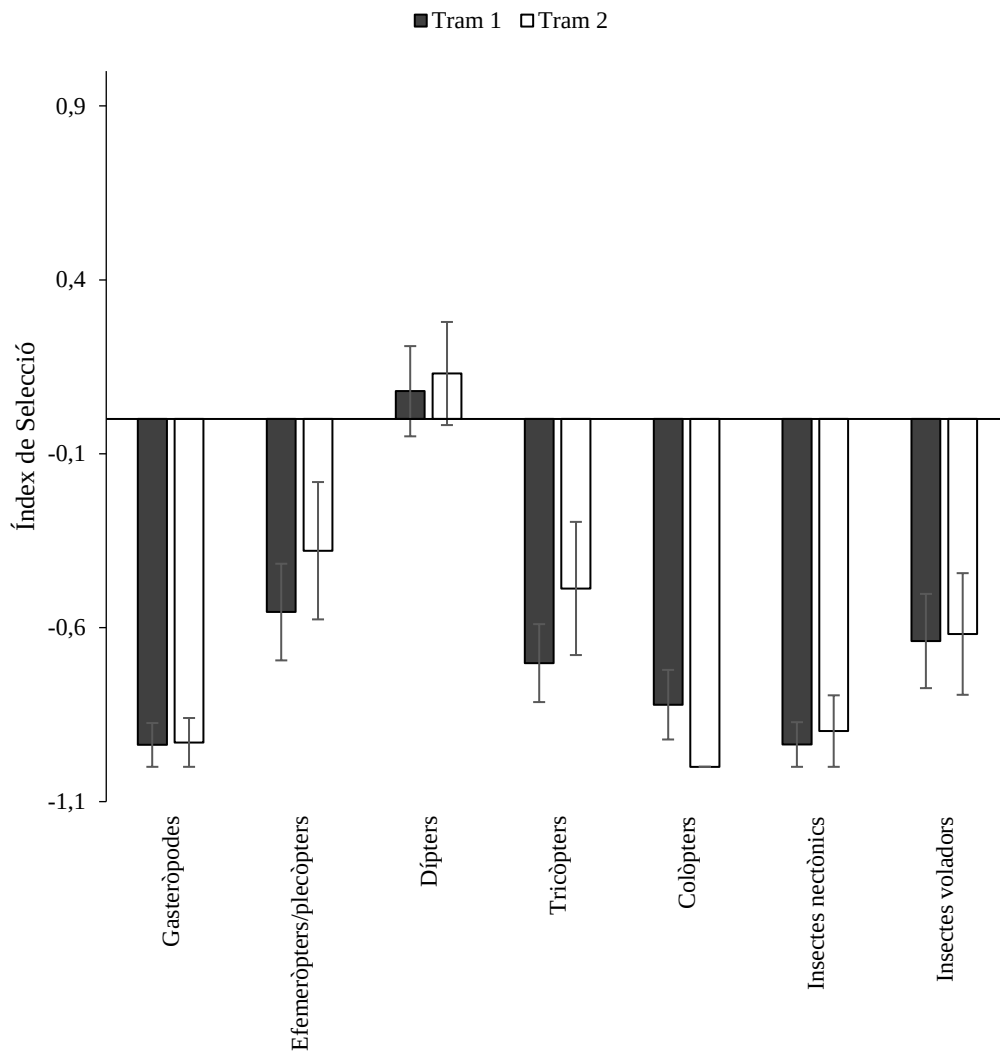


Figura 7: Índexs de selecció per a cada categoria alimentària amb el seu error estàndard. Valors pròxims a 1 són indicatius de que hi ha selecció de la presa i, valors pròxims a -1, són indicatius de que eviten consumir aquest tipus de presa.

Discussió

Diferències en les comunitats de macroinvertebrats

Els efectes que exerceix la presa han estat avaluats a partir de les dades obtingudes en l'anàlisi de la comunitat de macroinvertebrats i l'estudi de la dieta del barb de muntanya en els dos trams de riu –el permanent i l'intermitent–. Factors físics com la fondària, la velocitat i el substrat tenen una gran influència sobre la distribució de les comunitats de macroinvertebrats (Cortes *et al.*, 2002). El nostre estudi es va realitzar quan els dos trams encara presentaven flux d'aigua continuu cosa que va causar que els paràmetres fisicoquímics i hidromorfològics no presentessin diferències significatives entre ells (Taula 1) com per provocar canvis en la comunitat de macroinvertebrats.

Els macroinvertebrats solen presentar elevades abundàncies durant la primavera, coincidint en què és l'època de l'any amb una major abundància biòtica en els rius mediterranis (Gasith & Resh, 1999). Tot i així, les biomasses i les densitats de macroinvertebrats que s'han obtingut presenten uns valors relativament baixos en ambdós trams estudiats degut a que el mostreig va coincidir amb un període de pluges intenses i crescudes del cabal, les quals van ocasionar un efecte rentat. D'acord amb els nostres resultats, Pires *et al.*, (2000) van observar que les comunitats de macroinvertebrats presentaven una elevada recuperació després dels períodes de sequera, tant en termes de diversitat taxonòmica com en el nombre d'individus. La ràpida recuperació va ser atribuïda al fet que, de la mateixa manera que en la Llémena, la comunitat de macroinvertebrats era dominada per larves de dípters, les quals són molt tolerants al canvis ambientals, poden recolonitzar ràpidament després d'una pertorbació i són afavorides després dels períodes de sequera.

D'altra banda, s'han observat diferències significatives en quant a l'estructura de la comunitat de macroinvertebrats –biomassa de grups funcionals (FFG's) i densitat de macroinvertebrats (EPT)– presentant una major valor en el tram intermitent, fent evident l'efecte de la presa. Aquestes diferències poden ser atribuïdes a la densitat de peixos que hi habiten ja que exerceixen pressió de depredació sobre la comunitats de macroinvertebrats. En el tram permanent, la densitat i la biomassa són menors coincidint amb una densitat de barbs de muntanya 3 vegades superior al tram intermitent. Tot i així, la presa no té efectes sobre la riquesa, ni la diversitat de macroinvertebrats. Aquests resultats poden ser contradictoris amb estudis anteriors els quals trobaven una major abundància en els tram permanents que en els intermitents. (Feminella, 1996; Smith *et al.*, 2003; Arscott *et al.*, 2010; Mas-Martí *et al.*, 2010).

Diferències en la dieta del barb de muntanya en els dos trams

Les densitats estimades de les poblacions del barb de muntanya varien en l'ordre de 3 magnituds entre el tram permanent i el tram intermitent, fet que demostra que l'alteració hidrològica condiciona les poblacions d'aquesta espècie. La variació de les densitats és atribuïda a la intermitència del cabal, de la mateixa manera que s'ha observat en altres estudis previs (Matthews, 1998; Magoulick & Kobza, 2003; Matthews & Marsh-Matthews, 2003). En l'estudi de Wang *et al.*, (2011) on es determina l'efecte de les preses sobre les comunitats íctiques, es conclou que no són les preses en sí les que provoquen pertorbacions als peixos sinó que són els efectes colaterals derivats de la construcció de les preses –els canvis en el cabal, en la sedimentació, en la concentració d'oxigen, entre d'altres–. Tot i que s'observa que les abundàncies de barbs difereixen en els dos trams, l'estructura de talles no presenta diferències significatives entre els ells.

Pel que fa a l'alimentació del barb de muntanya, els índex de dieta estudiats –amplitud de nínxol tròfic (B), diversitat de dieta (H') i riquesa (S)– no difereixen entre ambdós trams, la qual cosa indica que, tot i que les comunitats de macroinvertebrats varien entre elles quant a la seva estructura (biomassa i densitat), els barbs no varien la seva alimentació. En l'estudi de Mas-Martí *et al.* (2010) realitzat a la Tordera en dos trams amb diferent hidrologia es va observar que tot i que els macroinvertebrats presentaven una màxima diversitat en el tram intermitent, les dietes dels peixos eren menys diverses que les del tram permanent, el qual presentava una menor diversitat en les comunitats de macroinvertebrats. Aquests resultats suggereixen que, tot i haver-hi una elevada disponibilitat de recursos en l'ecosistema, els barbs prefereixen alimentar-se de larves de quironòmids. Aquest fet es veu corroborat pels valors de l'índex de selecció de preses, on es pot veure que els barbs seleccionen positivament les larves de dípter, mentre que rebutgen la captura dels altres tipus de preses presents en els trams. Aquests resultats són similars a altres estudis anteriors (García-Berthou, 1994; Mas-Martí *et al.*, 2010; Rodríguez-Lozano *et al.*, 2015) els quals coincideixen en què la dieta del barb es basa principalment en els quironòmids, macroinvertebrats litorals i, en alguns casos, plantes i detritus.

Conclusions

- The dam of the Llémena stream has a clear effect on the structure of macroinvertebrates community, resulting in a significative increase of the biomass and of the abundance in the intermittent section (downstream the dam).
- The abundances of macroinvertebrates in both of the sections decreased due to the sampling, which was made during a swelling (after a rainy period).
- The diptera larvae were the predominant family of macroinvertebrates in both of the sections due to the greater resistance and post-perturbation recolonization capacity they have.
- The fish populations also were affected by the presence of the dam. The abundance of the mountain barb was reduced in 3 orders of magnitude in the intermittent section. Therefore, the differences of biomass in the different alimentation groups can be attributed to a less predation and control pressure of the fishes. However, the predation pressure of the fishes didn't affect the composition of the macroinvertebrates community richness and diversity.
- The mountain barbel diet is basically based by diptera larvae (chironomidae) although they also consume other benthic macroinvertebrates such as ephemeroptera larvae, tricoptera and plecoptera. Significant differences haven't been found in the barbel's diet on both sections of the studied river, which indicates that they probably select the prey in which they feed on.
- Even though this study concludes that the effect of the dam can alter the abundance of the mountain barbels populations, its diet isn't modified. However, this experiment should be repeated in a seasonal level –in a time scale– in order to deeply determine the effects of the hydrological alteration of the structure and composition of the macroinvertebrates community and of the fishes in the Llémena stream.

Bibliografia:

Ahlbeck, I., Hansson, S., & Hjerne, O. (2012). Evaluating fish diet analysis methods by individual-based modelling. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(7), 1184-1201.

Allan, J. D., & Flecker, A. S. (1993) Biodiversity conservation in running waters. *Bioscience* 43 (1): 32–43.

Almeida, D., Merino-Aguirre, R., & Angeler, D. G. (2013). Benthic invertebrate communities in regulated Mediterranean streams and least-impacted tributaries. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 43(1), 34-42.

Arscott, D. B., Larned, S., Scarsbrook, M. R., & Lambert, P. (2010). Aquatic invertebrate community structure along an intermittence gradient: Selwyn River, New Zealand. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 530–545.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers. *USEPA, Washington*.

Bogan, M. T., Boersma, K. S., & Lytle, D. A. (2013). Flow intermittency alters longitudinal patterns of invertebrate diversity and assemblage composition in an arid-land stream network. *Freshwater Biology*, 58(5), 1016-1028.

Bonada, N., Doledec, S., & Statzner, B. (2007). Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology*, 13(8), 1658-1671.

Boulton, A. J., & Lake, P. S. (1992). The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. *Freshwater Biology*, 27(1), 99-121.

Chesson, J. (1978). Measuring preference in selective predation. *Ecology*, 59(2), 211-215.

Closs, G. P., & Lake, P. S. (1994). Spatial and temporal variation in the structure of an intermittent-stream food web. *Ecological Monographs*, 64(1), 1-21.

Cortés, E. (1997). A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(3), 726-738.

Cortes, R. M. V., Ferreira, M. T., Oliveira, S. V., & Godinho, F. (1998). Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two Iberian mountain rivers. *Hydrobiologia*, 389(1-3), 51-61.

Cortes, R. M. V., Ferreira, M. T., Oliveira, S. V., & Oliveira, D. (2002). Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Research and Applications*, 18(4), 367-382.

Cowx, I. G., Young, W. O., & Hellawell, J. M. (1984). The influence of drought on the fish and invertebrate populations of an upland stream in Wales. *Freshwater biology*, 14(2), 165-177.

Crivelli, A. J. (2006). *The role of protected areas in freshwater fish conservation*. In: Collares-Pereira, M.J., Cowx, I.G., Cohelo, M.M. (Eds.) , Conservation of freshwater Fishes. Options for the future, Fishing News Books, Oxford, pp. 373-388.

Crivelli, A. J. (2006). *Barbus meridionalis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2006: e.T2567A9455918. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2006.RLTS.T2567A9455918.en>. Downloaded on 01 July 2016.

Dewson, Z. S., James, A. B., & Death, R. G. (2007). A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(3), 401-415.

Doadrio, I. (2001). *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España* (2na ed., pp 159-160). Madrid: Instituto Nacional de Conservación de la Naturaleza.

Encina, L., & Granado-Lorencio, C. (1990). Morfoecología trófica en el género *Barbus* (Pisces, Cyprinidae). *Limnetica*, 6, 35-46.

Feminella, J. W. (1996). Comparison of benthic macroinvertebrate assemblages in small streams along a gradient of flow permanence. *Journal of the North American Benthological Society*, 651-669.

Froese, R., & Pauly D. (2016). *Barbus meridionalis*. FishBase. World Wide 2016: <http://www.fishbase.org>. Downloaded on 01 July 2016.

García-Berthou, E. (1994). Ecologia alimentària de la comunitat de peixos de l'Estany de Banyoles.

Gasith, A., & Resh, V. H. (1999). Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual review of ecology and systematics*, 51-81.

Golladay, S. W., Gagnon, P., Kearns, M., Battle, J. M., & Hicks, D. W. (2004). Response of freshwater mussel assemblages (Bivalvia: Unionidae) to a record drought in the Gulf Coastal Plain of southwestern Georgia. *Journal of the North American Benthological Society*, 23(3), 494-506.

Hyslop, E. J. (1980). Stomach contents analysis—a review of methods and their application. *Journal of fish biology*, 17(4), 411-429.

Hurlbert, S. H. (1978). The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology*, 59(1), 67-77.

Kitchin, P. L. (2005). Measuring the amount of statistical information in the EPT index. *Environmetrics*, 16(1), 51-59.

Lake, P. S. (2003). Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater biology*, 48(7), 1161-1172.

Lelek, A. (1980). *Threatened Freshwater Fishes of Europe*. Strasbourg: Council of Europe.

Love, J. W., Taylor, C. M., & Warren Jr, M. L. (2005). Predator density and dissolved oxygen affect body condition of *Stenonema tripunctatum* (Ephemeroptera, Heptageniidae) from intermittent streams. *Hydrobiologia*, 543(1), 113-118.

- Ludlam, J. P., & Magoulick, D. D. (2010). Environmental conditions and biotic interactions influence ecosystem structure and function in a drying stream. *Hydrobiologia*, 644(1), 127-137.
- Magoulick, D. D., & Kobza, R. M. (2003). The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater biology*, 48(7), 1186-1198.
- Mas-Martí, E., García-Berthou, E., Sabater, S., Tomanova, S., & Munoz, I. (2010). Comparing fish assemblages and trophic ecology of permanent and intermittent reaches in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia*, 657(1), 167-180.
- Matthews, W. J. (1998). Patterns in freshwater ecology. *Patterns in freshwater ecology*.
- Matthews, W. J., & Marsh-Matthews, E. (2003). Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. *Freshwater Biology*, 48(7), 1232-1253.
- Meyer, J. L., Strayer, D. L., Wallace, J. B., Eggert, S. L., Helfman, G. S., & Leonard, N. E. (2007). The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. *Journal of the American Water Resources Association*, 43(1), 86-103.
- Mueller, M., Pander, J., & Geist, J. (2011). The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *Journal of Applied Ecology*, 48(6), 1450-1461.
- Neophitou, C. (1987). A study of some autecological parameters of southern barbel (*Barbus meridionalis*) in the Rentina stream, Greece. *J. Appl. Ichthyol.* 3(1):24-29.
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M., & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308(5720), 405-408.
- Pires A. M., Cowx I. G., & Coelho M. M. (2000) Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). *Hydrobiologia*, 435, 167–175.
- Riehl, R., & Baensch, H. (1985). *Aquarien Atlas*. Melle, W. Germany: Mergus Verlag für Natur- und Heimtierkunde Hans A. Baensch.
- Rieradevall, M., Bonada, N., & Prat, N. (1999). Community structure and water quality in the Mediterranean streams of a natural park (St. Llorenç del Munt, NE Spain). *Limnetica*, 17(4).
- Rodríguez-Lozano, P., Verkaik, I., Rieradevall, M., & Prat, N. (2015). Small but powerful: top predator local extinction affects ecosystem structure and function in an intermittent stream. *PloS one*, 10(2), e0117630.
- Smith, D. R., Villella, R. F., & Lemarié, D. P. (2003). Application of adaptive cluster sampling to low-density populations of freshwater mussels. *Environmental and Ecological Statistics*, 10(1), 7-15.
- Sostoa, A. D., Casals, F., Fernandez, J. V., Lobon-Cervia, J., Sostoa, F. J., & Vinyoles, D. (1990). *Les comunitats de peixos continentals. Història Natural dels Països Catalans* (Folch, R., ed.). Barcelona: Enciclopèdia Catalana.
- Spranza J. J., & Stanley E. H. (2000) Condition, growth, and reproductive styles of fishes exposed to different environmental regimes in a prairie drainage. *Environmental Biology of Fishes* 59: 99–109.

- Stanley, E. H., & Doyle, M. W. (2002) A geomorphic perspective on nutrient retention following am removal. *BioScience* 52: 693–701
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M., & Usseglio-Polatera P. (2000) *Invertébrés d'eau douce: Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris.
- Telleria, J. L. (1986). *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Madrid: Raíces.
- Vanderploeg, H. A., & Scavia, D. (1979). Calculation and use of selectivity coefficients of feeding: zooplankton grazing. *Ecological modelling*, 7(2), 135-149.
- Vila-Gispert, A., Zamora, L., & Moreno-Amich, R. (2000). Use of the condition of Mediterranean barbel (*Barbus meridionalis*) to assess habitat quality in stream ecosystems. *Archiv für Hydrobiologie*, 148(1), 135-145.
- Vila-Gispert, A., & Moreno-Amich, R. (2001). Mass-length relationship of Mediterranean barbel as an indicator of environmental status in South-west European stream ecosystems. *Journal of Fish Biology*, 59(4), 824-832.
- Wang, L., Infante, D., Lyons, J., Stewart, J., & Cooper, A. (2011). Effects of dams in river networks on fish assemblages in non-impoundment sections of rivers in Michigan and Wisconsin, USA. *River Research and Applications*, 27(4), 473-487.
- Warton, D. I., & Hui, F. K. (2011). The arcsine is asinine: the analysis of proportions in ecology. *Ecology*, 92(1), 3-10.
- Wesner, J. S. (2013). Fish predation alters benthic, but not emerging, insects across whole pools of an intermittent stream. *Freshwater Science*, 32 (2), 438-449
- Williams, D. D. (1996). Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *Journal of the North American Benthological Society*, 634-650.
- Williams, L. R., Taylor, C. M., & Warren Jr, M. L. (2003). Influence of fish predation on assemblage structure of macroinvertebrates in an intermittent stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132(1), 120-130.
- Zamora, L. (2011). Barbo de montaña – *Barbus meridionalis*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Elvira, B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/> Downloaded on 01 July 2016.