



**Els peixos  
de les conques  
internes del nord-est  
de Catalunya**

QuAd  
eRns...



QUADERNS



# **Els peixos de les conques internes del nord-est de Catalunya**

**QUADERNS**

**Número 32**

***Els peixos de les conques internes del nord-est de Catalunya***

Banyoles, 2013

EDITORS: Ramon MORENO, Miquel CAMPOS, Carles FEO

AUTORS: Rosa M. ARAGUAS, Miquel CAMPOS, Joaquim CAROL, Carles FEO, Marc ORDEIX, Quim POU, Núria SANZ, Lluís ZAMORA

CORRECCIÓ LINGÜÍSTICA: Laura SALOMÓ

EDITA: Centre d'Estudis Comarcals de Banyoles

Plaça de la Font, 11 - 17820 Banyoles - Tel. 972 57 23 61

[www.cecbanyoles.cat](http://www.cecbanyoles.cat)

[cecbanyoles@cecbanyoles.cat](mailto:cecbanyoles@cecbanyoles.cat)

SUPPORT: Patronat Francesc Eiximenis de la Diputació de Girona

COL-LABORA: Ajuntament de Banyoles

DIRECCIÓ DELS QUADERNS: Julià MAROTO (CECB)

COMITÈ EDITORIAL: Joan Anton ABELLAN (president del CECB), Miquel CUENCA, Jordi GALOFRÉ, M. Àngels JUANMIQUEL, Mariona JUNCA, David MASGRAU, Jeroni MONER, Pere NOGUER, Carles PUNCERNAU (vocals del CECB)

MAQUETACIÓ I DISSENY DE LA COBERTA: Estudi Oliver Gràfic - 972 58 11 03

IMPRESSIÓ DIGITAL: Impremta Can Mateu

C. Santa Maria, 22 -17820 Banyoles - Tel. 972 57 01 06

[impremta@canmateu.cat](mailto:impremta@canmateu.cat)

IMPRESSIÓ: Graficolor Banyoles

Ctra. Vilavenut, 212 - Nau 4 -17820 Banyoles - Tel. i Fax 972 57 27 53

[graficolorbany@telefonica.net](mailto:graficolorbany@telefonica.net)

ISBN: 978-84-616-7859-4

Dipòsit legal: GI.157-2014

# Índex

PRESENTACIÓ .....	7
INTRODUCCIÓ .....	9
La connectivitat per als peixos als rius de Catalunya .....	15
Marc ORDEIX I RIGO	
El silur als embassaments del Ter .....	31
Joaquim CAROL BRUGUERA	
La genètica de la conservació dels peixos dels rius gironins: el cas de la truita i l'espínós .....	45
Núria SANZ BALL-LLOSERÀ, Rosa M. ARAGUAS SOLÀ	
La gestió de l'anguila a Catalunya: Seguiment de les repoblacions al riu Llémena i riera de Bianya .....	61
Lluís ZAMORA	
“Projecte Estany”. Una oportunitat per a la recuperació dels peixos autòctons a l'estany de Banyoles. ....	83
Quim POU, Miquel CAMPOS, Carles FEO	



# Presentació

Amb la publicació que teniu a les mans, ja són trenta-dos els *Quaderns* que el Centre d'Estudis Comarcals de Banyoles ha editat.

En aquesta ocasió, porta el títol *Els peixos de les conques internes del nord-est de Catalunya*, i pretén ser un resum del que va ser el XVIII Col·loqui de Tardor que, sota aquest mateix nom, es va dur a terme a Banyoles a començaments del mes de desembre de l'any 2011. Volem que aquest *Quadern*, a més de ser un reflex del Col·loqui, ajudi a contribuir, en la mesura que sigui possible, a la conservació de les espècies de peixos autòctons i dels seus ecosistemes aquàtics.

Us preguntareu: com? Doncs senzillament, donant a conèixer l'estat en què actualment es troben els peixos continentals de les nostres comarques; un món molt desconegut fins fa poc, però que ha estat objecte d'un estudi intensiu en els darrers quinze anys, de tal manera que, a hores d'ara, hi ha diferents projectes dedicats a preservar-lo.

Però el que hem de tenir present és que, a més de problemes tan coneguts per nosaltres com la contaminació dels rius, les barreres físiques que suposen les infraestructures hidràuliques i la manca d'aigua, cal afegir-hi avui dia una amenaça molt important: la presència d'espècies exòtiques invasores. Unes espècies que la majoria de les vegades, per no dir totes, causen un greu desequilibri en els nostres ecosistemes, cosa que els pot portar a la seva desaparició.

A Banyoles, la introducció d'espècies foranes és un fet documentat des de fa més d'un segle; gràcies a aquest coneixement, avui dia s'han endegat projectes que intenten pal·liar aquestes, podríem dir, destrosses.

Per això, a més de llegir aquesta publicació, on trobareu capítols que parlen dels rius gironins en general i d'altres que ho fan d'espais més concrets, us encoratjo perquè entre tots vetllem pels nostres rius –i en el nostre cas, pel nostre estany–, els nostres peixos i el nostre entorn.

Joan Anton ABELLAN i MANONELLAS

President del Centre d'Estudis Comarcals de Banyoles





# Introducció

El nostre interès pels peixos normalment no va més enllà de preguntar si són bons per menjar, si tenen molta espina o com els podem cuinar. Fa una mica més de cent anys que els rius de les comarques gironines gaudien de poblacions saludables de barbs, bagres, anguilles, truites, espinosos i altres espècies que actualment estan en situació crítica. Durant dècades les poblacions de peixos autòctons han patit una davallada silenciosa i invisible sota les aigües dels nostres rius i estanys.

L'estat de les poblacions de peixos continentals de les comarques gironines, molt desconegut fins fa pocs dies, ha estat motiu d'estudi intensiu en els darrers 15 anys i particularment ara hi ha diversos projectes engegats al respecte. A les problemàtiques ja existents de la contaminació dels rius, la barrera física que suposen les infraestructures hidràuliques per a algunes espècies i la manca d'aigua, cal afegir-hi avui dia una amenaça molt important: la presència d'espècies exòtiques invasores. Aquestes suposen un perill per a les espècies i els ecosistemes locals, que ja es trobaven abans en una situació delicada. La presència conscient i documentada de peixos al·lòctons, sovint introduïts pels humans amb finalitats piscícoles, és un fet ja centenari a les nostres aigües continentals, com ho prova el mateix estany de Banyoles. Un altre exemple d'introducció, en aquest cas recent, de conseqüències imprevisibles és la del silur a la conca de l'Ebre.

El Centre d'Estudis Comarcals de Banyoles (CECB), la Universitat de Girona (UdG) i el Consorci de l'Estany de Banyoles (CE) van destinar la divuitena edició dels Col·loquis de Tardor als Peixos de les conques internes del nord-est de Catalunya, amb la intenció de debatre especialment aspectes relacionats amb la gestió i la conservació d'aquest grup d'animals. Els organitzadors van voler així fer-se ressò dels nombrosos projectes i plans dedicats en l'actualitat a la conservació de les espècies de peixos autòctons i a la gestió dels ecosistemes aquàtics de les comarques gironines. El Col·loqui, coordinat per Ramon Moreno Amich (UdG), Miquel Campos (Consorci de l'Estany) i Carles Feo (CECB) va tenir lloc el dia 2 de desembre de 2011 a la sala de conferències del Club Natació Banyoles.

El Col·loqui es va realitzar el dia 2 amb la inauguració a la mateixa sala del Club Natació Banyoles, amb l'assistència de l'alcalde de Banyoles, Miquel Noguera; el president del Centre d'Estudis Comarcals de Banyoles, Jeroni Moner; el representant de la Universitat de Girona, i el president del Consorci de l'Estany, Salvador Ros. Es va aprofitar la celebració del Col·loqui per convidar els assistents a l'exposició «Aliens! La invasió de les espècies exòtiques» que es va poder veure al Museu Darder – Espai d'Interpretació de l'Estany del 25 de novembre de 2011 a l'11 de març de 2012. En aquesta exposició hi havia una part on

se citaven diversos casos de peixos exòtics invasors introduïts a la natura i els efectes nocius que aquests causen a l'entorn, així com un apartat específic per al «Projecte Estany» portat a terme pel Consorci de l'Estany, en el qual els peixos hi tenen un pes important, i que va ser motiu d'una de les ponències de la jornada.

La programació prevista va incloure 8 ponències organitzades en dos blocs, un centrat més en la gestió i descripció de l'estat de les poblacions de peixos a casa nostra, i una altre més dedicat a casos o aspectes relacionats amb la conservació. De les 8 ponències, 5 es van realitzar al matí començant per Ramon Moreno Amich i continuant amb Marc Ordeix, Anna Vila Gispert, Quim Carol i Núria Sanz. Després de dinar va participar-hi Emili García Berthou, Lluís Zamora i Miquel Campos i Quim Pou, i es va clausurar l'acte amb un debat sobre la temàtica amb la participació de tots els ponents i els assistents.

En la seva ponència «Invasions biològiques i introduccions d'espècies exòtiques», Ramon Moreno Amich (Universitat de Girona) ens va endinsar en el coneixement dels rius que formen les conques internes de Catalunya –estem parlant de la Muga, el Ter, el Daró i el Fluvià–, i en el significat del lèxic científic utilitzat, definint paraules com espècie autòctona, naturalitzada, introduïda o invasora. Ens va aclarir que parlem d'invasions biològiques quan espècies d'origen remot arriben a un nou territori i es propaguen per ell a gran velocitat, alteren l'estructura i funcionament de l'ecosistema receptor i sovint causen danys ecològics i socioeconòmics. El ponent va destacar la important presència d'espècies de peixos exòtics invasors a la península Ibèrica, i és que el 37 % de les espècies de peixos d'aigua dolça són espècies exòtiques naturalitzades. A Catalunya, la proporció augmenta fins al 50 % (d'un total de 46 espècies), sent també molt elevada en alguns trams dels rius gironins, com les parts baixes del Ter i del Fluvià, on els peixos exòtics invasors causen importants efectes negatius sobre les espècies autòctones a través de quatre mecanismes: l'alteració del sistema d'interaccions tròfiques entre les espècies de la comunitat envaïda, la hibridació amb espècies taxonòmicament properes, la introducció de paràsits i malalties i els canvis globals provocats en el funcionament de l'ecosistema que, a més d'una pèrdua de biodiversitat, es tradueixen en pèrdua del valor econòmic i de serveis dels ecosistemes. Fins a 14 espècies exòtiques presents en aquests rius van ser citades: peix sol, perca americana o black bass, carpa, carpí, carpí vermell, alburn, pseudorasbora, gardí, madrilleta vera, lluci, perca, sandra, gambúsia, truita arc-iris i silur.

El ponent va insistir en la importància de la globalització de les activitats humanes per entendre la proliferació i ampliació d'aquesta problemàtica a nivell global, fins al punt que l'impacte de les espècies invasores ha estat considerat la segona causa de pèrdua de biodiversitat mundial. Es va dedicar una especial atenció a explicar amb detall el procés d'invasió pel qual una espècie introduïda en un punt fora de la seva àrea de distribució natural pot acabar esdevenint finalment una espècie exòtica invasora. Hi ha espècies introduïdes que simplement sobreviuen en el nou lloc on han estat plantades o alliberades, n'hi ha que s'hi adapten millor i a més a més, es poden reproduir amb certa naturalitat i

esdevenen espècies naturalitzades, i és només quan una d'aquestes espècies prolifera en excés i afecta negativament els ecosistemes que es pot parlar d'espècie pròpiament invasora o de plaga quan afecta les activitats econòmiques. Finalment, es va exposar la diferència entre tractar una espècie invasora en la seva fase inicial d'aclimatació o quan aquesta ja està instal·lada. En aquest punt de la ponència es va dedicar certa estona a insistir en la importància de les actuacions de prevenció de l'entrada i establiment d'espècies invasores, pel seu menor cost i major eficiència, en front al que serien les actuacions de control o d'eliminació quan aquesta espècie invasora ja està instal·lada i que suposen fortes càrregues de costos econòmics i dificultats tècniques de gestió.

Marc Ordeix (Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis) va realitzar la segona ponència dedicada a parlar de «Els peixos i la connectivitat dels rius gironins». Es va tractar dels patrons de migració dels peixos en els rius i del concepte de connectivitat fluvial, és a dir, la possibilitat que ofereixen aquests rius per al transport i moviment lliure de les diferents espècies al llarg del seu recorregut. L'existència d'una mala connectivitat en els rius es considera una de les principals causes de la regressió de moltes espècies de peixos. El més rellevant va ser que en la xerrada es van exposar alternatives i solucions als obstacles i barreres que dificulten la connectivitat fluvial, i es va parlar de dispositius per al pas de peixos. La segona part de la ponència es va centrar a parlar de l'índex de connectivitat fluvial (ICF), de la metodologia per calcular-lo, de l'anàlisi que s'ha fet del funcionament dels dispositius de pas per a peixos construïts a Catalunya i a explicar alguns casos concrets. Fins al moment actual, han estat identificats un total de 886 obstacles al conjunt dels rius de Catalunya. També s'hi han localitzat i avaluat 94 dispositius de pas per a peixos a diverses preses, rescloses i estacions d'aforament, o sigui, en un 10,6 % dels obstacles principals. De totes maneres, els dispositius de pas per a peixos veritablement útils, classificats amb una connectivitat bona o molt bona, no arriben a la meitat (el 38,3 % del total; Ordeix *et alii*, 2010). A les comarques gironines hi ha un total de 23 dispositius de pas per a peixos; la meitat (10) corresponen al Ripollès. Les conclusions es van centrar a destacar que actualment les solucions per millorar la migració dels peixos als rius catalans són insuficients i que les taxes de pas en els dispositius de pas per a peixos són massa baixes i, per tant, poc eficients.

Anna Vila Gispert (Universitat de Girona), amb la ponència sobre «La plasticitat adaptativa dels peixos introduïts: cas comparat del peix sol a l'estany de Banyoles i a l'embassament de Susqueda», ens va parlar de la variabilitat morfològica en el peix sol (*Lepomis gibbosus*) introduït en llacs i embassaments catalans; i ens va argumentar sobre si les adaptacions eren al tipus d'hàbitat i/o a la dieta. En el seu estudi es va estudiar la morfologia de cinc poblacions de peix sol corresponents a 5 ecosistemes diferents per intentar explicar les seves variacions en hidromorfometria. Es defineixen dos tipus de variants: una adaptada a hàbitats més litorals i una altra de més bentònica, i també es veuen diferències en la posició i forma de les aletes i el cos segons les necessitats de natació, així com en l'alimentació. Les poblacions de peix sol que s'alimenten de zooplàncton presenten poca separació entre les branquiespines, i les poblacions en què els mol·luscs formen part de la seva dieta presenten

els ossos faringis més llargs i amples. L'anàlisi discriminant separa de forma significativa les poblacions basant-se en la morfologia externa i interna; el primer eix diferencia poblacions segons la geografia i no segons les característiques ambientals. El segon eix, en canvi, separa les poblacions que s'alimenten majoritàriament de zooplàncton de les que s'alimenten d'invertebrats bentívors. Així, una població que habita en un embassament sense zona litoral presenta una morfologia més similar a la variant limnètica de les poblacions natives de referència. Aquests resultats suggereixen que el peix sol és capaç d'adaptar-se, morfològicament, al tipus d'hàbitats i preses presents als ecosistemes catalans d'aigua dolça, i això explica en part l'èxit d'aquesta espècie en els llocs on ha estat introduïda.

Es va continuar amb l'exposició d'un cas concret: «El silur als embassaments del Ter», ponència realitzada per Joaquim Carol Bruguera. L'autor ens va explicar les característiques biològiques del silur als diferents embassaments catalans, va continuar amb la història de la introducció d'aquesta espècie a casa nostra i els interessos als quals respon i, finalment, ens va detallar la situació actual de l'espècie als rius gironins. El ponent va concloure que l'arribada del silur i de moltes altres espècies de peixos exòtics en altres conques o masses d'aigua, com podria ser l'estany de Banyoles, s'hauria d'evitar aplicant totes les mesures divulgatives, preventives, de control i també legislatives que calguin.

L'última ponència del matí va ser a càrrec de Núria Sanz (Universitat de Girona) sobre «La genètica de la conservació dels peixos dels rius gironins: el cas de la truita i l'espínós». Els estudis teòrics i experimentals han donat clares evidències que indiquen que els canvis genètics que es produeixen en les poblacions estan íntimament relacionats amb la seva història i el seu destí, i és per això que els gestors dels recursos naturals són cada vegada més conscients de la importància dels estudis genètics en la gestió de poblacions i espècies. La ponent presentà el debat sobre la necessitat dels estudis genètics en la gestió de les espècies en perill, i exposà els casos de la truita comuna (*Salmo trutta*), que habita a les parts altes dels rius, i l'espínós (*Gasterosteus aculeatus*), que trobem distribuït en la part mitjana-baixa d'alguns cursos fluvials. Els estudis genètics realitzats pel Laboratori d'Ictiologia Genètica amb aquestes espècies posen en evidència com una mala gestió basada en repoblacions, en el cas de la truita, i l'alteració de l'hàbitat, en el cas de l'espínós, deixen una empremta important en la diversitat i l'estructura genètica de les poblacions. Això pot comprometre la conservació futura d'aquestes espècies.

La primera ponència de la tarda la va realitzar Emili García Berthou (Universitat de Girona) sobre «La conservació dels peixos continentals gironins: alteració hidrològica i espècies invasores». Aquesta ponència va donar una visió global sobre l'estat de conservació dels peixos continentals gironins i va introduir la problemàtica de les invasores. El ponent va començar plantejant que el 37 % de les espècies de peixos estan amenaçades mundialment, fet que justifica la importància dels peixos en la valoració de l'estat dels ecosistemes. A la conca mediterrània, més del 50 % de les espècies són en perill, i a la península Ibèrica hi ha nombrosos endemismes. S'insisteix en la importància dels peixos en la conservació dels

rius, sobretot perquè són visibles per la gent dins l'ecosistema i perquè tenen cicles de vida llargs que reflecteixen els canvis en els ecosistemes a llarg termini. Les principals causes de disminució de les poblacions de peixos són la contaminació, l'extracció d'aigua, la sequera, les espècies exòtiques, les preses i embassaments i la pesca. El segon punt a destacar de la xerrada va ser l'alteració hidrològica, que explica gran part de l'alteració dels ecosistemes fluvials i per tant, de les comunitats de peixos.

El mateix ponent va centrar la tercera part de la xerrada en la importància de les espècies exòtiques. Es considera que el cost de la lluita contra els efectes del musclo zebra en l'economia mundial és del 5 %; a Estats Units es destinen milions de dòlars per controlar aquest bivalve invasor. També s'han realitzat despeses milionàries per combatre el jacint d'aigua i altres espècies invasores. Es va presentar un article científic que demostra que el 54 % de les extincions d'animals inclouen les espècies invasores com a una de les causes, i que són l'única causa d'un 20 % de les extincions. En el cas dels peixos, cal dir que les invasores són causa en un 48 % de les extincions. Es va debatre un llistat amb les 22 espècies de peixos naturalitzats a Espanya, i es van detallar casos com el de l'impacte de la gambúsia sobre el fartet en hàbitats litorals. L'autor va exposar que s'està perdent la lluita contra les invasions amb l'entrada d'espècies com el lluci, el black bass, la sandra o el silur. La part final de la xerrada es va centrar en la interacció de l'alteració hidrològica i les espècies invasores, i és que la majoria d'aquestes espècies prefereixen els ambients limnètics, d'aigües lentes, per la qual cosa uns rius controlats i amb poc cabal els afavoreixen. Finalment, es presentà la base de dades d'Invasiber, on es pot trobar molta més informació sobre les espècies exòtiques (<<http://invasiber.org>>).

A continuació, Lluís Zamora (Universitat de Girona) va presentar el «Pla de gestió de l'anguila a Catalunya: mesures per a la seva conservació». Durant la presentació, es va exposar l'estat actual de la població d'anguila a Catalunya, fent un repàs de les principals accions recollides als plans de gestió de l'anguila, amb especial atenció als repoblaments. Durant l'any 2006 i 2011 es van poder realitzar dues proves pilot de seguiment de l'èxit de l'alliberament d'exemplars adults engreixats en captivitat. Els primers resultats van apuntar al fet que els repoblaments no aconsegueixen recuperar les densitats d'anguila als trams on són alliberades, com a mínim a curt termini. Tot i així, aquestes proves van representar una de les poques experiències de seguiment de repoblaments en l'àmbit europeu i van aportar molta informació sobre com dissenyar aquest tipus d'accions. Es van presentar també els primers resultats sobre el potencial reproductor de l'espècie a les conques de la Muga, Fluvià i Ter, així com el percentatge de parasitació per part del nematode *Anguillicoloides crassus*, una espècie exòtica que pot arribar a ser una de les principals causes de disminució de les poblacions d'anguila europea.

Miquel Campos i Llach, i Quim Pou i Rovira (Consorci de l'Estany) van concloure la jornada amb la presentació del «Projecte Estany. Una oportunitat per a la recuperació dels peixos autòctons a l'estany de Banyoles». En la xerrada els ponents van fer una introducció de

la situació actual i passada del poblament de peixos a l'estany de Banyoles, constatant que el principal repte per a la gestió de l'Estany el constitueixen les espècies exòtiques invasores, sobretot els peixos. Això va comportar tant l'extinció o rarefacció dels peixos autòctons, com també efectes negatius sobre altra fauna de interès com són les nàiades o l'herpetofauna aquàtica, a més d'efectes en cascada a l'ecosistema. Es va presentar el projecte titulat Millora dels hàbitats i espècies de la Xarxa Natura 2000 a Banyoles: un projecte demostratiu (LIFE08 NAT/E/000078), exposant els seus objectius i finalitats. Amb una duració de 4 anys, aquest projecte té com a principal objectiu dissenyar i executar una intervenció global per combatre, alentar i revertir el declivi de les espècies i els hàbitats d'interès comunitari que estan provocant les espècies invasores a l'espai Xarxa Natura 2000 «Estany de Banyoles», mitjançant accions de control d'aquestes espècies i reforçaments poblacionals en altres d'autòctones (*Emys orbicularis*, *Mauremys leprosa*, *Barbus meridionalis* i *Unio elongatulus*). Aquest projecte també preveu actuacions sobre els boscos al·luvials de l'entorn de l'Estany, com són el control de plantes invasores i la restauració dels hàbitats de ribera.

El Col·loqui es va cloure amb un breu debat entre els assistents a les jornades, amb la intervenció d'alguns dels ponents insistint en la urgència d'actuar preventivament sobre les invasions ecològiques i en la necessitat de realitzar actuacions demostratives com la que el Consorci de l'Estany està desenvolupant a l'estany de Banyoles.

Ramon MORENO  
Catedràtic d'Ecologia

Miquel CAMPOS  
Biòleg

Carles FEO  
Biòleg

*Els peixos de les conques internes del nord-est de Catalunya*

(MORENO, R., CAMPOS, M. & FEO, C., ed.), Quaderns, 32, CECB

Banyoles, 2013, p. 15-29

---

# La connectivitat per als peixos als rius de Catalunya

Marc ORDEIX I RIGO

Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis, Museu del Ter, pg. del Ter, 2, 08560 Manlleu

## Introducció

A Catalunya i a bona part del món, l'activitat humana ha modificat els rius, estanys i aigüamolls i la seva biodiversitat. Com en altres països (Allan & Flecker, 1993), els peixos continentals autòctons de Catalunya s'han vist o es veuen afectats, en un grau o altre, per una combinació de problemes: sobreexplotació de l'aigua –contaminació directa o difusa, captacions excessives, etc.–, sobrepesca, competència amb un nombre creixent d'espècies invasores i mala connectivitat ecològica a causa d'infraestructures hidràuliques diverses, especialment preses i rescloses. L'existència de rius amb una mala connectivitat es considera una de les causes principals del declivi de moltes espècies de peixos de les aigües continentals d'arreu del món.

Els anys 2006-2010, per encàrrec de l'Agència Catalana de l'Aigua i d'acord amb la *Directiva marc de l'aigua* (EC, 2000) i el *Pla sectorial de cabals de manteniment de Catalunya* (7/2006), des

del Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis - Museu del Ter<sup>1</sup> hem estat treballant intensament en l'avaluació de la connectivitat per als peixos als rius de Catalunya. El propòsit era localitzar i caracteritzar els dispositius de pas per a peixos existents als rius de Catalunya i avaluar-ne l'eficàcia. Alhora, es desitjava optimitzar-ne el disseny, construcció, gestió i avaluació d'acord amb els estàndards internacionals.

## Per què migren els peixos?

La connectivitat fluvial és necessària i imprescindible per a la conservació de la pràctica totalitat dels peixos autòctons de Catalunya, que han de poder desplaçar-se amunt i avall de les masses d'aigua continentals i/o entre la mar i els rius i aiguamolls costaners. La inaccessibilitat de les àrees més adients per a la reproducció, per exemple, per existència d'un obstacle com pot ser la presa d'un embassament, els condueix inexorablement a la seva desaparició, com a mínim localment.

Els peixos han de poder fer desplaçaments migratoris més o menys extensos per raons diverses:

1. Per reproduir-se i alimentar-se als ambients adequats per a cada espècie;
2. Per compensar la deriva i recuperar la posició prèvia després de cops de riu o altres alteracions –naturals o antròpiques– retornant aigua amunt;
3. Per dispersar-se en la seva etapa juvenil.

En funció del seu patró de migració, els peixos es classifiquen en potamòdroms, si fan aquests moviments, desplaçaments o migracions únicament a l'interior d'una mateixa conca hidrogràfica, i diàdroms –subdividits en catàdroms, anàdroms, i amfidroms– si es desplacen entre el medi continental i el marí a diferents períodes de la seva vida (fig. 1):

### *Peixos potamòdroms*

Es desplacen riu o riera amunt o cap a les ribes inundades, a mitjana o a poca distància, sobretot per fresar, per reproduir-se, cercant ambients òptims per a la posta i el creixement

---

<sup>1</sup> El Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis és l'àrea ambiental del Museu del Ter, una entitat no lucrativa –en la forma jurídica de fundació privada– que té com a finalitats l'estudi, la difusió i la conservació del patrimoni cultural i natural del riu Ter i, per extensió, dels altres rius mediterranis.

En actiu des de l'any 2001, les activitats principals del Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis són la conservació i la restauració ecològica dels sistemes fluvials –mitjançant la consecució d'acords de custòdia del territori–, l'educació ambiental i la sensibilització ciutadana –dóna formació a milers d'alumnes cada any, des d'educació infantil fins a estudiants universitaris–, i la recerca en rius mediterranis –sobretot associada a l'avaluació de l'estat ecològic, la biodiversitat de rius i estanys (vegetació de ribera, macroinvertebrats aquàtics, peixos, etc.), i a solucions per millorar la connectivitat dels rius per als peixos–. Treballa i col·labora amb institucions diverses essencialment al conjunt de Catalunya, tot i que també participa en algun projecte internacional.



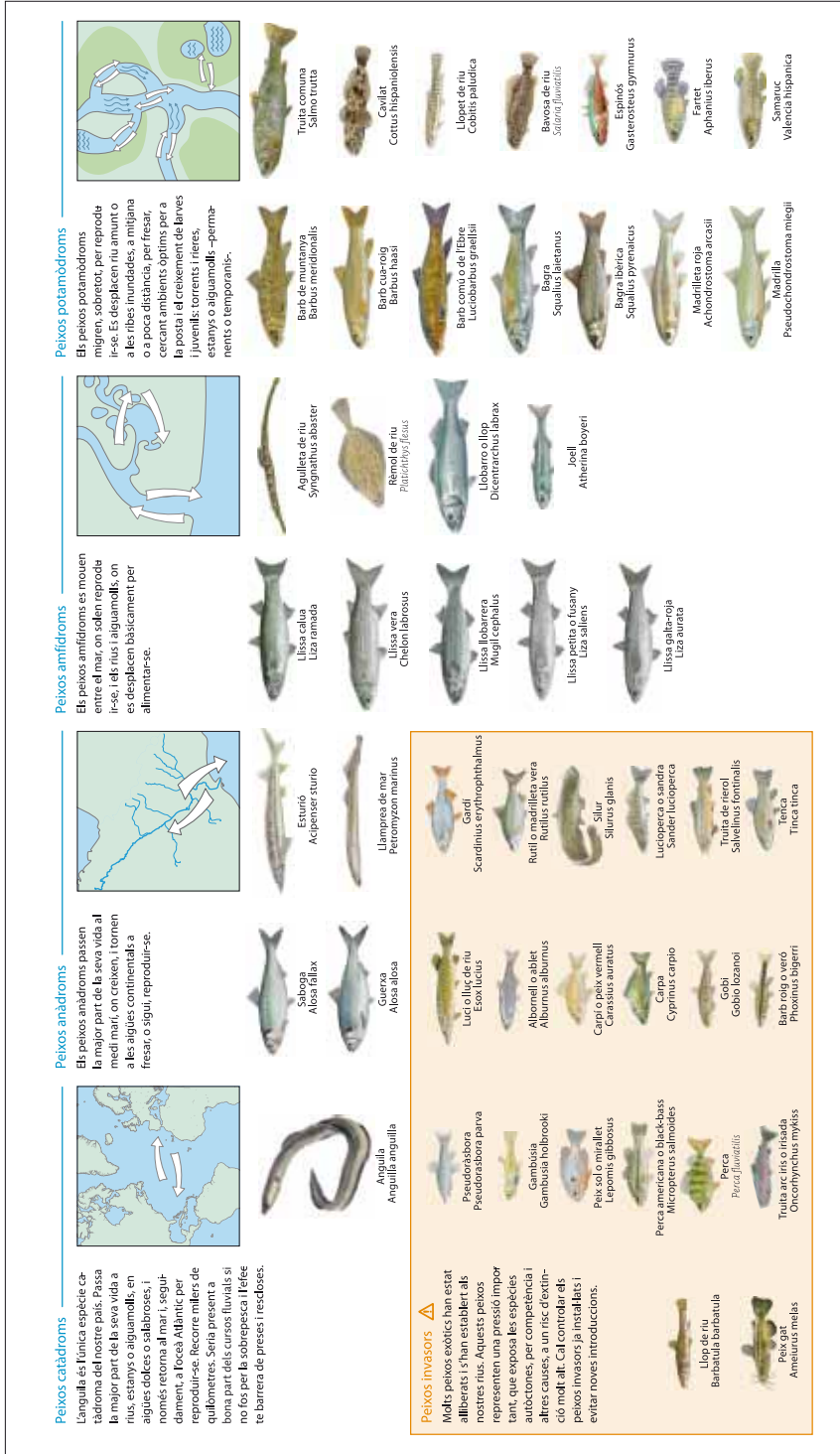


Figura 1 Els peixos de riu, estany i aiguamoll de Catalunya i els seus diversos tipus de migració. Font: p. 2 del desplegable “Peixos de riu, estany i aiguamoll” de l’espai web “Concix el riu”, del Centre d’Estudis dels Rius Mediterranis – Museu del Ter. <[www.mitmanlleu.org/concixriu/descarregues/peixos\\_de\\_riu.pdf](http://www.mitmanlleu.org/concixriu/descarregues/peixos_de_riu.pdf)>.

de larves i juvenils. És el cas dels moviments ascensionals de la truita comuna a la tardor i dels ciprínids a la primavera: els barbs (*Barbus* sp.) i les bagres (*Squalius* sp.), entre moltes altres espècies (un total de 15 per al conjunt de Catalunya).

### ***Peixos catàdroms***

L'anguila (*Anguilla anguilla*) és l'única espècie catàdroma de Catalunya. Passa la major part de la seva vida a rius, estanys o aiguamolls, en aigües dolces o salabroses, i retorna a la mar i travessa l'oceà Atlàntic, fent milers de quilòmetres, per reproduir-se a la mar dels Sargassos. Seria present a bona part de les lleres fluvials, estanys d'interior, llacunes litorals i aiguamolls costaners si no fos per l'efecte barrera de preses i rescloses, a banda d'altres problemes com la sobrepesca d'adults i alevins, que l'han conduït en poques dècades a ser considerada en perill crític d'extinció.

### ***Peixos anàdroms***

Es reproduïxen, fresen, a les aigües continentals, però passen bona part de la seva vida al medi marí, on acaben de créixer. És el cas de l'esturió, la saboga (*Alosa fallax*), la guerxa (*Alosa alosa*), la llampresa de mar (*Petromizon marinus*), el gòbit de sorra o burret (*Pomatoschistus microps*), l'agulleta de riu (*Syngnathus abaster*) i el joell o peix de vidre (*Atherina boyeri*).

### ***Peixos amfidroms***

Es mouen entre la mar, on es reproduïxen, i els rius, estuaris i aiguamolls, on es desplacen habitualment o esporàdica per a alimentar-se, aparentment indiferents als canvis de salinitat (eurihalins). És el cas dels mugílids, llisses o llisseres, el llobarro o llop (*Dicentrarchus labrax*) i el rèmol de riu o plana (*Platichthys flesus*).

La capacitat dels peixos de migrar i superar obstacles depèn de l'espècie, edat, tipus, condició física i altres factors com la salut, l'alimentació, la condició reproductiva i el cansament acumulat, però també de factors externs com la temperatura de l'aigua i la velocitat, el cicle lunar i l'estació de l'any (Reiser & Peacock, 1985; Larinier *et alii*, 1994; Lucas & Baras, 2001; Marmulla & Welcomme, 2002).

## **Què entenem per connectivitat fluvial?**

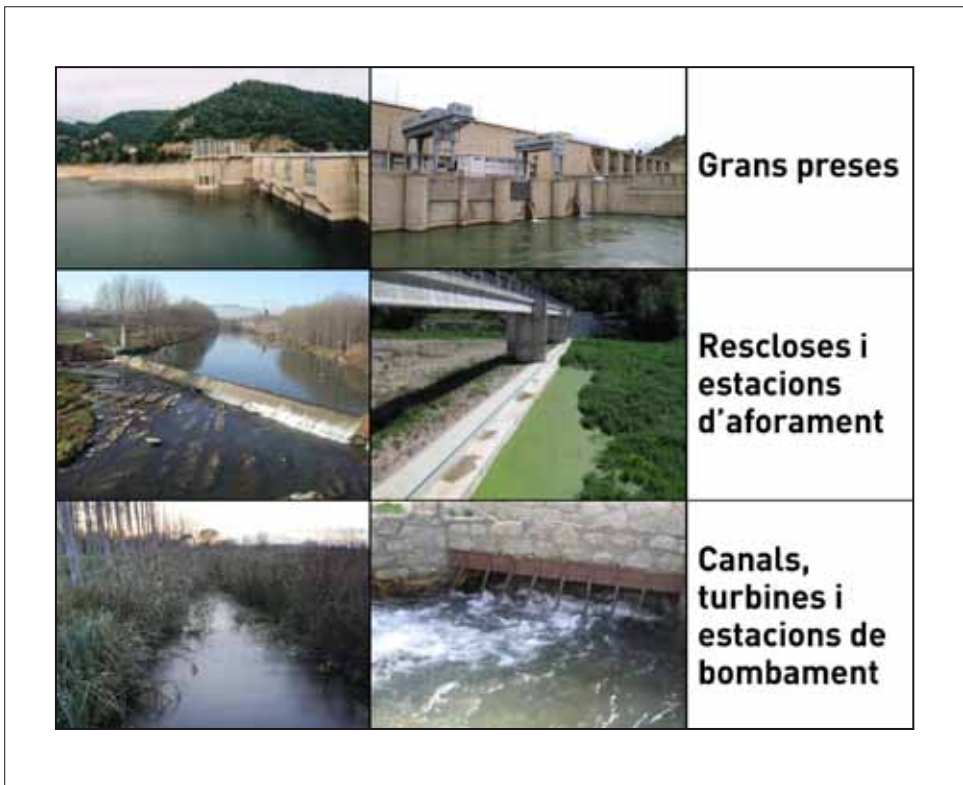
La connectivitat és una propietat dels sistemes naturals referent a la possibilitat de transport i/o circulació de diversos elements (substàncies químiques, partícules i éssers vius) entre diverses parts del mateix sistema o cap a sistemes veïns. És imprescindible que es mantingui en l'espai i el temps.

Es considera que un obstacle posseeix una connectivitat molt bona –que sigui permeable–

si duu incorporada una solució o un dispositiu de pas per a peixos que permeti que el 95% de totes les espècies i individus puguin transitar a través seu, tant riu amunt com riu avall, i que operi correctament en el 95% dels cabals coneguts per a cada localitat (Mallen-Cooper, 1993; Thorncraft & Harris, 2000).

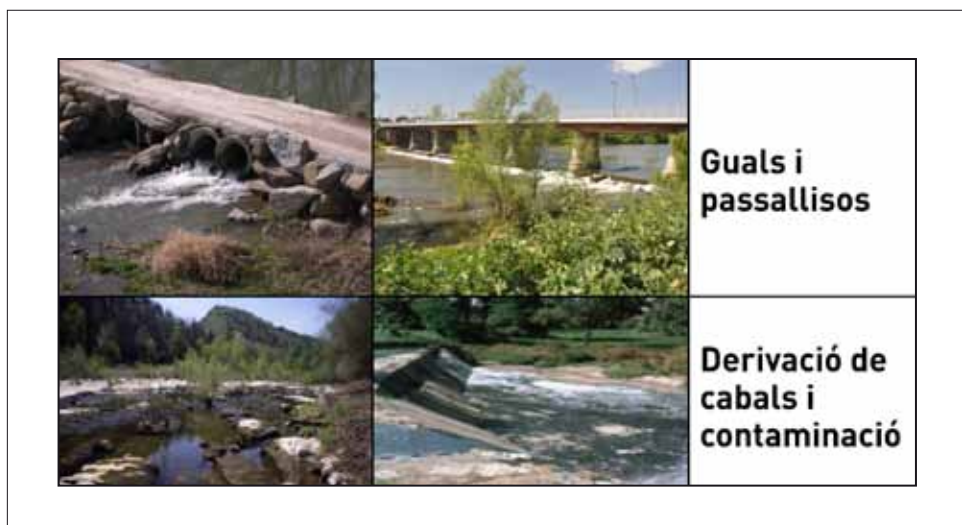
## Obstacles a les migracions dels peixos

Pràcticament no queden rius a Europa sense preses ni rescloses, que han modificat el recorregut i els hàbitats naturals dels peixos –sobretot, les característiques de les seves àrees de fresa i la seva accessibilitat– (fig. 2). La majoria de peixos són molt sensibles a aquestes alteracions; molts ja no poden fer migracions de llarga distància per completar el seu cicle de vida. Per això el nombre d'espècies amenaçades és tan elevat a Europa, sobretot les que es reproduïxen necessàriament a les aigües continentals però passen part de la seva vida al medi marí (anàdromes), on acaben de créixer (Freyhof & Brooks, 2011).



◆ Figura 2

Exemples d'obstacles a la connectivitat per als peixos (fotografies de Marc Ordeix-CERM).



☉ Figura 2 (continuació)

Exemples d'obstacles a la connectivitat per als peixos (fotografies de Marc Ordeix-CERM).

Les preses suposen un obstacle per a la migració dels peixos; per això els grans migradors, com l'anguila, la saboga (*Alosa fallax*) i l'esturió (*Acipenser sturio*), han desaparegut de la pràctica totalitat de trams de riu aigua amunt de les preses. En detriment de les diverses, i valuossíssimes, espècies autòctones pròpies d'aigües corrents, la transformació del riu en una sèrie de basses plenes de sediment i d'aigües més aviat encalmades també ha beneficiat espècies foranes de peixos, com la carpa (*Cyprinus carpio*), el peix gat (*Ictalurus melas*), la madrilleta vera o rutil (*Rutilus rutilus*) i l'albornell o ablet (*Alburnus alburnus*).

Aquestes infraestructures i altres obstacles a la connectivitat per als peixos, com la manca d'aigua circulant o la contaminació, creen un conflicte entre l'ús de l'aigua i el manteniment d'unes condicions naturals mínimes. Per això, avui dia es considera imprescindible condicionar-les en la mesura que sigui possible per mantenir-hi aquesta funció i, alhora, per assolir un bon estat ecològic del medi aquàtic.

## Solucions per facilitar les migracions dels peixos

La recuperació de la connectivitat fluvial amb el propòsit de restaurar-hi els diversos components afectats per un obstacle concret (aigua, substàncies químiques, sediments i biota) i les seves dinàmiques naturals es pot aconseguir per mitjà de l'enderrocament total o parcial d'aquest obstacle (Marmulla & Welcomme, 2002; Armstrong *et alii*, 2004; Gough *et alii*, 2012). Si les infraestructures transversals han deixat de tenir ús o bé si la seva concessió administrativa s'ha extingit, existeix la possibilitat d'eliminar-les.

Malgrat tot, la restauració de la connectivitat és difícil d'aplicar si l'obstacle en qüestió té

algun ús socioeconòmicament important: un valor patrimonial històric o cultural, la generació d'energia hidroelèctrica o la captació d'aigua per a abastament, per exemple. Llavors la millora de la connectivitat fluvial pot consistir en un enderrocament parcial o, més habitualment, en la instal·lació d'algun tipus de solució de rehabilitació, de dispositius de pas per a peixos, a fi de facilitar els desplaçaments de la fauna riu amunt i, també, riu avall.

Hi ha molts tipus de solucions per millorar la connectivitat per als peixos a rius i zones humides d'acord amb els estàndards internacionals (Larinier *et alii*, 1994; Thorncraft & Harris, 2000; Larinier, 2001; Marmulla & Welcomme, 2002; Armstrong *et alii*, 2004; Gough *et alii*, 2012). Les solucions de restauració consisteixen a portar a terme actuacions o accions que impliquin un retorn total a un estat de connectivitat per als peixos i a una qualitat de l'hàbitat aquàtic originàries o prístines. Les solucions de rehabilitació es basen en actuacions o accions per restaurar-hi bona part de la connectivitat, però sense assolir-hi la restauració completa de la qualitat de l'hàbitat. Així, les solucions es poden subdividir en dos grans grups: solucions de restauració i solucions de rehabilitació.

**a) Solucions de restauració:** l'eliminació total o parcial de l'obstacle, amb el propòsit d'assolir una connectivitat fluvial molt bona. Sobretot en els casos d'extinció de les concessions de captació o derivació d'aigua, consisteixen a enretirar aquestes instal·lacions del riu, sempre d'acord amb valoracions culturals, arquitectòniques, històriques i paisatgístiques del conjunt del patrimoni aquàtic i de la necessitat del seu ús. La restauració es considera la possibilitat més idònia des del punt de vista ambiental perquè permet la recuperació completa de la continuïtat, pel fet que també implica, per exemple, l'alliberament del transport de sediments.

**b) Solucions de rehabilitació:** basades en la instal·lació de diversos tipus de dispositius de pas per a peixos, sistemes de protecció per als peixos contra la seva entrada a turbines o canals de derivació –sobretot en la seva migració riu avall– i/o diverses solucions de gestió.

- *Els dispositius de pas propers a la natura* són les rampes de fons, les rampes per a peixos i els rius o canals laterals. Si l'enderrocament o l'eliminació d'un obstacle no és viable, l'opció següent hauria de ser, doncs, la instal·lació d'algun dispositiu de pas proper a la natura, de poc pendent (1:20 – 1:30), que dugui incorporats diversos tipus de blocs i còdols que imitin la superfície de la llera del riu i creïn diverses àrees amb velocitats de l'aigua diferents per al descans dels peixos migradors. Es poden emplaçar a les ribes dels rius (els rius o canals laterals) i també al llit del riu, ocupant tota la seva amplada (rampes de fons) o només una part (rampes per a peixos). Faciliten tant el desplaçament dels peixos riu amunt com riu avall. Generalment són els més eficaços per recuperar la connectivitat fluvial.

- *Els dispositius de pas tècnics d'espectre ampli* són els safareigs successius, amb salts, sense salts o amb esclotxes laterals, i també els deflectors i els alentidors. Si no és possible establir dispositius propers a la natura, per exemple, per manca d'espai suficient, es pot optar per

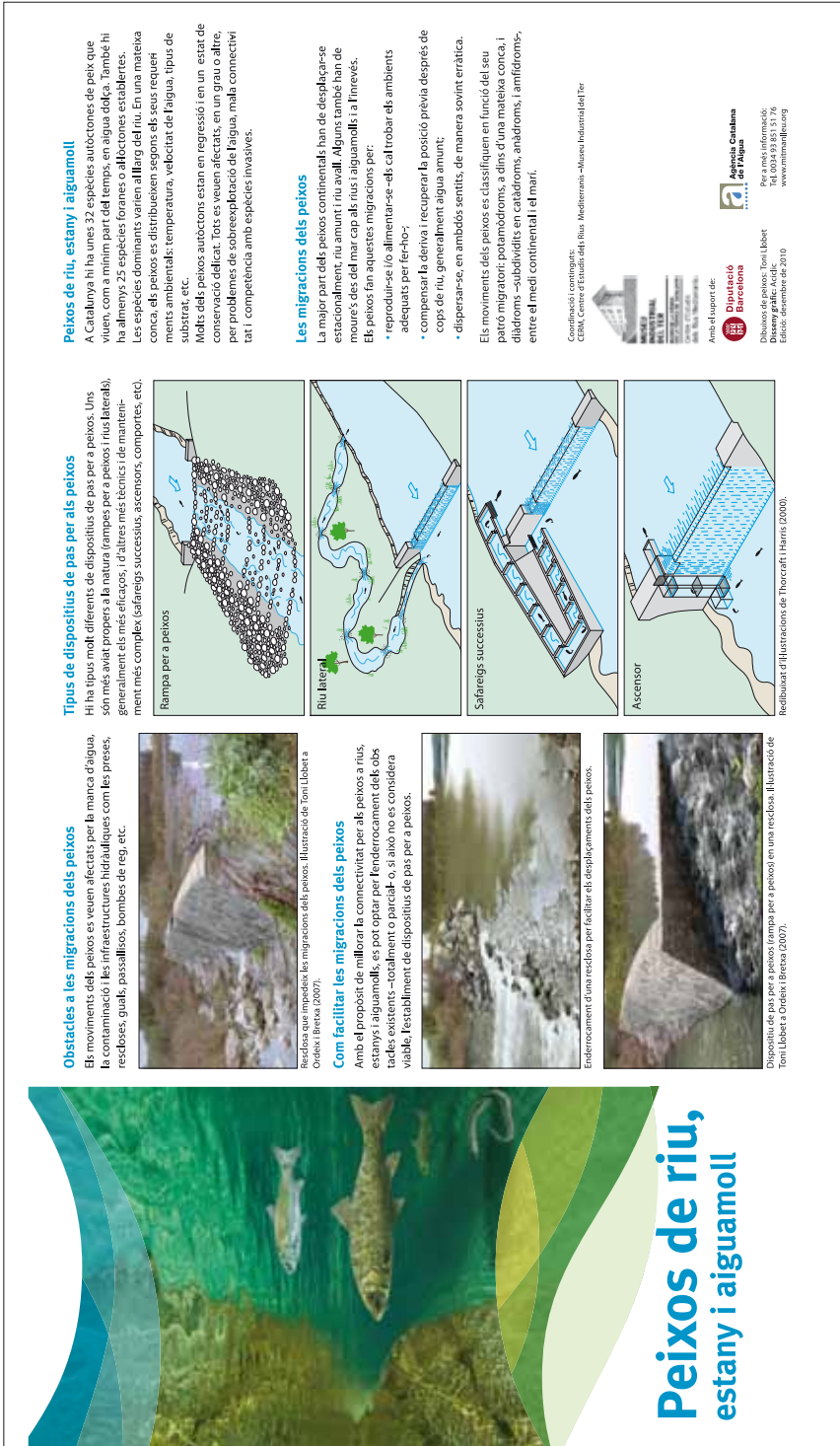
uns safareigs successius amb esclatxes laterals –que permeten admetre correctament una certa variabilitat de cabals– i orificis inferiors, amb el mínim pendent possible. Les basses dels safareigs successius poden estar separades per parets transversals amb orificis centrals o laterals que permetin el pas sense saltar, o fins i tot poden tenir orificis submergits pels quals puguin passar els peixos bentònics, generalment reptants o nedadors modestos. Els deflectors i els alentidors disposen d'uns elements físics que redueixen notablement la velocitat de l'aigua al seu interior i així faciliten el trànsit d'espècies amb una certa capacitat natatòria. Aquest grup de dispositius de pas per a peixos té un manteniment sempre més complex (per exemple, quant a l'extracció regular de sediments que es poden anar dipositant a les cubetes) que no pas els dispositius de pas propers a la natura.

- *Els dispositius de pas tècnics mecanitzats o molt específics* són els ascensors, sifons i bombes per a peixos, algunes comportes i les rampes per a anguiles, tots ells pensats sobretot per a una o poques espècies. Com a cas extrem, i fonamentalment només per a alguns grans embassaments –tot i que hi ha altres possibles dispositius tècnics d'espectre ampli prou òptims–, es pot plantejar d'emprar un ascensor per a peixos, un sistema molt complex que no refà pròpiament la connectivitat del riu, però que, si es gestiona correctament i se'n fa un manteniment constant, pot facilitar el pas amb èxit d'individus de la pràctica totalitat d'espècies presents.

- *Els sistemes de protecció dels peixos en la seva migració riu avall* serveixen per evitar-los l'entrada a canals, turbines hidroelèctriques i sistemes de bombament, en combinació amb un canal de desviació, una barrera física i una gestió alternativa de les turbines –que, per exemple, es poden aturar en alguns períodes migratoris–. Es tracta de diversos mecanismes que creen barreres mecàniques (per exemple, un tamís de sòlids fins d'acer inoxidable d'uns 5 mm de llum que no deixi passar els alevins, com els existents a les rescloses del Roine (Marmulla i Welcome, 2002) o d'altres a Alemanya (Kroes *et alii*, 2006), o altres tipus de tamisos inclinats, com els dels rius Columbia i Snake, als EUA); barreres lluminiques (per exemple, llums estroboscòpics, flaixos intermitents); elèctriques; acústiques (que fan servir uns transductors subaquàtics que produeixen un camp sonor que bloca els peixos, aprofitant la seva capacitat auditiva, que es mou en un rang de 20-500 Hz) o bioacústiques (combinant la producció de sons amb la generació de cortines de bombolles d'aire). També poden anar associats a canals de desviació riu avall en grans preses (com els de la presa de Bonneville, riu Columbia, a Oregon, als EUA).

- *Els sistemes de gestió* consisteixen en la implementació de règims de cabals ambientals i tota una sèrie d'accions i/o bones pràctiques dutes a terme en el sistema de funcionament de les comportes de reg, en la regulació o protecció de la inundabilitat o en la intrusió marina en estany, llacunes litorals o encluses de navegació fluvial, amb el propòsit de fer-ne una gestió sostenible i respectuosa amb els desplaçaments dels peixos (fig. 3). Per exemple, una comporta situada en un torrent d'alta muntanya, que serveixi sobretot per al reg estival però que es mantingui oberta la resta de l'any, sobretot durant el període de pujada i fresa dels salmònids, a la tardor. Un altre exemple seria el d'una comporta situada en un estuari o estany





● Figura 3

Obstacles a les migracions i alguns tipus de dispositius de pas per a peixos. Font: pàg. 1 del desplegable “Peixos de riu, estany i aiguamoll” de l’espai web “Conex el riu”, del Centre d’Estudis dels Rius Mediterranis – Museu del Ter . <[www.mitmanilleu.org/conexelriu/descarrega/peixos\\_de\\_riu.pdf](http://www.mitmanilleu.org/conexelriu/descarrega/peixos_de_riu.pdf)>.

litoral per controlar-hi la intrusió marina, però que es pugui obrir a finals d'hivern, quan entren les angules i també els mugílids de la mar cap a les aigües continentals. També pot ser una enclusa per a la navegació, que ajusti els temps de càrrega i descàrrega de l'aigua no tan sols en relació amb el pas dels vaixells, sinó també als possibles peixos migrants (com ja es fa a diverses rescloses del Roine, a l'Estat francès, per afavorir-hi el trasllat de la saboga), i que es mantingui amb una certa activitat fins i tot en absència de vaixells. Finalment, també destaca la possibilitat d'aturar les turbines durant els períodes de migració màxima de peixos riu avall (com ja es fa per afavorir la supervivència de l'anguila al riu Maas o Meuse, a Holanda).

La instal·lació d'un dispositiu de pas per a peixos en un obstacle no garanteix necessàriament un restabliment efectiu de la connectivitat fluvial. La seva funcionalitat depèn de la seva idoneïtat per a la fauna pròpia de cada tram i del tipus de riu on estigui emplaçat, dels criteris constructius del dispositiu de pas, del seu manteniment i de la seva gestió. Les solucions de pas per a peixos han de ser emprades eficaçment per tots els grups de peixos autòctons presents potencialment a cada secció de riu. Això implica la necessitat d'incloure en els paràmetres de disseny els referents a grups d'espècies amb diverses capacitats natatòries i de salt i, alhora, tant aquells peixos associats a interessos comercials o esportius com els que, simplement, posseeixen algun tipus de valor de conservació.

### Avaluació de la connectivitat per als peixos

Amb aquesta finalitat, en el cas de Catalunya –tot i que és adaptable a altres regions geogràfiques–, s'ha proposat una mètrica, l'Índex de Connectivitat Fluvial (ICF, ACA, 2006; Solà *et alii*, 2011), que valora genèricament la connectivitat per als peixos. Aquest índex ICF es pot complementar amb diversos sistemes d'avaluació *in situ* de dispositius de pas per a peixos, basats en l'estimació de la taxa de franqueig de cada espècie present.

Tanmateix, la manera més fiable per comprovar l'eficàcia d'un dispositiu de pas per a peixos és l'estimació directa o indirecta de la taxa de franqueig de cada espècie, entesa com la quantitat de peixos per unitat de temps que aconsegueixen superar-lo (fig. 4 i 5).



● Figura 4

Paranys parats a l'extrem superior dels dispositius de pas per a peixos del riu Ter a Camprodon, el Ripollès (a dalt) i Torroella de Montgrí, el Baix Empordà (a baix), per a avaluar-ne l'eficàcia l'any 2005 (fotografies de Marc Ordeix-CERM).





◆ Figura 5

Emplaçament de dues antenes rectangulars instal·lades en sèrie i del conjunt de l'equip de detecció en continu de marques PIT (o PIT tags), a l'entrada aigua avall i a la sortida aigua amunt del dispositiu de pas per a peixos de l'estació d'aforament 009 de l'Agència Catalana de l'Aigua a la Llémena, a Ginestar de Llémena (Sant Gregori, el Gironès), i buidatge de dades del data logger de l'antena superior el novembre de 2010 (fotografies de Marc Ordeix-CERM).

Els recomptes visuals, els comptadors automàtics, la telemetria o la captura mitjançant paranys dels peixos que aconsegueixen pujar pel dispositiu de pas són tècniques que permeten obtenir estimacions directes de la taxa de franqueig per espècie. En canvi, el marcatge massiu o individualitzat d'exemplars (amb les seves diverses variants) aporta estimacions indirectes de la taxa de franqueig. Finalment, la comparació de l'estructura del poblament a banda i banda de l'obstacle permet avaluar-ne globalment l'efecte barrera, i també l'alteració dels hàbitats fluvials a una banda i l'altra.

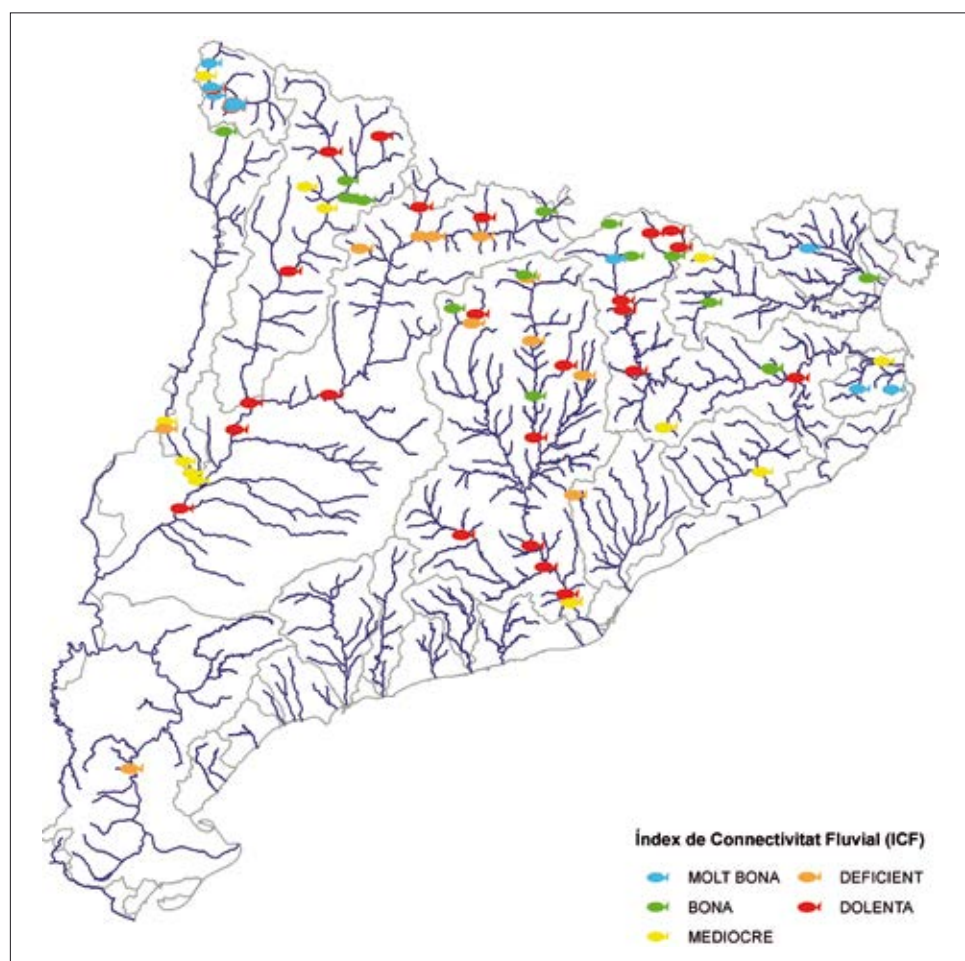
### Dispositius de pas per a peixos existents a Catalunya l'any 2010

L'any 2010, l'Agència Catalana de l'Aigua tenia identificats un total de 886 obstacles al conjunt dels rius de Catalunya. Aquest estudi hi va permetre localitzar i avaluar 94 dispositius de pas per a peixos a diverses preses, rescloses i estacions d'aforament (Ordeix *et alii*, 2011), o sigui, en un 10,6% dels obstacles principals. De totes maneres, els dispositius de pas per a peixos veritablement útils, classificats amb una connectivitat bona o molt bona, no arriben a la meitat (el 38,3 % del total).

La majoria dels dispositius de pas per a peixos dels rius de Catalunya estan basats en solucions molt tècniques, com els safareigs successius, i estan sobretot repartits per les àrees pirinenques, en relació amb l'interès per conservar-hi la truita comuna.

Al nord-est de Catalunya, concretament a les comarques gironines, hi ha un total de 23 dispositius de pas per a peixos; la meitat (10) corresponen al Ripollès (fig. 6).

L'anàlisi detallada de l'eficàcia de diversos dispositius de pas per a peixos de diferents conques catalanes indica que són generalment inadequats o insuficients per al conjunt de les



◆ Figura 6

Localització dels dispositius de pas per a peixos existents als rius de Catalunya la primera meitat de l'any 2010 (Ordeix *et alii*, 2011) i resultats de l'Índex de Connectivitat Fluvial (ICF; Solà *et alii*, 2011) de cadascun. Bases cartogràfiques de l'Institut Cartogràfic de Catalunya i l'Agència Catalana de l'Aigua (2006).

espècies pròpies de cada massa d'aigua, les taxes de pas —amb algunes excepcions— són bastant baixes i, la majoria de les vegades, només les espècies amb gran capacitat de superar obstacles o els individus més grossos, per exemple les femelles de ciprínids, aconseguixen migrar.

Aquesta situació és força equivalent, per exemple, a la d' Austràlia l'any 1985, quan només disposava de 44 dispositius de pas per a peixos per al miler d'obstacles present a tot el país, la majoria dels quals estaven mal mantinguts i amb impossibilitats generalitzades per a la pràctica totalitat d'espècies de peixos autòctons (Thorncraft & Harris, 2000). El mateix succeïa a d'altres països europeus, com l'Estat francès (Larinier, 2001), el Regne Unit (Armstrong *et alii*, 2004) i Holanda (Kroes *et alii*, 2006) fins a la dècada de 1990.

### Propostes per millorar la connectivitat per als peixos a Catalunya

Resumidament, si els salts dels dispositius de pas per a peixos fan com a màxim 0,1 metres i les velocitats de l'aigua són habitualment inferiors als  $0,5 \text{ m s}^{-1}$ , s'assoleixen les condicions apropiades perquè la majoria dels peixos presents potencialment als rius d'aquest país puguin migrar correctament.

Així mateix, cal tenir en compte altres condicionants, com el fet que l'entrada riu avall ha de ser tan a prop de l'obstacle com sigui possible, l'amplada dels dispositius de pas per a peixos ha de ser superior a una desena part de l'amplada total del riu i el cabal que hi transcorre, igual o superior al cabal ambiental definit per a cada sector de riu (Larinier, 2002a; Larinier, 2002b; Larinier, 2002c; Larinier *et alii*, 1994; Marmulla i Welcomme, 2002; Armstrong *et alii*, 2004; Gough *et alii*, 2012).

Coincidint amb altres estudis (Marmulla & Welcomme, 2002), doncs, un programa de restauració de la connectivitat hauria de considerar com a opció preferent l'eliminació dels obstacles o, si així es considera necessari, la construcció de dispositius de pas per a peixos de sistemes propers a la natura: rampes de fons, rampes per a peixos i rius o canals laterals. Són els que proporcionen les condicions més òptimes per a un rang més ampli d'espècies, individus i cabals. I el seu manteniment és el més senzill. Excepcionalment, es poden establir determinats dispositius tècnics d'espectre ampli, que comporten un rang de condicions menys òptimes i més inversió en manteniment, concretament dispositius de pas per a peixos del tipus safareigs successius amb salts baixos i, si es tracta de la variant amb escletxes laterals, amb velocitats de l'aigua no gaire elevades. I plantejar també el seu establiment als grans embassaments.

A Catalunya, els moviments més importants dels peixos estan associats als períodes particulars de fresa de cada espècie i/o als dies posteriors a cops de riu moderats o forts, com ja indiquen estudis diversos d'altres països (Reiser & Peacock, 1985; Larinier *et alii*, 1994; Lucas & Baras, 2001; Marmulla & Welcomme, 2002). Això corrobora que l'avaluació dels dispositius de pas s'ha de fer preferentment als períodes de major activitat migratòria de

cadascuna de les espècies de peix potencialment presents: a començament de primavera per a les espècies de la família dels mugílids; a mitjans de primavera per als ciprínids (barbs, bagres, madrilles, etc.), i a la tardor per als salmònids, la truita comuna.

Cal indicar, però, que els requeriments de la majoria d'espècies i els seus patrons de mobilitat encara es coneixen poc, aquí i a la majoria de països (Jungwirth *et alii*, 1998; Marmulla & Welcomme, 2002; Kroes *et alii*, 2006). Per tant, és necessari continuar fent recerca bàsica en relació amb la majoria de les espècies autòctones.

En aquest sentit, doncs, i vist el nombre de variables que hi intervenen, qualsevol solució per al pas de peixos s'hauria d'establir cercant la seva eficàcia màxima i preferentment amb la participació d'experts en peixos i connectivitat fluvial durant els processos de disseny i construcció. També es considera imprescindible avaluar l'eficàcia *in situ* de qualsevol solució de pas per a peixos adoptada. Per això cal preveure i programar ja *a priori*, en la fase de projecte, elements –com són unes guies per poder afermar els paranys aigua amunt del dispositiu de pas– que permetin fer un mínim seguiment de l'eficàcia de cada nou dispositiu o nova solució de pas per a peixos, seguint protocols adequats i a les èpoques de major mobilitat de les espècies més limitants, a fi i efecte de validar el seu funcionament correcte i, eventualment, proposar-hi mesures correctores.

A les parts baixes dels rius, on hi ha una gran riquesa d'espècies migratòries, algunes amb un valor comercial important i, en general, també amb un gran valor de conservació, seria apropiat adaptar grans paranys permanents als dispositius de pas per a peixos a fi de monitoritzar-ne correctament el trànsit, com ja es fa a moltes àrees i països europeus on hi ha pesqueres importants de salmó i anguila: per exemple, a Astúries, Euskadi, l'Estat francès, els Països Baixos i la Gran Bretanya (Reddin *et alii*, 1992; Eatherley *et alii*, 2005; Kroes *et alii*, 2006). Aquests paranys s'acostumen a complementar amb dispositius de comptatge automàtic basats en la resistivitat elèctrica, feixos de llum infraroja i/o un sistema addicional de vídeo (DUNKLEY *et alii*, 1982; Thorley *et alii*, 2005; DEFRA, 2010).

## BIBLIOGRAFIA

AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA (2006); *HIDRI. Protocol d'avaluació de la qualitat hidromorfològica dels rius*, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya, Barcelona. També disponible en línia a: <<http://aca-web.gencat.cat/aca>>.

ALLAN, J.D. & FLECKER, A.S. (1993); «Biodiversity conservation in running waters», *BioScience*, 43, p. 32-43.

AMSTRONG, G.S., APHRAHAMIAN, M.W., FEWINGS, G.A., GOUGH, P.J., READER, N.A. & VARALLO, P.V. (2004); *Environment Agency Fish Pass Manual: Guidance Notes on the Legislation, Selection and Approval of Fish Passes in England and Wales*, Environment Agency, Wales.

DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT, FOOD AND RURAL AFFAIRS (DEFRA) (2010); *Eel Management plans for the United Kingdom North West River Basin District*, UK Government, London. També disponible en línia a: <<http://ww2.defra.gov.uk/>>.

DUNKLEY, D.A. & SHEARER, W.M. (1982); «An assessment of the performance of a resistivity fish counter», *Journal of Fish Biology*, 20, p. 717-737.

EARTHERLEY, D. M. R., THORLEY, J. L., STEPHEN, A. B., SIMPSON, I., MACLEAN, J. C. & YOUNGSON, A. F. (2005); *Trends in Atlantic salmon: the role of automatic fish counter data in their recording*, Scottish Natural Heritage, Commissioned Report No. 100, (ROAME No. F01NB02).

FREYHOF, J. & BROOKS, E. (2011); *European Red List of Freshwater Fishes*, Publications Office of the European Union, Luxemburg.

GOUGH, P., PHILIPSEN, P., SCHOLLEMA, P.P., & WANNINGEN, H. (2012); *From sea to source, International guidance for the restoration of fish migration highways*, Veendam. També disponible en línia a: <<http://www.fromseatosource.com>>.

JUNGWIRTH, M., SCHMUTZ, S. & WEISS, S. (ed.) (1998); *Fish migration and Fish Bypasses*, Fishing News Books, Blackwell Science Ltd., Cambridge.

KROES, M.J., GOUGH, P., WANNINGEN, H., SCHOLLEMA, P.P., ORDEIX, M. & VESELÝ, D. (2006); *From sea to source. Practical guidance for the restoration of fish migration in European Rivers*, Projecte Interreg III C "Community Rivers", Hunze en Aa's Water Board, Gröningen. També disponible en línia a: <<http://www.hunzeenaas.nl/binaries/website/documenten/vismigratie/guidance-from-sea-to-source.pdf>>.

LARINIER, M. (2001); «Environmental issues, dams and fish migration», *Dams, fish and fisheries. Opportunities, challenges and conflict resolution*, (MARMULLA, G., ed.), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma, p. 45-89.

— (2002a); «Fish passages through culverts, rock weirs and estuarine obstructions», *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, p. 119-134.

— (2002b); «Location of fishways», *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, p. 39-53.

— (2002c); «Pool fishways, pre-barrages and natural bypass channels», *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, p. 54-82.

LARINIER, M., PORCHER, J.P., TRAVADE, F. & GOSSET, C. (1994); *Passes à poissons. Expertise et conception des ouvrages de franchissement*, Collection Misc au point, Conseil Supérieur de la Pêche, Paris.

LUCAS, M.C. & BARAS, E. (2001); *Migration of Freshwater Fishes*, Blackwell Science, Oxford.

MALLEN-COOPER, M. (1993); *Proceedings of the workshop on fish passage in Australia*, Fisheries Research Institute, Cornulla, Austràlia.

MARMULLA, G. & WELCOME, R. (ed.) (2002); *Fish passes. Design, dimensions and monitoring*, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) & Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturvau (DVWK), Roma.

ORDEIX, M., POU-ROVIRA, Q., SELLARÈS, N., BARDINA, M., CASAMITJANA, A., SOLÀ, C. & MUNNÉ, A. (2011); «Fish pass assessment in the rivers of Catalonia (NE Iberian Peninsula). A case study of weirs associated with hydropower plants and gauging stations», *Limnetica*, 30 (2), p. 405-426.

REDDIN, D.G., O'CONNELL, M.F. & DUNKLEY, D.A. (1992); «Assessment of an automated fish counter in a Canadian river», *Aquaculture Research*, 23, p. 113-121.

REISER, D.W. & PEACOCK, R.T. (1985); «A technique for assessing upstream fish passage problems at small-scale hydropower developments», *Symposium on small hydropower and fisheries*, American Fisheries Society, Western Division, Bethesda, Maryland, p. 423-432.

SOLÀ, C., ORDEIX, M., POU-ROVIRA, Q., SELLARÈS, N., QUERALT, A., BARDINA, M., CASAMITJANA, A. & MUNNÉ, A. (2011); «The longitudinal connectivity within the hydromorphological quality assessment of rivers. The ICF index and its application to Catalan rivers», *Limnetica*, 30 (2), p. 273-292.

THORLEY, J.L., EATHERLEY, D.M.R., STEPHEN, A.B., SIMPSON, I., MACLEAN, J.C. & YOUNGSON, A.F. (2005); «Congruence between automatic fish counter data and rod catches of Atlantic salmon (*Salmo salar*)», *Scottish Rivers Journal of Marine Science*, 62, p. 809-817.

THORNCRAFT, G. & HARRIS, J.H. (2000); *Fish passage and fishways in new south wales: a status report*, Office of Conservation NSW Fisheries, Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology.

*Els peixos de les conques internes del nord-est de Catalunya*

(MORENO, R., CAMPOS, M. & FEO, C., ed.), Quaderns, 32, CECB

Banyoles, 2013, p. 31-43

---

# El silur als embassaments del Ter

Joaquim CAROL BRUGUERA

Associació SITRA, Estudi i Divulgació Ambiental, c/ Penya Bisbalenca, 35, 17100 La Bisbal d'Empordà

## Introducció

Les espècies exòtiques invasores es consideren actualment un component més del canvi ambiental global, juntament amb el canvi climàtic o la destrucció i alteració de l'hàbitat (Vilà *et alii*, 2008). A més, després de la pèrdua d'hàbitat, les espècies invasores són la segona causa de pèrdua de biodiversitat, particularment en els ecosistemes d'aigua dolça (Moyle *et alii*, 1986; Mack *et alii*, 2000; Clavero & García-Berthou, 2005). Les invasions biològiques han causat un considerable efecte negatiu sobre els ecosistemes nadius arreu del món (Rainbow, 1998) i les espècies exòtiques poden afectar les espècies natives a través de l'alteració de l'hàbitat, la introducció de malalties o paràsits, la hibridació, la predació o la competència (Taylor *et alii*, 1984; Williamson, 1996). No obstant això, la majoria d'introduccions no han estat estudiades i els seus impactes sobre la biota nativa són normalment desconeguts o poc documentats (Parker *et alii*, 1999; García-Berthou, 2007).



A Catalunya, actualment, de les 54 espècies de peixos estrictament continentals n'hi ha 29 d'exòtiques, de les quals 16 es consideren invasores i 8 ja s'han establert al territori (Andreu *et alii*, 2012). Als embassaments principals del riu Ter, Sau i Susqueda, la comunitat de peixos està dominada per espècies exòtiques invasores, entre les quals destaca una espècie introduïda recentment per interessos esportius com és el silur.

Els principals objectius d'aquest article són revisar les dades publicades sobre el silur als embassaments del Ter, tot comparant-les amb les obtingudes per a la mateixa espècie a la conca de l'Ebre, per tal d'apreciar possibles impactes ecològics sobre la biota nativa. D'altra banda, també reflexionarem sobre el futur més immediat de l'espècie i les mesures de gestió a tenir en compte.

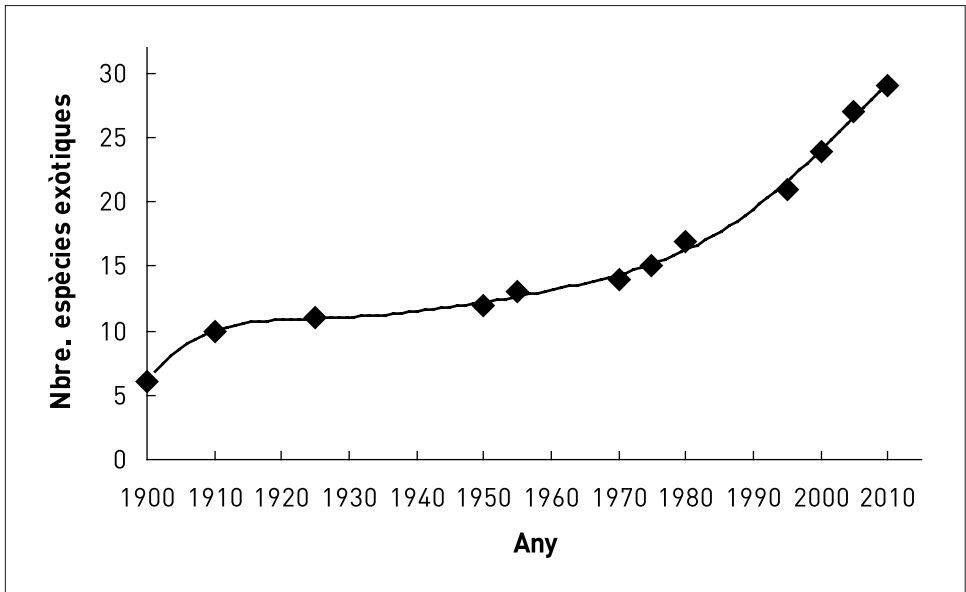
## Peixos exòtics

Actualment a Catalunya es coneixen unes 54 espècies de peixos estrictament continentals, entre les quals destaquen alguns endemismes ibèrics com el barb cua-roig (*Barbus haasi*) o el barb de l'Ebre (*Luciobarbus graellsii*), espècie endèmica de la conca de l'Ebre que ha estat translocada en altres conques catalanes com la del Ter, Fluvià, Besós i Llobregat. Alhora, també destaca la recentment citada bagra catalana (*Squalius laietanus*), que es distribueix per Catalunya i el sud de França i es diferencia de la bagra comuna (*Squalius cephalus*) (Doadrio *et alii*, 2007).

Malauradament, el més destacable de la nostra fauna piscícola és l'elevada presència d'espècies exòtiques. Fins a 29 de les 54 espècies de peixos continentals conegudes fins al moment són exòtiques (taula I). Segons el recent informe publicat pel Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF), *Les espècies exòtiques de Catalunya* (Andreu *et alii*, 2012), fins a un 55% (n=16) de les espècies exòtiques conegudes es consideren invasores, i per tant han aconseguit establir-se i expandir-se en el medi natural gràcies a una gran capacitat reproductiva i de dispersió. De la resta, un 30% (n=8) ja s'han establert o naturalitzat al territori, i per tant han aconseguit formar poblacions autosostenibles en el medi natural sense la intervenció humana.

Si observem l'evolució de la introducció de peixos a Catalunya (fig. 1 i taula I) podem observar que les introduccions més antigues són les d'alguns cipriníds com la tenca (*Tinca tinca*), la carpa (*Cyprinus carpio*) i el carpí (*Carassius auratus*), i que no és fins els anys 1970-1980 que s'inicia un augment exponencial en les introduccions, encapçalades per grans depredadors com el silur (*Silurus glanis*), la sandra (*Sander lucioperca*) o la perca (*Perca fluviatilis*), amb un elevat interès per a la pesca esportiva, seguides als anys 1990 d'introduccions d'espècies de mida petita o mitjana usades generalment com a esquer per als grans depredadors, com són l'alburn (*Alburnus alburnus*) o la brema blanca (*Blicca bjoerkna*). Als darrers anys han aparegut noves espècies com la rasbora (*Pseudorasbora parva*) o el misgurn (*Misgurnus anguillicaudatus*), que destaquen per la seva ràpida expansió.





◆ Figura 1

Evolució del nombre d'espècies exòtiques a Catalunya durant els darrers 110 anys.

## El silur

El silur (*Silurus glanis*) és el peix d'aigua dolça europeu més gran, és natiu a l'est d'Europa i a l'oest d'Àsia i molt abundant a les conques del Danubi i el Volga. El silur és actualment molt popular entre els pescadors europeus i per aquest motiu ha estat introduït en molts països del continent, inclosos França, Itàlia, Holanda, Bèlgica, Espanya i el Regne Unit (Elvira, 2001; Elvira & Almodóvar, 2001; Keith & Allardi, 2001). *S. glanis* és també un important recurs en aqüicultura al centre i est d'Europa i la major part de la recerca sobre l'espècie té relació amb el desenvolupament d'aquest tema (Adámek *et alii*, 1999; Linhart *et alii*, 2002; Alp *et alii*, 2004). La biologia i l'ecologia de les poblacions naturalitzades de silur a l'oest d'Europa són poc conegudes, probablement per la dificultat del mostreig d'espècies de gran mida en rius també grans o en ambients lèntics (Carol *et alii*, 2007).

El silur fou introduït inicialment a la península Ibèrica al riu Segre al voltant del 1974, aparentment a través d'un biòleg alemany anomenat Roland Lorkowsky, qui va portar il·legalment 32 individus juvenils (Cabistañ, 2003). Ben aviat, el silur fou també implantat al tram baix del riu Ebre, als embassaments de Mequinensa i Riba-roja, per a la pesca esportiva (Elvira, 2001; Elvira & Almodóvar, 2001; Doadrio, 2002), on actualment és molt abundant. Posteriorment, també ha estat introduït a la conca del riu Tajo (2002); el 2003 es va citar per primer cop a l'embassament de Susqueda (Carol *et alii*, 2003) i posteriorment a l'embassament de Sau –aigües amunt de Susqueda– i a l'embassament de la Baells, situat a

Nom comú	Nom científic	Data	Regió d'origen
Tenca	<i>Tinca tinca</i>	Abans s. XV	Euràsia
Carpa	<i>Cyprinus carpio</i>	s. XVII	Euràsia
Carpí	<i>Carassius auratus</i>	s. XVII	Àsia
Truita irisada	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Finals s. XIX	Amèrica del Nord
Salvelí	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Finals s. XIX	Amèrica del Nord
Madrilleta vera	<i>Rutilus rutilus</i>	1910-1913	Europa
Gardí	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1910-1913	Euràsia
Peix gat americà	<i>Ameiurus melas</i>	1910-1913	Amèrica del Nord
Peix sol, mirallet	<i>Lepomis gibbosus</i>	1910-1913	Amèrica del Nord
Gambúsia	<i>Gambusia holbrooki</i>	1921	Amèrica del Nord
Lluci	<i>Esox lucius</i>	1949	Europa
Perca americana	<i>Micropterus salmoides</i>	1955	Amèrica del Nord
Peix mòmia	<i>Fundulus heteroclitus</i>	1970-1973	Amèrica del Nord
Silur	<i>Silurus glanis</i>	1974	Europa
Perca	<i>Perca fluviatilis</i>	1970-1979	Euràsia
Sandra	<i>Sander lucioperca</i>	1970-1979	Europa
Alburn	<i>Alburnus alburnus</i>	1992	Europa
Esturió siberià	<i>Acipenser baerii</i>	1995	Àsia
Brema blanca	<i>Blicca bjoerkna</i>	1995	Regió Paleàrtica
Peix gat puntejat	<i>Ictalurus punctatus</i>	1995	Amèrica del Nord
Fartet oriental	<i>Aphanius fasciatus</i>	1997	Europa
Rasbora	<i>Pseudorasbora parva</i>	2001	Àsia
Misgurn del Japó	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	2001	Àsia
Llop de riu italià	<i>Cobitis bilineata</i>	2002	Europa i Àsia
Brema comú	<i>Abramis brama</i>	2004	Regió Paleàrtica
Carpa herbívora	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	2005	Àsia
Carpa carassina	<i>Carassius carassius</i>	-	Europa i Àsia
Rutil roig	<i>Leuciscus idus</i>	-	Europa Central
	<i>Xiphophorus sp.</i>	-	Amèrica Central

#### ◆ Taula I

Espècies exòtiques a Catalunya

\*Les spp. invasores són spp. exòtiques que han aconseguit establir-se i expandir-se en el medi natural gràcies a una gran capacitat reproductiva i de dispersió. Les spp. introduïdes són spp. exòtiques que s'han trobat en el medi natural a Catalunya, però de les quals desconeixem el seu estatus. Cal destacar, però, que algunes d'aquestes spp. podrien tenir potencial invasor. Les spp. adventícies o no establertes són spp. exòtiques que es reproduïxen ocasi-

Via d'entrada	Àmbit d'invasió	Grau d'invasió*
Aqüicultura, pesca esportiva, aquariofilia	-	Establerta (arqueozou)
Aqüicultura, pesca esportiva, aquariofilia	Diverses conques	Invasora
Aqüicultura, pesca esportiva, aquariofilia	Diverses conques	Invasora
Aqüicultura, pesca esportiva	Diverses conques	Invasora
Aqüicultura, pesca esportiva, aquariofilia	Diverses conques	Establerta
Pesca esportiva, aquariofilia	Diverses conques	Invasora
Pesca esportiva, aquariofilia	Diverses conques	Invasora
Pesca esportiva, aquariofilia	Diverses conques	Invasora
Pesca esportiva, aquariofilia	Diverses conques	Invasora
Aquariofilia, control biològic	Diverses conques	Invasora
Pesca esportiva	Diverses conques	Invasora
Aqüicultura, pesca esportiva, aquariofilia	Diverses conques	Invasora
Aquariofilia	Delta de l'Ebre	Invasora
Aqüicultura, pesca esportiva	Diverses conques	Invasora
Aqüicultura, pesca esportiva	Pantà de Boadella i estany de Banyoles	Establerta
Aqüicultura, pesca esportiva, aquariofilia	Diverses conques	Invasora
Esquer de pesca esportiva	Diverses conques	Invasora
Aqüicultura, pesca esportiva, aquariofilia	Riu Ebre	No establerta
Esquer de pesca esportiva	Pantà de Sant Antoni	Establerta
Aqüicultura, pesca esportiva, aquariofilia	Riu Ebre	No establerta
Aquariofilia	Riu Ebre	Introduïda
Aqüicultura, pesca esportiva	Conca de l'Ebre, Ter i Daró	Invasora
Aqüicultura, esquer de pesca esportiva, aquariofilia	Conca de l'Ebre i Ter	Invasora
Pesca esportiva	Estany de Banyoles	Establerta
Aqüicultura, pesca esportiva, aquariofilia	Pantà de Boadella	Establerta
Aqüicultura, pesca esportiva	Riu Ebre	Introduïda
Aqüicultura, pesca esportiva, aquariofilia	-	Establerta
Aqüicultura, esquer de pesca esportiva, aquariofilia	-	No establerta
Aqüicultura, aquariofilia	-	Establerta

onalment en el medi natural, però que no formen poblacions autosostenibles. Les spp. naturalitzades o establertes són spp. exòtiques que aconsegueixen formar poblacions autosostenibles en el medi natural, sense la intervenció humana. El terme arqueozou fa referència a les spp. introduïdes abans del descobriment d'Amèrica (s. XV). Adaptació d'Elvira & Almodóvar (2001) i Andreu *et alii* (2012).

la conca del Llobregat (Benejam *et alii*, 2007). Entre el 2009 i 2011 s'han anat confirmant captures d'aquesta espècie en diferents embassaments de la conca del riu Xúquer, que en breu podrien suposar una greu amenaça per a la fauna autòctona del Parc Natural de l'Albufera (Generalitat Valenciana, 2012).

## Impacte ecològic

Tot i que a simple vista el fet d'introduir espècies exòtiques al medi natural ens pot semblar un tema menor i alhora ens pot generar indiferència o fins i tot simpatia, és molt important saber que moltes de les introduccions són avui en dia irreversibles, i que tot i que els seus efectes ecològics són en molts casos desconeguts i difícils d'estudiar, sovint provoquen una pèrdua de biodiversitat, amb la conseqüent homogeneïtzació de la biota, i alhora generen canvis en la composició i funcionament dels ecosistemes (García-Berthou *et alii*, 2009; Gasó, 2009).

La introducció d'espècies de fauna i flora, i en concret de peixos continentals, sovint canvia la composició de les comunitats i redueix l'abundància d'espècies natives a través de quatre mecanismes: les relacions tròfiques com la depredació o la competència; la hibridació i l'alteració genètica tant a nivell intra com interespecífic; la introducció de paràsits i malalties sovint hostes de l'espècie invasora i que afecten més negativament les espècies natives, i canvis globals en el funcionament dels ecosistemes (García-Berthou *et alii*, 2009).

L'impacte ecològic del silur, espècie objecte d'estudi d'aquest treball, sobre la biota nativa també és poc conegut (Copp *et alii*, 2009) i difícil de demostrar (Carol *et alii*, 2009); no obstant això, la introducció d'alguns paràsits ha estat publicada (Blanc, 1997), la hibridació amb *S. Aristotelis*, espècie endèmica de Grècia, ha estat observada (Paschos *et alii*, 2004) i possibles efectes sobre els ecosistemes a causa de grans agregacions d'individus també han estat documentats (Boulêtreau *et alii*, 2011).

Tampoc no hem d'oblidar que a part de tots els impactes ecològics que poden ocasionar les invasions biològiques, aquestes també poden afectar les societats humanes des del punt de vista econòmic i social (Pimentel *et alii*, 2005).

## El silur al Ter

Als embassaments principals del riu Ter, Sau i Susqueda, la comunitat de peixos està dominada plenament per espècies exòtiques invasores (taula II), entre les quals destaca per la seva popularitat i mida el silur, espècie introduïda a principis del s. XX a partir, molt probablement, d'individus provinents del riu Ebre o del centre d'Europa arran de l'interès que suscita l'espècie entre els pescadors de pesca esportiva.

Nom comú	Nom científic	Embassament de Sau	Embassament de Susqueda
Lluci	<i>Esox lucius</i>	+	
Alburn	<i>Alburnus alburnus</i>	+	+
Barb de l'Ebre*	<i>Luciobarbus graellsii</i>	+	+
Carpa	<i>Cyprinus carpio</i>	+	+
Madrilleta vera	<i>Rutilus rutilus</i>	+	+
Gardí	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	+	+
Rasbora	<i>Pseudorasbora parva</i>	+	
Peix gat americà	<i>Ameiurus melas</i>	+	
Peix sol, mirallet	<i>Lepomis gibbosus</i>	+	+
Perca americana	<i>Micropterus salmoides</i>	+	+
Silur	<i>Silurus glanis</i>	+	+

#### ☉ Taula II

Espècies exòtiques presents als embassaments de Sau i Susqueda. Adaptació de Carol *et alii* (2006) i dades no publicades sobre el treball de camp desenvolupat durant la tesi doctoral (Carol, 2007). \*Espècie translocada provinent de la conca de l'Ebre.

Actualment es disposa de certa informació sobre la biologia i l'ecologia d'aquesta espècie gràcies als treballs desenvolupats pel grup d'ictiologia de l'Institut d'Ecologia Aquàtica de la Universitat de Girona, publicats en la tesi *Ecology of an invasive fish (Silurus glanis) in Catalan reservoirs* (Carol, 2007) i en els articles que se n'han pogut derivar.

#### ***Edat i creixement del silur al Ter***

Segons Carol *et alii* (2009), com es tracta d'una introducció recent, els silurs del Ter no han arribat encara a les talles i edats màximes conegudes per a l'espècie (taula III), que són uns 22 anys pels mascles i 16 per les femelles en el delta del Volga i fins a 26 anys al Danubi (Copp *et alii*, 2009).

De totes maneres, els silurs dels embassaments del Ter sí que presenten una taxa de creixe-

Població	Codi	Conca	N	Mitjana TL (mm)	Rang TL (mm)	Rang d'edat (anys)
Embassament de Susqueda	SUS	Ter	15	572	74-1040	0-4
Embassament de Sau	SAU	Ter	97	781	338-1350	1-7

#### ☉ Taula III

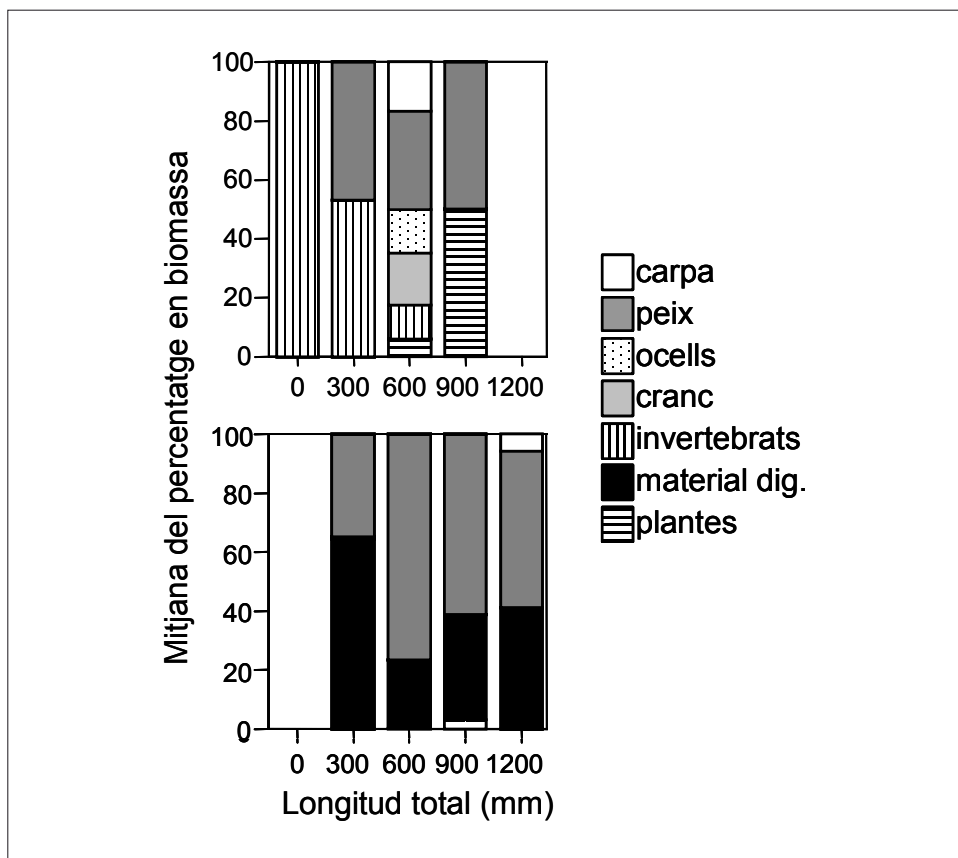
Principals característiques de les dues poblacions de silur estudiades. Adaptació de Carol *et alii* (2009).

ment major a la obtinguda pels silurs de l'Ebre, i fins i tot superior a la de moltes altres poblacions europees. De fet, mentre que al Ter un silur d'edat 7+ presenta una longitud total mitjana propera als 1,5 metres, a l'Ebre un silur de la mateixa edat presenta una longitud aproximadament mig metre inferior.

Aquestes diferències en la condició i taxes de creixement entre introduccions recents, com és el cas del Ter, i més antigues, a l'Ebre, semblen estar relacionades amb la dieta.

### *Dieta del silur al Ter*

Segons Carol *et alii* (2009), els silurs del Ter menors de 30 cm s'alimenten d'invertebrats i a partir d'aquesta talla s'alimenten gairebé exclusivament de diverses espècies de peixos (fig. 2).



● Figura 2

Variació ontogènica en la dieta de les poblacions de silur dels embassaments de Susqueda (superior) i Sau (inferior), on es mostra la mitjana del percentatge del contingut estomacal en relació amb classes de talla de 300 mm per set categories d'aliment: carpa, altres peixos, ocells, crancs de riu americans, altres invertebrats, material digerit i restes vegetals. Adaptació de Carol *et alii* (2009).



● Figura 3

Continguts estomacals de silurs capturats als embassaments de Sau i Susqueda. S'hi observen crancs de riu americans (superior), madrilletta vera i alburn (inferior esquerra) i peix sol (inferior dreta).

D'aquestes, cal destacar-ne la carpa, que va aparèixer en estòmacs d'ambdós embassaments, el peix sol a Susqueda i el lluci, l'alburn i la madrilletta vera a Sau (fig. 3). En alguns estòmacs de Sau i Susqueda es van identificar crancs de riu americans (fig. 3), i fins i tot en un estómac de Sau es van poder identificar les restes d'un ocell passeriforme.

En comparar la dieta dels silurs del Ter amb la que presenten els silurs analitzats als embassaments de l'Ebre, dominada en gran part pel cranc de riu americà i amb poc percentatge de peixos, podem apuntar que la dieta del silur pot dependre també del temps d'introducció de l'espècie en un determinat ecosistema. Així, en els estadis inicials de la introducció, el silur consumeix majoritàriament peixos ciprinids com la madrilletta vera i l'alburn. En canvi, el cranc de riu americà és la principal presa en els llocs on el silur es va introduir fa més anys.

En les primeres fases de la introducció, el silur sembla créixer més ràpidament i té millor condició, ja que depreda més sobre peixos. En fases més avançades de la invasió, el silur redueix la ingesta de peixos, segurament per menor disponibilitat, a favor dels crancs (Carol & García-Berthou, 2010).

Així doncs, i tal i com apunta la bibliografia de l'espècie (Carol *et alii*, 2009), podem confirmar que el silur presenta una alimentació oportunista i que és un depredador voraç que al llarg del creixement modifica el seu règim alimentari, des dels invertebrats en la fase juvenil als peixos i crancs en la fase adulta, i que de forma ocasional també és capaç d'ingerir altres preses com poden ser ocells.

## Perspectives de futur

A priori el silur presenta una sèrie d'atributs que el converteixen en una espècie capaç d'adaptar-se fàcilment un cop introduïda lluny de la seva distribució nativa. El silur és una espècie molt popular en la pesca esportiva de molts països, es considera un aliment exquisit en d'altres i resisteix fàcilment el transport, la qual cosa permet la seva translocació. Un cop introduït, sembla establir-se ràpidament als nous ambients, sobretot en climes temperats com el nostre (Copp *et alii*, 2009).

És per això que l'arribada del silur i de moltes altres espècies de peixos exòtics en d'altres embassaments o en masses d'aigua com l'estany de Banyoles s'hauria d'evitar aplicant totes les mesures d'estudi, divulgatives, preventives, de control i també legislatives que calguin.

El desenvolupament per part del CREAM, juntament amb l'Agència Catalana de l'Aigua, del *Sistema d'Informació de les Espècies Exòtiques dels Ecosistemes Aquàtics de Catalunya (SI-ExoAqua)* i del *Sistema d'Informació d'Espècies Exòtiques a Catalunya (EXOCAT)*, que analitzen l'estat actual i el risc futur d'invasions dels ecosistemes de Catalunya per part d'espècies exòtiques, permetrà ben aviat disposar d'una informació bàsica de localització de les espècies per tal de prevenir la seva expansió cap a zones més vulnerables.

Altres projectes com el *Life Millora dels hàbitats i espècies de la Xarxa Natura 2000 de Banyoles: Un projecte demostratiu*, a part del seu elevat valor divulgatiu, permetrà fer una valoració sobre l'èxit que pot tenir el control d'espècies invasores per tal de combatre, alenir i revertir el declivi d'espècies natives, acotará els costos que aquest tipus d'actuació representa i alhora serà d'utilitat per a la futura gestió d'hàbitats i espècies en aquest mateix espai i en d'altres de similars.

Pel que fa a la legislació, a finals de 2011 es va fer públic el Reial Decret 1628/2011 que regula el *Catàleg espanyol d'espècies exòtiques invasores i el llistat d'espècies exòtiques amb potencial invasor*, el qual prohibeix la introducció en el medi natural, la possessió, el transport, el tràfic i el comerç d'exemplars vius o morts de les espècies que hi apareixen. La correcta implementació



i compliment d'aquest Reial Decret hauria de permetre un millor control sobre les espècies invasores presents al nostre territori i una disminució en la seva translocació.

Tots aquests fets són passos importants i necessaris cap a la recuperació d'espècies autòctones i el control de les exòtiques. Esperem que la conscienciació de la població, molt especialment la dels agents implicats en la gestió, ús i conservació de les nostres masses d'aigua continentals, arribi a temps.

## **Agraïments**

A tota la gent amb qui vaig coincidir en el grup d'ictiologia de l'Institut d'Ecologia Aquàtica i molt especialment a l'Emili García Berthou, Lluís Zamora, Lluís Benejam i Josep Benito, per fer possible tot el treball que va comportar la tesi doctoral.

## BIBLIOGRAFIA

ADÁMEK, Z., FAŠAIĆ, K. & SIDDIQUI, M. A. (1999); «Prey selectivity in wels (*Silurus glanis*) and African catfish (*Clarias gariepinus*)», *Ribarstvo*, 57, p. 47-60.

ALP, A., KARA, C. & BUYUKÇAPAR, H. M. (2004); «Reproductive biology in a native european catfish, *Silurus glanis* L., 1758, population in Menzelet Reservoir», *Turkish Journal of Veterinary & Animal Sciences*, 28, p. 613-622.

ANDREU, J., PINO, J., BASNOU, C., GUARDIOLA, M. & ORDOÑEZ, J.L. (2012); *Les espècies exòtiques de Catalunya. Resum del projecte EXOCAT 2012*, CREA & Generalitat de Catalunya, Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural.

BENEJAM, L., CAROL, J., BENITO, J., GARCÍA-BERTHOU, E. (2007); «On the spread of the European catfish (*Silurus glanis*) in the Iberian Peninsula: first record in the Llobregat river basin», *Limnetica*, 26, p. 169-171.

BLANC, G. (1997); «Introduction of pathogens in European aquatic ecosystems: attempt of evaluation and realities», *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 344-345, p. 489-513.

BOULÉTREAU, S., CUCHEROUSET, J., VILLÉGER, S., MASSON, R., SANTOUL, F. (2011); «Colossal aggregations of giant alien freshwater fish as a potential biogeochemical hotspot», *PLoS ONE*, 6 (10).

CABISTAÑ, J. (2003); *Iniciación a la pesca del siluro*, Editorial Tikal, Barcelona.

CAROL, J. (2007); *Ecology of an invasive fish (Silurus glanis) in Catalan reservoirs*, Tesi doctoral, <<http://www.tdx.cat/handle/10803/7870>>.

CAROL, J., BENEJAM, L., POU-ROVIRA, Q., ZAMORA, L. & GARCÍA-BERTHOU, E. (2003); «Primera citació de brema blanca (*Abramis bjoerkna*) a Catalunya i noves introduccions de peixos exòtics (*Alburnus alburnus*, *Sander lucioperca* and *Silurus glanis*) en diverses conques catalanes», *Bulletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 71, p. 135-136.

CAROL, J., BENEJAM, L., ALCARAZ, C., VILA-GISPERT, A., ZAMORA, L., NAVARRO, E., ARMENGOL, J. & GARCÍA-BERTHOU, E. (2006); «The effects of limnological features on fish assemblages of 14 Spanish reservoirs», *Ecology of Freshwater Fish*, 15, p. 66-77.

CAROL, J., ZAMORA, L. & GARCÍA-BERTHOU, E. (2007); «Preliminary telemetry data on the movement patterns and habitat use of European catfish (*Silurus glanis*) in a reservoir of the River Ebro, Spain», *Ecology of Freshwater Fish*, 16, p. 450-456.

CAROL, J., BENEJAM, L., BENITO, J., GARCÍA-BERTHOU, E. (2009); «Growth and diet of European catfish (*Silurus glanis*) in early and late invasion stages», *Fundamental and Applied Limnology*, 174, p. 317-328.

CAROL, J. & GARCÍA-BERTHOU, E. (2010); «Siluro - *Silurus glanis*», *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*, (SALVADOR, A. & ELVIRA, B., ed.), Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, <<http://www.vertebradosibericos.org/>>.

CLAVERO, M. & GARCÍA-BERTHOU, E. (2005); «Invasive species are a leading cause of animal extinctions», *Trends in Ecology & Evolution*, 20, p. 110.

COPP, G. H., BRITTON, R. H., CUCHEROUSET, J., GARCÍA-BERTHOU, E., KIRK, R., PEELER, E. & STAKENAS, S. (2009); «Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced range», *Fish. Fisheries*, 10, p. 252-282.

DOADRIO, I. (ed.) (2002); *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

DOADRIO, I., KOTTELAT, M. & SOSTOA, A. (2007); «*Squalius laietanus*, a new species of cyprinid fish from north-eastern Spain and southern France (Teleostei: Cyprinidae)», *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 18 (3), p. 247-256.

- ELVIRA, B. (2001); *Identification of non-native freshwater fishes established in Europe and assessment of their potential threats to the biological diversity*, Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Strasbourg, (Bern\T-PVS 2001\tpvs06e\_2001).
- ELVIRA, B. & ALMODÓVAR A. (2001); «Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century», *Journal of fish Biology*, 59, p. 323-331.
- GARCÍA-BERTHOU, E. (2007); «The characteristics of invasive fishes: what has been learned so far?», *Journal of fish Biology*, 71, p. 33-55.
- GARCÍA-BERTHOU, E., ALCARAZ, C., BENEJAM, L., BENITO, J., CAROL, J., FAGGIANO, L., SANTOS, A.F.G.N. & SANTOS, L.N. (2009); «L'impacte ecològic dels peixos introduïts a Catalunya», *Atzavara*, 18, p. 25-29.
- GASSÓ, N. (2009); «La creixent amenaça de les invasions biològiques», *Atzavara*, 18, p. 5-14.
- GENERALITAT VALENCIANA (2012); «Espècies invasores, el silur (*Silurus glanis*) i la centàurea difusa (*Centaurea diffusa*)», *Biodiversitat*, 18, p. 4.
- KEITH, P. & ALLARDI, J. (2001); *Atlas des poissons d'eau douce de France*, Publications Scientifiques du M.N.H.N, París.
- LINHART O., STECH, L., SVARC, J., RODINA, M., AUDEBERT, J.P., GRECU, J. & BILLARD, R. (2002); «The culture of the European catfish, *Silurus glanis*, in the Czech Republic and in France», *Aquatic Living Resources*, 15, p. 139-144.
- MACK, R.N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., EVANS, H., CLOUT, M. & BAZZAZ, F.A. (2000); «Biotic invasions causes, epidemiology, global consequences, and control», *Ecological Applications*, 10, 689-710.
- MOYLE, P.B., LI, H.W. & BARTON, B.A. (1986); «The Frankenstein effect: impact of introduced fishes on native fishes in North America», *Fish culture in fisheries management*, (STROUD, R.H., ed.), American Fisheries Society, Bethesda, p. 415-426.
- PARKER, I. M., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W. M., GOODELL, K., WONHAM, M., KAREIVA, P., WILLIAMSON, M. H., VON HOLLE, B., MOYLE, P. B., BYERS, J. E. & GOLDWASSER, L. (1999); «Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders», *Biological invasions*, 1, p. 3-19.
- PASCHOS, I., NATHANAILIDES, C., PERDIKARIS, C., TSOUMANI, M. (2004); «Comparison of morphology, growth and survival between *Silurus glanis*, *S. aristotelis* and their hybrid during larval and juvenile stages», *Aquaculture Research*, 35, p. 97-99.
- PIMENTEL, D., ZUNIGA, R. & MORRISON, D. (2005); «Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States», *Ecological Economics*, 52, 273-288.
- RAINBOW, P. (1998); «Impacts of invasions by alien species», *Journal of Zoology*, 246, p. 247-248.
- TAYLOR, J.N., COURTENAY, W.R.Jr. & McCANN, J.A. (1984); «Know impacts of exotic fishes in the continental United States», *Distribution, Biology and Management of Exotic Fishes*, (COURTENAY, W.R.Jr. & STAUFFER, J.R.Jr., ed.) John Hopkins Univ. Press, Baltimore, p. 322-373.
- VILÀ, M., VALLADARES, F., TRAVESET, A., SANTAMARÍA, L. & CASTRO, P. (ed.) (2008); *Invasiones biológicas*, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.
- WILLIAMSON, M. (1996); *Biological Invasions*, Chapman & Hall.



# La genètica de la conservació dels peixos dels rius gironins: el cas de la truita i l'espínós

Núria SANZ BALL-LLOSERÀ, Rosa Maria ARAGUAS SOLÀ

Universitat de Girona (Laboratori d'Ictiologia Genètica), Campus de Montilivi, s/n, 17071 Girona

## La importància dels estudis genètics en la gestió i conservació

Els estudis teòrics i experimentals han donat clares evidències que indiquen que els canvis genètics que es produeixen en les poblacions estan íntimament relacionats amb la seva història i el seu destí, i és per això que els gestors dels recursos naturals són cada vegada més conscients de la importància dels estudis genètics en la gestió de poblacions i espècies (Frankham *et alii*, 2010). Actualment, la Unió Mundial per la Conservació (IUCN) reconeix com a essencial la contribució dels factors genètics en el risc d'extinció d'una espècie i la conservació de la diversitat genètica com a un dels tres nivells bàsics de biodiversitat. Són els gens, i no els individus, els que es transmeten al llarg de les generacions i els que confereixen variació genètica a les espècies perquè puguin actuar la selecció natural. La diversitat genètica de les espècies és doncs fonamental per mantenir les seves expectatives evolutives a llarg termini i representa la base que assegura la seva capacitat d'adaptar-se i sobreviure als canvis ambientals. La diversitat genètica d'una espècie és la que està continguda en les poblacions que la formen, de manera que per mantenir-la és necessari conservar la diversitat compresa en totes les seves poblacions. En conseqüència, l'estudi dels gens en les poblacions ens permetrà tenir una idea de quines són les possibilitats d'una població, i per extensió, de l'espècie, de sobreviure al llarg del temps.

Els marcadors moleculars i les metodologies d'anàlisi que ens ofereix la genètica de poblacions han esdevingut una de les eines més utilitzades per estudiar la diversitat genètica de les poblacions i els patrons d'estructuració poblacional. La informació obtinguda amb aquests estudis ens permet veure quin és l'estat de conservació d'una població i definir plans de gestió adequats.

## **La truita comuna (*Salmo trutta*) i l'espínós (*Gasterosteus aculeatus*): els rius gironins com a àrees de distribució marginal**

Les poblacions que viuen a les àrees marginals de distribució d'una espècie són, per definició, vulnerables, ja que es considera que és a l'àrea central de distribució on es produeixen les condicions òptimes d'hàbitat. En massa ocasions, aquesta vulnerabilitat es veu accentuada per condicions antròpiques, i, per desgràcia, moltes de les poblacions de peixos autòctons que habiten els nostres rius representen un bon exemple d'aquest fet. La península Ibèrica és el límit meridional de distribució per a moltes espècies d'aigua dolça i és també una zona de gran interès des del punt de vista evolutiu i de biodiversitat, ja que va ser un refugi glacial per a moltes espècies durant les glaciacions del quaternari (Hewitt, 2000). Entre elles, hi trobem la truita comuna (*Salmo trutta*), que habita les parts altes dels rius, i l'espínós (*Gasterosteus aculeatus*), que trobem distribuït a la part mitjana-baixa d'alguns cursos fluvials. Per a ambdues espècies, els resultats dels estudis genètics que aquí presentem demostren l'existència de patrimonis genètics singulars i molt antics (anteriors a les glaciacions del quaternari) en les poblacions dels nostres rius, i ens donen la informació necessària per al disseny adequat d'estratègies de conservació d'aquestes poblacions.

### ***La truita comuna***

La truita comuna (*S. trutta*) és una espècie nativa a Euràsia i al nord d'Àfrica, i és l'única espècie que es distribueix de forma natural en els rius d'alta muntanya dels Pirineus, per sobre dels 1.000 m d'altitud. Necessita d'aigües netes, fredes i ben oxigenades (temperatura òptima 4 °C-19,5 °C) (Elliot, 1989) (fig. 1). La truita comuna és, a més, una espècie amb un gran valor comercial i sobretot esportiu i recreatiu, ja que sosté un important sector turístic d'alta muntanya durant les èpoques en què es permet la seva captura. La Direcció General del Medi Natural i Biodiversitat, juntament amb el Consell de Pesca Continental de Catalunya i els Consells Territorials de Pesca, regulen l'explotació d'aquesta espècie i determinen, anualment, els períodes hàbils de pesca, que solen anar de mitjan març a finals d'agost (excepte en algunes zones d'alta muntanya, que van de maig a setembre), els trams de rius sotmesos a explotació, les modalitats de pesca, el límit màxim de captures i les mides mínimes (4 truites de més de 22 cm per pescador i dia). Malgrat aquesta regulació, la pressió de pesca que s'ha exercit durant molts anys sobre les poblacions naturals de truita comuna ha estat excessiva i molt per sobre de la que les poblacions podien suportar de forma natural. Aquesta pressió de pesca, associada a alteracions en l'hàbitat natural de la truita, ha comportat una disminució important dels exemplars en els nostres rius. Davant

d'aquesta situació, i des de l'any 1888, amb la creació del Servicio Piscícola Español, la principal mesura de gestió que s'ha aplicat perquè les poblacions poguessin mantenir una pressió de pesca per sobre de la seva capacitat ha estat el reforçament de les poblacions mitjançant repoblacions amb exemplars de centre piscícola. Tradicionalment, els exemplars criats en un centre piscícola provenen d'ous i alevins de truita comuna exportats del nord i centre d'Europa, i pertanyen a un llinatge evolutiu ben diferent al que es distribueix de manera natural en els nostres rius (García-Marín & Pla, 1996). En conseqüència, aquestes mal anomenades repoblacions que s'han efectuat durant molts anys, i que es continuen fent avui dia encara a molts rius, s'han convertit, juntament amb la sobrepesca i la degradació de l'hàbitat, en una de les principals amenaces per a la conservació de les poblacions autòctones de truita. Tot i que aquesta espècie no es troba a la llista d'espècies amenaçades a la IUCN, les poblacions autòctones de truita comuna de la Península han estat catalogades com a VULNERABLES a l'*Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España* (Doadrio, 2001).



● Figura 1  
Fotografia de truita comuna.

### ***L'espínós***

L'espínós (*G. aculeatus*) és una espècie d'aigües continentals que es distribueix per gairebé tot l'hemisferi nord, des d'Àsia fins a Nord Amèrica. Mundialment, aquesta espècie pot trobar-se tant en hàbitats marins com continentals, i es pot comportar també com una espècie migradora anàdroma, que viu al mar i torna al riu a reproduir-se (Froese & Pauli, 2000) (fig. 2). A la península Ibèrica s'han trobat poblacions d'espínós només en aigües continentals, principalment al litoral atlàntic, País Basc, Galícia i Portugal, mentre que la seva distribució

és molt més reduïda a la conca mediterrània. Al litoral mediterrani, les poblacions d'espínós es localitzen sobretot en rius de les comarques de Girona, i fora d'aquestes només existeixen nuclis aïllats als Ullals de Baltasar del Delta de l'Ebre i en alguns rierols i llacunes del País Valencià (Pou-Rovira *et alii*, 2007). L'espínós viu en aigües estancades i de corrent dèbil, però necessita d'hàbitats sempre nets i transparents amb abundant vegetació subaquàtica, necessària perquè el mascle, que és qui té cura de la posta, pugui realitzar el niu. Malgrat que manca d'interès comercial, pel seu hàbitat i les seves característiques biològiques i de comportament (té un comportament reproductiu molt vistós) se'l considera un component clau de la biodiversitat. Des del punt de vista evolutiu i genètic, l'espínós és també una espècie molt interessant, ja que és un dels teleostis més estudiats (Wootton, 2009). La hipòtesi d'un llinatge ancestral d'espínós de distribució oceànica i una colonització post-glacial de rius i llacs, que hagi donat lloc a un ràpid i excepcional procés d'adaptació (en només 10.000-15.000 anys), ha estat el punt de mira de molts estudis evolutius (Cano *et alii*, 2006; McGuigan *et alii*, 2010; De Faveri *et alii*, 2012) i ha fet que aquesta espècie sigui considerada un organisme model, per al qual existeix ja la seqüenciació completa del seu genoma.



◆ Figura 2  
Fotografia d'espínós.

Malgrat la seva distribució gairebé cosmopolita, a la península Ibèrica les poblacions d'espínós han retrocedit tant que es parla ja d'una espècie en perill d'extinció i, de fet, es constata la seva desaparició en àrees del País Valencià (Jiménez & Lacomba 2002) i a la zona del baix Guadalquivir (M. Clavero, comunicació personal). Al marge de la introducció d'espècies exòtiques, la pèrdua de les característiques idònies d'hàbitat, provocada per la intervenció humana (dessecació, canalització i cimentació de recs) i la contaminació s'apunten com les principals causes de desaparició de l'espècie. A més, aquesta davallada ha fet que les poblacions que encara es mantenen es distribueixin de manera molt aïllada,



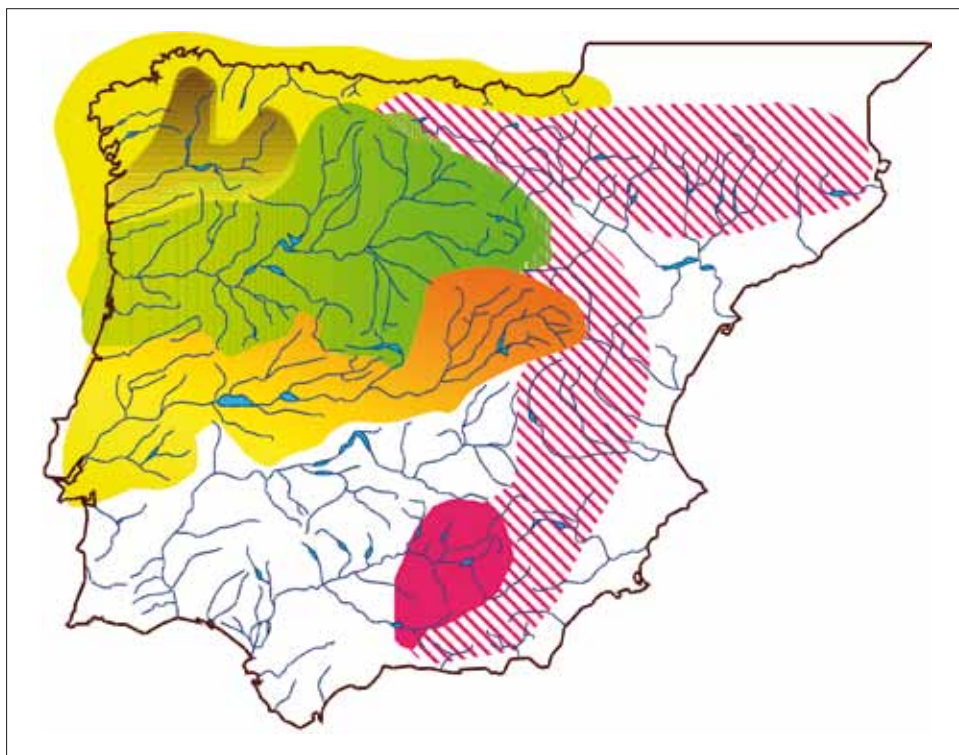
factor que contribueix encara més a la seva vulnerabilitat. L'espínós va ser catalogat com a vulnerable l'any 1992 en el *Libro Rojo de los Vertebrados de España* (Blanco & González, 1992) i posteriorment com a espècie en perill d'extinció en el *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España* (Doadrio, 2001). Actualment no consta en el *Catálogo Español de Especies Amenazadas*, però està inclòs en els llibres vermells de fauna amenaçada d'algunes comunitats autònomes com Extremadura, Andalusia o Balears. A Catalunya, l'espínós no gaudeix d'un pla de protecció especial, tot i que existeixen actuacions puntuals per a la conservació d'aquesta espècie. En aquest sentit, el Parc Natural del Delta de l'Ebre és l'únic centre de la Península que, des de 2004, porta a terme un programa de cria en captivitat per a l'espínós del Delta, amb l'objectiu de mantenir un estoc per reforçar les poblacions salvatges, si fos necessari. En el centre ictiològic del Delta de l'Ebre es manté també un estoc d'espínós de la població de Calonge, originat l'any 2008, com a actuació preventiva davant les obres d'endegament de la riera.

## La recerca amb la truita comuna

Els estudis genètics realitzats amb truita comuna al Laboratori d'Ictiologia genètica van iniciar-se l'any 1988 amb la tècnica de l'electroforesi de proteïnes enzimàtiques (allozims). Mitjançant la variació genètica dels allozims, es van identificar genèticament les poblacions natives de la Península i els principals estocs utilitzats per a repoblar. Aquests treballs són els primers a posar de manifest una diferenciació genètica elevada entre les poblacions natives i les criades en centres piscícoles, provinents del nord i centre d'Europa. Alhora, descriuen una important estructura poblacional amb clares diferències genètiques entre les poblacions autòctones de la Península i una gran homogeneïtat entre els diferents estocs captius utilitzats per a repoblar (García-Marín *et alii*, 1991; García-Marín & Pla, 1996). Aquests primers treballs permeten també identificar un marcador molecular diagnòstic basat en el locus proteic de la lactat deshidrogenasa (*LDH-C\**), expressat en l'ull, i que presenta dos al·lels fixats alternativament en les poblacions autòctones (al·lel \*100) i les de repoblació (al·lel \*90), cosa que permet identificar l'existència d'exemplars de repoblació i híbrids en les poblacions naturals de truita (García-Marín *et alii*, 1991). Basant-se en aquests marcadors i als resultats d'altres proteïnes enzimàtiques, es demostra que les repoblacions amb exemplars de centre piscícola provoquen la introgressió de gens exògens i la pèrdua de patrimoni genètics nadius (García-Marín *et alii*, 1999). Els treballs en els rius catalans confirmen que aquesta situació es repeteix en les poblacions natives dels nostres rius, de tal manera que s'arriben a identificar poblacions totalment exògenes en alguns dels rius estudiats (García-Marín *et alii*, 1998). Afortunadament, aquests estudis genètics també permeten identificar patrimoni genètics nadius que encara es conserven en algunes poblacions. A Catalunya, els primers treballs realitzats sobre poblacions de truita són claus per a la definició de la figura de gestió de 'Reserva Genètica', creada per primera vegada l'any 1997 en els rius Ter i Freser, a les comarques de Girona, amb l'objectiu de protegir les poblacions de truita autòctona que encara es mantenen en aquests rius. Les reserves genètiques estan definides actualment com una figura de protecció en l'avantprojecte de la Llei de Pesca Continental de Catalunya.

Segons la legislació, la repoblació és totalment prohibida a les zones de reserva genètica, que, a més, han de ser considerades refugis de pesca, o bé classificades com a zones de pesca lliure sense mort o com a zones de pesca controlada sense mort.

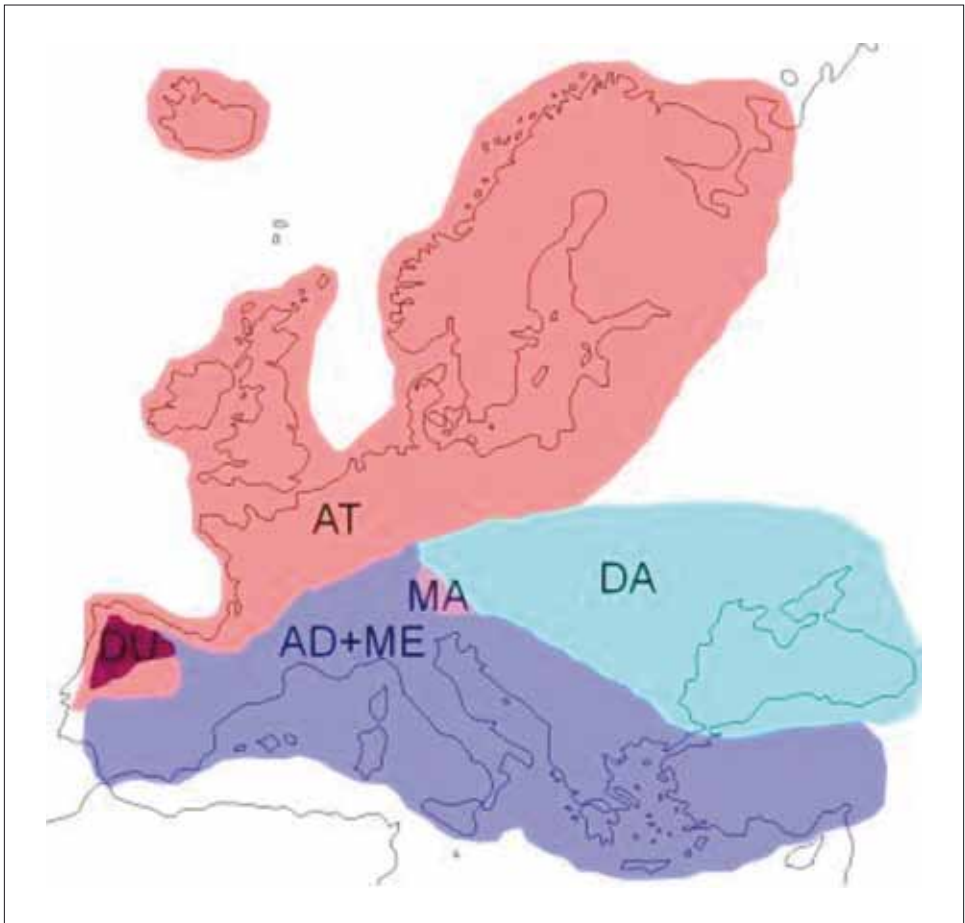
Els estudis posteriors realitzats encara amb marcadors proteics confirmen una elevada diversitat genètica en les poblacions naturals de truita comuna de la Península, amb clares diferències genètiques no només entre les poblacions autòctones i els estocs de repoblació, sinó també entre les poblacions de la vessant atlàntica i la mediterrània (fig. 3). A la vessant atlàntica, es detecta una clara estructuració on els diferents grups poblacionals es distribueixen segons un marcat patró hidrogràfic (Sanz *et alii*, 2000). A la vessant mediterrània, els al·lozims identifiquen dos grans grups poblacionals que es distribueixen de manera solapada i donen lloc a un patró en mosaic i a una singularitat genètica en algunes poblacions mediterrànies dels nostres rius (Sanz *et alii*, 2002). Alhora, l'estudi focalitzat en els rius dels Pirineus confirma com les repoblacions continuades al llarg dels anys estan introduint els mateixos gens exògens arreu, diluint patrons genètics autòctons singulars i esborrant històries evolutives úniques (Araguas *et alii*, 2004).



◆ Figura 3

Distribució dels principals llinatges descrits a la península Ibèrica segons els marcadors al·lozímics. Groc: grup can-tàbric; marró: grup Miño; verd: grup Duero; taronja: grup Tajo; fúcsia: grup Guadalquivir; trama fúcsia-blanca: indica la distribució en mosaic dels dos llinatges mediterranis (el del Guadalquivir i el purament mediterrani).

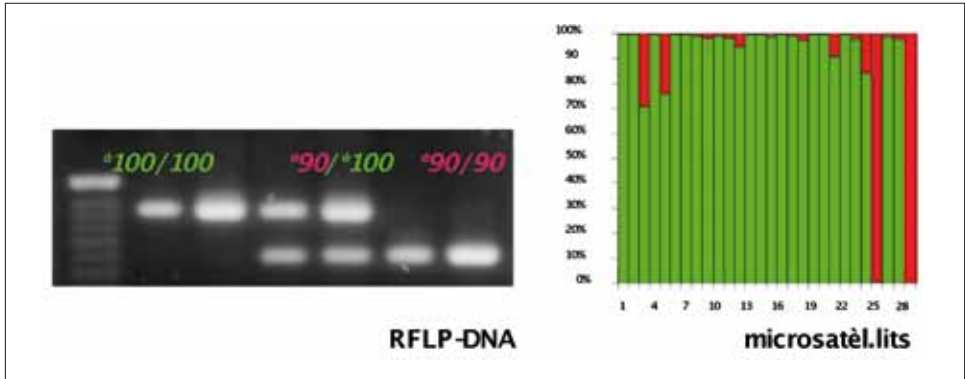
La utilització de marcadors genètics alternatius als al·lozims, obtinguts a partir del DNA mitocondrial, ens permeten caracteritzar els llinatges evolutius de truita comuna de la península Ibèrica amb relació a la resta d'Europa. La seqüenciació de la regió control del DNA mitocondrial ens indica que els llinatges evolutius de truita comuna que es distribueixen als rius mediterranis són clarament diferents dels que trobem als rius atlàntics de la Península i del nord d'Europa (fig. 4). Aquest marcador, d'herència materna, ens permet identificar fins a sis llinatges evolutius que es distribueixen a Europa: el Mediterrani (ME) i l'Adriàtic (AD) són els dos llinatges autòctons que podem trobar als rius mediterranis ibèrics (Cortey *et alii*, 2004).



◆ Figura 4

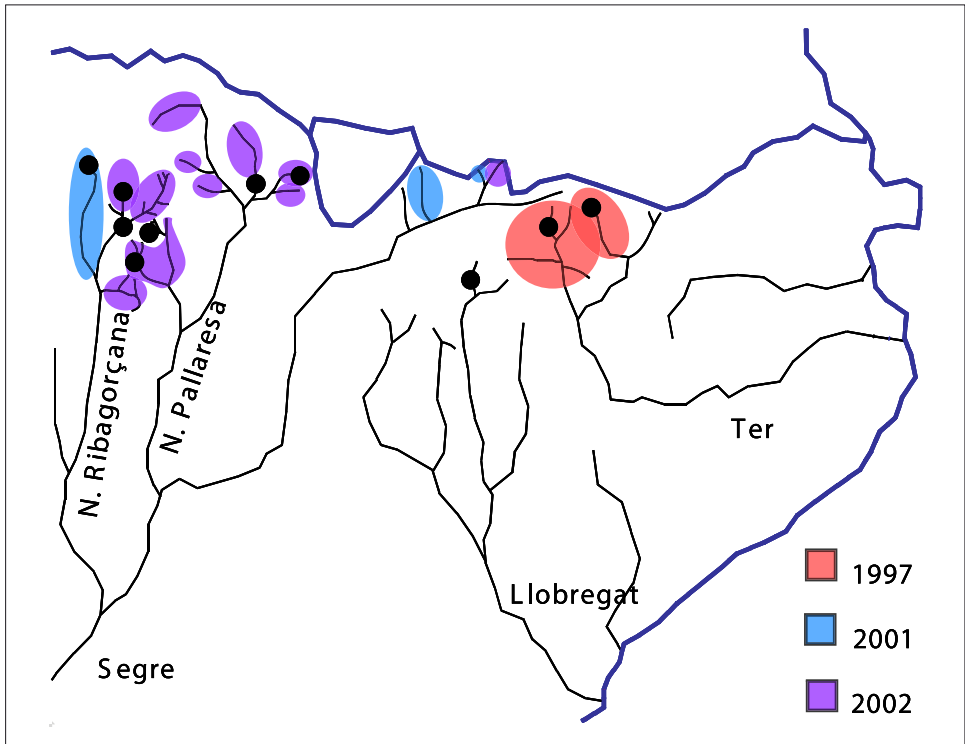
Distribució dels llinatges evolutius descrits a Europa segons la seqüenciació del DNA mitocondrial. Taronja: llinatge Atlàntic (AT); lila: llinatges mediterranis (AD + ME); blau: llinatge Danubi (DA); rosa: llinatge Marmoratus (MA); morat: llinatge Duero (DU).

L'avanç de la genètica molecular i la disponibilitat de nous marcadors basats en l'estudi del DNA ha permès, durant els darrers anys, continuar la recerca amb truita comuna a partir de mostres no invasius que han fet possible augmentar el nombre d'exemplars analitzats per població i fer estudis a petita escala. Els estudis basats en el genotipat de loci microsatèl·lits (zones del genoma altament repetitives), centrats en poblacions de truita de Catalunya, han descrit patrons hidrogràfics en la distribució de la variabilitat genètica a escala microgeogràfica que no havien estat identificats a través dels anteriors marcadors moleculars. A partir del genotipat de loci microsatèl·lit, s'ha obtingut també informació sobre l'estructura familiar de les poblacions, que comparada amb l'estructura poblacional ha permès descriure un moviment reduït de les truites en els nostres rius determinat no només per la distància, sinó també per altres factors hidrològics i ambientals (Fernández-Cebrián, 2011; Sanz *et alii*, 2011). Els nous marcadors moleculars han permès alhora obtenir un mètode no invasiu per tal de diagnosticar els al·lels del locus de la *LDH-C\** (basat en el reconeixement i tall amb enzims de restricció d'un fragment de DNA corresponent a aquest locus prèviament amplificat) i fer un seguiment de la introgressió del genoma exogen introduït en les poblacions natives a través de les repoblacions. Basant-nos en els diferents marcadors moleculars, podem ara distingir clarament els exemplars nadius dels híbrids i dels de centre piscícola (fig. 5), podem avaluar quin és l'estat de les nostres poblacions i podem comprovar com el nivell d'introgressió de gens exògens ha anat variant al llarg del temps. L'objectiu d'aquests darrers treballs ha estat el seguiment de diverses poblacions de truita dels Pirineus sotmeses a diferents alternatives de gestió, fent especialment incidència en les poblacions incloses dins de les reserves genètiques, que, des del 1997, s'han anat creant a les capçaleres de diferents rius catalans on es constata una escassa o nul·la presència de genoma de repoblació (fig. 6). Els estudis fets en les poblacions de truita comuna de les capçaleres dels principals rius catalans –Segre, Noguera Ribagorçana, Noguera Pallaresa, Llobregat, Ter i Freser– indiquen que les poblacions de truita de Catalunya contenen, de mitjana, un nivell d'introgressió important de genoma de repoblació (10-25%) com a conseqüència de les repoblacions efectuades. El nivell d'introgressió és també important en algunes poblacions incloses dins de reserves genètiques, malgrat que faci força anys que no es repobla en aquests llocs (Araguas *et alii*, 2008). Un cop els exemplars exògens introduïts s'han hibridat amb els exemplars nadius, els gens de repoblació passen a formar part de la població natural, i només l'atzar (la deriva genètica) podrà fer-los desaparèixer. És per això que l'aturada de les repoblacions a les reserves genètiques no implica la desaparició de genoma exogen en les poblacions naturals. Malgrat això, les reserves genètiques afavoreixen que els nivells d'introgressió no continuïn augmentant, i, alhora, aplicades simultàniament amb altres mesures de gestió, com l'augment de la grandària dels individus pescables, la reducció en el nombre de captures i l'augment de les zones de pesca sense mort, contribueixen a aconseguir un model de pesca més autosostenible (Araguas *et alii*, 2009).



☉ Figura 5

Identificació d'exemplars nadius, híbrids i de repoblació en una població natural mitjançant dos marcadors moleculars diferents, locus *LDH-C\** i microsatèl·lits. RFLPS-DNA: reconeixement i tall del gen de la lactat deshidrogenasa (*LDH-C\**) amb enzims de restricció (individu natiu: \*100/100; híbrid: \*90/100 i de repoblació: \*90/90). Loci microsatèl·lit: genotipat dels individus i processament de les dades amb estadística Bayesiana, on cada individu està representat per una barra vertical partida en segments d'acord amb la proporció de genoma natiu i de repoblació que conté (genoma 100% natiu: barra verda; genoma híbrid: barra bicolor; genoma 100% repoblació: barra vermella).



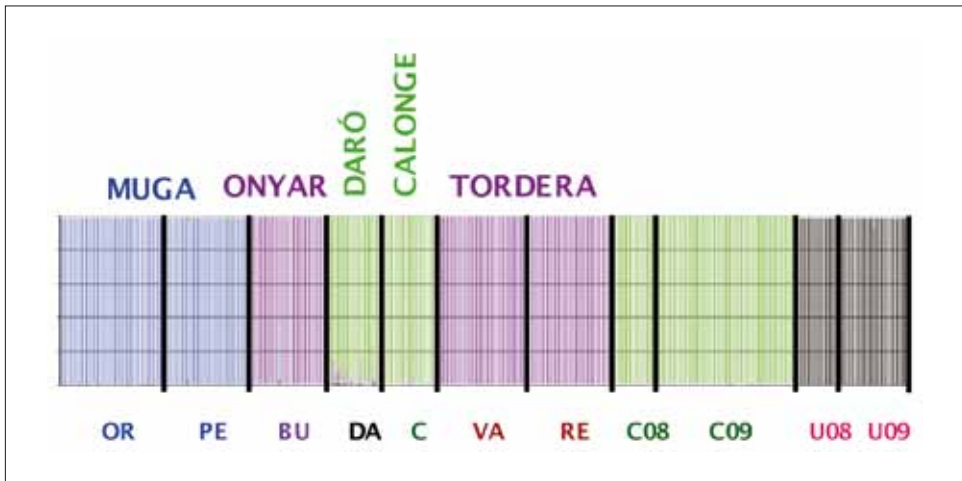
☉ Figura 6

Localització de les àrees considerades Reserva Genètica a les capçaleres dels rius catalans i any de la seva creació.

## La recerca amb l'espínós

L'espínós és un organisme model des del punt de vista evolutiu. El gran nombre de treballs dedicats a desxifrar el genoma de l'espínós ha posat a disposició de la genètica de poblacions una gran quantitat de marcadors moleculars. En canvi, són relativament pocs els treballs poblacionals i de filogènia per a aquesta espècie. Alguns estudis europeus recents inclouen mostres mediterrànies i suggereixen l'existència de refugis glacials per a aquesta espècie en el sud de França i a la costa adriàtica (Mäkinen & Merilä, 2008; De Faveri *et alii*, 2012). A la Península, existeixen pocs treballs científics sobre l'espínós, i fins l'any 2007, poca cosa es coneixia sobre les poblacions ibèriques mediterrànies d'aquesta espècie. A partir d'aquest moment, es publica el llibre de Pou-Rovira *et alii*, (2007) i la publicació científica de Clavero *et alii* (2009) que, des d'un punt de vista ecològic, descriuen alguns nuclis poblacionals importants d'espínós en rius de les comarques de Girona. A partir d'aquests treballs, i en col·laboració amb aquests autors, el grup de recerca del Laboratori d'Ictiologia genètica realitza el primer i únic estudi genètic que existeix sobre les poblacions d'espínós de la vessant mediterrània de la Península, amb l'objectiu de caracteritzar genèticament les poblacions d'espínós que encara es conserven en el nostre país (Araguas *et alii*, 2012). Basant-nos en les cites existents d'aquesta espècie (Clavero *et alii*, 2009; Pou-Rovira *et alii*, 2007), aquest estudi genètic cobreix tota l'àrea de distribució de l'espínós a les comarques de Girona: a les conques de la Muga, l'Onyar, el Daró, la riera de Calonge i la Tordera. En aquest treball s'inclou també l'anàlisi de dues mostres temporals pertanyents als dos estocs en captivitat que es mantenen al centre ictiològic del Delta de l'Ebre (Delta i Calonge). A partir del genotipat de 5 loci microsatèl·lit, els resultats descriuen una elevada variabilitat genètica en les poblacions d'espínós associada a nivells variables de diversitat gènica intrapoblacional i a una elevada diferenciació genètica entre poblacions. El processament de les dades de genotipat basat en estadística Bayesiana (Pritchard *et alii*, 2000) descriuen una estructura poblacional fortament marcada per un patró geogràfic i permet descriure 4 grups homogenis genèticament i que es corresponen aproximadament amb les diferents conques hidrogràfiques analitzades (fig. 7). Un primer grup es localitza a la conca de la Muga, a les rieres d'Orlina i Pedret i Marzà, on es descriu també un elevat flux gènec entre aquests dos nuclis poblacionals. Les dues poblacions analitzades en aquesta conca presenten un nivell elevat de diversitat genètica i una grandària efectiva elevada en comparació a la resta de poblacions analitzades (fig. 8), pel que es conclou que l'espínós de la Muga gaudeix d'un estat de conservació bastant bo. Un segon clúster permet agrupar els exemplars del Bugantó (Onyar) amb les dues poblacions de la Tordera (Reclà i Vallcanera). La similitud genètica entre les poblacions d'espínós d'aquestes dues conques, no connectades en l'actualitat, troba una explicació en la hidrografia històrica d'aquesta zona, ja que les conques d'aquests dos rius van estar connectades a través dels estanys de Sils fins a mitjan segle XIX. Per altra banda, malgrat aquesta certa similitud genètica, metodologies d'anàlisi alternatives aplicades a les dades genètiques permeten inferir també diferències genètiques importants no només entre les poblacions de l'Onyar i la Tordera, sinó també entre les dues mostres de la Tordera (Reclà i Vallcanera), associades a nivell baixos o nuls de

flux gènic entre aquestes poblacions. Aquests resultats indiquen un aïllament poblacional important dels nuclis d'espínos d'aquests dos rius. Alhora, aquestes poblacions presenten els nivells més baixos de diversitat genètica i també de grandària efectiva, fet que suggereix un estat de conservació crític per a l'espínos a l'Onyar i la Tordera. Cal afegir que altres autors (Clavero *et alii*, 2009; Benejam *et alii*, 2008; Pou-Rovira, comunicació personal) han descrit una pressió antròpica important en aquests rius que, juntament amb una presència elevada d'espècies invasores, determinarien unes condicions d'hàbitat poc adequades per a l'espínos. El tercer clúster que es descriu es localitza a les poblacions salvatges i captives de Calonge i a la població d'espínos del riu Daró. Sorprenentment, no existeixen diferències genètiques entre l'espínos del Daró i el de la riera de Calonge, dos cursos d'aigua separats geogràficament pel massís de les Gavarres i sense cap contacte aparent.



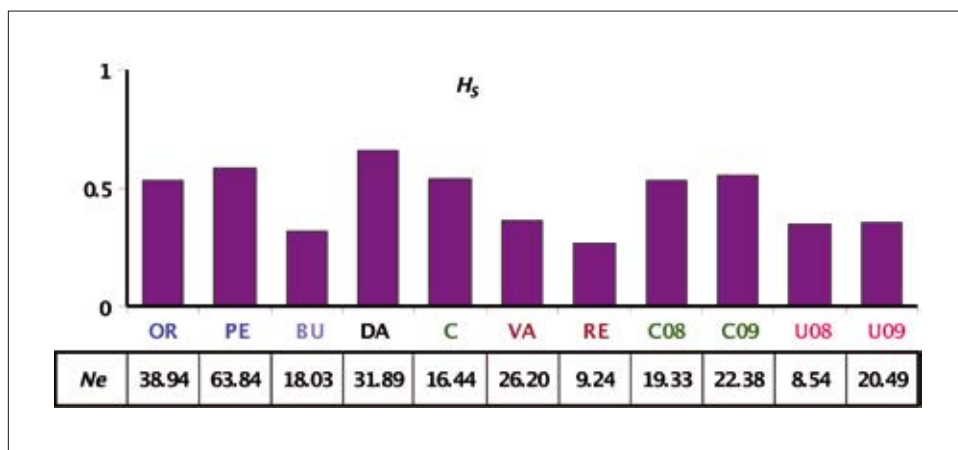
◆ Figura 7

Anàlisi basada en el genotipat de loci microsatèl·lit i processament de les dades amb estadística Bayesiana, on s'indiquen els principals grups genèticament homogenis detectats a les poblacions d'espínos de Catalunya. Cada individu està representat per una barra vertical partida en segments d'acord amb la proporció de genoma que pertany a cadascun dels 4 clústers detectats.

Les poblacions d'espínos que es distribueixen al llarg del curs del riu Daró representen els principals nuclis poblacionals d'aquesta espècie a les Gavarres. Les cites de l'espínos en aquest riu són probablement de les més antigues, i les seves poblacions semblen ser de les més ben conservades a les comarques de Girona (Pou-Rovira *et alii*, 2007). Les dades genètiques que hem obtingut indiquen una diversitat genètica i grandària efectiva elevades per a la població d'espínos analitzada al Daró, i corroboren el bon estat de conservació de l'espècie en aquesta conca. Alhora, la similitud d'aquesta població amb la de la riera de Calonge apunta a un contacte recent entre les dues poblacions, que, tenint en compte la geografia de la zona, pràcticament només pot ser explicat si tenim en compte la mà de l'home. Les translocacions de peixos entre rius ha estat sempre una pràctica



bastant comuna en els rius de la Península, i representaria la hipòtesi més probable per explicar la gran similitud genètica detectada entre les poblacions d'espínos del riu Daró i de la riera de Calonge. Les observacions de Pou-Rovira *et alii* (2007), que citen només una presència exigua i ocasional de l'espínos al tram baix de la riera de Calonge, reforçarien aquesta hipòtesi. El darrer grup d'espínos identificat en aquest estudi es troba als Ullals de Baltasar. En concordança amb la distància geogràfica que existeix entre aquesta i la resta de poblacions estudiades, les dades genètiques indiquen la població d'Ullals com la més diferenciada genèticament respecte a la resta de poblacions analitzades. A diferència de les poblacions d'espínos de rius i rieres de les comarques de Girona, les poblacions del Delta habiten aigües estancades, fet que dóna diferències d'hàbitat importants que podrien també ser determinants de la diferenciació genètica elevada que es detecta.



☉ Figura 8

Nivell de diversitat genètica ( $H_s$ ) detectat a cada mostra d'espínos analitzada i la seva grandària efectiva ( $N_e$ ).

Els nivells de diversitat genètica i les grandàries efectives detectades en aquestes poblacions no són gaire elevades, però cal tenir en compte que el mostratge s'ha fet només sobre els estocs captius, i caldria analitzar les poblacions salvatges per poder definir adequadament quin és l'estat de conservació de la població d'espínos natural del Delta. Malgrat això, és bastant probable que la diversitat genètica dels estocs sigui representativa de la població natural, ja que nivells més baixos de diversitat genètica són característics de poblacions que viuen aïllats en llacs i estanys (Mäkinen *et alii*, 2006), com el dels Ullals del Delta, sense contacte possible i per tant sense intercanvi de gens amb altres poblacions veïnes.

Per altra banda, cal esmentar que les dades genètiques avalen el programa de cria en captivitat que es desenvolupa al Delta de l'Ebre, que compliria amb un dels objectius de conservació més importants en un programa d'aquestes característiques: mantenir la diversitat genètica de les poblacions naturals. Malgrat l'observació d'alguns colls d'ampolla puntuals, freqüents



en estocs en captivitat, podem observar una gran similitud genètica entre els estocs captius de Calonge i la població salvatge, i una diversitat genètica pràcticament idèntica en les dues mostres temporals de l'estoc en captivitat i en la mostra salvatge. Malauradament, la comparació amb la població salvatge no pot realitzar-se a l'estoc d'Ullals, però és bastant probable que el nivell de diversitat genètica baix en les mostres captives sigui també característic de les poblacions naturals, en tractar-se d'hàbitats, i per tant poblacions, geogràficament molt aïllats. Malgrat això, la comparació de les dues mostres temporals de l'estoc d'Ullals ens indica una estabilitat en la diversitat genètica també per a aquest estoc. En conseqüència, l'absència de diferències genètiques entre les dues mostres temporals dels dos estocs captius d'espínós demostra que no s'està perdent diversitat genètica al llarg dels anys de cria en captivitat d'aquesta espècie, la qual cosa garanteix l'èxit del programa de conservació que s'està duent a terme des de les instal·lacions del Delta.

En conclusió, els treballs amb l'espínós descriuen una elevada variabilitat genètica en les poblacions mediterrànies ibèriques i un marcat patró d'estructura poblacional que suggereix l'existència de llinatges molt antics d'espínós a la Península, anteriors als processos glacials de quaternari. D'acord amb aquests resultats, i coincidint amb el que s'ha descrit a les poblacions de l'Adriàtic (Mäkinen & Merilä, 2008; De Faveri *et alii*, 2012), la península Ibèrica va representar, segurament, un refugi glacial també per a aquesta espècie. El patró d'estructura descrit identifica, com a mínim, quatre unitats poblacionals que han de ser considerades tant des del punt de vista evolutiu com de la conservació. La situació crítica que es descriu en algunes poblacions aïllades, que mostren nivells baixos de diversitat genètica i grandàries efectives reduïdes com a conseqüència de processos de fragmentació i degradació de l'hàbitat, ens alerta de la vulnerabilitat d'aquestes poblacions mediterrànies. Atès que representen el límit meridional de distribució de l'espècie i que segurament són el llegat d'històries evolutives molt antigues, aquestes poblacions haurien de ser considerades d'alta prioritat de conservació. És per tant necessari i urgent definir un pla de gestió per a aquesta espècie, així com la seva inclusió al catàleg d'espècies protegides de Catalunya i al catàleg espanyol d'espècies amenaçades. Basant-nos en els nostres resultats, les estratègies de gestió i conservació de l'espínós a les nostres comarques podria concretar-se en tres objectius concrets: el seguiment ecològic i genètic de les poblacions que encara es mantenen als nostres rius, la recuperació i millora dels hàbitats i el manteniment d'estocs captius definits d'acord amb el patró d'estructura poblacional descrit (Araguas *et alii*, 2012).

## BIBLIOGRAFIA

- ARAGUAS, R.M., SANZ, N., PLA, C. & GARCÍA-MARÍN, J.L. (2004); «Breakdown of the brown trout evolutionary history due to hybridization between native and cultivated fish», *Journal of Fish Biology*, 65 (A), p. 28-37.
- ARAGUAS, R.M., SANZ, N., FERNÁNDEZ, R., UTTER, F.M., PLA, C. & GARCÍA-MARÍN, J.L. (2008); «Genetic refuges for a self-sustained fishery: experience in wild brown trout populations in the eastern Pyrenees», *Ecology of Freshwater Fish*, 17, p. 610-616.
- (2009); «Role of Genetic Refuges in the Restoration of Native Gene Pools of Brown trout», *Conservation Biology*, 23, p. 871-878.
- ARAGUAS, R.M., VIDAL, O., PLA, C. & SANZ, N. (2012); «High genetic diversity of the endangered Iberian three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) at the Mediterranean edge of its range», *Freshwater Biology*, 57, p. 143-154.
- BENEJAM, L., CAROL, J., BENITO, J. & GARCIA-BERTHOUS, E. (2008); «Les poblacions de peixos de la Tordera», *Els sistemes socioecològics de la conca de la Tordera*, (BOADA, M., MAYO, S. & MANEJA, R., ed.), Institutió Catalana d'Història Natural, Barcelona, p. 327-344.
- BLANCO, J.C. & GONZÁLEZ, J.L. (1992); *Libro Rojo de los vertebrados de España*, Icona, Madrid.
- CANO, J.M., MATSUBA, C., MÄKINEN, H. & MERILÄ, J. (2006); «The utility of QTL-linked markers to detect selective sweeps in natural populations – a case study of the *EDA* gene and a linked marker in threespine stickleback», *Molecular Ecology*, 15, p. 4.613-4.621.
- CLAVERO, M., POU-ROVIRA, Q. & ZAMORA, L. (2009); «Biology and habitat use of three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in intermittent Mediterranean streams», *Ecology of Freshwater Fish*, 18, p. 550-559.
- CORTEY, M., PLA, C. & GARCÍA-MARÍN, J.L. (2004); «Historical biogeography of mediterranean trout», *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 33, p. 831-844.
- DE FAVERI, J., ZANELLA, L.N., ZANELLA, D., MRAKOVČIĆ, M., & MERILÄ, J. (2012); «Phylogeography of isolated freshwater three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* populations in the Adriatic Sea basin», *Journal of Fish Biology*, 80, p. 61-85.
- DOADRIO, I. (2001); *Atlas y Libro Rojo de los peces continentales de España*, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, España.
- ELLIOT, J.M. (1989); «Wild brown trout, *Salmo trutta*: an important national and international resource», *Freshwater Biology*, 21, p. 1-5.
- FERNÁNDEZ-CEBRIÁN, R. (2011); *Estructura poblacional y demografía genética en poblaciones de trucha común (*Salmo trutta*) del Pirineo catalán*, Tesis doctoral, Universitat de Girona.
- FRANKHAM, R., BALLOU, J.D. & BRISCOE, D. A. (2010); *Introduction to Conservation Genetics*, Cambridge University Press, Cambridge.
- FROESE, R. & PAULI, D. (2000); *FishBase 2000: Concepts, Design and Data Sources*, ICLARM, Los Baños.
- GARCÍA-MARÍN, J.L., JORDE, P.E., RYMAN, N., UTTER, F. & PLA, C. (1991); «Management implications of genetic differentiation between native and hatchery populations of brown trout (*Salmo trutta*) in Spain», *Aquaculture*, 96, p. 235-249.
- GARCÍA-MARÍN, J.L. & PLA, C. (1996); «Origins and relationships of native populations of brown trout (*Salmo trutta*) in Spain», *Heredity*, 77, p. 313-323.
- GARCÍA-MARÍN, J.L., SANZ, N. & PLA, C. (1998); «Proportions of native and introduced brown trout in adjacent fished and unfished Spanish rivers», *Conservation Biology*, 12 (2), p. 313-319.

- (1999); «Erosion of the native and genetic resources of brown trout in Spain», *Ecology of freshwater fish*, 8, p. 151-158.
- HEWITT, G.M. (2000); «The genetic legacy of Quaternary ice ages», *Nature*, 405, p. 907-913.
- JIMÉNEZ, J. & LACOMBA, I. (2002); *Peces continentales, anfibios y reptiles de la Comunidad Valenciana*, Generalitat Valenciana, Conselleria de Medi Ambient, València.
- MÄKINEN, H.S., CANO, J.M. & MERILÄ, J. (2006); «Genetic relationships among marine and freshwater populations of the European three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) revealed by microsatellites», *Molecular Ecology*, 15, p. 1.519-1.534.
- MÄKINEN H. & MERILÄ J. (2008); «Mitochondrial DNA phylogeography of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in Europe – evidence for multiple glacial refugia», *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 46, p. 167-182.
- MCGUIGAN, K., NISHIMURA, N., CURREY, M., HURWIT, D. & CRESKO, W.A. (2010); «Cryptic genetic variation and body size evolution in threespine stickleback», *Evolution*, 65-4, p. 1.203-1.211.
- POU-ROVIRA, Q., CLAVERO, M. & ZAMORA, L. (2007); *Els peixos de les Gavarres i entorns*, Biblioteca Lluís Esteve, vol. 5, Consorci de les Gavarres, Monells, Girona.
- PRITCHARD, J.K., STEPHENS, M. & DONNELLY, P. (2000); «Inference of population structure using multilocus genotype data», *Genetics*, 155, p. 945-959.
- SANZ, N., GARCÍA-MARÍN, J.L. & PLA, C. (2000); «Divergence of brown trout (*Salmo trutta*) within glacial refugia», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57, p. 2.201-2.210.
- (2002); «Managing fish populations under mosaic relationships. The case of brown trout (*Salmo trutta*) in peripheral Mediterranean populations», *Conservation Genetics*, 3, p. 385-400.
- SANZ, N., FERNÁNDEZ-CEBRIÁN, R., CASALS, F., ARAGUAS, R.M. & GARCÍA-MARÍN, J.L. (2011); «Dispersal and demography of brown trout, *Salmo trutta*, inferred from population and family structure in unstable Mediterranean streams», *Hydrobiologia*, 671, p. 105-119.
- WOOTTON, R.J. (2009); «The Darwinian stickleback *Gasterosteus aculeatus*: a history of evolutionary studies», *Journal of Fish Biology*, 75, p. 1.919-1.942.



# La gestió de l'anguila a Catalunya: Seguiment de les repoblacions al riu Llémena i la riera de Bianya

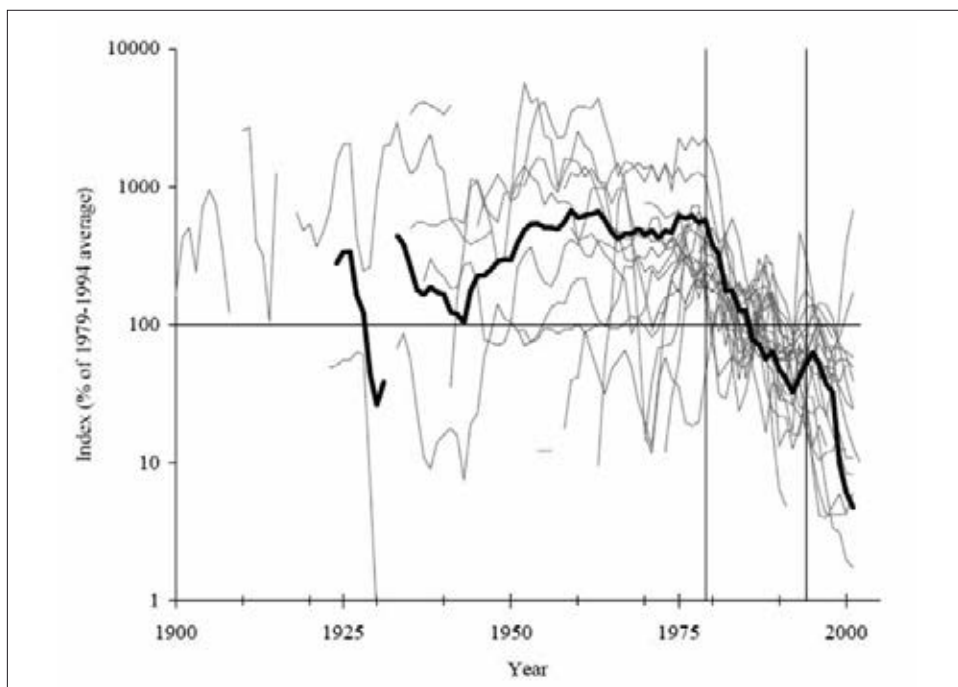
Lluís ZAMORA

Univ. de Girona (Inst. d'Ecologia Aquàtica i Dep. de Ciències Ambientals), Campus de Montilivi, s/n, 17071 Girona

## Introducció

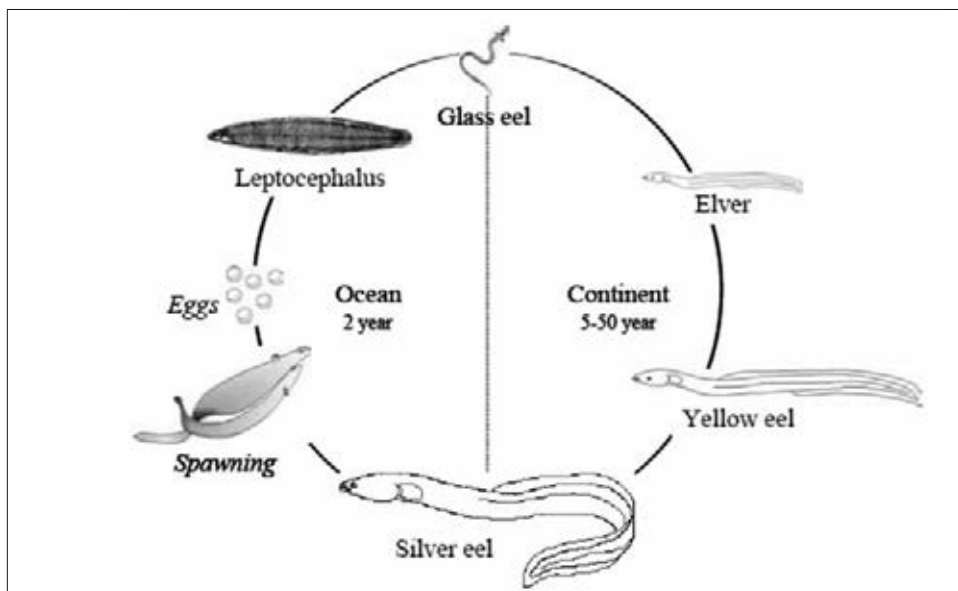
L'anguila europea (*Anguilla anguilla*, L.) és una espècie panmíctica que ocupa pràcticament totes les conques litorals i internes de la major part d'Europa i nord d'Àfrica. D'ençà l'any 1980, l'estoc d'anguila europea està disminuint tota la seva àrea de distribució (Feunteun *et alii*, 2000; Feunteun, 2002; Starkie, 2003) (fig. 1). Encara que no es coneixen amb precisió les causes d'aquest declivi, s'han proposat un seguit de factors que poden modificar la dinàmica poblacional d'aquesta espècie, com són la sobreexplotació per pesca, els canvis en els corrents oceànics que transporten les larves des del mar dels Sargassos a les costes europees, la reducció en l'accessibilitat de les aigües continentals a causa de la presència de nombrosos obstacles (rescloses, preses, contaminació, etc.), la pèrdua d'hàbitat, la pol·lució o el parasitisme per part del nematode *Anguillicoloides crassus*, que s'instal·la a la bufeta nataatòria i pot reduir la capacitat de migració dels adults (Dekker, 2003a; Kirk, 2003).

L'anguila europea té un cicle de vida complex (Dekker, 2003b; Dekker, 2003a; Dekker, 2004; Stírratt, 2001; Ginneken *et alii*, 2007). Passa principalment per quatre estadis diferents (incloent-hi ambients oceànics i epicontinental) (fig. 2): (1) la larva leptocèfal, que neix al mar dels Sargassos i travessa l'oceà Atlàntic gràcies a mecanismes que poden ser passius o actius, encara no ben definits (Ginneken & Maes, 2005); (2) l'angula o anguiles



◆ Figura 1

Reclutament d'angüles de l'anguila europea (*Anguilla anguilla*) al llarg del segle XX. Les sèries en gris són de dades individuals; la sèrie negra és la mitjana de les quatre sèries individuals més completes. Extret de Dekker (2003a).



◆ Figura 2

Cicle biològic de l'anguila europea (*Anguilla anguilla*). Extret de Dekker (2004).

no pigmentades, que penetren als rius gràcies a la natació activa (Pérez *et alii*, 2004) i una part de les quals es queda a les zones d'estuari per desenvolupar-se i completar el seu cicle vital, mentre que una altra part puja aigües amunt dels cursos fluvials (Laffaille *et alii*, 2007); (3) les anguilles pigmentades o grogues, que van creixent durant 3-8 anys en mascles i 8-15 anys en femelles (Feunteun, 2002) i que representa més del 80% del seu cicle vital i més del 50% de la biomassa total en molts sistemes aquàtics europeus –i que, per tant té un paper importantíssim dins l'estructuració de les xarxes tròfiques i el seu funcionament (Laffaille *et alii*, 2003)–. El darrer estadi (4) correspon a una segona metamorfosi cap a anguila platejada, la qual emigra cap a l'oceà Atlàntic, la seva zona de reproducció, per acabar el cicle (Feunteun, 2002).

Actualment es desconeixen alguns aspectes de la seva biologia o de la seva dinàmica poblacional. Es disposa de poca informació sobre l'estat real de l'estoc d'aquesta espècie. Tot i així, les dades suggereixen una important disminució en el reclutament. La importància de la gestió d'aquesta espècie no és només pel seu interès des del punt de vista de la biodiversitat. També hi ha molts arguments socioeconòmics que reclamen una actuació ràpida de l'Administració per tal de protegir un sector pesquer que mou aproximadament 180 milions d'euros l'any (Feunteun, 2002). Alguns autors també consideren que l'anguila té un elevat valor biointegrador dels canvis a l'ambient. Pel fet de tenir un cicle vital llarg (entre 5 i 15 anys), les poblacions d'anguilles integren tots els esdeveniments i riscos que pot haver patit la conca a diferents escales, tant espacials com temporals.

Prova de aquest interès per la conservació de l'anguila es tradueix en un bon nombre de programes de restauració impulsats per administracions locals, regionals o nacionals (a la CE), o bé sota demanda del sector pesquer. Aquests programes s'han desenvolupat sempre a escala local, malgrat que és ben sabut que la recuperació de les poblacions d'anguila europea passa per una cooperació internacional. En un intent de revertir aquesta situació, va entrar en vigor el Reglament (CE) núm. 1100/2007 del Consell de 18 de setembre de 2007 pel qual s'establien mesures, a l'àmbit de les conques, per a la recuperació de la població d'anguila europea. Específicament, aquest reglament obliga els estats membres a l'elaboració d'un pla de gestió de l'anguila per a cada conca fluvial on sigui present. El principal objectiu d'aquest pla és la recuperació de l'espècie, a llarg termini, mitjançant la reducció de la mortalitat antropogènica. El criteri per determinar si s'ha assolit aquest objectiu consistirà a permetre la fugida al mar de, com a mínim, un 40% de la biomassa d'anguilles europees, corresponent a la millor estimació del possible índex de fugida que s'hauria enregistrat en cas que cap influència antropogènica hagués incidit sobre la població.

El mateix reglament disposa que l'objectiu del nivell de fugida es determinarà en funció de les dades disponibles per a cada conca, com ara:

- a) Utilitzar les dades de pesqueries recollides abans de 1980 (data en què s'inicia el declivi de l'espècie).

- b) Fer una avaluació basada en l'hàbitat de la producció potencial de l'espècie.
- c) Fer referència a l'ecologia i hidrografia de sistemes fluvials semblants.

Per últim, el reglament especifica que cada pla de gestió de l'anguila ha d'incloure una descripció i una anàlisi de la situació actual de la població per a la respectiva conca, informació que es relacionarà amb el nivell de fugida establert anteriorment.

Entre les mesures correctores per tal de recuperar les poblacions que contempen els plans de gestió per a l'anguila, podem trobar accions com la reducció de l'activitat pesquera comercial, la restricció de la pesca esportiva, els repoblaments, la recuperació de la qualitat de l'hàbitat, la millora de la connectivitat fluvial per als peixos, la lluita contra els depredadors, la protecció contra les turbines de producció hidroelèctrica o les mesures relacionades amb aqüicultura.

### ***El pla de gestió de l'anguila a Catalunya***

L'any 2010 van ser aprovats per la Comunitat Europea els plans de gestió de l'anguila (PGA) proposats per l'Estat espanyol. Atesa l'estructura competencial de l'Estat, s'estableix un pla de gestió nacional i 12 plans de gestió específics (PGA de les comunitats autònomes amb presència d'anguila més un PGA de la conca de l'Ebre, pel fet que la seva gestió és intercomunitària).

En el cas del PGA de Catalunya, s'hi inclouen les conques internes del sistema Nord (rius Muga, Fluvià, Ter i Tordera), del sistema Centre (rius Besòs, Llobregat i Foix) i del Sud (rius Francolí i Gaià), i es diferencia entre les conques on existeix pesca professional d'anguila (rius Muga, Fluvià i Ter) de la resta on no hi ha pesqueries. El pla recull que un dels principals problemes de l'espècie en aquests rius és l'existència d'un gran nombre d'obstacles per a la migració.

Respecte a les mesures suggerides, el Pla proposa fins a 5 accions:

1. Restricció de la pesca professional: es limita l'autorització de la pesca d'anguila a 21 punts (fixats anualment) dels rius Muga (5 punts), Fluvià (5 punts) i Ter (11 punts), i resta prohibida a la resta de conques. S'acota també el període de pesca a 143 dies anuals. Es prohibeix la pesca d'anguila (>12 cm) a totes les conques internes.
2. Restricció de la pesca esportiva: es prohibeix la pesca (esportiva) d'anguila i només està permesa la pesca sense mort dels exemplars de més de 35 cm.
3. Mesures estructurals i mediambientals de millora dels hàbitats fluvials: es recullen les accions previstes dins la Directiva Marc de l'Aigua, concretament les referents a la millora de la qualitat hidromorfològica i biològica del medi (millora de la connectivitat fluvial i control o eradicació d'espècies invasores), gestió de la demanda, millora de la qualitat de les aigües i modernització dels regadius.



4. Mesures de repoblament: s'estableix un pla de repoblaments a partir d'un percentatge de les angules capturades que els pescadors professionals han d'entregar.
5. Mesures de control i seguiment de les accions proposades: habilitació dels diferents cossos de seguretat per tal de reduir la pesca furtiva i realització d'un estudi específic d'anguila.

Tot i que el PGA va ser aprovat l'any 2010, des de principis dels anys 1990 s'han aplicat a Catalunya mesures per tal d'incrementar les poblacions d'anguiles a les aigües continentals. Aquestes han consistit bàsicament en la regulació de les pesqueries de les diferents formes continentals d'anguila i la posada en marxa d'un programa de repoblacions, a fi i efecte d'augmentar la presència de l'espècie en zones en què, per diferents causes (presència de preses, contaminació, etc.), no hi pot accedir de forma natural. L'avaluació dels resultats de l'aplicació de programes similars de restauració a Europa han permès constatar que aquestes mesures poden ser eficients en el manteniment local de les pesqueries, per exemple a Irlanda del Nord (Rosell *et alii*, 2005), a la mar Bàltica (Pedersen, 1997) i a Itàlia (Cicotti, 1997), però que el reclutament natural continua disminuint (Dekker, 2000).

A Catalunya, l'eficàcia de les diferents accions de restauració dutes a terme no han estat fins el moment adequadament avaluades mitjançant sengles programes de monitoratge a curt i llarg termini. La majoria dels programes de repoblació desenvolupats a diferents països utilitzen per a l'avaluació de la seva eficiència tècniques de marcatge-recaptura que s'apliquen principalment en aigües tancades, dolces o salabroses, on les taxes de recaptura són més elevades i, com a conseqüència, els efectes sobre la producció són més fàcilment mesurables. De totes maneres, els efectes de les repoblacions sobre la producció no són observables fins al cap de 3 a 20 anys, depenent del lloc (Moriarty & Dekker, 1997). Pel que fa a l'eficiència de les repoblacions en rius, en tenim poques dades a causa de la dificultat d'avaluar-ne els resultats, excepte que es controlin els fluxos de migració de les angules platejades cap el mar.

La qüestió de l'èxit dels programes de repoblació resulta ambigua, ja que la interpretació depèn de si l'objectiu és mantenir la pesqueria local o contribuir a la restauració de l'estoc europeu d'anguila que, com ja s'ha esmentat anteriorment, segons diferents organismes internacionals es troba per sota del seu límit biològic de seguretat. Sembla que els programes de repoblació no resulten eficients en aquest sentit, ja que alguns estudis (Westin, 2003) han demostrat que la maduració no es produeix o es retarda i que la capacitat de migració de les angules translocades és inferior a la de les angules salvatges. Això suggereix que encara que la població d'anguiles es mantingui, les angules provinents de repoblacions no contribueixen a la reproducció de l'espècie i per tant, el reclutament natural no augmenta.

## ***Objectius***

Basant-nos en les anteriors consideracions sobre els programes de repoblació i per tal de determinar si el mateix també succeeix en el cas concret de Catalunya, l'any 2005 es va endegar un projecte de repoblació d'anguiles a partir d'exemplars adults criats en captivitat des de la fase d'angules, obtingudes de pesqueries autoritzades. Una part del projecte consisteix en l'avaluació de l'èxit de la repoblació a partir del marcatge dels exemplars alliberats i posterior recaptura, amb els següents objectius: (1) avaluar l'eficiència de les repoblacions mitjançant tècniques de marcatge-recaptura per tal d'estimar la taxa de supervivència dels individus alliberats; (2) quantificar el rang de dispersió dels individus alliberats dins el tram estudiat, i (3) posar a punt la metodologia de marcatge, així com el disseny del programa de recaptures.

## **Materials i mètodes**

### ***Àrea d'estudi***

Les repoblacions i el posterior seguiment basat en recaptures es varen realitzar a la riera de Bianya (conca del riu Fluvià) i al riu Llémena (conca del riu Ter) (fig. 3). Amb anterioritat, es varen fer diverses prospeccions a les conques dels rius Muga, Fluvià i Ter, per tal de seleccionar els punts de mostreig òptims d'acord amb els objectius proposats. Aquests punts havien de presentar una amplada i fondària màximes que permetessin desenvolupar les pesques; mostrar un volum d'aigua mínim al llarg de l'any quantitativament i qualitativament suficient com per permetre el poblament piscícola; estar situats a certa distància de grans infraestructures o obstacles que poguessin dificultar la dispersió de les angules, i tenir una bona accessibilitat per tal d'efectuar el repoblament i posteriors recaptures.

La conca del riu Llémena s'obre cap a llevant i presenta una superfície d'11.264 ha. Neix a la serra de Finestres, a una alçada aproximada de 850 m (s.n.m.), i desguassa directament al riu Ter dins el terme municipal de Sant Gregori (a 90 m s.n.m.), després d'un recorregut aproximat de 29 km. El domini ecopaisatgístic és de muntanya mitjana mediterrània a la zona de capçalera i de terra baixa mediterrània interior a partir del tram mitjà. En el primer cas trobem un bosc de ribera ben estructurat (principalment verneda), amb valors elevats de l'índex de qualitat del bosc de ribera QBR (sempre per sobre de 50) i de l'índex de qualitat de l'hàbitat fluvial IHF (DEPLAN, 2006). Els pendents són pronunciats i el riu presenta una amplada inferior als 5 metres i una fondària mitjana inferior a 0,5 m (superior a zones de gorgs). El cabal mitjà (darrers 76 anys) mesurat en aquesta estació d'aforament és de 0,94 m<sup>3</sup>/s (dades de l'Agència Catalana de l'Aigua).

La riera de Bianya neix a la vall de Bianya, al NO de la Garrotxa. S'inicia a la serra del Malforat i recull les aigües de diferents torrents, de manera que el seu règim és pluvial. La seva tipologia correspon a un riu de muntanya mediterrània calcària, amb una conca de recepció de 10.253 ha i una longitud total d'aproximadament 11,5 km des del seu naixement fins al



● Figura 3

Àrea d'estudi i localització (punts gros) dels punts d'alliberament a la riera de Bianya (conca del riu Fluvià) i al riu Llémena (conca del riu Ter). Font: elaboració pròpia.

desguàs al riu Fluvià, a l'alçada de Sant Joan les Fonts. A mig recorregut rep les aigües de la riera de Ridaura i de la Capsec, amb la qual cosa incrementa el seu cabal. Fins al moment de rebre aquestes aportacions, la riera presenta una amplada inferior als 5 metres i una fondària mitjana inferior als 0,5 m (exceptuant-ne les zones de gorgs), amb una coberta arbòria de pràcticament el 90% per la presència d'un bosc de ribera ben estructurat. Després del desguàs de la riera de Ridaura, s'amplia la seva llera fins els 10 metres i disminueix també la qualitat de l'aigua pel fet que la primera rep les aportacions de l'EDAR d'Olot (SIGMA, dades no publicades). No presenta obstacles per als peixos al llarg de tot el seu recorregut a excepció d'una passera a Sant Joan les Fonts, que pot actuar de barrera en condicions de baix cabal.

### *Cria en captivitat d'angules*

Els exemplars d'anguiles marcades i alliberades provenien de les aportacions de les angules capturades per pescadors professionals a les conques fluvials de Girona (rius Daró, Ter, Riuet, Fluvià, la Muga, rec del Molí i grau de Santa Margarida) durant les campanyes 2005-2006 i 2006-2007 i van ser establulades en un centre piscícola fins a assolir la mida òptima per al seu marcatge.

## Marcatge

Previ a l'alliberament, tots els individus van ser marcats per tal de diferenciar-los a posteriori dels exemplars salvatges (i.e., aquells que ja eren presents al riu abans del repoblament). Es van utilitzar dos tipus de marques en funció de la mida de cada individu. Tots els exemplars van ser marcats amb els Coded wire tags (CWT, NWT Ltd.), que consisteixen en un cable d'acer inoxidable de 0,25 mm de diàmetre i 1,6 mm de longitud. La detecció es fa mitjançant un detector de metalls manual i el seu ús ha estat contrastat en altres estudis (Simon & Dorner, 2005). Els exemplars amb un pes superior a 50 g van ser marcats amb PIT tags (model TXP148511B, Biomark Ltd.), amb una longitud total de 8,5 mm, un diàmetre de 2,12 mm i un pes de 0,067 g. Un cop anestesiats, l'exemplar era mesurat (longitud total, precisió  $\pm 1$  mm) i pesat (precisió  $\pm 0,1$  g). Després se situava sobre una taula d'operacions en forma de V per ser marcat. El CWT havia de ser inserit a la zona muscular de l'aleta dorsal, uns 5 mm per sota del seu inici. Aquesta posició és la recomanada per al marcatge d'anguiles (Thomassen *et alii*, 2000). Segons aquests autors, la retenció és superior al 98%, sense mortalitat. La marca ha estat aplicada amb un injector CWT model MK IV (NMT Ltd.). Els PIT tags es van inserir a la zona muscular situada per sota l'aleta dorsal, a uns 3 cm de distància del punt de marcatge del CWT. Es va utilitzar un injector model MK7 (Biomark, EUA). Altres treballs implanten la marca a la zona intraperitoneal mitjançant una petita incisió (Durif *et alii*, 2005), però el risc d'afectar òrgans interns és elevat.

## Alliberament

El seguiment de les anguiles es va dividir en dues fases, coincidint amb els dos moments d'alliberament dels exemplars marcats (taula I). La primera fase s'inicia al setembre del 2006 amb els alliberaments a la riera de Bianya i al riu Llémena, i finalitza a la tardor de 2007. La segona fase s'inicia a l'octubre de 2007 i finalitza al gener de 2008, i consisteix en un segon alliberament d'anguiles només a la riera de Bianya (pel fet de disposar d'un nombre baix d'exemplars estabulats). L'alliberament es realitza sempre 30 dies després del marcatge com a mínim. Les anguiles eren transportades fins al punt d'alliberament utilitzant una cuba de 500 l.

Conca	Riu	Punt d'alliberament	Data	Pes mitjà		
				30 g	100 g	150 g
Fluvià	Riera de Bianya	31 T 456400 4674058	22/09/2006	1359	242	-
Ter	Riu Llémena	31 T 470926 4654134	29/09/2006	675	152	-
Fluvià	Riera de Bianya	31 T 456400 4674058	05/10/2007	-	-	336

### ◆ Taula I

Nombre d'exemplars i dates de les repoblacions fetes a les conques dels rius Fluvià i Ter dins el context del present estudi. S'hi indiquen les coordenades UTM (European Datum, 1950) dels punts d'alliberament i el nombre total d'anguiles marcades i alliberades de cada grup de talles, definit en funció del pes mitjà dels individus.

### *Captures postalliberament*

El seguiment dels individus alliberats es va fer utilitzant dos mètodes diferents, un per a cada ocasió de repoblament, i també va variar-ne el disseny. Per a la primera ocasió (primera fase del present treball), les captures es van fer mitjançant pesca elèctrica. Els primers resultats apuntaven que la dispersió dels exemplars era immediata a l'alliberament. A més, per les condicions de la zona d'estudi i el baix nombre d'exemplars marcats, es va optar per variar el mètode durant la segona fase de l'estudi (segon repoblament). Així, els exemplars alliberats en la segona ocasió es van recapturar amb trapes del tipus nans.

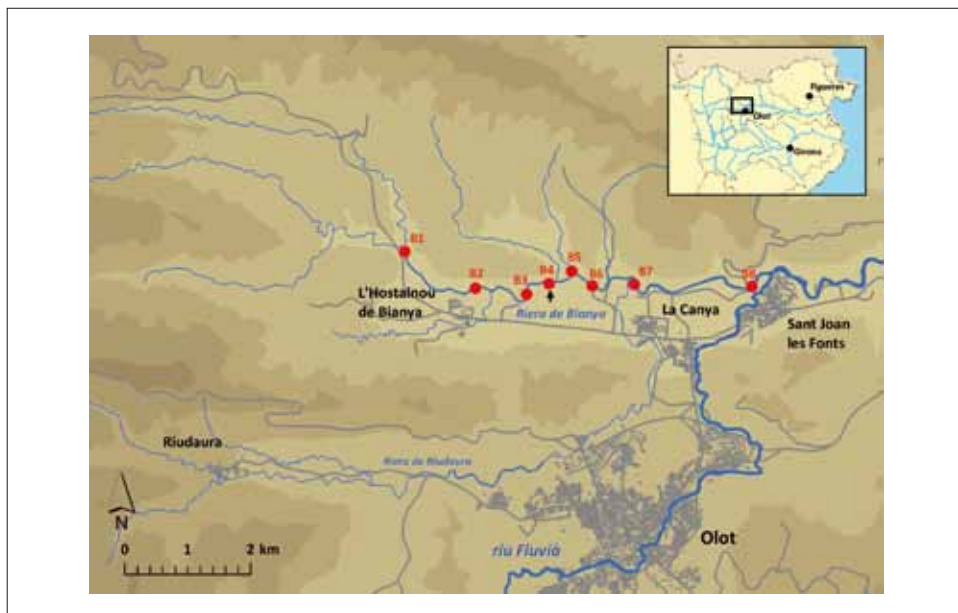
En el cas de la pesca elèctrica es van utilitzar, en funció de les característiques del tram (conductivitat de l'aigua, fondària màxima, accessibilitat, distància total, etc.), un model WFC 4 (Electracatch Int., GB) o un equip portàtil de tipus motxilla, model LR 24 (Smith & Root, Ltd., EUA), aplicant en ambdós casos un potencial d'entre 0,8 i 1,2 ampers, i 150 V (120 W de mitjana). La pesca elèctrica es va desenvolupar seguint els protocols marcats pels estàndards europeus (CEN, 2002). Totes les pesques van ser diürnes. Els exemplars capturats eren sedats per obtenir-ne les mesures de longitud total (precisió  $\pm 1$  mm), pes (precisió  $\pm 1$  g) i presència o no de marca, i ser posteriorment alliberats al mateix punt de captura.

Abans de l'alliberament, es va fer una estimació de la densitat de les poblacions de peixos mitjançant el mètode de captures successives (Schnute, 1983; Lobon-Cervià, 1991; Simonson & Lyons, 1995), de manera que es van fer fins a un total de 3 passades sobre un tram tancat amb xarxes d'1,5 cm de llum de malla. A partir del nombre de captures a cada ocasió de pesca i aplicant el mètode Removal (Seber & Whale, 1970), es va estimar la densitat de les poblacions «salvatges» i la capturabilitat de la tècnica (pesca elèctrica).

Per tal determinar el rang de dispersió de les anguiles alliberades, es van mostrejar diferents trams aigües avall i aigües amunt dels punts d'alliberament (fig. 4 i 5) 15 dies després del fet, i sis mesos i un any després del repoblament.

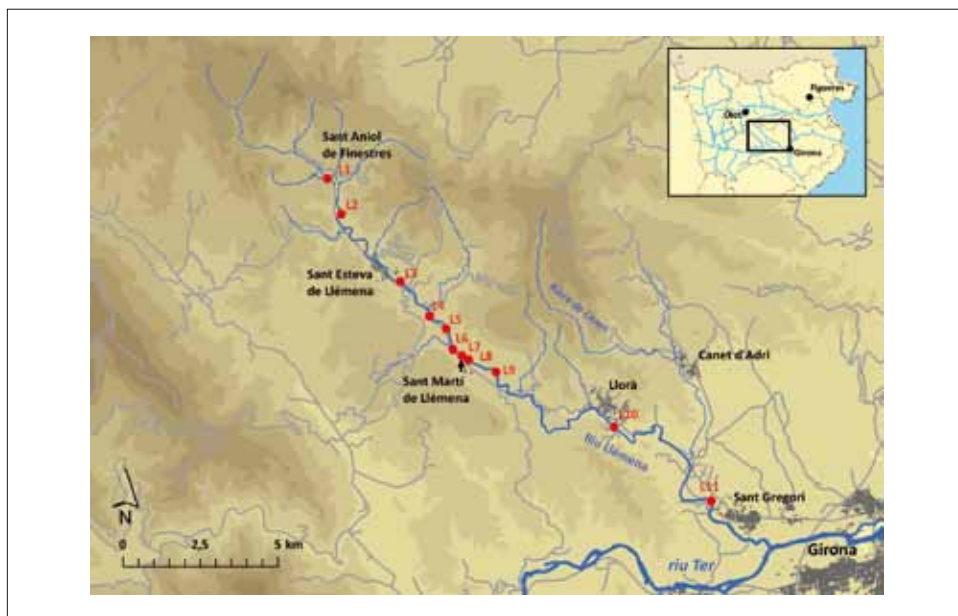
Durant la segona fase de l'estudi, les anguiles es varen capturar amb trapes del tipus nansa pel fet que s'han mostrat molt eficients en aquest tipus d'ambients (Clavero *et alii*, 2006). Es van utilitzar quatre parells de nanses de mida diferent a cada punt (fig. 6); la primera presentava tres morts consecutives i una llum de malla de 7 mm, i la segona, dues morts consecutives i una llum de malla de 3,5 mm. Les trapes es van instal·lar des del dia abans de l'alliberament fins a 20 dies després i es revisaven a primera hora del matí cada 24 h. Els peixos capturats eren sedats per obtenir-ne les mesures de longitud total (precisió  $\pm 1$  mm), pes (precisió  $\pm 1$  g) i presència o no de marca, i després eren alliberats al mateix punt de captura.

Per tal d'estimar la densitat d'anguiles i la probabilitat de supervivència s'utilitza el mètode de Jolly-Seber, basat en marques individuals i múltiples recaptures (Pine *et alii*, 2003). Aquest



☉ Figura 4

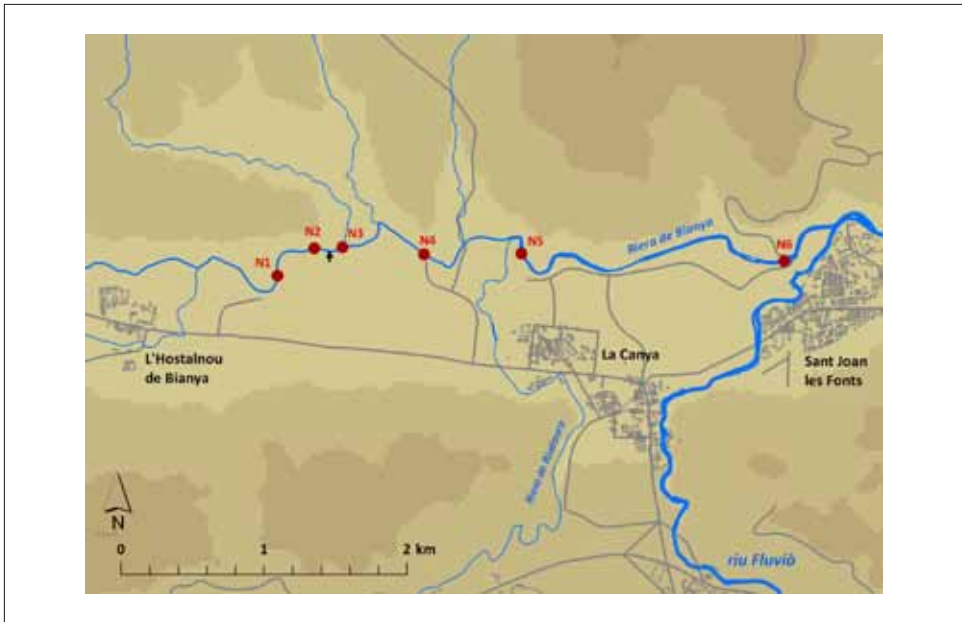
Mapa de situació dels diferents punts de mostreig (cercles vermells) a la riera de Bianya. La fletxa negra indica el punt d'alliberament. Font: elaboració pròpia.



☉ Figura 5

Mapa de situació dels diferents punts de mostreig (cercles vermells) al riu Llémena. La fletxa negra indica el punt d'alliberament. Font: elaboració pròpia.

mètode permet una estimació de la grandària poblacional per a cada ocasió de captura, exceptuant-ne la primera i l'última. També permet obtenir una estimació de la taxa de supervivència entre les diferents ocasions de pesca, encara que en realitat es tracta d'una supervivència «aparent», ja que no podem conèixer si la proporció d'individus absents del tram estudiat ho són per mortalitat o per migració.



☉ Figura 6

Mapa de situació dels diferents punts de mostreig amb trapes (cercles vermells) a la riera de Bianya. La fletxa negra indica el punt d'alliberament. Font: elaboració pròpia.

## Resultats i discussió

### *Densitat inicial del poblament de peixos*

L'estimació de la densitat de peixos prèvia a l'alliberament va posar de manifest que l'anguila és molt poc abundant als dos trams estudiats. En el cas del riu Llèmena, no es va capturar cap exemplar. En el cas del riera de Bianya, la densitat inicial estimada va ser de 85 ind/ha. Per sota de 1.000 ind/ha es considera que la població és molt poc abundant. El darrer estudi sobre el poblament de peixos a Catalunya realitzat l'any 2003 (Sostoa *et alii*, 2003) ja mostrava com en el 80% dels trams on l'anguila hi era present, la seva densitat era inferior a 1.000 ind/ha. Només es varen enregistrar valors superiors, entre 1.000 i 5.000 ind/ha, als trams mitjans dels rius Ebre, Ter i Muga, i d'entre 5.000 i 10.000 ind/ha al tram mitjà i tram baix del riu Fluvià, del que resulta que aquest riu té la major densitat d'anguiles a Catalunya. La riquesa específica del poblament de peixos dels dos trams



estudiats és també molt baixa. S'han localitzat només quatre espècies: barb de muntanya (*Barbus meridionalis*), bagra (*Squalius laietanus*), anguila (*Anguilla anguilla*) i truita (*Salmo trutta*), aquesta darrera només als trams alts del riu Llémena.

El barb de muntanya va resultar ser l'espècie més abundant (taula II) al riu Llémena, amb una densitat estimada superior als 10.000 ind/ha, i presentava un valor inferior a la riera de Bianya. Les capturabilitats mitjanes estimades han estat de 0,48 per al barb de muntanya, 0,58 per a la bagra i 0,47 per a l'anguila. Els valors de densitat oscil·len estacionalment en funció del propi cicle vital de l'espècie, dels seus patrons migratoris (per reproduir-se) o de les característiques de l'ambient. L'increment de cabal facilita l'aparició de noves zones amb suficient fondària com per detectar un increment en la densitat de peixos. També succeeix el cas contrari, que una disminució del cabal fa que es concentrin a les zones amb major volum d'aigua. Això és el que va succeir al riu Llémena al final de l'estudi (tardor 2007), quan es va assecar un tram d'aproximadament 5 km, entre Sant Martí de Llémena i Llorà, i es va trobar una important concentració de peixos (especialment bagres) al tram de control (punt d'alliberament).

	Ocasió	Espècie		
	Data	Barb de muntanya	Bagra	Anguila
Riu Llémena	Abans alliberament 29/06/2006	28.240 ± 1.160	1.260 ± 140	0
	Després alliberament 19/10/2006	5.760 ± 480	2.400 ± 230	120 ± 80
	Final estudi 10/10/2007	13.330 ± 1.800	1.281 ± 24	4 ± 1
Riera de Bianya	Abans alliberament 19/09/2006	8.822 ± 647	70 ± 8	3 ± 1
	Després alliberament 09/11/2006	12.970 ± 570	36 ± 6	93 ± 8
	Final estudi 25/07/2007	9.911 ± 825	69 ± 15	11 ± 3

#### ◆ Taula II

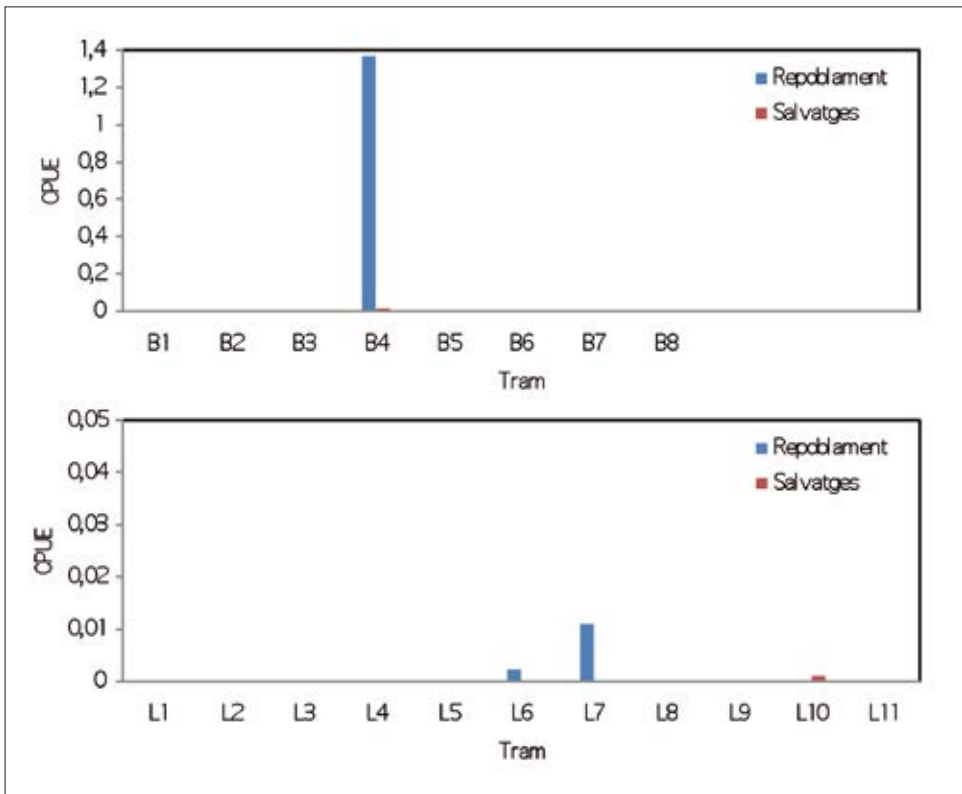
Estimacions de la densitat inicial i posterior a l'alliberament de les diferents poblacions de peixos detectades als trams on es va efectuar el repoblament. Interval de confiança estimat basant-se en el 95% d'error.

### ***Densitat d'anguiles: primer alliberament***

En el moment del primer repoblament es va assolir una densitat de 16.500 anguiles/ha al riu Llémena i de 33.000 anguiles/ha a la riera de Bianya. Aquesta darrera densitat és més gran per haver estat alliberat un nombre més elevat d'exemplars i presentar la riera unes dimensions menors. Aquestes densitats són molt elevades en comparació amb els valors presents abans de l'alliberament, però no serien excepcionals si els comparéssim amb les abundàncies naturals estimades al tram mitjà del riu Fluvià, per exemple.



La primera recaptura, realitzada 20 dies després del repoblament en el cas del riu Llémena i 35 dies després en el cas de la riera de Bianya, va mostrar valors molt inferiors en ambdós casos (taula II). En el punt d'alliberament de Sant Martí de Llémena, la densitat d'anguila havia disminuït fins als  $120 \pm 80$  exemplars/ha i en el cas de la riera de Bianya, fins als  $93 \pm 8$  anguiles/ha. Això representa una supervivència de només el 0,73% al riu Llémena i del 0,28% en cas de la riera de Bianya. Així, durant el primer mes posterior a l'alliberament es va produir una mortalitat superior al 99%. Aquesta és en realitat una mortalitat «aparent» (Pine *et alii*, 2003), ja que la diferència entre el nombre d'anguiles alliberades i el nombre estimat posteriorment no es pot explicar únicament per mortalitat (ja sigui natural, depredació, malaltia o qualsevol factor que pugui provocar la mort dels individus), sinó també per la migració a altres trams de la subconca. Precisament, per tal d'estimar la taxa de migració es varen realitzar un seguit de captures a diferents trams del riu, aigües amunt i aigües avall del punt d'alliberament. Els resultats es presenten a la figura 7 a partir de les captures per unitat d'esforç (CPUE) a cada punt de mostreig.



◆ Figura 7

Abundància relativa de les anguiles alliberades (blau) i salvatges (vermell), estimada a partir de les captures per unitat d'esforç (CPUE) a cada punt de mostreig de la riera de Bianya (a dalt) i del riu Llémena (a baix) aproximadament trenta dies després de l'alliberament. Nota: L'escala de l'eix vertical no coincideix entre els dos gràfics.

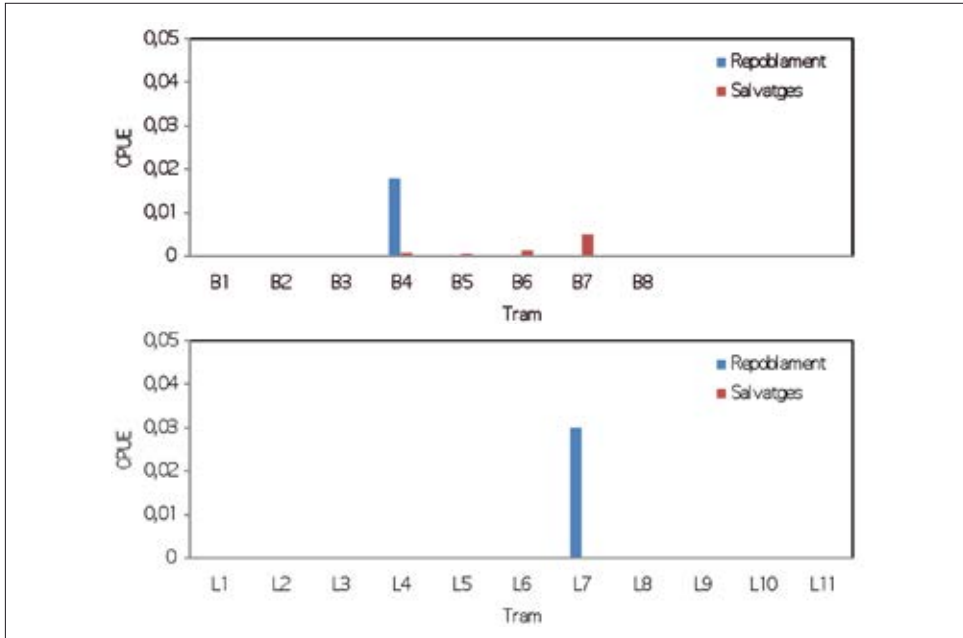
En el cas del riu Llémena, s'observa com els valors més elevats de CPUE es troben a Sant Martí de Llémena, als trams L6, L7 i L8, que corresponen precisament a la zona on es va fer l'alliberament (fig. 7). Aigües amunt no es va recapturar cap exemplar i únicament al punt L11, a Llorà, es van detectar exemplars salvatges. En general, els resultats apunten que la gran majoria dels exemplars alliberats no hi eren presents, a la subconca bé per mortalitat o bé per haver-se desplaçat ràpidament (en menys de 20 dies) aigües avall fins al riu Ter. Al punt L2 es troba un salt de 8 metres en vertical que marcaria el límit de distribució de l'anguila a la Llémena, per ser totalment infranquejable.

Els resultats són molt semblants en el cas de la riera de Bianya. Els valors més elevats de CPUE es troben al punt d'alliberament (B4) i també al tram anterior (B3), perfectament comunicats i a una distància inferior als 500 metres. Per sobre d'aquest punt (trams B1 i B2), la riera estava totalment seca, situació que es va mantenir al llarg de tot l'estudi. Aigües avall només es van capturar anguiles al tram B6, i eren exemplars salvatges. Per tant, cal pensar que la mortalitat ha estat també important o bé que la gran majoria d'exemplars s'han desplaçat aigües avall fins al riu Fluvià.

Les recaptures realitzades al final de l'estudi, aproximadament un any després de l'alliberament, mostren un resultat semblant (fig. 8). En el cas del riu Llémena només es varen detectar individus provinents del repoblament al tram on van ser alliberats. A la resta de trams no se'n va capturar cap, tot i que cal recordar la dificultat de colonitzar aigües amunt, especialment per sobre del punt L3, pel fet que el riu patís un estiatge molt sever que va deixar pràcticament secs els trams L8 i L9. A la riera de Bianya, el cabal es va mantenir durant tot l'any, però, de la mateixa manera que en el cas anterior, només es varen detectar anguiles marcades al tram d'alliberament (B4). Als trams que es troben aigües avall (B5 a B7) es van capturar anguiles però sense marca, el que ens ha de fer suposar que eren exemplars salvatges. La possibilitat que fossin anguiles repoblades que haguessin perdut la marca resulta poc probable, ja que es tractava d'exemplars de més de 150 g que, per tant, haurien d'haver perdut la doble marca, tant el CWT com el PIT tag.

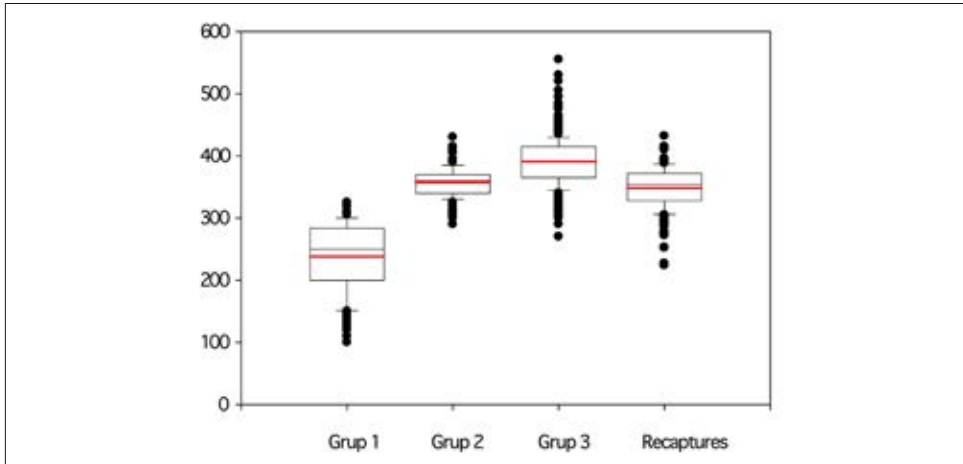
Un altre aspecte a destacar és que la longitud mitjana de les anguiles recapturades és superior a la longitud mitjana del total de les anguiles marcades (ANOVA,  $F_{1155,1}=156,6$ ;  $p<0,001$ ), i el mateix succeeix amb el pes (ANOVA,  $F_{1155,1}=192,14$ ;  $p<0,001$ ). La figura 9 mostra el valor mitjà i la dispersió de valors per cada grup d'anguiles marcades (1=30 g; 2=100 g i 3=150g) i de recapturades.

Les mides que s'han recapturat en menor proporció són les corresponents al primer grup, format per exemplars amb un pes mitjà de 30 g en el moment del marcatge. Pel fet que algunes recaptures s'han obtingut un any després, podria donar-se el cas de cometre un error en l'assignació de grup de l'exemplar marcat perquè hagi augmentat la seva mida durant aquest període de temps, però cal recordar que el nombre d'anguiles recapturades més enllà d'un mes després del repoblament és mínim, així que difícilment pot afectar aquest



◆ Figura 8

Abundància relativa de les anguilles alliberades (blau) i salvatges (vermell), estimada a partir de les captures per unitat d'esforç (CPUE) a cada punt de mostreig de la riera de Bianya (a dalt) i del riu Llémena (a baix) aproximadament nou mesos després de l'alliberament.



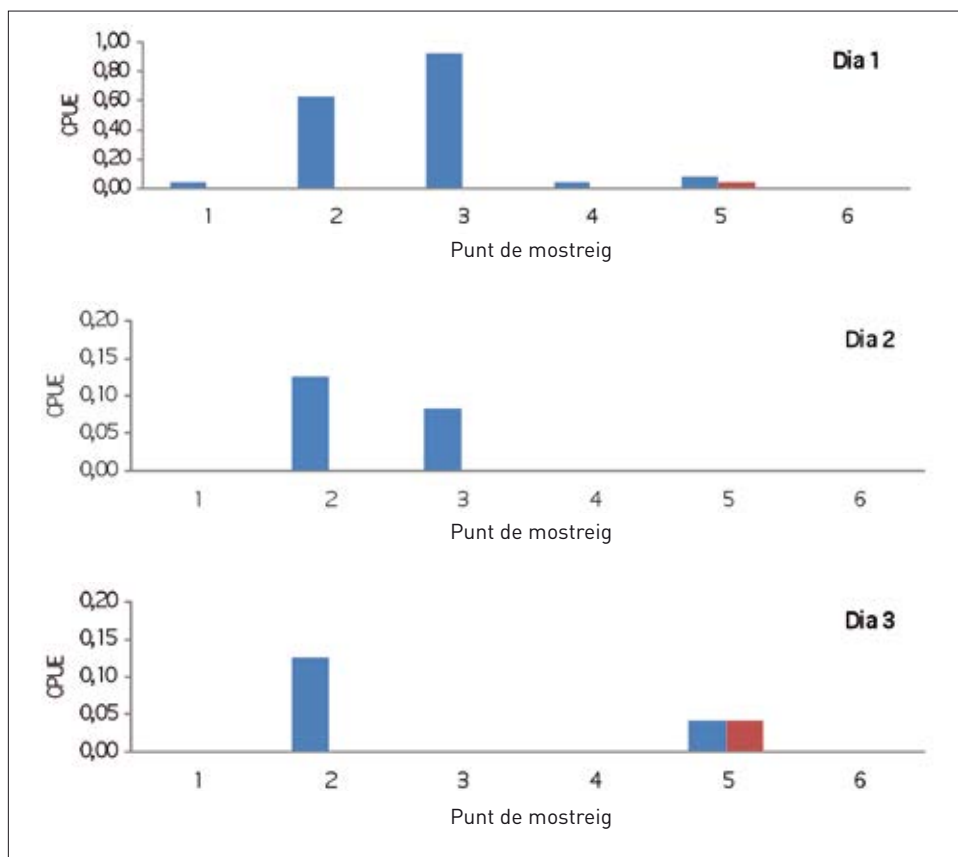
◆ Figura 9

Estadística descriptiva de la longitud total dels diferents grups d'anguilles marcades i dels exemplars recapturats. La caixa correspon al primer (25% dels individus) i tercer (75%) quartils. La línia vermella representa la mediana (50%) i la negra, la mitjana. Les barres d'error indiquen el mínim i el màxim, sense considerar els valors atípics (punts). El grup 1 correspon als exemplars amb un pes mitjà de 30 g en el moment del marcatge. El grup 2, als exemplars amb un pes mitjà de 100 g, i el grup 3, a les anguilles amb un pes mitjà de 150 g. Les recaptures corresponen a tots els exemplars capturats al riu Llémena i a la riera de Bianya després dels respectius alliberaments.

resultat. Semblaria, doncs, que les anguiles de menor talla (i pes) són les que sobreviuen menys, o bé les que es dispersen més ràpidament i abandonen la subconca.

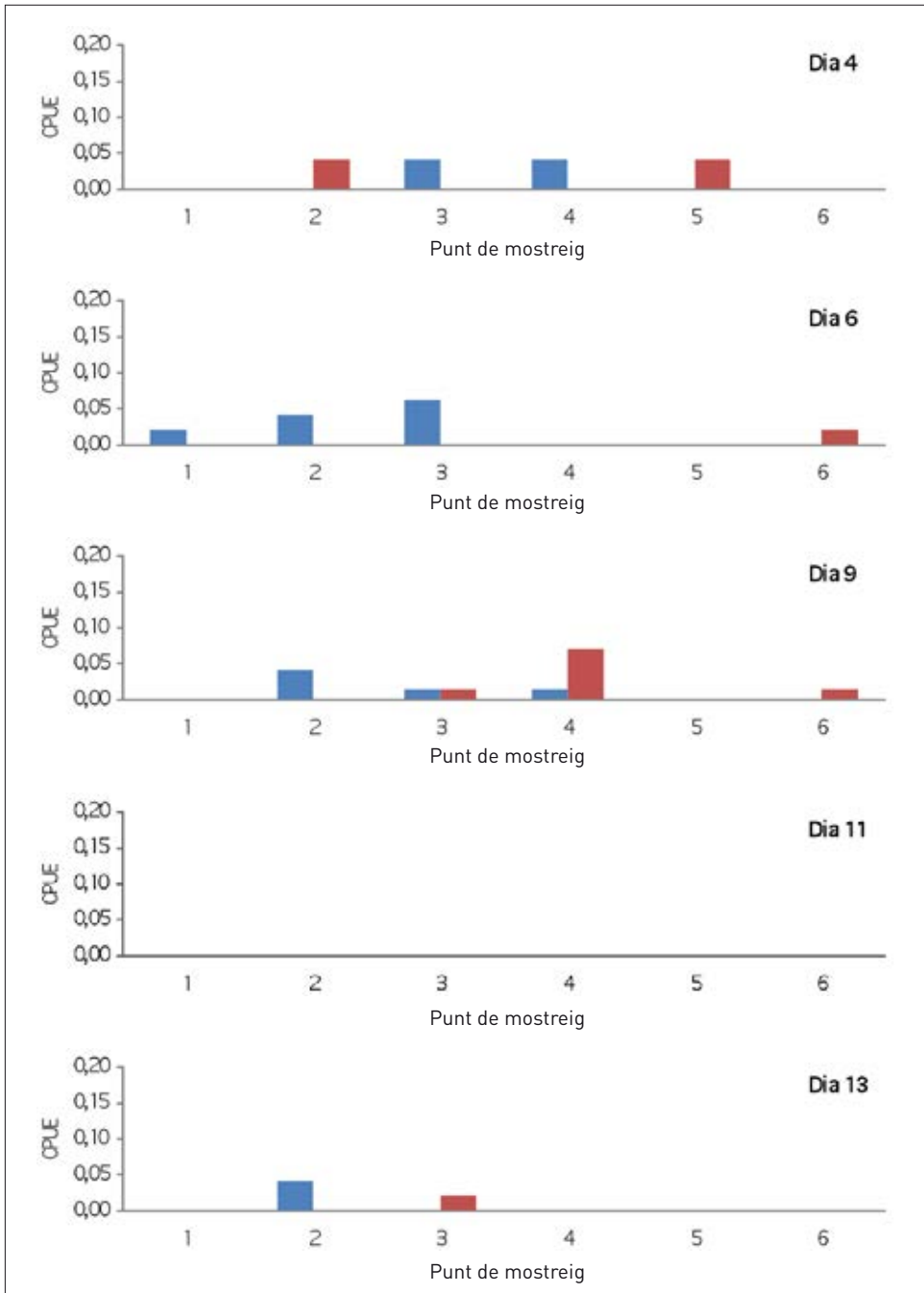
### *Densitat d'anguiles: segon alliberament*

La figura 10 mostra les CPUE estimades com el nombre d'anguiles capturades per trampa i per hora que han estat parades. 24 h després del repoblament, alguns exemplars ja eren presents al punt 5, situat a l'aiguabarreig de la riera Riudaura, aproximadament a 2 km del punt d'alliberament. El fet de no capturar cap exemplar al punt 6, a Sant Joan les Fonts, pot ser degut que en aquest tram el riu s'eixampla molt i també assoleix més fondària, de manera que disminueix la capturabilitat de les trampes. No seria descartable, per tant, que alguns exemplars arribessin fins al riu Fluvià poques hores després del repoblament.



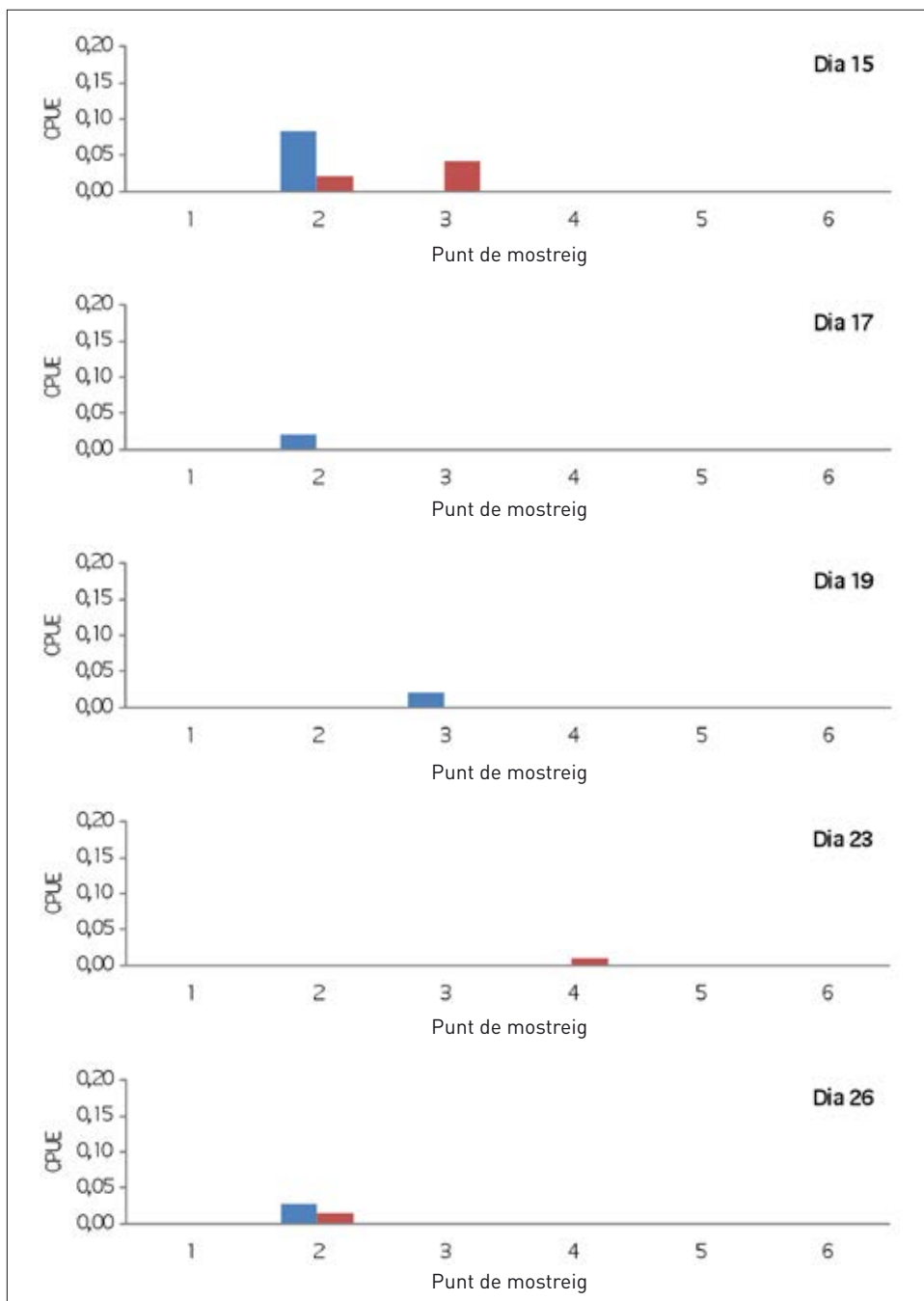
◆ Figura 10

Variació temporal de l'abundància relativa de les anguiles alliberades (blau) i salvatges (vermell), estimada a partir de les captures per unitat d'esforç (CPUE) obtingudes amb nanses a cada punt de mostreig de la riera de Bianya. Nota: l'escala de l'eix vertical del dia 1 és diferent de la de la resta de dies.



◆ Figura 10 (continuació)

Variació temporal de l'abundància relativa de les anguilles alliberades (blau) i salvatges (vermell), estimada a partir de les captures per unitat d'esforç (CPUE) obtingudes amb nanses a cada punt de mostreig de la riera de Bianya. Nota: l'escala de l'eix vertical del dia 1 és diferent de la de la resta de dies.

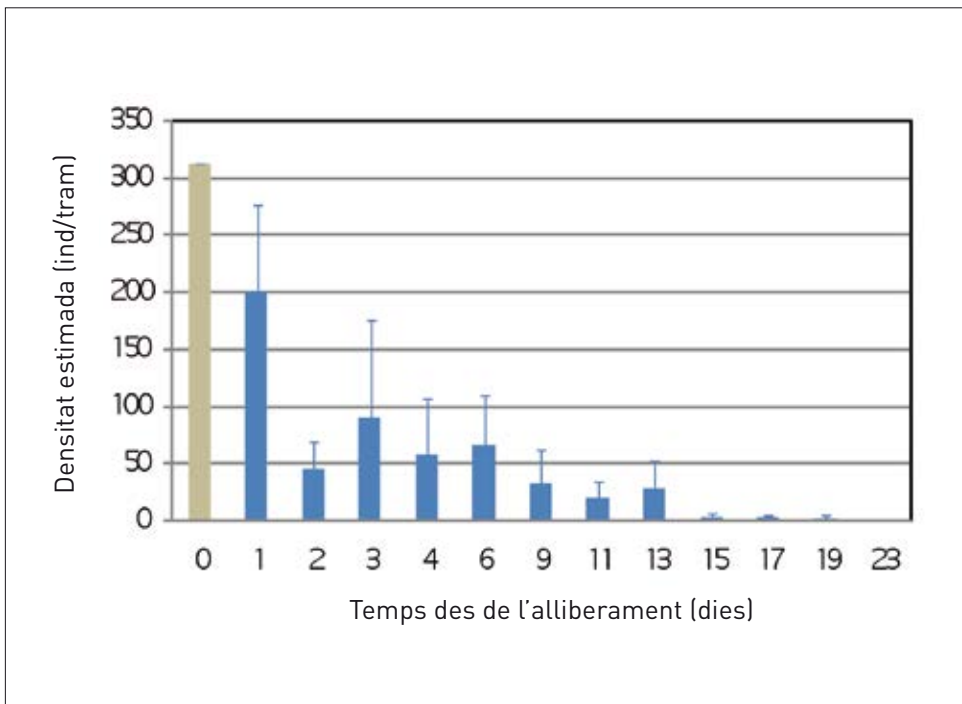


◆ Figura 10 (continuació)

Variació temporal de l'abundància relativa de les anguilles alliberades (blau) i salvatges (vermell), estimada a partir de les captures per unitat d'esforç (CPUE) obtingudes amb nanses a cada punt de mostreig de la riera de Bianya. Nota: l'escala de l'eix vertical del dia 1 és diferent de la de la resta de dies.

A partir del quart dia ja no es detecten més anguiles marcades més enllà del punt 4, situat a Cap Sec (1 km del punt d'alliberament), i només es capturen exemplars salvatges. No considerem que sigui probable que en realitat fossin individus provinents del repoblament pel fet que això suposaria la pèrdua de les dues marques (CWT i PIT tag). Un percentatge de les anguiles va restar entre els punts 2 i 3, on es varen detectar fins a 26 dies després de l'alliberament. Es va fer un segon esforç de pesca 120 dies després del repoblament (febrer de 2008) i no es va capturar cap exemplar marcat a cap dels trams monitoritzats.

L'estimació del nombre d'individus presents al tram d'alliberament per a cadascuna de les ocasions de recaptura (fig. 11) mostra com la densitat disminueix ràpidament les primeres 48 h amb una pèrdua d'aproximadament el 63% de les anguiles. A partir del dia 15 ja s'assoleixen els valors més baixos de densitat, amb una supervivència de només l'1% dels exemplars alliberats. Aquest mètode permet estimar també la probabilitat o taxa de supervivència per a cadascuna de les ocasions, però en el nostre cas no ha estat possible calcular-la pel baix nombre de recaptures a partir de les primeres 72 h.



◆ Figura 11

Variació temporal de la densitat d'anguiles alliberades a la riera de Bianya (entre els punts 2 i 3) estimada a partir del mètode de Jolly-Seber, basat en el marcatge-recaptura per a poblacions obertes. La densitat del moment 0 correspon al nombre absolut d'anguiles alliberades. Les barres verticals indiquen l'interval de confiança (95%).

## Conclusions

- Els mètodes de marcatge utilitzats, les micromarques CWT i els PIT tag, van resultar ser eficients, ja que s'estima un percentatge inferior a l'1% de pèrdua de marques. La seva detecció al camp va ser ràpida i fiable.
- Com a conseqüència dels repoblaments, es varen assolir densitats instantànies de 16.500 anguiles/ha al riu Llémena i 33.000 anguiles/ha a la riera de Bianya, de manera que aquests valors són semblants a les densitats d'anguiles estimades per a d'altres estudis al tram mitjà del riu Fluvià.
- A partir de les recaptures realitzades aproximadament un mes després de l'alliberament, s'ha estimat que les densitats inicials disminueixen fins a 120 anguiles/ha al riu Llémena i 93 anguiles/ha a la riera de Bianya.
- La supervivència estimada (30 dies després del repoblament) va ser del 0,73% al riu Llémena i 0,28% a la riera de Bianya.
- Només es van recapturar anguiles (marcades) al tram on van ser alliberades. A més de la possible mortalitat natural, un percentatge important de les anguiles es va desplaçar a altres zones de la conca, fora de les subconques corresponents, i aquesta dispersió es va produir en un interval de temps inferior als 30 dies.
- Els exemplars recapturats tenien una longitud total mitjana de 310 mm, significativament superior a la longitud mitjana del total d'exemplars alliberats. Així, les anguiles de menor longitud són les que presentaven una major mortalitat «aparent» (i.e. mortalitat natural i migració).
- Les recaptures realitzades amb nanses durant la segona fase d'alliberament van mostrar com la dispersió es produeix immediatament després del repoblament, ja que es van detectar anguiles marcades a la part baixa de la subconca durant les primeres 48 h després del fet. A partir del dia 15, la densitat d'anguiles al tram inicial era només de l'1% dels exemplars alliberats.

## Agraïments

Volem agrair la col·laboració de totes aquelles persones que han participat durant les diverses etapes d'aquest estudi. Anna Vila, Joan Nasplesa, Mireia Casas, Carles Feo, Miguel Clavero, Josep Benito i Joaquim Carol van col·laborar en les feines de camp. Emili Bassols, del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa, ens va facilitar l'autorització per fer les captures dins l'àmbit de la zona protegida, així com informació sobre anteriors repoblaments a la zona. Per últim, Enric Gisbert (IRTA) i Aleix Serrat (DAR, Generalitat de Catalunya) van fer tot el seguiment del projecte oferint la seva col·laboració sempre que va ser requerida. Aquest treball ha estat realitzat gràcies al finançament del Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya.



## BIBLIOGRAFIA

- CEN (2002). *Water quality - Sampling of fish with electricity*, European Committee for Standardization, ICS 13.060.70; 65.150.
- CICOTTI, E. (1997); «Italy», *Management of the European eel fisheries*, (C. MORIARTY & W. DEKKER, ed.), *Irish Fisheries Bulletin*, 15, p. 91-100.
- CLAVERO, M., BLANCO-GARRIDO, F. & PRENDA, J. (2006); «Monitoring small fish populations in streams: A comparison of four passive methods», *Fisheries Research*, 78, p. 243-251.
- DEKKER, W. (2000); «The fractal geometry of the European eel stock», *ICES Journal of Marine Science*, 57, p. 109-121.
- (2003a); «Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla?*», 10, p. 365-376.
- (2003b); «On the distribution of the European eel (*Anguilla anguilla*) and its fisheries», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60, p. 787-799.
- (2004); *Slipping through our hands. Population dynamics of the European eel*, University of Amsterdam, The Netherlands.
- DEPLAN (2006); «Diagnosi de la qualitat de l'espai fluvial i proposta d'actuacions: riera de Llèmena i riera de Canet», informe inèdit.
- DURIF, C., DUFOUR, S. & ELIE, P. (2005); «The silvering process of *Anguilla anguilla*: a new classification from the yellow resident to the silver migrating stage», *Journal of Fish Biology*, 66, p. 1.025-1.043.
- FEUNTEUN, E. (2002); «Management and restoration of European eel population (*Anguilla anguilla*): An impossible bargain», *Ecological Engineering*, 18, p. 575-591.
- FEUNTEUN, E., ACOU, A., LAFFAILLE, P. & LEGAULT, A. (2000); «European eel (*Anguilla anguilla*): prediction of spawner escapement from continental population parameters», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57, p. 1.627-1.635.
- GINNEKEN, V.J.T. van & MAES, G.E. (2005); «The european eel (*Anguilla anguilla*, Linnacus), its lifecycle, evolution and reproduction: a literature review», *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 15, p. 367-398.
- GINNEKEN, V.J.T. van, DURIF, C., BALM, S.P., BOOT, R., VERSTEGEN, M.W.A., ANTONISSEN, E. & THILLART, G. van den (2007); «Silvering of European eel (*Anguilla anguilla* L.): seasonal changes of morphological and metabolic parameters», *Animal Biology*, 57, p. 63-77.
- KIRK, R.S. (2003); «The impact of *Anguillicola crassus* on European eels», *Fisheries Management and Ecology*, 10, p. 385-394.
- LAFFAILLE, P., FEUNTEUN, E., BAISEZ, A., ROBINET, T., ACOU, A., LEGAULT, A. & LEK, S. (2003); «Spatial organisation of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in a small catchment», *Ecology of Freshwater Fish*, 12, p. 254-264.
- LAFFAILLE, P., CARAGUEL, J.M. & LEGAULT, A. (2007); «Temporal patterns in the upstream migration of European glass eels (*Anguilla anguilla*) at the Couesnon estuarine dam», *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73, p. 81-90.
- LOBON-CERVIÁ, J. (1991); *Dinámica de poblaciones de peces en ríos. Pesca eléctrica y métodos de capturas sucesivas en la estima de abundancias*, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.
- MORIARTY, C. & DEKKER, W. (1997); «Management of the European eel fisheries», *Irish Fisheries Bulletin*, 15.
- PEDERSEN, M. I. (1997); «Recapture rate, growth and sex of stocked cultured eels *Anguilla anguilla* (L.)», *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture*, p. 153-162.
- PÉREZ, L., BARRERA, R., ASTURIANO, J.F. & JOVER, M. (2004); «Producción de anguilas: pasado, presente y futuro», *Revista AquaTTC*, 20, p. 51-78.

- PINE, W.E., POLLOK, K.H., HIGHTOWER, J.E., KWAK, T.J. & RICE, J.A. (2003); «A review of tagging methods for estimating fish population size and components of mortality», *Fisheries*, 28, p. 10-23.
- ROSELL, R., EVANS, D. & ALLEN, M. (2005); «The eel fishery in Lough Neagh, Northern Ireland - an example of sustainable management?», *Fisheries Management and Ecology*, 12, p. 377-385.
- SCHNUTE, J. (1983); «A new approach to estimating populations by the removal method», *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40, p. 2.153-2.169.
- SEBER, G.A. & WHALE, J.F. (1970); «The removal method for two and three samples», *Biometrics*, 26, p. 393-400.
- SIMON, J. & DORNER, H. (2005); «Marking the European eel with oxytetracycline, alizarin red and coded wire tags: an evaluation of methods», *Journal of Fish Biology*, 67, p. 1.486-1.491.
- SIMONSON, T.D. & LYONS, J. (1995); «Comparison of catch per effort and removal procedures for sampling stream fish assemblages», *North American Journal of Fisheries Management*, 15, p. 419-427.
- SOSTOA, A., CAIOLA, N. M., VINYOLES, D., SÁNCHEZ, S., FRANCH, C., CASALS, F., GODÉ, L. & MUNNÉ, A. (2003); *Desenvolupament d'un índex d'integritat biòtica (IBICAT) basat en l'ús dels peixos com a indicadors de la qualitat ambiental dels rius a Catalunya*, Agència Catalana de l'Aigua, Generalitat de Catalunya.
- STARKIE, A. (2003); «Management issues relating to the European eel, *Anguilla anguilla*», *Fisheries Management and Ecology*, 10, 361-364.
- STIRRATT, H. M. (2001); «Proceedings of the Workshop on aging and sexing American eel. Atlantic States Marine», *Fisheries Commission*, 72.
- THOMASSEN, S., PEDERSEN, M.I., & HOLDENSGAARD, G. (2000); «Tagging the European eel *Anguilla anguilla* (L.) with coded wire tags», *Aquaculture*, 185, p. 57-61.
- WESTIN, L. (2003); «Migration failure in stocked eels *Anguilla anguilla*», *Marine Ecology-Progress Series*, 254, p. 307-311.

# «Projecte Estany». Una oportunitat per a la recuperació dels peixos autòctons a l'Estany de Banyoles

Quim POU, Miquel CAMPOS, Carles FEO

Consorci de l'Estany, plaça dels Estudis, 2, 17820 Banyoles

## Introducció

### *Els peixos autòctons*

Antigament, el poblament de peixos de l'estany de Banyoles estava integrat tan sols per cinc o sis espècies, coincidint amb la composició específica del tram mitjà de la conca del Ter. Aquestes espècies eren l'espínós (*Gasterosteus aculeatus*) (= *G. gymnurus*), la bagra (*Squalius laietanus*), el barb de muntanya (*Barbus meridionalis*), l'anguila (*Anguilla anguilla*) i la bavosa de riu (*Salaria fluviatilis*). En el cas de la tenca (*Tinca tinca*), encara no es té la certesa sobre el seu estatus original, però cada cop existeixen més indicis que possiblement fou introduïda en temps antics. Totes aquestes espècies es poden considerar pròpies de trams mitjans i baixos de cursos fluvials, o de capçaleres de muntanya mitjana mediterrània.

Després d'un ampli historial d'introduccions, el poblament de peixos de l'estany de Banyoles es troba actualment en una situació de deteriorament excepcional respecte a la seva composició

original. Tan sols la bavosa de riu és encara mitjanament abundant; aquesta espècie, tot i estar en declivi fins fa pocs anys, s'ha començat a recuperar gràcies a diversos projectes de conservació, que inclouen el Projecte Estany. Les dues espècies de ciprínids autòctons, el barb de muntanya i la bagra, presentaven fins al 2010 tan sols poblacions residuals de poca entitat demogràfica i acantonades en algunes rieres que drenen cap a l'Estany, principalment la riera de Can Morgat. L'anguila presenta una baixa densitat, tot i que recentment també ha mostrat una lleugera evolució positiva gràcies a la recuperació de la qualitat de l'aigua del riu Terri, per on poden remuntar exemplars que encara penetren pel curs baix del Ter. La tenca i l'espínós, quasi amb tota seguretat, s'han extingit de la conca lacustre. Actualment, més del 99% de la biomassa íctica de l'Estany correspon a espècies introduïdes.

### ***Els peixos introduïts***

L'història de les introduccions de peixos al·lòctons a l'estany de Banyoles està força ben establert (García-Berthou, 1994; García-Berthou & Moreno-Amich, 2000; Zamora & Pou-Rovira, 2003; Moreno-Amich *et alii*, 2006). El 1910, el Dr. Francesc Darder i Llimona promogué els primers alliberaments de peixos a l'Estany. En aquells primers episodis de la història de les introduccions de peixos a Banyoles, s'implantaren fins a set noves espècies, incloent-hi la carpa (*Cyprinus carpio*) i el peix sol (*Lepomis gibbosus*), avui encara presents. Altres espècies aleshores introduïdes, com el peix gat (*Ameiurus melas*) o el gardí (*Scardinius erythrophthalmus*), han acabat desapareixent recentment de l'Estany, tot i haver-s'hi establert plenament i essent-hi abundants durant dècades.

Més endavant, durant la dècada dels cinquanta del segle XX, de la mà de tècnics francesos i del Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza, es va iniciar la moda de les introduccions de grans depredadors amb el luci (*Esox lucius*). Lamentablement, sembla que ja al cap de poc temps s'extingí l'espínós de la conca lacustre, probablement a conseqüència de la depredació per part d'aquell piscívor, tot i que potser també hi intervingueren altres factors, com és el cas de la reducció dels hàbitats palustres de poca profunditat i de la disminució de la vegetació submergida a causa de la proliferació del gardí. Actualment, el luci ha desaparegut de l'Estany, ja que el seu reclutament sembla inviable en aquestes aigües.

Durant els anys seixanta del segle XX, es varen dur a terme diverses «repoblacions» amb carpa provinent del Baix Empordà. Probablement com a conseqüència d'aquestes operacions, al cap de poc se cita per primer cop la gambúsia (*Gambusia holbrooki*) i el carpi (*Carassius auratus*). També fou durant aquesta dècada que l'antic Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (ICONA) comença a alliberar perca americana o *black-bass* (*Micropterus salmoides*), un nou depredador que havia de proporcionar bones captures als pescadors. Aquesta espècie d'origen nord-americà és una de les que actualment predominen a la comunitat íctica; val a dir, a més, que fou la darrera introducció que s'executà de forma legal i planificada des de l'Administració.

El 1990 es va capturar la primera perca (*Perca fluviatilis*), que, juntament amb altres espècies

que la seguiren, com ara la madrilleta vera (*Rutilus rutilus*), la sandra (*Sander lucioperca*) o el llopet de riu italià (*Cobitis bilineata*), suposen una nova onada d'introduccions, en aquest cas furtives –i que, per altra banda, semblen no tenir aturador–. La darrera espècie exòtica detectada a l'Estany el 2010 ha estat el barb de l'Ebre (*Luciobarbus graellsii*).

Si bé les conseqüències són imprevisibles quan s'introdueix una sola espècie, la implantació de més d'una dibuixa un futur encara més incert. El poblament actual de peixos a l'Estany de Banyoles és, doncs, el resultat provisional d'una història que s'inicià amb les primeres introduccions i que ha continuat amb fets i accions de tot tipus fins l'actualitat, incloent els recents projectes de restauració ecològica executats en aquest espai natural.

Però també sembla clar que les introduccions de peixos exòtics han contribuït decididament a la disminució o l'extinció d'espècies d'altres grups faunístics. Aquesta regressió no està associada a cap altra causa clara; de fet, els hàbitats han millorat en el seu conjunt, mentre que la qualitat de l'aigua s'ha mantingut en nivells bons. En el cas dels invertebrats, per exemple, s'ha constatat una disminució de diverses espècies, sobretot de nàiades. En aquestes espècies actualment s'observa una estructura demogràfica molt envellida a causa d'un reclutament baix o nul durant els darrers 15-30 anys, fet que sembla estar clarament correlacionat amb la desaparició dels peixos autòctons que eren hostes de les seves larves parasitàries.

En aquest context global, es plantejà la necessitat d'endegar el Projecte Estany, el qual posà el focus en el control poblacional de les espècies íctiques introduïdes, entre altres mesures, a fi de facilitar la recuperació de les espècies originals de l'Estany, incloent-hi els peixos autòctons.

## **Actuacions sobre el poblament de peixos**

Pel que fa a la recuperació dels peixos autòctons, en el marc del Projecte Estany s'han previst dues estratègies d'acció complementàries: el control dels peixos exòtics, per una banda, i el reforçament de les poblacions lacustres de peixos autòctons, per l'altra.

### ***Control de peixos exòtics***

Admetent d'antuvi que l'eradicació global dels peixos exòtics no és ara per ara factible a l'estany de Banyoles, l'única possibilitat d'acció és doncs el control poblacional mitjançant el seu descastat. En aquest sentit, l'objectiu plantejat en el marc del Projecte Estany ha estat el d'aconseguir una reducció significativa de les seves poblacions que sigui suficient per facilitar la recuperació dels peixos autòctons, entre altres components de la biota original. Alhora, com a objectiu secundari, cal desenvolupar una metodologia i un procediment d'acció per fer sostenible i assumible aquest control poblacional a mitjà i a llarg termini.

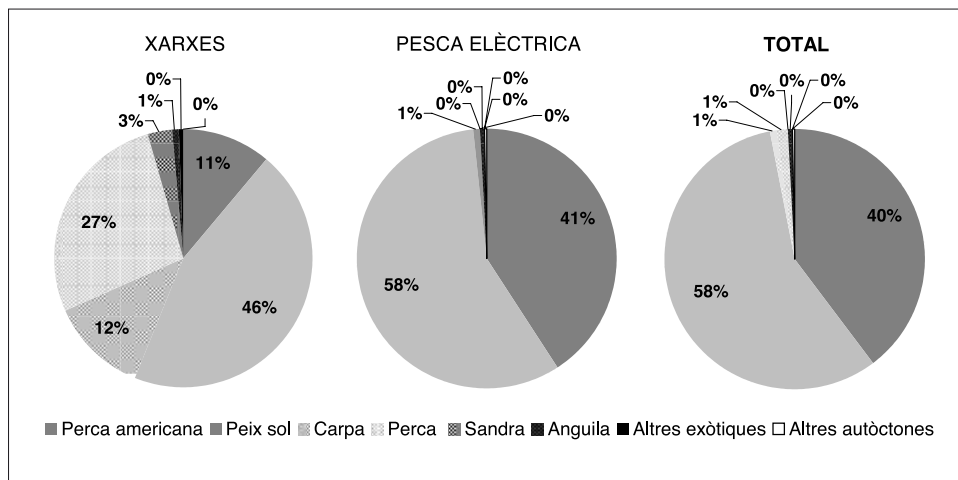
D'aquesta manera, s'han planificat i executat campanyes contínues de pesca a l'Estany combinant diversos tipus de tècnica de captura: pesca elèctrica amb embarcació (fig. 1);

ús de xarxes de tipus tresmall o solta, i ús de trampes, palangres i puntualment altres ormejos. La pesca elèctrica constitueix la tècnica més eficient al litoral de l'Estany, però només genera captures esporàdiques de certes espècies que ocupen preferentment sectors profunds o d'aigües obertes, com ara la sandra o la perca (fig. 2). En canvi, els tresmalls s'han mostrat efectius per a tots els peixos a partir dels 2 m de profunditat; ara bé, el seu ús s'ha anat restringint al llarg del projecte per no afectar les poblacions en recuperació d'espècies autòctones. Les soltes de gran llum de malla són les úniques xarxes que se seguiran



◆ Figura 1

Imatge de l'embarcació amb els accessoris necessaris per a dur a terme pesca elèctrica al litoral de l'estany de Banyoles, posada a punt en el marc del Projecte Estany.



◆ Figura 2

Proporció entre les diferents espècies capturades durant les campanyes de control a l'estany de Banyoles (fins al març de 2013), segons les dues principals tècniques utilitzades.

utilitzant a partir del tercer any de projecte. Pel que fa a les trampes i els palangres, s'està experimentant amb diversos models a fi d'obtenir-ne d'òptims per al seu ús a llarg termini.

A la resta de masses d'aigua de la conca lacustre, només s'han executat campanyes periòdiques de control de peixos exòtics a l'estanyol del Vilar i, ocasionalment, en alguns trams dels recs de sortida.

### ***Reforçament dels peixos autòctons***

A fi de facilitar una més ràpida recuperació de les poblacions de peixos autòctons, especialment del barb de muntanya, espècie que és objectiu directe del Projecte Estany, s'ha previst dur a terme reforçaments de les seves poblacions lacustres mitjançant alliberaments massius d'exemplars. Aquests exemplars s'estan obtenint d'altres masses d'aigua properes dins de la conca del Ter, sobretot dels rius Terri, Llémena i Brugent. Les transportacions s'han iniciat durant el segon any del projecte i es mantindran fins a la seva finalització. Al llarg de les diverses campanyes de transportació previstes, s'alliberaran un mínim de 10.000 exemplars de barb de muntanya, principalment a l'Estany, però també a l'estanyol del Vilar.

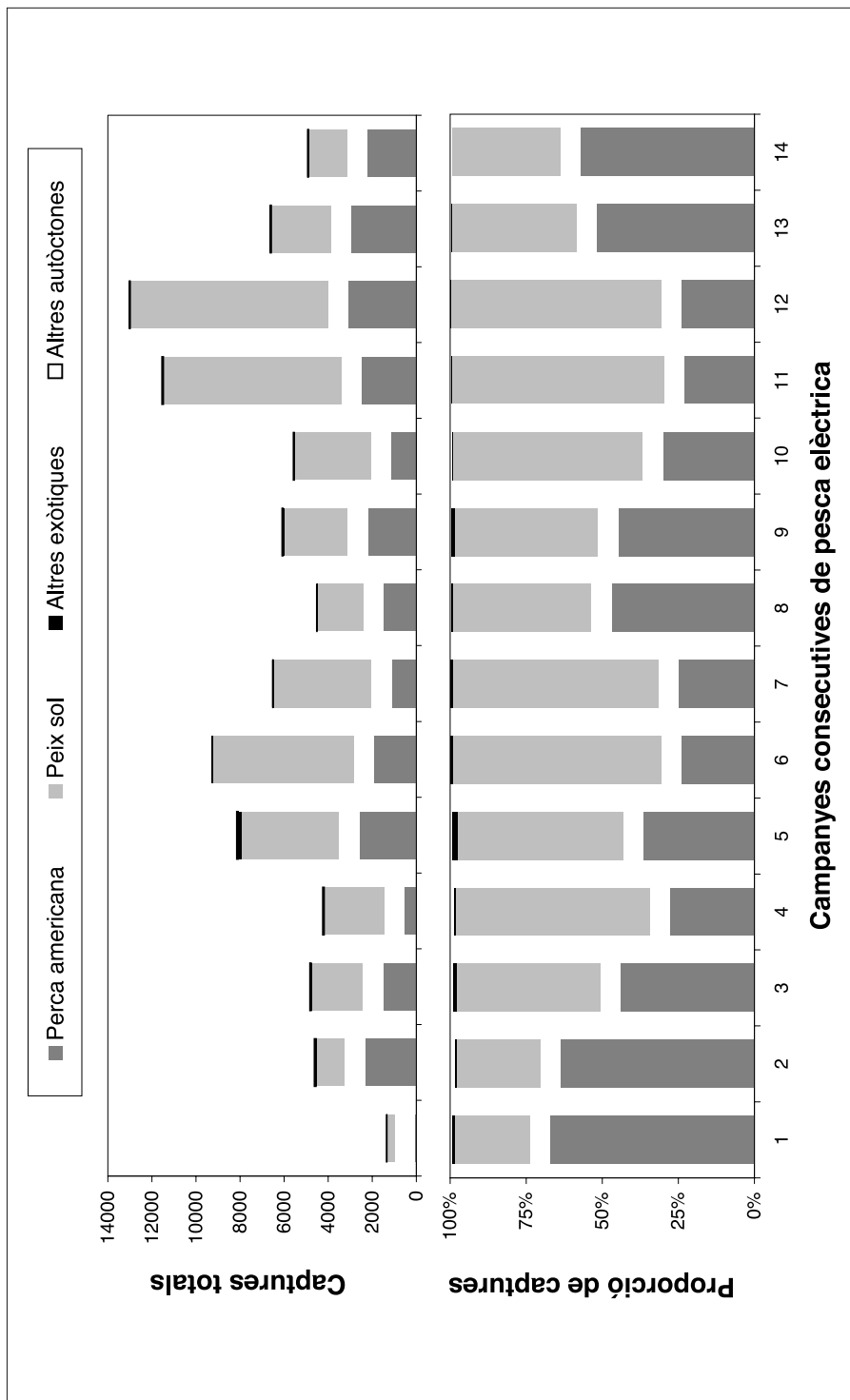
## **Primers resultats**

### ***Control de peixos exòtics***

En termes absoluts, fins al març del 2013, s'ha assolit una extracció total de 91.154 peixos d'espècies exòtiques de l'Estany i el seu entorn immediat, majoritàriament mitjançant pesca elèctrica (96,6% de les captures; 82,8% de la biomassa) (fig. 2). D'aquests, la major part corresponen a les dues espècies dominants al litoral (Zamora, 2004), el peix sol i la perca americana, que conjuntament representen el 97,9% de les captures.

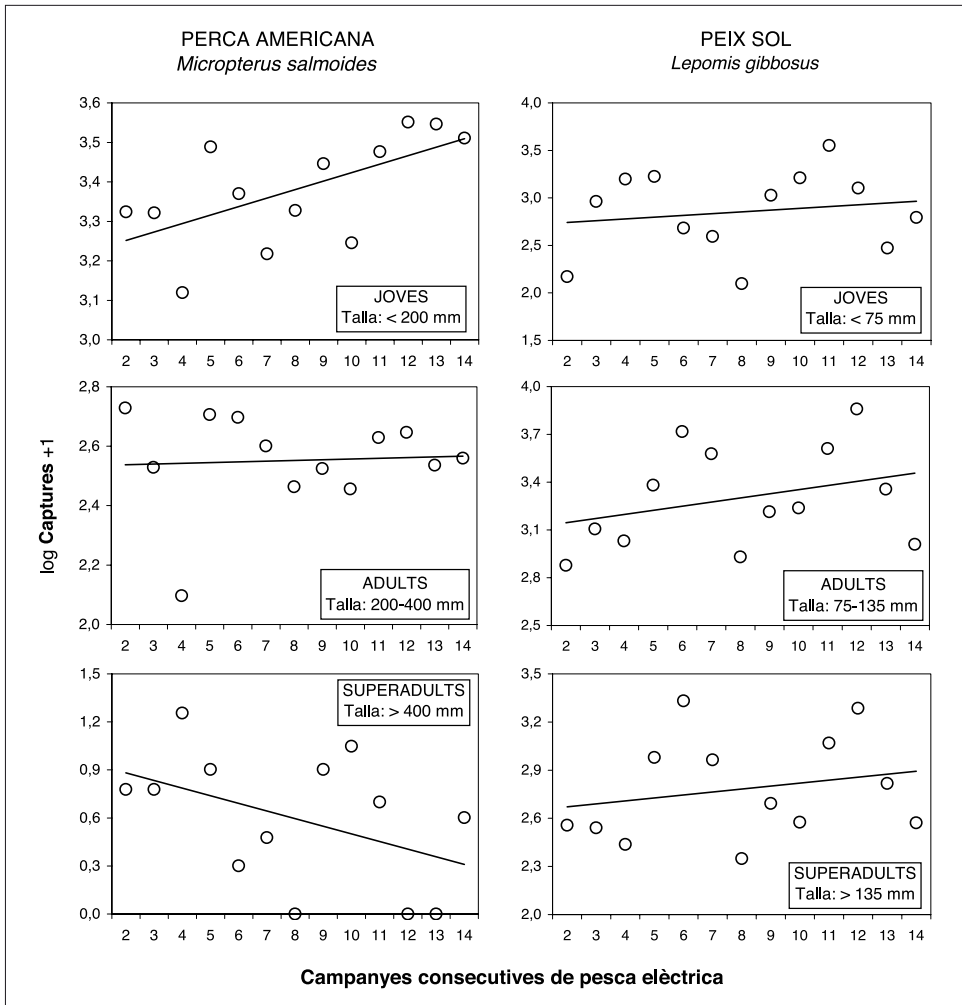
Les captures amb pesca elèctrica resulten altament variables entre campanyes (fig. 3), a causa sobretot de la variació estacional de la capturabilitat per espècie d'aquesta tècnica (Pou-Rovira, 1998; Pou-Rovira, 2004). Amb tot, la proporció de captures de peix sol ha anat augmentant progressivament al llarg de les campanyes, mentre que la de la perca americana ha disminuït; tot i les oscil·lacions també existents en aquestes proporcions, les captures de perca americana es mantenen sempre per sota del 60% –habitualment, per sota del 50%–, mentre que inicialment estaven a l'entorn del 75%. Aquest fet és degut a la resposta que cada una d'aquestes espècies ha exhibit davant el seu control, que tot seguit s'exposa.

Gràcies a l'esforç de captura acumulat fins al moment, s'han registrat canvis notables en les poblacions de la major part d'espècies exòtiques objectiu del projecte (fig. 4 i 5). En el cas de la perca americana, s'observa una forta disminució de la densitat d'exemplars de gran talla (>40cm), com a mínim del 75% respecte la seva densitat inicial a l'Estany. Aquests exemplars són adults d'edat avançada (>5 anys) o súper adults (Pou-Rovira, 2004);



● Figura 3 Captures totals i proporció entre espècies, per campanya, de la tècnica amb major rendiment absolut (pesca elèctrica amb embarcació).





● Figura 4

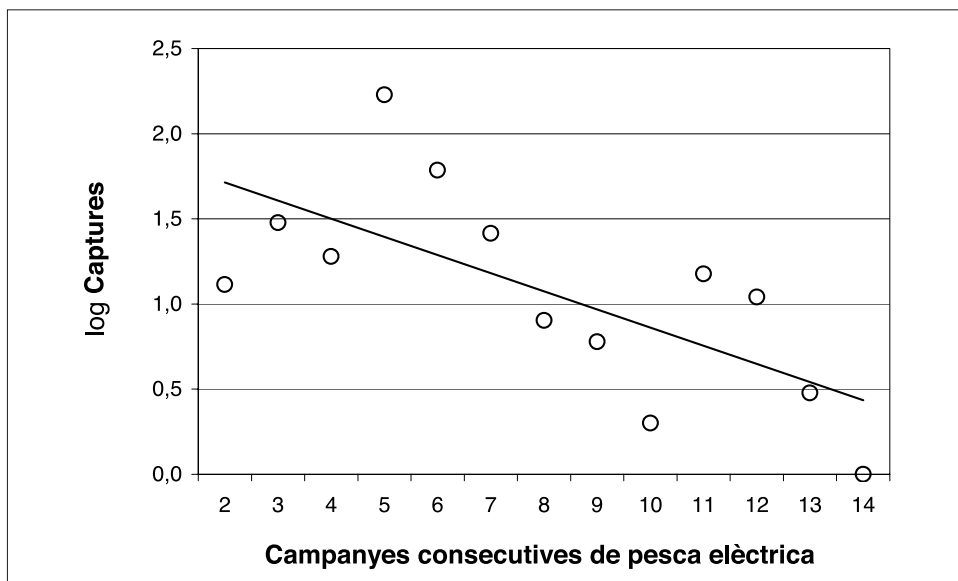
Evolució de les captures, per grup d'edat, de les dues espècies més abundants al litoral de l'Estany. Les línies de tendència representen rectes ajustades per regressió lineal.

per tant, en el pitjor dels escenaris, si en aquest moment s'abandonessin completament els esforços de control d'exòtiques, aquesta espècie trigaria almenys 5 anys –probablement més– a assolir de nou la situació de partida del 2010. La dràstica reducció de la fracció més vella de la població d'aquest depredador exòtic pot tenir també una notable transcendència en la dinàmica de les poblacions de peixos de l'Estany, autòctons o no, així com en la resta del sistema lacustre, a causa del fort consum de grans preses, ja siguin peixos o altra fauna (Garcia-Berthou, 1994). Alhora, és aquesta fracció de la població la que acumula el guix del potencial reproductor de l'espècie (Vila-Gispert, 1996), per la qual cosa també cal esperar que si s'aconsegueix de mantenir aquesta situació, eventualment es podrà observar

també una disminució de la densitat global de l'espècie. Mentrestant, tanmateix, la densitat dels exemplars de mida mitjana s'ha mantingut aproximadament estable, mentre que la dels més petits (immadurs) fins i tot ha augmentat lleugerament, però com a màxim un 40% (fig. 4). Aquesta resposta és atribuïble a la menor pressió de depredació per part dels grans exemplars de la pròpia espècie.

Pel que fa al peix sol, s'ha produït un lleuger augment de tots els grups de talla, no superior al 40% i sempre en el context de fortes variacions temporals de les captures per campanya (fig. 4). Sembla evident que es confirma un dels escenaris inicialment previstos com a resposta al control intensiu de les exòtiques: la reducció del nombre absolut i la densitat de grans exemplars de les principals espècies depredadores –en aquest cas, la perca americana i probablement també la perca i la sandra– comporta un augment relatiu dels petits peixos que en suporten el gruix de la pressió de depredació. És a dir, el descastat intensiu dut a terme fins ara sobre la població de peix sol no ha aconseguit de compensar la resposta positiva d'aquesta població com a conseqüència de la disminució de la depredació. Val a dir, però, que la biomassa total capturada d'aquesta espècie s'ha mantingut estable o com a molt ha augmentat tan sols un 10%.

La carpa, una de les espècies exòtiques més abundants fins als anys vuitanta a l'estany de Banyoles, ja era poc abundant en iniciar-se el Projecte Estany, malgrat que encara s'hi reproduïa. En qualsevol cas, les campanyes de control han aconseguit reduir-ne la població inicial en més d'un 90% (fig. 5); per tant, ha estat l'espècie amb la qual s'ha aconseguit un efecte major.



● Figura 5

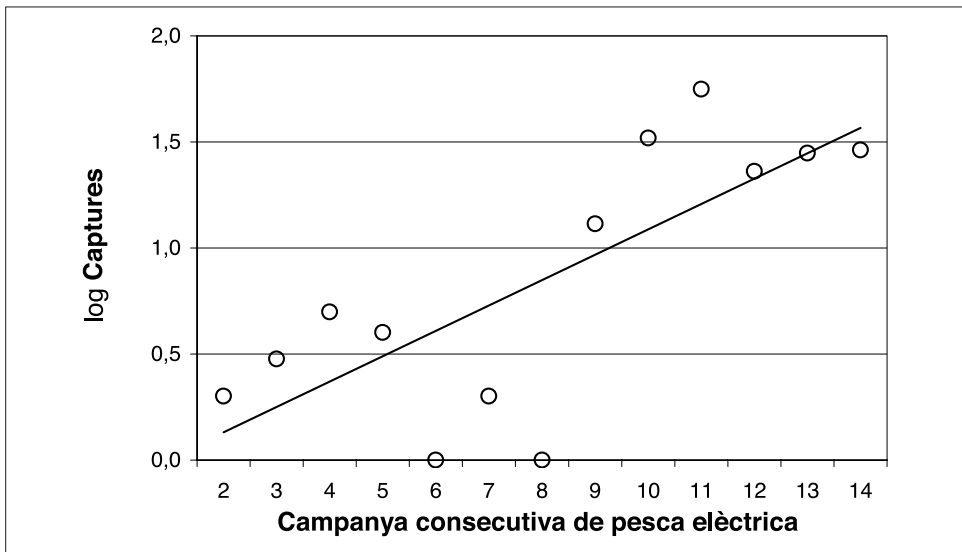
Evolució de les captures totals de carpa (*Cyprinus carpio*) mitjançant pesca elèctrica al litoral de l'Estany. La línia de tendència representa la recta ajustada per regressió lineal.

Pel que fa a les altres espècies íctiques exòtiques objecte de control, especialment les que són mitjanament abundants en sectors profunds de l'Estany, perca i sandra, no es disposa d'informació fiable sobre la seva tendència poblacional. S'ha observat, això sí, talment com en les altres espècies exòtiques sotmeses a control, una progressiva reducció de la longitud mitjana de les captures, fet que pot indicar que també existiria almenys una disminució important dels grups de talla més grans.

### ***Reforçament dels peixos autòctons***

Fins a principis del 2013, encara no s'ha aconseguit observar una recuperació important de les poblacions de ciprínids autòctons a l'Estany, en termes de densitat. Ara bé, tenint en compte el punt de partida, en el qual el barb de muntanya i la bagra havien desaparegut completament de l'Estany, ja s'ha assolit un notable avenç amb l'establiment de petites poblacions d'aquestes espècies a l'Estany, a l'estanyol del Vilar i als recs de sortida, que se sumen a les poblacions que encara es conservaven a les rieres de Lió i de Can Morgat. Per tant, aquestes espècies tornen a ser presents arreu de la conca lacustre on tenen hàbitats adequats; caldrà seguir-ne l'evolució durant els propers anys.

En canvi, tot i que no constituïa un objectiu directe del Projecte Estany, la població de bavosa de riu està exhibint una resposta positiva molt destacada a les accions de control. La seva densitat global hauria augmentat vora un 95%, d'acord amb l'evolució de les captures (fig. 6); ara, s'ha observat també la recent colonització d'hàbitats litorals fins ara desocupats per part d'aquesta espècie. Novament, aquesta tendència sembla clarament atribuïble a una pressió de depredació progressivament menor, sobretot per part de la perca americana.



● Figura 6

Evolució de les captures totals de bavosa de riu (*Salaria fluviatilis*) mitjançant pesca elèctrica al litoral de l'Estany. La línia de tendència representa la recta ajustada per regressió lineal.

**BIBLIOGRAFIA**

GARCÍA-BERTHOU, E. (1994); «Ecologia alimentària de la comunitat de peixos de l'Estany de Banyoles», tesi doctoral, Universitat de Girona.

GARCÍA-BERTHOU, E. & MORENO-AMICH, R. (2000); «Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period», *Arch. Hydrobiol.*, 149, p. 271-284.

MORENO-AMICH, R., POU-ROVIRA, Q., VILA-GISPERT, A., ZAMORA, L. & GARCIA-BERTHOU, E. (2006); «Fish ecology in Lake Banyoles (NE Spain): a tribute to Ramon Margalef», *Limnetica*, 25 (1-2), p. 321-334.

POU-ROVIRA, Q. (1998); «Avaluació de tècniques de mostreig i disseny mostral per a un estudi d'ecologia de poblacions dels peixos a l'estany de Banyoles», treball de recerca, Universitat de Girona.

POU-ROVIRA Q. (2004); «Ecologia demogràfica de la perca americana (*Micropterus salmoides*) a l'Estany de Banyoles», tesi doctoral, Universitat de Girona.

VILA-GISPERT, A. (1996); «Estratègies reproductives de les espècies íctiques de les famílies Cantrarchidae i Cyprinidae a l'Estany de Banyoles», tesi doctoral, Universitat de Girona.

ZAMORA, L. & POU-ROVIRA, Q. (2003); «Noves introduccions i poblament actual de peixos a l'Estany de Banyoles», *Butlletí de la Institució d'Història Natural*, 71, p. 135-139.

ZAMORA, L. (2004); «Distribució espacial i ús de l'hàbitat de la comunitat de peixos a l'estany de Banyoles», tesi doctoral, Universitat de Girona.





QuAdern {32

## ELS PEIXOS DE LES CONQUES DEL NORD-EST DE CATALUNYA. Gestió i conservació

En el present exemplar de Quaderns es publiquen les aportacions de bona part dels experts que treballen en aspectes relacionats amb els peixos i la seva conservació a les comarques gironines.

Constitueixen un compendi de coneixements que descriuen de forma amena, però rigorosa, un bon ventall d'aspectes relacionats amb la conservació dels peixos: des de la nova taxonomia estudiada a partir de la genètica de poblacions, fins als plans de conservació d'espècies singulars, la problemàtica de les espècies exòtiques o l'estat de conservació dels rius i la seva connectivitat. Així mateix, són un recull dels estudis més recents realitzats en aquest grup de fauna tan desconegut a les comarques gironines, un territori amb una diversitat d'ambients aquàtics excepcional i amb una comunitat piscícola molt interessant que no s'escapa als mateixos problemes de conservació que pateixen els peixos i, en general, totes les masses d'aigua de Catalunya i del món.

Alguns dels articles debaten un dels principals problemes mundials de conservació de les espècies autòctones. La introducció d'espècies exòtiques com el silur, el black-bass o la carpa provoca canvis importants en els ecosistemes, i, de retruc, poden afectar els serveis ambientals que els espais naturals ofereixen a la societat i comprometre el delicat i imprescindible equilibri entre el desenvolupament de les activitats humanes i la conservació de la natura.

www.ddgi.cat/eiximenis



ISBN: 978-84-616-7859-4



Diputació de Girona Patronat Francesc Eiximenis